



Schwermetalldepositionen
in Österreich

Biomonitoring mit Moosen
Aufsammlung 2000



umweltbundesamt^U

SCHWERMETALLDEPOSITIONEN IN ÖSTERREICH

**Biomonitoring mit Moosen
(Aufsammlung 2000)**

Harald Zechmeister
Alarich Riss

REPORT
REP-0200

Wien, 2009



Projektleitung

Harald G. Zechmeister (Univ. Wien, IECB)
Alarich Riss (Umweltbundesamt)

Aufsammlung und Aufbereitung der Proben

Thorsten Englisch (Univ. Wien, IECB)
Daniela Hohenwallner (Univ. Wien, IECB)
Andreas Tribsch (Univ. Wien, IECB)
Harald G. Zechmeister (Univ. Wien, IECB)

Laborkoordination

Andreas Hanus-Iltnar (Umweltbundesamt)

Kartenerstellung

Ingrid Roder (Umweltbundesamt)

Datenverwaltung im MORIS

Herbert Schentz (Umweltbundesamt)

Übersetzung

Ulrike Lamb (Umweltbundesamt)

Lektorat

Maria Deweis (Umweltbundesamt)

Satz/Layout

Manuela Kaitna (Umweltbundesamt)
Ute Kutschera (Umweltbundesamt)

Umschlagbild

Monitoringart *Pleurozium schreberi* (Willd. ex Brid.) Mitt. (Rotstengelmoos) (© Harald G. Zechmeister (Univ. Wien, IECB))

Weitere Informationen zu Umweltbundesamt-Publikationen unter: <http://www.umweltbundesamt.at/>

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt GmbH
Spittelauer Lände 5, 1090 Wien/Österreich

Gedruckt auf CO₂-neutralem 100 % Recyclingpapier

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2009

Alle Rechte vorbehalten

ISBN 3-85457-998-5

INHALTSVERZEICHNIS

	KURZFASSUNG	5
	SUMMARY	12
1	EINLEITUNG	18
2	METHODIK	21
2.1	Probenahme	21
2.1.1	Standorte	21
2.1.2	Moosarten	23
2.1.3	Zeitpunkt der Aufsammlung	24
2.2	Aufarbeitung der Proben	24
2.3	Analytik	24
2.3.1	Probenvorbereitung	24
2.3.2	Aufschluss	25
2.3.3	Bestimmung	25
2.4	Statistik	25
2.5	Datenverwaltung	27
2.6	Erstellung der Punktkarten bzw. der interpolierten Karten	28
3	ERGEBNISSE	29
3.1	Allgemeine Analysen des Datenmaterials	29
3.1.1	Verteilung der Konzentrationsdaten	29
3.1.2	Korrelationen der Schwermetalle	30
3.1.3	Multivariate Auswertung der Daten	31
3.2	Ergebnisse – gegliedert nach Elementen	32
3.2.1	Al (Aluminium)	33
3.2.2	As (Arsen)	35
3.2.3	Cd (Cadmium)	38
3.2.4	Co (Cobalt)	40
3.2.5	Cr (Chrom)	42
3.2.6	Cu (Kupfer)	44
3.2.7	Fe (Eisen)	46
3.2.8	Hg (Quecksilber)	48
3.2.9	Mo (Molybdän)	50
3.2.10	Ni (Nickel)	52
3.2.11	Pb (Blei)	54
3.2.12	V (Vanadium)	57
3.2.13	Zn (Zink)	59
3.2.14	S (Schwefel)	61
3.2.15	Gemeinsame Betrachtung aller Metalle	63



3.3	Ergebnisse gegliedert nach Bundesländern	66
3.3.1	Burgenland.....	66
3.3.2	Kärnten.....	67
3.3.3	Niederösterreich.....	68
3.3.4	Oberösterreich.....	69
3.3.5	Salzburg.....	70
3.3.6	Steiermark.....	71
3.3.7	Tirol.....	72
3.3.8	Vorarlberg.....	73
3.4	Vergleich der Aufsammlung 2000 mit den Aufsammlungen von 1995 bzw. 1991	75
3.4.1	Vergleich mit 1995.....	75
3.4.2	Vergleich mit 1991.....	76
3.5	Ausgewählte Regionen in Österreich	78
3.5.1	Unter-Inntal.....	79
3.5.2	Reutte.....	87
3.5.3	Arnoldstein.....	91
3.5.4	Treibach-Althofen.....	95
3.5.5	Leoben-Donawitz.....	100
3.5.6	Linz.....	105
3.5.7	Wien-Schwechat.....	110
3.6	Abschätzung der Depositionsraten	115
3.6.1	Allgemeines.....	115
3.6.2	Berechnung der Depositionsdaten an konkreten Standorten.....	116
3.6.3	Berechnung von Depositionsdaten auf regionaler und nationaler Ebene.....	116
3.6.4	Vergleich mit den Depositionsdaten von 1995.....	117
3.7	Analyse der Biomassezuwächse der Monitoringarten	118
3.7.1	Pleurozium schreberi.....	119
3.7.2	Hylocomium splendens.....	120
3.7.3	Hypnum cupressiforme agg.....	120
3.7.4	Abietinella abietina.....	121
3.8	Räumliche und zeitliche Variabilität von Moosproben	121
3.8.1	Fragestellung.....	121
3.8.2	Die Untersuchungsgebiete und Methodik.....	122
3.8.3	Ergebnisse.....	123
3.8.4	Diskussion.....	125
3.8.5	Schlussfolgerungen.....	126
4	SCHLUSSFOLGERUNGEN, AUSBLICK UND PROBLEME	129
5	LITERATURVERZEICHNIS	131
	KARTEN	139

KURZFASSUNG

Einleitung

Die Erfassung der atmosphärischen Schwermetalldepositionen unter Verwendung von Moosen als Biomonitoren wird seit den frühen 70er-Jahren in vielen Ländern Europas mit großem Erfolg angewandt. Die zugrunde liegende Methode ist inzwischen aufgrund einer großen Anzahl an begleitenden wissenschaftlichen Arbeiten gut abgesichert und kann durchaus als die beste Biomonitoringmethode zur Bestimmung aktueller atmosphärischer Schwermetalleinträge bezeichnet werden.

Die vorliegende Studie wurde im Zuge eines europaweiten Projektes durchgeführt. Dieses ist seit dem Jahr 2000 in der „UN-ECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, Working Group on Effects (International Cooperative Programme on Effects of Air Pollution on Natural Vegetation and Crops)“, verankert. Es nehmen an diesem Programm mehr als 30 europäische Länder sowie Staaten des Baltikums und der ehemaligen UdSSR teil.

Seit dem Jahr 1991 kommt diese Methode auch in Österreich zum Einsatz. Nach einer flächendeckenden Untersuchung 1995 ist dies die zweite und für einen Teil der Flächen sogar die 3. Wiederholungsinventur.

Neben einer flächendeckenden Aufsammlung an Hintergrundstandorten im Sinne des internationalen Programmes wurde in ausgewählten Industrieregionen zusätzlich auch ein Emittentenbezogenes Messnetz errichtet.

Methodik

- **Aufsammlung:** Die Richtlinien zur Aufsammlung entsprechen den langjährigen internationalen Erfahrungen und nehmen Bezug auf Mindestabstände zur nächsten Straße oder Siedlung (300 m), zu den nächsten frei stehenden Häusern (100 m) oder zu den nächsten Bäumen und Sträuchern (5 m). Diese Kriterien wurden für die Besammlung der Hintergrundstandorte berücksichtigt. Für die Probenahme in den Industrieregionen wurden – einer anderen Fragestellung entsprechend – Mindestabstände zu Häusern oder Industriekomplexen nicht eingehalten. Alle Sammelpunkte liegen außerhalb des Abfluss- oder Tropfbereiches anderer Pflanzen und repräsentieren daher den direkten atmosphärischen Eintrag. Bevorzugt wurde an Freiflächen innerhalb von Waldstandorten gesammelt, aber auch in Mooren oder (Halb)trockenrasen. Jede Standortprobe besteht aus mehreren Teilproben, die Probenfläche umfasst maximal 50 m x 50 m. Die benötigte Probenmenge beträgt ca. zwei Liter. Gesammelt wurde in Papiersäcken, danach erfolgte eine möglichst rasche Trocknung (Trockenschrank, 35 °C).
- **Probenahmepunkte:** In Österreich wurde an 222 **Hintergrundstandorten** gesammelt. Die Probenahmepunkte sind großteils ident mit jenen der Aufsammlung von 1995 und inkludieren somit auch 28 Probenahmepunkte der Pilotstudie 1991/92. Drei Sammelpunkte sind gegenüber 1995 neu dazugekommen. Die Probedichte beträgt ca. 2,5/1.000 km² und liegt somit im internationalen Vergleich im guten Durchschnitt.

Die Proben repräsentieren die Depositionsmengen der letzten drei Jahre. An 55 Standorten wurde zum Zwecke einer Depositionsberechnung flächenbezogen aufgesammelt.

Für die Untersuchung der **Industrieregionen** wurden die Gebiete Arnoldstein, Unter-Inntal (inkl. Brixlegg), Leoben-Donawitz, Linz, Reutte, Schwechat und Treibach-Althofen besammelt. In diesen Gebieten wurden an 91 Standorten Proben genommen. Die Probenahme wurde jeweils den Ausbreitungsbedingungen der Schwermetalle angepasst (z. B. unter Berücksichtigung der Geomorphologie, Hauptwindrichtung etc.).

Die Aufsammlung der 222 Hintergrundproben erfolgte zwischen 15. August und 15. Oktober 2000, jene in den Industrieregionen im Oktober 2001 bzw. in Brixlegg zusätzlich im Februar 2002.

- **Monitoringarten:** Als Monitoringarten wurde in erster Linie *Pleurozium schreberi* sowie zusätzlich *Hylocomium splendens*, *Hypnum cupressiforme*, *Abietinella abietina* und in den Industrieregionen auch *Scleropodium purum* verwendet.
- **Analyse:** Für den Perchlorsäure-Aufschluss der Moosproben wurde jeweils 1 g der Proben mit 5 ml konzentrierter Salpetersäure s. p. (65 %) und 1 ml konzentrierter Perchlorsäure s. p. (70 %) versetzt und mittels Kjeldatherm-Aufschlussblock aufgeschlossen (mit Absorptionaufsätzen; Aufschlussprogramm: 30 min 60 °C, 40 min 200 °C, 10 min Abkühlen). Die Bestimmung der Gehalte an Aluminium, Blei, Vanadium, Schwefel, Zink, Eisen, Kupfer, Chrom, Nickel, Cobalt und Molybdän erfolgte mittels ICP-AES-Gerät Optima 3000 DV, Fa. Perkin Elmer, in Anlehnung an ÖNORM EN ISO 11885. Die Arsenbestimmung wurde mittels Hydridtechnik und Fließinjektion FIAS 200 im Atomabsorptionsspektrometer 1100 B der Fa. Perkin Elmer in Anlehnung an ÖNORM EN ISO 11969 durchgeführt. Zur Erreichung der geforderten Bestimmungsgrenze wurden einige Arsenwerte mittels FIAS-Furnace-Kopplung im Atomabsorptionsspektrometer gemessen. Die Quecksilberbestimmung erfolgte mit Hilfe der Kaltdampftechnik im Fließinjektions-Quecksilbersystem in Anlehnung an ÖNORM EN 1483 und die Cadmiumbestimmung mittels Graphitrohr-AAS in Anlehnung an ÖNORM EN ISO 5961. Aufschluss und Analysen wurden im Labor des Umweltbundesamt Wien durchgeführt.
- **Auswertung der Daten:** In der beschreibenden Statistik wurden vorwiegend Mittelwerte, Mediane, Standardabweichungen, Minimum, Maximum und Perzentile berechnet und tabellarisch, mittels Blockdiagrammen sowie als „Notched Box and Whisker Plots“ dargestellt. Spearman Rank-, Partielle Korrelationsanalyse sowie einfache und Mehrfach-Varianzanalysen (ANOVA) wurden durchgeführt. Von den multivariaten Methoden fanden Hauptkomponenten- und Clusteranalyse Anwendung. An Signifikanztests wurden je nach Anwendbarkeit der Vorzeichentest, die Signifikanzprüfung des Maßkorrelationskoeffizienten und der t-Test durchgeführt. Für Zeitreihen und kleinere Datensätze wurden je nach Abhängigkeit der Wilcoxon's (H-Test) und der Friedman's-Test verwendet.
- Die **Ergebnisse** werden auch **in Kartenform** präsentiert. Als Darstellungsformen wurden einerseits Punktkarten, andererseits flächenhafte, interpolierte Karten gewählt. Die punkthafte Darstellung der Untersuchungsergebnisse sowie die Interpolation dieser Punktdaten in die Fläche erfolgte anhand Geographischer Informationssysteme. In den Punktkarten werden Konzentrationen einzelnen Klassen zugeordnet, deren Größe den Perzentilstufen entspricht. Als Interpolationsmethode für die flächenhafte Darstellung wurde das Ordinary Krigging mit den vom Geostatistical Analyst vorgeschlagenen „Default“-Einstellungen für das Modell „Spherical“ gewählt. Die Darstellung der interpolierten Flächen erfolgte in zehn Farbklassen, die anhand der im Darstellungs-Tool von ArcMap zur Verfügung stehenden „Smart Quantiles“ berechnet wurden. Die Karten wurden im Umweltbundesamt erstellt.



Ergebnisse

Regionale Betrachtung

Bei Betrachtung der Summe aller untersuchten Elemente werden drei Gebiete mit überdurchschnittlichen Schwermetalldepositionen ausgewiesen. Dies sind das Vorarlberger Rheintal, das Unter-Inntal und der pannonische Raum. Die Gründe für die erhöhten Belastungen in diesen Gebieten werden unten angeführt. Daneben gibt es eine Reihe punktueller Emissionsquellen von zum Teil beträchtlichem Ausmaß (z. B. Treibach-Althofen, Leoben-Donawitz, Reutte). Ein Großteil der Fläche Österreichs zeigt aber geringe Belastung. Insgesamt ist auch in der Summe aller Metalle gegenüber 1995 ein Rückgang zu beobachten.

Die primär anthropogen emittierten Elemente (Cd, Cu, Hg, Pb, Zn und S) zeigen drei Verbreitungsschwerpunkte: das Vorarlberger Rheintal, das Unter-Inntal sowie die obersteirische Industrieregion inkl. der N.Ö. Eisenwurzten. Es sind dies Teilregionen mit einer Vielzahl an lokalen Emittenten (Industrie, Verkehr, hohe Siedlungsdichte).

Metalle eher geogenen Ursprungs, welche aber auch z. B. von der Eisen(verarbeitenden) Industrie emittiert werden (As, Cr, Fe, Ni, V), haben einen deutlichen Schwerpunkt im Osten Österreichs. Dies ist einerseits auf durch den Wind remobilisierte Bodenteilchen zurückzuführen (durch großflächige periodisch frei liegende Ackerbaugelände), andererseits auf Einflüsse aus der Schwerindustrie in den östlich angrenzenden Nachbarländern. Im Bereich der Zentralalpen sind bei erhöhten Werten vor allem lokale und regionale Vererzungen zu berücksichtigen, welche wiederum über windverfrachteten Bodenstaub Sekundärkontaminationen bewirken.

Die Verteilungsmuster der untersuchten Elemente sind jenen von 1995 ähnlich. Der Anteil anthropogen freigesetzter Metalle, welche über den Ferntransport verfrachtet werden, ist zurückgegangen. Dies äußert sich darin, dass Gegenden mit sehr hohen Niederschlägen (z. B. Salzkammergut) im Jahr 2000 durchschnittlich niedrigere Konzentrationen als 1995 aufwiesen. Auch der grenzüberschreitende Einfluss aus den südlichen Nachbarländern dürfte zurückgegangen sein.

Gegliedert nach Schwermetallen

Al (Aluminium): Al hat einen hohen Anteil im Boden und wird daher gemeinsam mit Cr und Fe als Indikator für sekundäre Verunreinigung durch windverfrachteten Bodenstaub verwendet. Der Osten Österreichs weist aufgrund der ausgedehnten Acker- und Weinbauflächen, die nur periodisch von Vegetation bedeckt sind, und aufgrund der geringen Niederschläge deutlich erhöhte Al-Werte auf. (Median 327 µg/g).

As (Arsen): Das Pannonikum unterscheidet sich signifikant vom übrigen Österreich. Ursachen für die erhöhten Werte dürften die Verbrennungsprozesse im Raum Wien, Zementwerke und der Ferntransport aus dem Osten sein. Auffallende Konzentrationen in den Zentralalpen sind primär geogen bedingt. (Median 0,1 µg/g).

Cd (Cadmium): Im nördlichen Alpenvorland sind durchschnittlich die höchsten Konzentrationen gefunden worden. Allgemein sind vier wichtige Emissionsquellen zu nennen: der Autoverkehr, lokale Industrien (z. B. in Wilhelmsburg), Siedlungen (Hausbrand) sowie der Ferntransport. In den Kalkalpen sind auch geogen bedingte Anreicherungen von Cd in Betracht zu ziehen. Die Cd-Werte sind gegenüber 1995 gesunken. (Median 0,18 µg/g).



Co (Cobalt): Die Co-Konzentrationen lassen keinen Zusammenhang mit bestimmten Typen von Emittenten erkennen. Einzelne erhöhte Werte sind über ganz Österreich verstreut, nur der Osten Österreichs weist allgemein etwas höhere Konzentrationen auf. (Median 0,28 µg/g).

Cr (Chrom): Die Ostregion zeigt erhöhte Werte, dies ist primär mit der slowakischen Schwerindustrie und Bodestaub in Verbindung zu setzen. Punktuell höhere Konzentrationen finden sich in der Obersteiermark (u. a. Leoben-Donawitz; Eisen- und Stahlindustrie), sowie in Treibach-Althofen (Kärnten; Chemische Industrie). (Median 0,73 µg/g).

Cu (Kupfer): Die Nördlichen Kalkalpen weisen höhere Konzentrationen auf als die übrigen Raumeinheiten. Besonders hoch sind die Depositionen im Inntal, besonders um Brixlegg. Allgemein sind Standorte an verkehrsreichen Straßen (Rheintal, Brennerautobahn) höher belastet. Cu-haltige Pestizide im Weinbau führen mancherorts zu erhöhten Konzentrationen. Kupfer ist als einziges Metall gegenüber 1995 signifikant gestiegen. (Median 6,13 µg/g).

Fe (Eisen): Die Eisenkonzentrationen sind im Osten Österreichs erhöht. Lokale Eisen-Industrie (Eisenwurz, Leoben) sorgt mancherorts für erhöhte Werte, geogene Ursachen sind an einzelnen Standorten im Zentralalpenbereich zu finden. (Median 409 µg/g).

Hg (Quecksilber): Allgemein sind die Hg-Konzentrationen niedrig. Überdurchschnittliche Depositionen gibt es aber in der Mur-Mürzfurche (Schwerindustrie) bzw. in der weiteren Umgebung von Murau. Lokale Emittenten können auch im Rheintal angenommen werden. (Median 0,05 µg/g).

Mo (Molybdän): Die höchsten „Hintergrundwerte“ wurden nahe Reutte (Tirol) und Treibach-Althofen (Kärnten) gefunden; in beiden Orten gibt es wesentliche Industriebetriebe (siehe unten). Erhöhte Werte in den Nördlichen Kalkalpen könnten geogene Ursachen haben. Im Wiener Raum und in der Obersteiermark ist die Ursache in lokalen Emittenten zu suchen. (Median 0,26 µg/g).

Ni (Nickel): Allgemein sind die Ni-Konzentrationen in Österreich eher niedrig. Dennoch gibt es eine größere Anzahl an Standorten mit stärker erhöhten Konzentrationen. Die Ursachen sind vielfältig, Ni korreliert meist mit Co und Cd. Verbrennungsprozesse (inkl. Verkehr) dürften für den größten Teil der Emissionen verantwortlich sein. (Median 1,26 µg/g).

Pb (Blei): In den Nördlichen Kalkalpen sind die Werte allgemein erhöht. An Standorten mit auffälligen Pb-Werten sind meist auch die Cu-Konzentrationen erhöht. Pb ist vor allem im Inntal auffällig erhöht, aber auch an einzelnen Sammelpunkten in Südkärnten (Höchstwerte in Arnoldstein); auffällig ist auch die Obersteiermark. Pb hat gegenüber 1995 weiter deutlich abgenommen. (Median 5,76 µg/g).

V (Vanadium): Die V-Konzentrationen werden vor allem von zwei größeren Emissionsquellen geprägt: den Treibacher Chemischen Werken und der Raffinerie in Bratislava. Darüber hinaus gibt es nur vereinzelt etwas erhöhte Werte (z. B. im Tullnerfeld). (Median 1,27 µg/g).



Zn (Zink): Die Verteilung der Zn-Konzentrationen ist von verschiedenen Einflüssen geprägt. Erhöhte Werte im Inntal sind auf Verkehr und die Kupferhütte Brixlegg zurückzuführen. Lokale Emittenten, wobei auch der Verkehr eine Rolle spielen dürfte finden sich z. B. im Rheintal und der Obersteiermark. Erhöhte Konzentrationen in der Böhmisches Masse (Nördliches Granit- und Gneishochland) sind möglicherweise geogen bedingt. (Median 31,5 µg/g).

S (Schwefel): Die regionalen Unterschiede sind zum Teil beträchtlich, wobei die Ostregion die höchsten Werte aufweist. Erhöhte Konzentrationen decken sich meist mit erhöhter Siedlungsdichte. Aber auch entlang der Nordstaulagen finden sich höhere Konzentrationen, die primär auf den Ferntransport und die hohen Niederschläge zurückzuführen sind. (Median 1.085 µg/g).

Vergleich der Aufsammlungen der Jahre 1991, 1995 und 2000

An 220 Standorten war ein Vergleich mit den nach derselben Methode gewonnenen Ergebnissen von **1995** möglich. Starke Rückgänge in den Konzentrationen sind bei Pb, Mo und Cd zu verzeichnen, was auf eine Reihe von emissionsmindernden Maßnahmen und Rückgänge des luftgetragenen Ferntransportes vor allem aus den mittel- und osteuropäischen Ländern zurückzuführen ist. Der deutliche Rückgang der Pb-Depositionen ist die Folge der europaweit flächendeckenden Einführung des bleifreien Benzins. Leichte Rückgänge gibt es bei Hg, V, Ni und S, bei As, Cr und Fe sind die Werte ungefähr gleich geblieben. Eine deutliche Zunahme ist vor allem bei Cu und Co, schwächer auch bei Zn feststellbar. Die Zunahmen könnten straßenverkehrsbedingt sein.

Der Biomassezuwachs der Monitoringarten, der auch Auswirkungen auf die Konzentrationen hat, war mit Ausnahme der Art *Abietinella abietina* im Untersuchungszeitraum durchschnittlich geringer als bei der Aufsammlung von 1995. Dies könnte bedeuten, dass im direkten Konzentrationsvergleich der beiden Aufsammlungen, die Depositionen gegenüber 1995 noch stärker zurückgegangen sind als dies aus dem reinen Konzentrationsvergleich ersichtlich ist.

Für den Vergleich mit **1991** liegen Daten von 28 Standorten vor. Gegenüber 1991 haben alle Metalldepositionen mit Ausnahme von Cu und Hg deutlich abgenommen.

Industrieregionen

Es wurden sieben Regionen für eine verdichtete Beprobung ausgewählt. In allen liegen bedeutende Industriebetriebe mit hohem Emissionspotenzial (Arnoldstein/Kärnten, Leoben-Donawitz/Steiermark, Reutte/Tirol, Schwechat/Niederösterreich und Treibach-Althofen/Kärnten). Der Raum Linz (Oberösterreich) ist ein industriell-großstädtischer Ballungsraum und das Unter-Inntal (Tirol) ist ein relativ dicht besiedeltes inneralpines Tal mit einer Vielzahl an Industrie- und Gewerbebetrieben und starkem Straßenverkehrseinfluss. Die Auswahl der Industrieregionen erfolgte aufgrund von Auffälligkeiten in den Ergebnissen der österreichweiten Aufsammlungen von 1995 und 2000. Dabei wurden in jenen Gebieten Immissionen einzelner Metalle festgestellt, die über eine lokale Bedeutung hinausgehen.

Aufgrund der Konzentrationen einzelner Elemente, der räumlichen Verteilung der Depositionsmuster und verschiedenster mathematischer Berechnungen sowie der Informationen aus anderen Quellen muss angenommen werden, dass in den einzelnen Industrieregionen folgend genannte Elemente in größerem Ausmaß emittiert werden. Bei der Interpretation der Daten ist auch zu beachten, dass in Einzelfällen auch stark kontaminierter Bodenstaub zu erhöhten Depositionen beitragen kann.

Arnoldstein (Pb, Cd): Als Verursacher gilt das Werkgebiet der ehemaligen Bleiberger Bergwerks Union (BBU). Die Depositionen vor allem entlang der W-O-Achse gehen weit über das Beprobungsgebiet hinaus. Pb erreicht auch weiterhin absolute Spitzenwerte, Sekundärkontamination über Bodenstaub gilt als Hauptursache.

Brixlegg (Cd, Cu, Pb, Zn): Der Standort der Sekundärkupferhütte gilt hier als Ursache erhöhter Metalldepositionen. Die Kupfer-Depositionen sind die höchsten in ganz Österreich, aber auch die anderen genannten Elemente liegen sehr weit über den Durchschnittswerten. Der Brand im Dezember 2001 dürfte ohne Folgen für zusätzliche Schwermetallemissionen geblieben sein.

Unter-Inntal (Cd, Cu, Pb, Sb, Zn): Die Beeinflussung ist lokal unterschiedlich. Neben einer Reihe von lokalen Industrie- und Gewerbebetrieben spielen Hausbrand und der Verkehr eine wichtige Rolle. Die höchsten Depositionswerte liegen erwartungsgemäß im Einflussbereich der Sekundärkupferhütte Brixlegg.

Leoben-Donawitz (As, Cd, Cr, Fe, Hg): Die Depositionsverhältnisse sind aufgrund der geomorphologischen Gegebenheiten äußerst komplex, wodurch Sammelpunkte nahe dem Werkgelände der Eisen- und Stahlindustrie oft niedrigere Werte zeigen als ferner gelegene. Vor allem die Hg-Depositionen in der Nähe der Sinteranlage sind auffällig. Die sekundäre Remobilisierung von Metallen aus der großen Schlackenhalde kann als bedeutend bezeichnet werden.

Linz (Cd, Zn): Die Depositionen von Metallen sind offensichtlich aufgrund effizienter emissionsmindernder Maßnahmen in den Linzer Großbetrieben deutlich zurückgegangen und für einen Industriestandort eher ungewöhnlich gering. Nur die beiden unmittelbar östlich der Großbetriebe gelegenen Standorte zeigen etwas erhöhte Werte.

Reutte (Mo): An dem zum Planseewerk nächsten Sammelpunkt wurden Mo-Werte gefunden die 800-mal über dem österreichischen Median liegen. Auch Ni, V und Co sind deutlich erhöht. Der Gradient der Abnahme vom Werk weg ist relativ steil. Gegenüber einer Aufsammlung von 1996 an identen Standorten ist eine deutliche Steigerung der Mo-Depositionen zu verzeichnen.

Schwechat (Mo, V, Cr): Wenngleich bei diesen drei Elementen die lokale Raffinerie als Verursacher angenommen werden muss, sind die Depositionswerte z. B. im Vergleich mit der Raffinerie in Bratislava eher gering.

Treibach-Althofen (V, Ni, Mo, Cr): Hier erfolgt die Hauptausbreitung der Problemstoffe vor allem entlang der N-S-Achse. Die Werte sind auch im internationalen Vergleich extrem hoch, Hintergrundwerte werden an den Grenzen des Beprobungsgebietes noch lange nicht erreicht (Beprobungsradius ca. 6 km). Gegenüber 1995 ist aber eine Abnahme der untersuchten Schwermetalle zu verzeichnen.

Allgemein sind die Depositionsmuster in den Industrieregionen stark von der Höhe der Emissionen sowie den geomorphologischen und ausbreitungsrelevanten klimatischen Verhältnissen geprägt. Trotzdem gibt es in den meisten Fällen eine Korre-

lation zwischen Entfernung von den potenziellen Emittenten und der Höhe der Schwermetallkonzentrationen. Die Abnahme der Konzentrationen erfolgt zumeist logarithmisch, d. h. sie ist werknahe sehr stark und verflacht dann allmählich. Hintergrundwerte werden bei einigen der untersuchten Regionen erst nach 20 km Entfernung erreicht.

Depositionsberechnungen

Zur Berechnung von flächenbezogenen Depositionen sind **Daten zum annualen Biomassezuwachs der einzelnen Monitoringarten** notwendig. Es wurde daher an 55 Standorten flächenbezogen gesammelt und diese Proben wurden entsprechend aufgearbeitet. Die durchschnittlichen Zuwächse waren: *Pleurozium schreberi* $97,4 \pm 32,2 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, *Hylocomium splendens* $95,6 \pm 21,1 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, *Hypnum cupressiforme* $119,3 \pm 55,5 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ und *Abietinella abietina* $134,9 \pm 28,8 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Mit Ausnahme von *Abietinella abietina* lagen die Zuwächse der Aufsammlung von 2000 statistisch signifikant unter jenen von 1995.

Die Ergebnisse aus der **Berechnung der Depositionswerte** decken sich weitgehend mit Trends aus den Ergebnissen der Konzentrationen. Dies gilt sowohl für die räumliche Betrachtung als auch den zeitlichen Vergleich mit 1995.

Allgemein muss angemerkt werden, dass im Vergleich mit den Werten aus Bergerhoff-Sammlern durch Moose deutlich niedrigere Depositions-Werte erzielt wurden. Dies dürfte vor allem mit zu niedrigen Aufnahmefaktoren (= Effizienzfaktoren) in Zusammenhang stehen. Auf diesem Gebiet besteht weiterer Forschungsbedarf.

Variabilität von Moosproben

Als begleitende Studie wurde untersucht, wie stark die Variabilität von Teilproben innerhalb der empfohlenen Aufsammlungsfläche (50 m x 50 m) ist. Trotz zum Teil beträchtlicher Schwankungen von Teilproben innerhalb dieser Fläche ist in Summe die Variabilität der Teilproben innerhalb eines Untersuchungspunktes geringer als die Variabilität zwischen den einzelnen Untersuchungspunkten. Die Bedeutung der Aufsammlung einer größeren Anzahl an Teilproben pro Standort wurde dadurch unterstrichen.

Aufgrund der besonderen Wetterbedingungen im Aufsammlungsjahr 2000 (extreme Trockenheit im Frühsommer, vor allem im pannonischen Raum) mussten allfällige Witterungseinflüsse untersucht werden. Dabei zeigte sich, dass ein deutlicher Gradient an den vier Beprobungsterminen (3. Juli, 3. August, 7. September und 3. Oktober 2001) zu beobachten war. Höchstwerte wurden im August gemessen, was auf einen erhöhten Eintrag durch Trockenpartikel (Bodenstaub) zurückzuführen war. Nach Einsetzen üblicher Niederschlagsmengen nivellierten sich die Unterschiede. Zum allgemeinen Aufsammlungstermin im Spätherbst waren die Verhältnisse wieder ausgeglichen, und somit mit früheren Jahren vergleichbar.



SUMMARY

Introduction

Since the early 1970s atmospheric heavy metal depositions have been commonly estimated by the use of mosses in many European countries. Over time the method has been sufficiently developed and proven by many scientific studies. The method is regarded as the best method for estimating recent atmospheric heavy metal depositions by bioindicators.

This study was performed within the UN-ECE Convention on long-range trans-boundary air pollution, working group on effects of the International Cooperative Programme on Effects of Air Pollution on Natural Vegetation and Crops. More than 30 European countries as well as states from the Baltic region and former USSR take part in this programme.

Since 1991 the method has been used in Austria. Following a pilot study in 1991 and an area covering sampling in 1995 this is the first replicate sampling for the total area of Austria and for some sites the third repetition.

In addition to the detection of back-ground values of heavy metal deposition all over Austrian, in some selected areas depositions of industrial complexes were analysed.

Methods

Sampling: the guidelines for sampling are based on many years of international experience. Sampling sites must be located at least 300 m away from main roads and populated areas and at least 100 m from single houses or at least 5 m from trees and bushes. Sampling sites should not be directly exposed to throughfall precipitation. Preference is given to clearings within woodlands, but also heath and natural grasslands are accepted as sampling sites. On each sampling site a number of sub-samples were taken, the actual sampling area should not exceed 50 m x 50 m. The amount of moss required is about two litres. The samples were collected in paper bags, and dried as quickly as possible.

Sampling sites: In Austria samples were taken from 222 sites. Sampling sites were mostly identical with those of 1995, three sites were added. At 28 sampling sites samples also were taken in 1991. Sampling density was 2.5 sites per 1,000 sq. kilometres, which corresponds to the international standard.

Samples represent the atmospheric heavy metal depositions of the last two/three years. In order to determine growth and to calculate deposition rates at 55 sites moss samples were taken from specified unit areas and prepared correspondingly.

For the **deposition control in industrial areas** 91 samples were taken at seven sites: Arnoldstein, Brixlegg, Lower Inn-valley, Leoben-Donawitz, Linz, Reutte, Schwechat and Treibach-Althofen. Samples were taken considering factors which influence the depositions (e. g. main wind directions, geomorphology).

Sampling was carried out between August 15th and October 15th 2000 for the background sampling sites, and in October 2001 in industrial areas; additionally samples were taken in Brixlegg in February 2002.

Moss species used for monitoring: *Pleurozium schreberi*, *Hylocomium splendens*, *Hypnum cupressiforme*, *Abietinella abietina*, for industrial areas only, *Scleropodium purum* was used too.

Analysis: After drying and milling the samples were treated with 5 + 1 parts of nitric acid and perchloric acid and then digested by means of a Kjeldahterm digesting unit. The contents of Al, Pb, V, S, Zn, Fe, Cu, Cr, Ni, Co and Mo were measured by means of inductively coupled plasma atomic emission spectrometry (ICP-AES). Depending on the As concentration the measurements were performed by using the flow injection hydrid technique (FIAS) using 0.2 % NaBH₄ in NaOH (0.05 %) as reducing agent or using FIAS-Furnace coupling technique with an iridiumchloride precoated graphite furnace tube. Contents of Hg were analysed with cold vapour flow injection atomic absorption spectrometry using 0.2 % NaBH₄ in NaOH (0.05%) as reducing agent. Cd was measured using transversely heated electrothermal AAS (matrix modification with Mg(NO₃)₂-NH₄H₂PO₄).

Digestion and analyses were carried out by the laboratory of the Federal Environment Agency Vienna.

Evaluation of data: For statistic purposes mean values, medians, standard deviations, minimum, maximum, and percentile were determined and represented graphically in box and whisker plots. In addition, Spearman-Rank correlations, partial correlations, ANOVA, PCA and cluster analyses were performed. The tests of significance carried out in line with their applicability were the sign test and the t-test. For time series and small data sets Wilcoxon's (H-test) and Friedman's test were used.

Results are also presented as coloured maps. Both the coloured maps containing points representing measured values and the interpolated maps (ordinary krigging) were established at the Federal Environment Agency.

Results

Background deposition areas

Taking into account the sum of all investigated elements three main areas of pollution can be found: the lower Inn-valley, the Rhein valley in Vorarlberg and Eastern Austria. Besides these polluted areas there are several point sources with enormous emissions (e.g. Treibach-Althofen, Leoben-Donawitz, Reutte). In most of the country the overall pollution is fairly low.

Elements which are mainly emitted by anthropogenic sources (Cd, Pb, Cu, Hg, Zn and S) predominantly show higher concentrations in the Rhein Vally in Vorarlberg, the lower Inn-valley and the industrial regions of Upper Styria. In all these areas there are a lot of local pollution sources (industry, coal firings, traffic).

Elements deriving from the steel industry but which also have a large percentage in soils (Al, As, Cr, Fe, Ni, V) show high concentrations mainly in the east of Austria. This could be due to wind blown soil particles, which are common in this area deriving from large crop fields which are not covered by vegetation in parts of the years. Depositions deriving from long range transport from the steel industry in Eastern countries have to be taken into account too.

The distribution patterns of the investigated elements are comparable to the ones of 1995. The share of anthropogenic emissions deposited by long-range transport seems to decline. This could be seen e.g. in areas with high precipitation and a large share in depositions by long range transports which showed lower concentrations in 2000 than in 1995.

Al (aluminium): Al has a large share in soils and therefore was taken as indicator of soil pollution. Al was pronounced in the east of Austria, a region characterised by little precipitation and large open fields (the median of all samples is 327 µg/g).

As (arsenic): In the east of Austria concentrations are significantly higher than in the rest of the country. This may be caused by emissions from Vienna, the cement industry and emissions from eastern countries. In Alpine areas high As concentrations are of geogenic origin (median 0.1 µg/g).

Cd (cadmium): In the northern limestone areas Cd concentrations are high. Four important sources of Cd were detected: traffic, local industries, domestic combustion and long range transport. Cd has a high mobility in chalk soils, which has also to be taken into account when determining pollution sources. In general Cd values are lower in 2000 than in 1995 (median 0.18 µg/g).

Co (cobalt): Within a matrix of fairly low Co values only a few points of increased concentrations were found. The sources of these values could not be detected (median 0.28 µg/g).

Cr (chromium): Concentrations in eastern Austria are significantly higher than in the rest of the country. Sources could be soil pollution and steel industry in Slovakia and Poland. In Austria point sources are mainly situated in Upper Styria (Leoben-Donawitz) and Treibach-Althofen (median 0.73 µg/g).

Cu (copper): Sites in northern lime-stone areas show higher concentrations than the other areas. Extremely high depositions could be found in the Inn valley, especially around Brixlegg. In general, sites close to highways and the ones surrounded by vineyards have high Cu concentrations. Copper is the only metal whose concentrations increased in comparison to those of 1995 (median 6.13 µg/g).

Fe (iron): In the east of Austria as well as close to some iron producing factories Fe-values are increased. In the Central Alps high Fe-values are mostly of geogenic origin (median 409 µg/g).

Hg (mercury): In general mercury concentrations are low. High values found close to Leoben-Donawitz and in the area around Murau. Local emission sources could be estimated in the Rhein valley. (median 0.05 µg/g).

Mo (molybdenum): Extremely high concentrations were detected in Reutte and Treibach-Althofen. In both villages there are local emission sources, which could also be presumed for sites close to Vienna and in Upper Styria (median 0.26 µg/g).

Ni (nickel): Some sites with high concentrations are spread irregularly over the country. Co correlates closely with Cd and Ni and which points common sources. Fuel combustion seems to be a major source (median 1.26 µg/g).

Pb (lead): In the northern limestone areas lead values are generally elevated. Sites with high Pb-values mostly also have high Cu values. Highest Pb concentrations were found near Arnoldstein, but also in the Inn valley and Upper Styria. The concentrations of lead has markedly decreased since 1995 (median 5.76 µg/g).

V (vanadium): There are two major emission sources: An industrial complex in Treibach Althofen and the refinery in Bratislava (Slovakia). Beside there are only a few minor sources (median 1.27 µg/g).

Zn (zinc): High Zn concentrations could be derived mainly from traffic, like in the Inn-valley or Rhein valley, but also from local industry (median 31.5 µg/g).

S (sulphur): Although it is no metal, sulphur is an important indicator of anthropogenic emissions. High concentrations could be found at densely populated sites and along the northern Alps, which are a barrier for emissions from long-range transport (median 1,085 µg/g).

Comparison of samples of 1991, 1995 and 2000

220 sites sampled in 2000 were compared with data from 1995. In most cases sampling sites were identical in both years. A strong reduction in concentrations could be detected for Pb, Mo, and Cd. A minor decline was found for Hg, V, Ni and S. For As, Cr and Fe values are comparable in both years. A weak increase was found for Zn and a significant increase for Co and Cu. Increases could be derived from traffic emissions.

For most of the species the increases in biomass were lower in 2000 than in 1995. If a higher concentration following a lower increase in biomass is taken into account, it can be concluded that differences might even be stronger.

28 sites could be compared with the 1991 samples. With the exception of Cu and Hg, there was a strong decrease for all elements.

Investigations in industrial areas

Nine sites were selected which showed high heavy metal depositions in the sampling of 1995 and 2000. These sites are: Arnoldstein (Carynthia), Brixlegg (the Tyrol), Leoben-Donawitz (Styria), Reutte (the Tyrol), Schwechat (Lower Austria) und Treibach-Althofen (Carynthia), Linz (Upper Austria) and the lower Inn valley (the Tyrol). Local emission sources could be expected and depositions in these areas must be interpreted as far beyond the local level.

According to concentrations, spatial deposition patterns, statistical calculations and previous studies it is likely that the following elements are emitted by the investigated industrial sources. It has to be taken into account, that contaminated soil particles might have influenced concentrations in mosses of some samples.

Arnoldstein (Pb, Cd): Main emission source is the area of the formerly BBU, an old lead producing industrial complex. Polluted soils seem to be main deposition source. Emissions are mainly spread in the west-east direction and go far beyond the sampled area (3.5 km). Pb values close to the area are the highest all over Austria.

Brixlegg (Cu, Cd, Pb, Zn): A secondary copper hut is likely to be the main emission source. All elements are far beyond the Austrian average, Cu showing absolute maximum values. A fire in December 2001 probably did not affect the environment.

Lower Inn valley (Cd, Cu, Pb, Sb, Zn): Beside local industrial complexes, domestic combustion and traffic seem to be the major sources of high depositions.

Leoben-Donawitz (As, Cd, Cr, Fe, Hg): In Donawitz there is a large steel producing factory. Especially the mercury emissions seem to be notably high. Deposition patterns correlate with a wide series of factors (geomorphology etc.) and are difficult to analyse. Wind blown particles from a large slag deposit seem to be a major emission source.

Linz (Cd, Zn): In Linz there are some major chemical and steel producing factories. Both obviously managed to reduce their emissions, therefore depositions are fairly low in comparison to similar factories. There are just a few sites with elevated concentrations.

Reutte (Mo) Mo-concentrations are more than 800 times higher than the Austrian average. The deposition pattern follows a log-curve. Also Ni, V and Co are much higher than usual. In comparison to a sampling in 1996 at identical sites an increase in depositions could be observed.

Schwechat (Mo, V, Cr): In Schwechat there is a refinery and an airport. Nevertheless, metal values are relatively low, e. g. in comparison to concentrations close to the refinery in Bratislava.

Treibach-Althofen (V, Ni, Mo, Cr): In Treibach-Althofen there is a traditional chemical factory. Metal emissions are extremely high. Background deposition values could not be found within the boundaries of the investigated area (6 km). Main direction of the depositions is from north to south. Compared to 1995 depositions have decreased.

In general, deposition patterns are indicated by the concentration values, particle size, geomorphologic and climatic conditions. The decrease of depositions mostly follows a log-curve. In some cases background values could be reached only after 20 km.

Calculation of depositions

Area related depositions were calculated from concentrations. Therefore at 55 sites increases of biomass were analysed. The average annual increases were: *Pleurozium schreberi* $97.4 \pm 32.2 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$, *Hylocomium splendens* $95.6 \pm 21.1 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$, *Hypnum cupressiforme* $119.3 \pm 55.5 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ and *Abietinella abietina* $134.9 \pm 28.8 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$. With the exception of *Abietinella abietina* all increases were significantly lower than those of 1995.

In general the results for depositions follow those of concentrations, both in terms of spatial patterns and time series.

Compared to data of Bergerhoff deposition rates calculated by the moss method were much lower. It is concluded that the efficiency factor, which is part of the calculation and estimates the uptake rate for each metal by the moss, has to be viewed with a critical eye.

Variability of moss samples

In addition to the monitoring project the variability of sub-samples at a single sampling site (50 m x 50 m) was investigated. Despite a large variability of sub-samples in some cases, variability between sub-samples is lower than the variability between the various sampling sites.

As a consequence of abnormal climatic conditions in the summer of 2000 it was investigated whether this had any influence on heavy metal concentrations in mosses. Samples were taken at a site close to Vienna within a radius of 25 m four times during the year 2000 (July 3rd, August 3rd, September 7th, October 3rd). The investigation showed significant differences between the various sampling times for concentrations of all heavy metals in total but not between concentrations of a single metal. Growth rates of the mosses differed significantly between sampling times, which reflects the low precipitation at the beginning of the season. Biomass increase, dust and precipitation influenced the metal concentrations. The calculation of deposition rates, which takes growth rates into account, showed significant differences between the various sampling times for Al, Cd, Cr, Cu and Ni, which is controversial to the results obtained from concentrations of these elements.

1 EINLEITUNG

Moose (Bryophyta) gehören zur Gruppe der samenlosen Pflanzen, den Kryptogamen. Es gibt in Österreich knapp über 1.000 Arten. Taxonomisch werden sie nach jüngerer systematischer Literatur (z. B. HEDDERSON et al. 1998) in vier Klassen unterteilt: Hornmoose (Anthocerotopsida), zwei Gruppen Lebermoose (Marchantiopsida, Jungermanniopsida) und Laubmoose (Bryopsida). Der Lebenszyklus variiert zwischen zwei Generationen, dem haploiden Gametophyten – der eigentlichen grünen Moospflanze – und dem diploiden Sporophyten. Die grüne Moospflanze ist meist klein (unter 1 cm), kann aber ausnahmsweise auch bis zu 50 cm groß werden. Meist wachsen Moose nicht einzeln sondern in Gruppen, die schon früh mit einer eigenen Terminologie belegt wurden (z. B. Polster, Decken, Filze etc., nach MÄGDEFRAU 1982). Mit Ausnahme von Salzwasser besiedeln Moose fast alle Substrate (z. B. Gestein, Holz etc.) und Lebensräume, wengleich sie in feuchten Lebensräumen besonders gut gedeihen. Moose sind zwar in Bezug auf ihren anatomisch-morphologischen Bau relativ einfach, zeigen aber eine große Vielfalt an physiologischen Anpassungen (z. B. SMITH 1982, BATES & FARMER 1992) und eignen sich aufgrund ihrer anatomisch-morphologischen Voraussetzungen (siehe unten) in besonderem Maße als Bioindikatoren.

Moose finden seit einigen Jahrzehnten verstärkt Anwendung im Bereich der Bioindikation und des Biomonitorings (BURTON 1990, FRAHM 1998, ONIANWA 2001, ZECHMEISTER et al. 2003). Sie werden als Akkumulations- und als Reaktionsindikatoren eingesetzt. Beide Methoden dienen zur Erfassung von kurz- und langzeitlichen Veränderungen in der Umwelt, die durch den Menschen ausgelöst wurden.

Im Bereich der **Reaktionsindikation** liegen die Anwendungsschwerpunkte in der Verwendung von Moosen als passive Reaktionsindikatoren zur Erfassung primär von Luftschadstoffen, ohne dass es dabei aber zu einer klaren Trennung der einzelnen Einflussfaktoren (wie z. B. SO₂ oder NO_x) kommen kann (LEBLANC & DE SLOOVER 1970, NORDHORN-RICHTER & DÜLL 1982, ZECHMEISTER et al. 2003).

Zur quantitativen Untersuchung ausgewählter Stoffgruppen werden Moose als **Akkumulationsindikatoren** (Biomonitore i. e. Sinn; MARKERT et al. 2002) verwendet. Dabei haben sie sich vor allem zur Quantifizierung von atmosphärischen Schwermetalleinträgen bewährt. Es gibt wohl kaum eine zweite Organismengruppe, die sich dafür so gut eignet wie die Moose.

Die Gründe sind wie folgt:

- Die Nährstoff- und Wasserversorgung erfolgt bei den verwendeten Monitoringarten ausschließlich über atmosphärische Einträge (nasse und trockene Depositionen; BROWN & BATES 1990). Durch eine weitgehend fehlende Cuticula werden die Ionen ungehindert von den in den Zellwänden vorhandenen Austauschkapazitäten (Polyuronsäuremoleküle u. a.) aufgenommen. Die Aufnahme ist passiv und somit unabhängig von stoffwechselabhängigen Prozessen (BROWN 1984). Die Aufnahmereaktion ist ein einfacher Substitutionsprozess; dabei werden polyvalente Ionen (wie Schwermetalle) selbst bei einem hohen Anteil an konkurrenzierenden, physiologisch relevanten Ionen weitgehend ungehindert aufgenommen. Hohe Temperaturen und pH-Werte < 4 beeinflussen die Aufnahmereaktionen (GJENGEDAHN & STEINNES 1990). Die Aufnahmekapazitäten für die einzelnen Schwermetalle schwanken zum Teil stark, sie sind bei den unterschiedlichen Monitoringarten nach den bisherigen Erfahrungen aber durchaus vergleichbar. Die Auswaschung trocken deponierter Partikel beträgt nach TAYLOR & WHITERSPOON (1972) deutlich weniger als 20 % (siehe auch Kapitel 3.8).

- Aufgrund ihrer Wuchsform und dichten Beblätterung kommt es zu einer effizienten Filterung der Luft. Die Wuchsform (Filze, im Sinne von MÄGDEFRAU 1982) gewährleistet, dass die untersuchten Teile der Pflanzen nicht mit Bodenteilchen in Kontakt kommen und somit sekundär kontaminiert werden.
- Die Abgrenzung der annualen Zuwächse ist bei den eingesetzten Monitoringarten möglich (UMWELTBUNDESAMT 1994, ZECHMEISTER 1995a, 1998), womit eine zeitliche Zuordnung der analysierten Konzentrationen gewährleistet wird. Dadurch wird es erst ermöglicht, dass mittels einer einzigen Aufsammlung die Depositionen der letzten Jahre exakt erfasst und quantifiziert werden können. Dies stellt wohl einen der größten Vorteile dieser Methode gegenüber anderen Biomonitoringmethoden dar. Darüber hinaus ermöglicht die exakte zeitliche Zuordnung auch das Verfolgen von mittel- und längerfristigen Veränderungen der Schwermetalldepositionen an exakt denselben Orten und Regionen (z. B. BERG & STEINNES 1997, RÜHLING & STEINNES 1998, HERPIN et al. 2001).
- Aufgrund zahlreicher Untersuchungen der jüngeren Vergangenheit (BERG et al. 1995, THÖNI 1996, UMWELTBUNDESAMT 1997; siehe auch Kapitel 3.5) ist neben der Erfassung der Konzentrationen in Moosen auch eine Umrechnung auf Depositionswerte pro Flächeneinheit durchführbar.
- Zusätzlich ist eine äußerst korrekte Quantifizierung der deponierten Schadstoffe möglich, weil durch die langzeitige Anreicherung die Konzentrationen in den untersuchten Arten höher sind und somit Messfehler einen geringeren Stellenwert einnehmen als dies oft bei der Analyse technisch gesammelter Einträge (z. B. mittels Bergerhoff) mit geringen Konzentrationen der Fall ist.
- Daneben gelten auch für die „Moosmethode“ die allgemeinen Vorteile von Biomonitoringmethoden wie die Unabhängigkeit von Energieversorgung oder der Umstand, dass kein technischer Aufwand in der Errichtung und Betreuung von Messstationen notwendig ist. Diese Gründe münden allesamt in einem deutlich geringeren finanziellen Aufwand der Biomonitoringmethoden gegenüber technischen Überwachungsmethoden (z. B. MARTIN & COUGHTREY 1982).

Die Aufgabenstellungen der vorliegenden Arbeit waren vielschichtig. Eingebettet in die internationale Studie (UN/ECE ICP Vegetation Programme: heavy metals) sollten folgende Punkte behandelt werden:

- **Flächendeckende Übersicht über die aktuelle Verteilung der Elementkonzentrationen** von Aluminium (Al), Arsen (As), Cadmium (Cd), Cobalt (Co), Chrom (Cr), Kupfer (Cu), Eisen (Fe), Quecksilber (Hg), Molybdän (Mo), Nickel (Ni), Blei (Pb), Vanadium (V), Zink (Zn) und Schwefel (S) in Moosen. Dadurch sollen das Ausmaß der Schwermetalldepositionen in Österreich analysiert und dafür in Frage kommende Ursachen aufgezeigt werden. Dabei wurden in bewährter Weise (UMWELTBUNDESAMT 1997) die einzelnen biogeographischen Regionen (= Raumeinheiten) und die Bundesländer getrennt betrachtet. Im Sinne der Verwendung von Moosen als Akkumulationsindikatoren (MARKERT et al. 2002) wurden vier Moosarten (*Pleurozium schreberi*, *Hylocomium splendens*, *Hypnum cupressiforme* und *Abietinella abietina*) gesammelt und auf ihre Gehalte an genannten Elementen analysiert.

Anmerkung: In einem zusätzlichen Schritt wurde dabei ein Verdichtungsnetz in wichtigen **Industrieregionen** und **Ballungsräumen** Österreichs gelegt. Dies erfolgte zusätzlich zur internationalen Studie, die sich primär auf „nicht unmittelbar emittentenbezogene Standorte“ (= Hintergrundstandorte) bezieht. Diese Daten wurden daher auch nicht in die internationale Studie mit einbezogen, die Ergebnisse finden sich in Kapitel 3.5.



- **Vergleich der aktuellen Schwermetallkonzentrationen** mit den Daten aus den Aufsammlungen von **1991** und **1995** sowie Erstellung und Beurteilung von **Zeitreihen**. Dies war für Schwermetalle erstmalig in Österreich – über einen längeren Zeitraum hinweg, mit entsprechender Datendichte – möglich.
- **Berechnung von flächenbezogenen Depositionen** pro Zeiteinheit (Jahr) aus den Konzentrationsdaten in Moosen, um den Eintrag der Elemente auf die Fläche abschätzen zu können. Dafür waren Bestimmungen von **jährlichen Biomassezuwächsen** der Monitoringarten notwendig.
- Als **wissenschaftliches Zusatzprojekt** wurde ermittelt
 - a. in welcher Weise die atypischen klimatischen Verhältnisse im Aufsammlungsjahr 2000 die Konzentrationsdaten beeinflussten,
 - b. wie groß die Variabilität der einzelnen Teilproben ist, die zu einer Sammelprobe zusammengefasst wurden.



2 METHODIK

2.1 Probenahme

Im Folgenden ist die Methodik der Probenahme für die österreichweite Studie beschrieben, die in ihrem gesamten Umfang in die internationale Studie eingebunden ist. Die zusätzliche Beprobung in ausgewählten Regionen, deren Daten nicht in das gesamteuropäische Projekt einfließen, und die in Zielsetzung und daher auch Methodik von der österreichweiten Studie abweicht, ist in Kapitel 3.5 beschrieben.

2.1.1 Standorte

2.1.1.1 Internationale Vorgaben zur Flächenauswahl

Unabhängig von den nationalen Überlegungen zur standörtlichen Probepunkteauswahl wurden für das europäische Gesamtprojekt international gültige Rahmenbedingungen zur Flächenauswahl vorgegeben (z. B. RÜHLING & STEINNES 1998). Jeder Sammelpunkt hatte demnach folgende Bedingungen zu erfüllen:

- Mindestabstand von Hauptstraßen (Autobahnen, Hauptdurchzugsstraßen) und größeren Siedlungen: 300 m.
- Mindestabstand von kleineren Straßen und frei stehenden Häusern: 100 m.
- Mindestabstand von Forstwegen (geschottert, verfestigt): ca. 5 m.
- Für größere Talungen im Alpen- bzw. Karpatenraum wurde eine Mindesthöhen-differenz zwischen Talboden und Sammelpunkt von ± 500 m vereinbart.
- Die Aufsammlung sollte in für die einzelnen Raumeinheiten typischen Ökosystemen erfolgen. Waldökosysteme werden dabei bevorzugt. Die Entfernung zum nächsten Baum oder Strauch ist so groß wie möglich zu halten (3 m Mindestabstand von der Bodenprojektion der äußersten Äste). Der Entnahmepunkt muss in jedem Fall außerhalb des regelmäßigen, direkten oder indirekten Abfluss- oder Tropfbereiches diverser Gehölze liegen.
- Die Abschirmung durch Zwergsträucher oder andere höhere Pflanzen (z. B. Hochstauden, Gräser) soll vermieden werden.
- Unmittelbare Entnahmeflächen sollen sich in ebener Lage befinden (z. B. nicht auf Steiflächen von Strünken oder Felsen) und nicht im Einflussbereich von oberirdisch abfließendem Wasser (z. B. periodisch trockenfallendes Gerinne) liegen.
- Die Flächengröße eines Sammelpunktes für die Teilproben umfasst zumeist maximal 50 m x 50 m.

2.1.1.2 Zusätzliche nationale Richtlinien zur Flächenauswahl

- In Österreich wurde ein Mindestabstand von Hochspannungsleitungen und -masten (300 m) eingehalten.
- Bevorzugt wurde die Aufsammlung an Lichtungen bzw. kleinen Schlagflächen innerhalb von Wäldern durchgeführt, im pannonischen Teil auf primären und sekundären (Halb-)Trockenrasen.
- Falls keine geeigneten Waldgebiete zur Verfügung standen, wurde auf offene Moorflächen, Zwergstrauchheiden oder Raine ausgewichen.
- Es wurden fast ausnahmslos am Boden wachsende Moose gesammelt.

- Die Sammelmenge betrug nach Möglichkeit ca. 2 l der jeweiligen Moosart, welche anschließend in Papiersäcken verpackt wurde. Die gesammelten Moosproben wurden am Standort von größeren Schmutz- und Streupartikeln gesäubert, außerdem wurden die zu verstauenden Moosteilproben „top on top“ eingelegt, um eine Kontamination der zu analysierenden Teile mit eventuell anhaftender Erde zu vermeiden.
- An 55 Standorten wurde flächenbezogen gesammelt; dabei wurde ein PVC-Zylinder mit 10 cm Durchmesser als Bezugsfläche verwendet; an jedem dieser Standorte wurden mindesten fünf Teilproben gesammelt.

Diese Voraussetzungen entsprechen weitgehend denen der Aufsammlung von 1995 (UMWELTBUNDESAMT 1997). Probenahmebedingte Fehlerquellen konnten daher weitgehend ausgeschlossen werden.

2.1.1.3 Die Probenahmepunkte

In Österreich wurden im Jahr 2000 an **222 Standorten** Proben entnommen (siehe Karte 1a). Die Probenahmepunkte sind großteils ident mit jenen der Aufsammlung von 1995 (UMWELTBUNDESAMT 1997) und inkludieren somit auch 28 Probenahmepunkte der Pilotstudie 1991/92 (UMWELTBUNDESAMT 1994). Aufgrund der Tatsache, dass die Aufsammlungen 1995 und 2000 von weitgehend dem gleichen Team durchgeführt wurden, sind auch die Kleinlokalitäten meist exakt vergleichbar.

Drei Sammelpunkte sind neu dazugekommen:

- Blumau (76-1): Standort des Zusatzprojektes zur Untersuchung standörtlicher und zeitlicher Variabilität (siehe Kapitel 3.8).
- Matrei (148-1): Verdichtung des Netzes an einem aufgrund des Verkehrsaufkommens kritischen Standort.
- Treibach-Althofen (186-2, Pöckstein): Zusatzpunkt zur Absicherung der Ergebnisse des in der Untersuchung von 1995 höchstbelasteten Standortes in ganz Österreich.

Die kleinräumige Verlegung einzelner Sammelpunkte gegenüber 1995 war mehrfach notwendig (in 17 % aller Fälle). Die Veränderungen sind meist geringfügig und liegen lokal unter 500 m. In acht Fällen beträgt die Distanz zwischen altem und neuem Sammelpunkt mehr als 3 km, mit einem Maximum von 7 km. Die Gründe dafür liegen ausschließlich darin, dass an den alten Probenahmepunkten nicht in ausreichendem Maße Indikatorarten vorlagen bzw. die Sammelbedingungen nicht mehr den Voraussetzungen entsprachen (z. B. durch Zuwachsen einer Schlagfläche). Bei der Verlegung wurde darauf Bedacht genommen, dass die Standortqualitäten des alten und neuen Sammelpunktes vergleichbar waren (z. B. gleicher Vegetationstyp).

Der Standort 58-1 (Gumpoldskirchen) wurde ausgelassen und durch 76-1 (Blumau) ersetzt. Der Standort 76-1 von 1995 ist ident mit 76-2 (Bad Sauerbrunn) dieser Untersuchung, die Nummernänderung musste aufgrund interner Nummerierungsregeln durchgeführt werden (Liste der Sammelpunkte siehe Anhang 1).

In Übereinstimmung mit den wichtigsten Teilnehmerländern am internationalen Projekt wurde in Österreich eine Probedichte von ca. 2,5 Standorten pro 1.000 km² erzielt.



2.1.1.4 Statistische Aufgliederung der Probepunkte

Bundesländer

Burgenland (12), Niederösterreich (45), Oberösterreich (32), Steiermark (40), Kärnten (27), Salzburg (18), Tirol (37), Vorarlberg (10).

Die Zahl der Probepunkte entspricht weitgehend den Flächenanteilen der jeweiligen Bundesländer.

Raumeinheiten

Wie schon in der Pilotstudie (UMWELTBUNDESAMT 1994) hat sich eine Gliederung Österreichs in Raumeinheiten bewährt (siehe Karte 1a). Dabei wurde überwiegend der Gliederung von UMWELTBUNDESAMT (1990a) gefolgt. Korrekturen dieses Systems betrafen nur die Eingliederung größerer Beckenbereiche in verwandte Raumeinheiten bzw. die Zusammenfassung der Nord- und Zentralalpen zu jeweils einer Zone (ursprünglich jeweils 2 Zonen).

- Raumeinheit 1 (Nördliches Granit- und Gneishochland): 23 Probepunkte
- Raumeinheit 2 (Pannonische Flach- und Hügelländer): 23 Probepunkte
- Raumeinheit 3 (Südöstliches Alpenvorland): 16 Probepunkte
- Raumeinheit 4 (Nördliches Alpenvorland): 21 Probepunkte
- Raumeinheit 5 (Nördliche Kalkalpen): 51 Probepunkte
- Raumeinheit 6 (Zentralalpen): 72 Probepunkte
- Raumeinheit 7 (Südalpen, inkl. Klagenfurter Becken): 15 Probepunkte

Der höchstgelegene Sammelpunkt liegt auf 1.840 m (173-1, Sölden), der niedrigste auf 110 m (109-1, Apetlon) Seehöhe.

Geographisch erstrecken sich die Punkte zwischen 9°41'05" (141-1, Nenzing) und 17°00'50" (79-1, Gem. Nickelsdorf) geographischer Länge und zwischen 46°27'30" (213-1, Eisenkappel) und 48°56'40" (6-1, Kautzen) geographischer Breite.

2.1.2 Moosarten

Für den europäischen Gesamtrahmen des Projekts wird die Reihung in der Sammelpräferenz mit *Pleurozium schreberi* vor *Hylocomium splendens* angegeben.

Im pannonischen Osten wurde fast ausschließlich die Indikatorart *Abietinella abietina* eingesetzt. Die Einsatzfähigkeit dieser Art für Monitoringzwecke wurde in der Studie 1995 ausführlich getestet (UMWELTBUNDESAMT 1997, ZECHMEISTER 1998).

Hypnum cupressiforme wurde nur in Ausnahmefällen verwendet.

In 193 Fällen konnte die gleiche Indikatorart wie bei der Aufsammlung von 1995 verwendet werden, in 30 Fällen musste eine Ersatzart gefunden werden. Es wurde versucht, dafür primär *Pleurozium schreberi* zu verwenden.

Die Anzahl der geworbenen Proben pro Art sowie ihr prozentueller Anteil an der Gesamtmenge aller Standorte ist in Tabelle 1 ersichtlich, die Verteilung auf die einzelnen Standorte in Anhang 1 sowie in Karte 1b.

Tabelle 1: Anzahl der beprobten Moosarten.

Moosart	Anzahl der Standorte	% der Gesamtstandorte
<i>Pleurozium schreberi</i>	125	56 %
<i>Hylocomium splendens</i>	53	24 %
<i>Hypnum cupressiforme</i>	27	12 %
<i>Abietinella abietina</i>	18	8 %

2.1.3 Zeitpunkt der Aufsammlung

Die Aufsammlung erfolgte zwischen 15. August und 15. Oktober 2000. Die Vergleichbarkeit der Daten mit früheren Aufsammlungen bzw. mit denen anderer am Untersuchungsprogramm teilnehmender Länder ist gewährleistet.

Für das Zusatzprojekt zur Untersuchung jahreszeitlich und klimatisch bedingter Unterschiede in Blumau (76-1) wurden die Proben am 3. Juli, 3. August, 7. September und 3. Oktober 2001 genommen.

2.2 Aufarbeitung der Proben

Nach Trocknung eines Teils der Proben im Trockenschrank bei 35 °C sowie Lufttrocknung vereinzelter Proben wurden diese von sichtbaren Erd- und Detrituspartikeln befreit.

Anschließend wurden die einzelnen Moosstämmchen auf die letzten zwei bis drei Jahrestriebe eingekürzt. Es wurden nur grüne bzw. gelbe Teile verwendet. Diese Arbeit basierte vorwiegend auf den Erfahrungen der Vorarbeiten von ZECHMEISTER (1995b, 1998), UMWELTBUNDESAMT (1994, 1997) und einer intensiven Einschulung der MitarbeiterInnen.

Die Mindestmenge der aufgearbeiteten Proben sollte 5 g Trockengewicht betragen, in wenigen Fällen wurde diese Menge unterschritten.

Die flächenbezogen gesammelten Teilproben von 55 Standorten wurden zudem flächenbezogen vollkommen aufbereitet und einzeln gewogen.

Die vollständig aufbereiteten Proben wurden ab Ende Oktober 2000 im Umweltbundesamt analysiert.

2.3 Analytik

2.3.1 Probenvorbereitung

Die überbrachten Moosproben wurden bei 40 °C im Trockenschrank nachgetrocknet und unter flüssigem Stickstoff in einer Porzellanschale vermahlen.

Danach erfolgte nochmals eine Trocknung bei 40 °C im Trockenschrank, um etwaiges Kondenswasser auszutreiben.



2.3.2 Aufschluss

Für den Perchlorsäure-Aufschluss der Moosproben wurde jeweils 1 g der Proben analytisch genau in einen Quarzaufschlusskolben eingewogen, mit 5 ml konzentrierter Salpetersäure s. p.¹ (65 %) versetzt und gut durchfeuchtet. Anschließend wurde 1 ml konzentrierte Perchlorsäure s. p. (70 %) zugesetzt und die Proben über Nacht stehen gelassen. Der Aufschluss erfolgte automatisch mittels Kjeldatherm-Aufschlussblock (mit Absorptionsaufsätzen; Aufschlussprogramm: 30 min 60 °C, 40 min 200 °C, 10 min Abkühlen). Nach dem Aufschluss wurden die Proben in 100 ml Quarzmesskolben übergeführt und mit Reinstwasser bis zur Marke aufgefüllt. Anschließend wurden die Lösungen über Faltenfilter filtriert.

2.3.3 Bestimmung

Die Bestimmung der Gehalte an Aluminium, Blei, Vanadium, Schwefel, Zink, Eisen, Kupfer, Chrom, Nickel, Cobalt und Molybdän erfolgte mittels ICP-AES-Gerät Optima 3000 DV, Fa. Perkin Elmer, in Anlehnung an ÖNORM EN ISO 11885. Die Arsenbestimmung wurde mittels Hydridtechnik und Fließinjektion FIAS 200 im Atomabsorptionsspektrometer 1100 B der Fa. Perkin Elmer in Anlehnung an ÖNORM EN ISO 11969 durchgeführt. Zur Erreichung der geforderten Bestimmungsgrenze wurden einige Arsenwerte mittels FIAS-Furnace-Kopplung im Atomabsorptionsspektrometer AA800 der Fa. Perkin Elmer gemessen. Die Quecksilberbestimmung erfolgte mit Hilfe der Kaltdampftechnik im Fließinjektions-Quecksilbersystem FIMS 400 der Fa. Perkin Elmer in Anlehnung an ÖNORM EN 1483 und die Cadmiumbestimmung mittels Graphitrohr-AAS im Atomabsorptionsspektrometer AA800 der Fa. Perkin Elmer in Anlehnung an ÖNORM EN ISO 5961.

Cobalt- und Molybdänwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze (evtl. auch aufgrund geringer Einwaagen) wurden zwar in den Auswertungen berücksichtigt, haben aber nur informativen Charakter und sind in den entsprechenden Tabellen grau unterlegt.

2.4 Statistik

Für die statistischen Berechnungen wurden an Stelle jener Werte, welche unter der Nachweisgrenze lagen, die halben Nachweisgrenzwerte als numerischer Parameter eingesetzt (z. B. $< 0,25 = 0,125$).

Explorative Datenanalyse

In der beschreibenden Statistik wurden die gängigen Verfahren (Mittelwerte, Mediane, Minimum, Maximum und Standardabweichung) sowie die Darstellung der Ergebnisse mittels „Box & Whisker Plots“ gewählt.

In Abbildung 1 ist ein Modell für die Darstellungsform eines „Box & Whisker Plot“ dargestellt. Durch diese Diagramme wird die Lage, Streuung und Schiefe einer Messwertreihe dargestellt. Während die „boxes“ den Hälftespielraum eingrenzen,

¹ s. p. = suprapur

geben die „whiskers“ Auskunft über die Variabilität. Extrem abweichende Werte sind als einzelne Punkte markiert. Der Abstand des ersten und dritten Quartils vom Median gibt Auskunft über die Verteilung (Schiefe) der Daten.

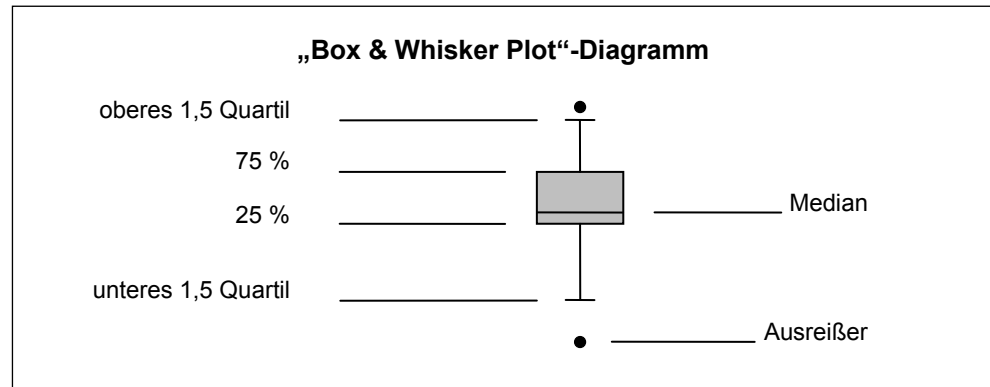


Abbildung 1: Modell eines „Notched Box & Whisker Plots“.

Korrelationen

Der **Spearman Rank Korrelationskoeffizient** (Spearman Rank Correlation Test) ist ein Produkt-Moment-Korrelationskoeffizient für ordinale Daten bzw. nicht normalverteilte Daten und wurde zur Ermittlung gegenseitiger Beziehungen verwendet (z. B. Korrelationen zwischen den einzelnen Schwermetallen oder zwischen Wuchseleistungen und Konzentrationen). Nachdem in fast allen Fällen nicht normalverteilte Daten vorlagen, wurde dieser Test dem Pearson Korrelationstest vorgezogen.

Partielle Korrelation: Diese ist ein Maß der linearen Beziehung zwischen zwei Variablen, wenn die linearen Effekte der Kontrollvariable(n) entfernt wurden. Mit Hilfe der partiellen Korrelation kann besonders effektiv dargestellt werden, wie gut eine Variable eine andere vorhersagen kann.

Testverfahren

Zur Signifikanzprüfung der Standardabweichungen bzw. Varianz wurden der **F-Test** bzw. ein **Multiple Range Test** verwendet.

Student's t-Statistik (t-Test) wurde benutzt, um die Nullhypothese zu prüfen, dass zwei Mittelwerte gleich sind (z. B. im Vergleich 1995–2000).

Der **Wilcoxon Matched Pairs Test** ist eine nichtparametrische Prozedur für zwei verbundene Stichproben zum Test der Nullhypothese, dass die Verteilungen von zwei Variablen gleich sind. Es sind keine Annahmen über die Form der Verteilung der beiden Variablen nötig und der Test ist auch für sehr kleine Datenmengen zulässig.

Friedman's Rangsummenanalyse wurde verwendet, um die abhängigen und relativ kleinen Stichproben der Zeitreihe (siehe Kapitel 3.8) zu analysieren.

Mittels **Kolmogorov-Smirnov 2-Stichproben Test** wurde geprüft, ob zwei Stichproben durch die gleiche Verteilung erzeugt wurden.



Zur Überprüfung, ob die einzelnen Gruppen aus Grundgesamtheiten mit gleicher Varianz stammen, wurde ein **Cochran's C-Test** verwendet. Er basiert auf dem Verhältnis der größten Gruppenvarianz zur Summe aller Gruppenvarianzen. Für genügend große Stichproben gibt ein nichtsignifikanter P-Wert an, dass nicht angenommen werden kann, dass sich die Varianzen unterscheiden.

Varianzanalyse

Als Tests zur Überprüfung der inneren bzw. gegenseitigen Schwankungsbreite des Datenmaterials wurden **Varianzanalysen (ANOVA)** durchgeführt.

Hauptkomponentenanalyse – HKA (principle component analysis; PCA)

Die Hauptkomponentenanalyse ermöglicht es, aus einer großen Anzahl von Variablen durch Reduktion der Datendimensionalität lineare Zusammenhänge zu finden, welche einen großen Teil der Variabilität des Datenmaterials erklären. Die einzelnen Komponenten werden entlang von Achsen aufgetragen. Die Gewichtung dieser Achsen (Eigenvalue) wird in Prozent angegeben. Die Nähe zweier Punkte zeigt demnach Gemeinsamkeiten in Bezug auf die den Achsen entsprechenden Faktoren auf.

Clusteranalyse

Die Clusteranalyse ist eine statistische Prozedur, die relativ homogene Gruppen oder Cluster von Fällen erzeugt, basierend auf den Werten der Beobachtungsvektoren, nach denen geclustert werden soll. Clusteranalysen wurden zur Gruppierung von Standorten mit ähnlichen Eigenschaften (Elementverteilungen) eingesetzt.

Als **Signifikanzniveau** für alle Signifikanztests wurde, soweit nicht anders angegeben, $P < 0,05$ festgelegt.

2.5 Datenverwaltung

Echtes Langzeitmonitoring verlangt eine von den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern unabhängige Datenverwaltung und Datenspeicherung. Die Daten des Moosmonitorings werden daher auch am Umweltbundesamt mit MORIS (**M**onitoring and **R**esearch **I**nformation **S**ystem) – einem ursprünglich für das UN/ECE ICP Integrated Monitoring entwickelten Informationssystem – verwaltet. MORIS ist speziell für Aufgabenstellungen im Umweltmonitoringbereich gut geeignet, da es ohne Änderung von Datenbank und Programm an beliebige Datenstrukturen und deren Zusammenhänge anpassbar ist. Ferner verfügt MORIS über ein flexibles Importsystem zur Übernahme historischer Daten und Laborergebnisse sowie eine Direktanbindung von EXCEL und SPSS für allfällige weitere Auswertungen der Daten. Auch das GIS (ARCInfo) greift direkt auf die Datenbank zu. Dadurch ist gewährleistet, dass alle Auswertungen, unabhängig davon, ob sie geographisch, statistisch oder beschreibend sind, immer die aktuellen Datensätze verwenden.

2.6 Erstellung der Punktkarten bzw. der interpolierten Karten

Die graphische Darstellung der Konzentrationsdaten in Kartenform erfolgte in Übereinstimmung mit Angaben in der Literatur (WOLTERBEEK et al. 1995, THÖNI et al. 1996, HALLERAKER et al. 1998, KOSTKA-RICK et al. 2001, REIMANN et al. 2001) ohne Berücksichtigung der unterschiedlichen Arten. Die Aufnahmekapazitäten der in Österreich verwendeten Monitoringarten werden grundsätzlich als gleich bzw. vergleichbar angenommen.

Als Darstellungsformen wurden einerseits Punktkarten, andererseits flächenhafte, interpolierte Karten gewählt. Die punkthafte Darstellung der Untersuchungsergebnisse sowie die Interpolation dieser Punktdaten in die Fläche erfolgte anhand Geographischer Informationssysteme. Zur Anwendung kam dabei das Produkt ArcGIS der Firma ESRI in der Version 8.2, wobei in ArcMap mit dem Geostatistical Analyst gearbeitet wurde.

In den Punktkarten wurden Konzentrationen entsprechend den Analysewerten einzelnen Klassen zugeordnet. Die Klassenbreite entspricht den Perzentilstufen.

Als Interpolationsmethode wurde das Ordinary Kriging gewählt, das gleichzeitig mit der Schätzung der Flächenwerte anhand der punktuellen Messungen auch eine Evaluation der Schätzergebnisse liefert. Die Anzahl der Punktmessungen liegt mit 222 für eine österreichweite Oberflächenberechnung an der unteren Grenze. Darüber hinaus weisen die Daten meist auch keine Normalverteilung auf (siehe Kapitel 3.1.1). Diese wird für den Prozess des Kriging im Allgemeinen erwartet, stellt aber keine unabdingbare Voraussetzung dar. Von einer Datentransformation wurde daher abgesehen, um die Ergebnisse dahingehend nicht zu beeinflussen.

Um die Einheitlichkeit und Vergleichbarkeit der Karten untereinander und mit jenen von 1995 zu gewährleisten, wurden für alle Krigings die vom Geostatistical Analyst vorgeschlagenen „Default-Einstellungen“ für die Berechnung herangezogen. Im Detailversuch zeigte sich überdies, dass eine Änderung dieser Einstellungen nur wenig Auswirkung auf das Endprodukt der Berechnung hatte und von der geographischen und thematischen Datenlage her nicht unbedingt zu rechtfertigen gewesen wäre. Im Einzelnen heißt dies, dass im Ordinary Kriging ohne Transformation, Trend Removal oder Anisotropy eine „Prediction Map“ mit dem Modell „Spherical“ erstellt wurde. Range, Nugget, Lag Size und Number of Lags sowie die Anzahl der in die Berechnung einzubeziehenden „Neighbours“ wurden so übernommen wie vom Programm vorgeschlagen. Die angegebenen Indices der Fehlerwahrscheinlichkeit der berechneten Flächen hielten sich im vorgegebenen Rahmen; die Flächenkarten können somit einen guten Eindruck über die räumlichen Konzentrationen der einzelnen Schwermetalle liefern, für Detailaussagen sind sie aber nur bedingt geeignet.

Die Darstellung der interpolierten Flächen erfolgte in zehn Farbklassen, die anhand der im Darstellungs-Tool von ArcMap zur Verfügung stehenden „Smart Quantiles“ berechnet wurden. Bei dieser Methode werden die Grenzen zwischen den Klassen dort gesetzt, wo relativ große Unterschiede in den Werten auftreten, d. h. die Klassifizierung basiert auf der „natürlichen“ Gruppierung der Datenwerte, wobei ähnliche Werte in einer Klasse zusammengefasst werden.

3 ERGEBNISSE

Insgesamt wurden an 222 Standorten Proben gesammelt.

Für die allgemeinen statistischen Berechnungen wurden bei Standorten mit mehreren Teilproben Mittelwerte verwendet. Bei Proben unter der Bestimmungsgrenze wurde als Berechnungsgrundlage der Wert der halben Bestimmungsgrenze herangezogen.

Für die statistischen Berechnungen bzw. graphischen Darstellungen wurden die gemessenen Konzentrationen unabhängig von der Moosart verwendet.

In der graphischen Darstellung mittels der „Box & Whisker Plots“ (siehe Kapitel 2.4) wurden einzelne extreme Ausreißer eliminiert, um die Abbildungen anschaulicher zu gestalten. Diese Ausreißer werden aber bei jeder Graphik angegeben.

Im Folgenden sind die Ergebnisse nach Themenschwerpunkten (z. B. Elemente, Raumeinheiten, Bundesländer) gegliedert. Die Angaben zu natürlichen Vorkommen, Verwendung, Hauptemissionsquellen und die Auswirkungen auf die Umwelt sind nur kurz gehalten. Für eine eingehende Behandlung dieser Themen wird auf die weiterführende Literatur verwiesen. Falls nicht anders angegeben, beruhen die Angaben in den Kapiteln „Allgemeines“ auf folgender Literatur: CHRISTEN (1973), LEHNINGER (1977), ADRIANO (1986), PACYNA & OTTAR (1989), MERIAN (1991), MARKERT (1992), VERNET (1991), VERRY & VERMETTE (1992), STREIT (1994).

In Anhang 2 sind die Ergebnisse aller gesammelten Proben aufgelistet.

3.1 Allgemeine Analysen des Datenmaterials

3.1.1 Verteilung der Konzentrationsdaten

Die Verteilung der Konzentrationsdaten entspricht bei weitgehend allen Schwermetallen einer links-schiefen Verteilung (siehe Abbildung 2). Diese Form der Verteilung anthropogener Schadstoffe in biologischen Materialien ist bekannt (z. B. KOSTKA-RICK et al. 2001).

Es konnten in dieser Studie daher nur statistische Verfahren eingesetzt werden, welche nicht auf der Annahme einer Normalverteilung basieren (z. B. Spearman Rank, Wilcoxon-Test), oder die gegen eine Verschiebung sehr robust sind (wie der t-Test; siehe BÄRLOCHER 1999).

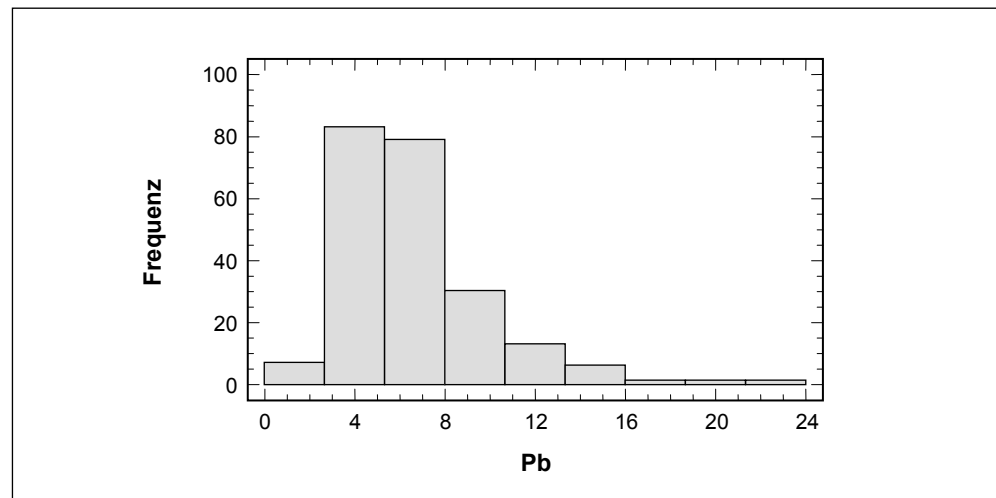


Abbildung 2: Verteilung der Konzentrationsdaten von Blei als Beispiel für die links-schiefe Verteilung der Daten; Konzentrationen in µg/g Trockengewicht.

3.1.2 Korrelationen der Schwermetalle

Die **Korrelationsanalyse (Spearman Rank Test)** zeigt, wie die Konzentrationen der einzelnen Metalle miteinander korrelieren. Das statistische Verfahren analysiert das gemeinsame Vorkommen mehrerer Metalle und weniger die gegenseitige Abhängigkeit zweier Metalle (siehe Partielle Korrelation). Es kann bei hohen Korrelationskoeffizienten von gemeinsamen Emissionsquellen ausgegangen werden.

In Tabelle 2 sind in einer Matrix die Korrelationskoeffizienten nach Spearman Rank für die einzelnen Metalle angegeben.

Die Bodenzeiger Al, Fe, Cr und V korrelieren dabei am stärksten. Aber auch primär anthropogen freigesetzte Metalle wie Pb, Cd und Zn sowie Schwefel zeigen hohe gemeinsame Koeffizienten.

Tabelle 2: Korrelationskoeffizienten der einzelnen Elemente, ermittelt mittels Spearman Rank Correlation Test (alle Korrelationen sind signifikant; $P < 0,01$).

	Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mo	Ni	Pb	S	V
Al													
As	0,80												
Cd	0,19	0,22											
Co	0,67	0,59	0,30										
Cr	0,88	0,75	0,31	0,65									
Cu	0,27	0,23	0,26	0,16	0,21								
Fe	0,95	0,82	0,26	0,73	0,90	0,24							
Hg	0,20	0,34	0,20	0,11	0,24	0,26	0,25						
Mo	0,36	0,34	0,25	0,24	0,46	0,26	0,36	0,18					
Ni	0,60	0,55	0,33	0,76	0,64	0,19	0,67	0,21	0,15				
Pb	0,51	0,45	0,61	0,33	0,54	0,45	0,53	0,39	0,46	0,36			
S	0,41	0,40	0,53	0,33	0,44	0,50	0,42	0,21	0,37	0,29	0,49		
V	0,84	0,67	0,31	0,54	0,89	0,28	0,82	0,26	0,46	0,54	0,60	0,45	
Zn	0,25	0,17	0,54	0,21	0,29	0,41	0,29	0,21	0,28	0,15	0,61	0,43	0,28



Die **Partielle Korrelationsanalyse** zeigt den Zusammenhang zwischen zwei Metallen, wenn der Einfluss einer oder mehrerer Variablen entfernt wird. In Abhängigkeit von der bzw. den konstant gehaltenen Variablen ergeben sich unterschiedliche Korrelationen. Dadurch lassen sich Zusammenhänge erkennen, welche in der Spearman Rank Korrelation überdeckt werden.

Besonders hohe Korrelationen weist in allen Varianten der Partiellen Korrelationsanalyse der Bodenzeiger Aluminium mit Chrom und Eisen auf. Eisen korreliert aber auch signifikant mit Quecksilber; in diesem Fall sind vermutlich Emissionen aus der Eisen- und Stahlindustrie und nicht aus sekundärer Bodenkontamination dafür verantwortlich.

Arsen korreliert mit Eisen, schwach mit Aluminium und teilweise höher mit Blei. Arsen scheidet somit als guter Bodenzeiger aus. Dies steht im Gegensatz zu Interpretationen, wie sie aus dem Spearman Rank Test gezogen werden könnten. BIEGALSKI et al. (1998) gehen gleichfalls von überwiegend anthropogenen Anreicherungsfaktoren für Arsen aus.

Die hohen Korrelationen von Zink, Blei, Cadmium und Kupfer weisen auf gemeinsame (anthropogene) Quellen wie den Verkehr hin (z. B. GARCIA et al. 1996, JARADAT & MOMANI 1999). Die Korrelationen werden umso stärker, wenn die Bodenzeiger (Al, Cr, Fe) konstant gehalten werden. Zink korreliert dabei am höchsten mit Blei, was einerseits eine Folge der häufigen gemeinsamen Vererzung, aber auch verschiedener Produktions- und Verbrennungsprozesse sein kann. Werden Blei und Cadmium ausgeschlossen, verlieren Kupfer und Zink alle signifikanten Korrelationen. Auch dadurch werden gemeinsame Quellen (vor allem Verkehr) untermauert. Cadmium weist auch gute hohe Korrelationen mit Schwefel auf, was deren gemeinsame Herkunft aus Verbrennungsprozessen unterstreicht.

Quecksilber verhält sich ähnlich wie Kupfer, zeigt aber stärkere Bindungen an Schwefel oder Arsen.

Cobalt und Nickel zeigen in allen Varianten der Partiellen Korrelationsanalyse hohe gegenseitige Abhängigkeit bzw. Voraussagbarkeit. Cobalt korreliert auch mit Cadmium, was auf primäre anthropogene Freisetzung von Cobalt hindeutet. Nickel, nicht aber Cobalt, zeigt zusätzlich aber noch eine Korrelation mit Chrom. Wird der Einfluss der primär anthropogen abstammenden Elemente Cadmium und Blei konstant gehalten, entstehen starke Korrelationen von Cobalt und Nickel mit Arsen und Chrom. Daraus kann geschlossen werden, dass vor allem die Nickel-Konzentrationen – schwächer auch jene von Cobalt – geogen bzw. durch Bodestaub beeinflusst sein können.

3.1.3 Multivariate Auswertung der Daten

Die Daten der einzelnen Standorte und Schwermetalle wurden mittels Hauptkomponentenanalyse (PCA) analysiert (siehe Kapitel 2.4 und Abbildung 3).

Die ersten drei Variablen erklären 62,3 % der gesamten Variabilität, wobei auf Komponente 1 33,2 %, Komponente 2 17,8 % und Komponente 3 11,3 % entfallen.

Die gut abgegrenzte Gruppe mit Cu, Zn, Cd und Pb umfasst jene Metalle, welche einen hohen anthropogenen Anreicherungsfaktor aufweisen (z. B. MIGUEL et al. 1997, SUTHERLAND et al. 2000, TAKEDA et al. 2000). Diese Elemente haben z. B. im Verkehr eine gemeinsame Emissionsquelle (z. B. GARCIA et al. 1996, JARADAT & MOMANI 1999). Zusätzlich kommen die Elemente Hg und S vor, welche vorwiegend über Verbrennungsprozesse freigesetzt werden und als kleinste Teilchen in die Atmosphäre gelangen. An Aerosole gebunden werden sie oft über weite Strecken verfrachtet und häufig über Niederschläge deponiert.

Im Gegensatz dazu gelten die Elemente Al und Fe aufgrund ihres hohen natürlichen Anteils im Boden u. a. auch als Bodenzeiger. Cr, Ni, Co, As und V, welche zum Teil auch einen hohen geogenen Anteil besitzen, werden auch anthropogen, z. B. in der Eisen(verarbeitenden)-Industrie, freigesetzt.

Die Sonderstellung von Molybdän könnte mit seinem primären Vorkommen als Molybdat-Anion in Verbindung stehen. Der Aufnahmemechanismus von Anionen durch Moose ist weitgehend ungeklärt.

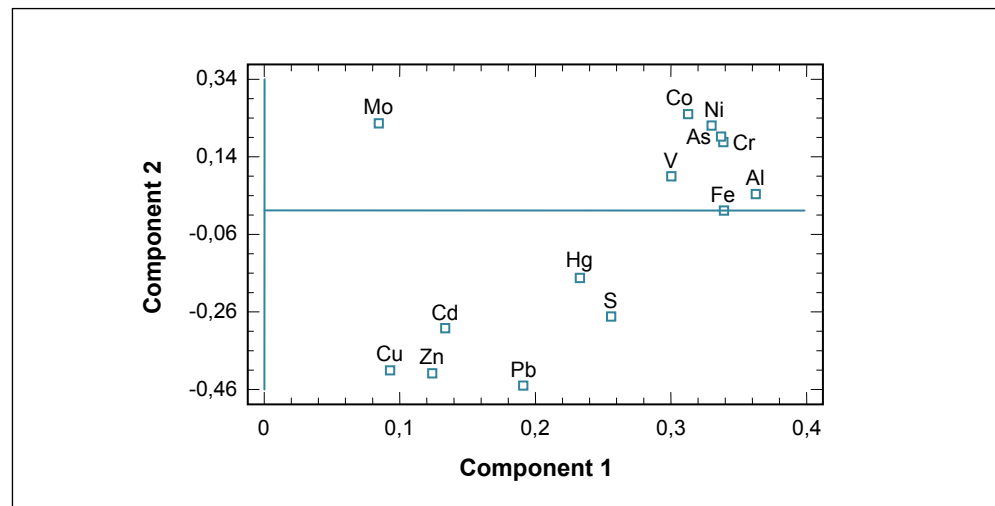


Abbildung 3: Plot der Komponenten der PCA-Analyse.

3.2 Ergebnisse – gegliedert nach Elementen

Im Folgenden sind die Ergebnisse der Moosstudie, gegliedert nach Elementen dargestellt. An graphischen Aufbereitungen der Daten liegen für jedes element „box-plots“ sowie Punkt- und interpolierte Kartendarstellungen im Anhang vor.

Der Vergleich mit den Ergebnissen der Aufsammlung von 1995 wird im Text auf Basis der statistischen Auswertungen besprochen und interpretiert und kann daher nicht in allen Fällen direkt auf den Veränderungskarten im Anhang graphisch verfolgt werden. Diese Veränderungskarten geben aber die Möglichkeit, Veränderungen an den einzelnen Sammelpunkten direkt zu beobachten.

3.2.1 Al (Aluminium)

3.2.1.1 Allgemeines

Aluminium [Ordnungszahl (OZ) 13; Relative Atommasse (A_r) 26,98] gilt nicht als essenzielles Element.

Freie Aluminium-Ionen sind für Pflanzen nicht essenziell, aber oft toxisch. Die Löslichkeit von Al steigt < pH 5,5 stark an und ist z. B. in Mooren ein limitierender toxischer Faktor. Bei manchen Pflanzen (z. B. Farnen) scheint Al aber wachstumsfördernd zu wirken. Al^{3+} ist in sauren ungepufferten Gewässern toxisch für Fische. Die akute Toxizität für den Menschen ist gering, Schäden sind vor allem chronischer Natur, z. B. durch das Einatmen von Al-Staub (Aluminose). Al wird in Haaren und der Lunge angereichert.

Aluminium ist das wichtigste Leichtmetall; es wird durch Schmelzflusselektrolyse aus Bauxit gewonnen. Eine Umweltbeeinflussung erfolgt durch Emissionen bei der Herstellung, durch industrielle Prozesse (Verpackungen, Schleifmittel, Glas, Porzellan, Ziegel oder Chemikalien) und durch Haushaltsabfälle.

Der durchschnittliche Aluminiumgehalt der Erdkruste beträgt ca. 8 %, in ähnlichen Größenordnungen kommt das Metall auch im Boden vor. Al ist in Form von Aluminiumsilikat als dritthäufigstes Element am Aufbau der Erdkruste beteiligt. In dieser Untersuchung wird Al daher vor allem als Zeiger für sekundäre Bodenkontamination verwendet. Dies steht im Einklang mit neueren Daten aus der Literatur (z. B. RAMADAN et al. 2000, TAKEDA et al. 2000).

3.2.1.2 Österreich gesamt

Der Mittelwert aller Al-Konzentrationen liegt bei 393 $\mu\text{g/g}$, der Median bei 327 $\mu\text{g/g}$, der geringste Wert beträgt 141 $\mu\text{g/g}$, der größte Wert 1.349 $\mu\text{g/g}$.

Aluminium korreliert in besonders hohem Maße mit Fe (Korrelationskoeffizient = 0,95!), Cr (K.k. = 0,88), V (K.k. = 0,84) und As (K.k. = 0,80). Alle diese Metalle haben auch einen hohen Anteil im Boden. Treten diese Metalle gemeinsam in besonders hohem Maße auf, kann von einer sekundären Bodenkontamination z. B. durch windverblasene Teilchen ausgegangen werden. Erhöhte Al-Werte bzw. das gemeinsame erhöhte Auftreten dieser Metalle werden daher in dieser Studie als Indikatoren für sekundäre Bodenkontamination verwendet.

3.2.1.3 Konzentrationen in den einzelnen Raumeinheiten

Die Raumeinheit 2 unterscheidet sich signifikant von allen anderen Raumeinheiten, deren Werte sehr homogen sind (siehe Abbildung 4, Karten 2a und 2b).

Die erhöhten Al-Werte in Raumeinheit 2 haben vermutlich folgende Ursachen: Die Landschaften des Ostens werden von intensiv genutzter Acker- und Weinbaulandwirtschaft dominiert. Weite, offene Flächen prägen große Teile des Landschaftsbildes. Bedingt durch die Bewirtschaftungsmethoden (rascher Umbruch nach der Ernte, extrem tiefes Pflügen) sind große Flächen im Jahreslauf immer wieder ohne Vegetationsbedeckung. Dadurch wird ermöglicht, dass vom Wind große Mengen an Bodenmaterial verblasen werden. Der extrem trockene Sommer im Aufsammlungsjahr 2000 hat dieses Phänomen noch verstärkt. Die aufgewirbelten Staub- und Bodenteilchen werden auch auf den Moosen deponiert. Mit den

Bodenteilchen werden auch Schwermetalle transportiert, deren ursprüngliche Ausbringung (z. B. über Pestizide, Düngemittel) Jahre zurückliegen kann. Trotzdem kann nur bedingt von Altlasten gesprochen werden, da die aktuell deponierten Teilchen auch rezent in Stoffwechsel und Nahrungsketten zu berücksichtigen sind. Dieses grundsätzliche Problem muss bei allen erhöhten Werten der Raumeinheit 2 in Betracht gezogen werden (siehe z. B. As, Fe)!

Aufgrund der erhöhten Werte bei Al, aber auch bei Fe und Cr könnten folgende Proben eine erhöhte Kontamination mit Bodenstaub aufweisen (in abnehmender Reihenfolge der Stärke der Verunreinigung): 109-1, 39-1, 89-1, 60-1, 40-1, 84-1 (Standortcodes siehe Anhang 1).

Diese Proben werden aber von der statistischen Analyse nicht ausgenommen. Eine Reihe weiterer Proben mit erhöhten Werten bei Al, Fe und Cr wird ebenfalls kritisch betrachtet (z. B. 78-1, 22-1, 52-1), bei diesen Proben können aber auch z. B. Immissionen aus der Eisen- und Stahlindustrie (lokal und Ferntransport) nicht ausgeschlossen werden.

Erhöhte Al-Werte in den Zentralalpen sind primär auf geringere Vegetationsbedeckung über der Baumgrenze zurückzuführen.

In der Aufsammlung von 1995 wurde Aluminium noch nicht analysiert. Als Bodenzeiger wurde 1995 Titan verwendet, welches sich aber aufgrund von Schwierigkeiten beim Aufschluss nicht bewährt hat.

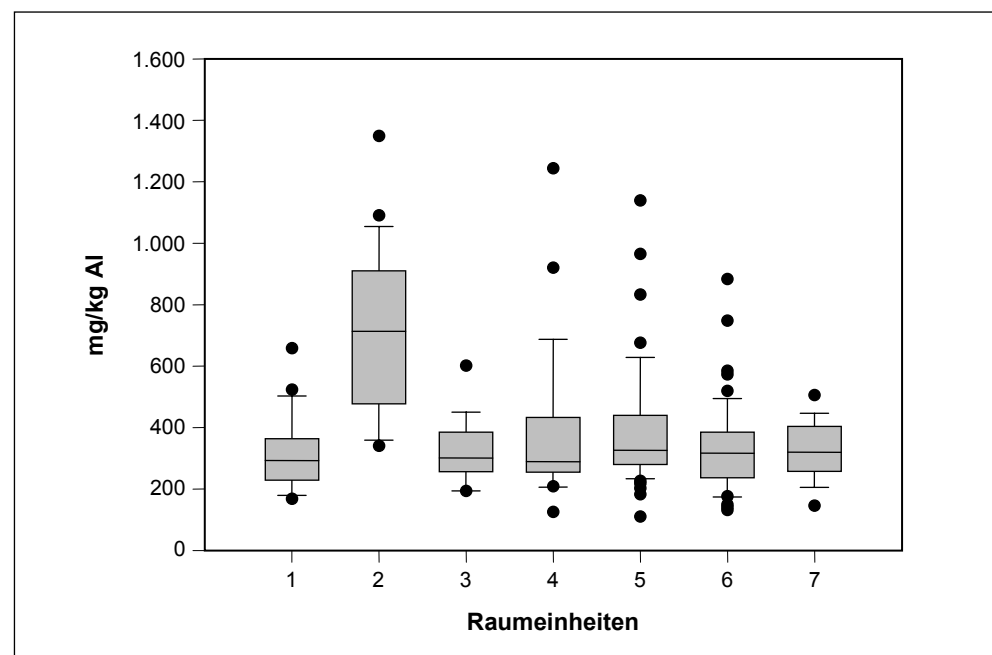


Abbildung 4: „Box & Whisker Plots“ der Aluminiumkonzentrationen (mg/kg TG Moos) in den einzelnen Raumeinheiten.

3.2.2 As (Arsen)

3.2.2.1 Allgemeines

Arsen (OZ 33; A_r 74,9) ist ein Halbmetall und wird demnach nicht zu den eigentlichen Schwermetallen gerechnet. Arsen ist für Pflanzen nicht essenziell, bei Wirbeltieren dürfte ein Mangel negative Folgen auf Wachstum und Fortpflanzungsfähigkeit haben. Arsen gilt bei Säugetieren als karzinogen.

Arsen steht an 52. Stelle in der Häufigkeitsliste der Elemente der Erdkruste. Es kommt einerseits gediegen als Scherbenkobalt vor, das wichtigste Arsenerz ist Arsenkies (FeAsS). Stein- und vor allem Braunkohle enthalten Konzentrationen bis zu 1.500 µg/g.

Die weltweite As-Emission erfolgt einerseits über natürliche vulkanische Aktivitäten, andererseits vor allem über Verbrennungsprozesse (Flugasche von Kohlekraftwerken), Erzverarbeitung, industrielle Verarbeitung von As-Verbindungen und durch die direkte Verwendung von Arsen in der Landwirtschaft. Letztere ist weltweit gesehen für ca. 50 % des Gesamtverbrauchs an As verantwortlich (ADRIANO 1986). Arsen wird vor allem als Kupferarsenitacetat für unterschiedlichste Pestizide (Herbizide, Insektizide, Fungizide, Rodentizide etc.) eingesetzt. Weiters findet es auch als Holzschutz- oder Desinfektionsmittel weite Verwendung.

In Österreich wird Arsen primär durch Holzheizungen und Kohlefeuerungen freigesetzt. Diese beiden Verbrennungsprozesse machen 50 % bzw. 25 % der Gesamtemission aus. In geringem Umfang scheinen Verhüttungsprozesse sowie die metallurgische Industrie an der Freisetzung ebenfalls beteiligt. Die in Österreich emittierte Menge Arsen beträgt ca. 5 t pro Jahr (alle Angaben: UMWELTBUNDESAMT 1995a). Der Einsatz von As-Verbindungen als Pestizid, der z. B. im Weinbau eine große Rolle gespielt hat, ist heute verboten. Arsen ist auch Bestandteil der Emissionen aus der Zementindustrie – mit steigender Tendenz (UMWELTBUNDESAMT 1995b, HACKL & MAUSCHITZ 2001).

3.2.2.2 Österreich gesamt

Der Mittelwert aller As-Konzentrationen liegt bei 0,15 µg/g, der Median bei 0,1 µg/g, der geringste Wert liegt unter der Nachweisgrenze (6 Standorte), der größte Wert bei 1,14 µg/g.

3.2.2.3 Konzentrationen in den einzelnen Raumeinheiten

Aufgrund der Senkung der Nachweisgrenze bei der Analyse auf 0,04 µg/g kann in diesem Bericht ein deutlich detaillierteres Bild der Depositionen als 1995 gezeichnet werden. Während 1995 noch mehr als 50 % aller Werte unter der Nachweisgrenze von 0,13 µg/g lagen, waren es bei dieser Studie nur noch sechs Proben.

Wie bereits im Bericht aus dem Jahr 1995 weist besonders der Nordosten Österreichs relativ hohe As-Konzentrationen auf (siehe Abbildung 5, Karten 3a und 3b). Die Raumeinheit 2 unterscheidet sich demnach auch statistisch signifikant von allen anderen Raumeinheiten, die sich ihrerseits im statistischen Sinne nicht voneinander unterscheiden (Multiple Range Test).

Die erhöhten Werte der Ostregion haben mehrere Ursachen:

Maßgeblichen Einfluss haben die Emissionen des Wiener Ballungsraumes (Hausbrand und Wärmekraftwerke, Flughafen), die in Kombination mit den Hauptwindrichtungen (WNW; SO) zum vorgefundenen Verteilungsmuster beitragen. Andererseits sind auch lokale Emissionsquellen wie die Zementindustrie (z. B. Punkt 77-1, Leithaprodersdorf) nicht außer Acht zu lassen.

Arsenhaltige Pestizide (Kupferarsenitacetat) wurden jahrelang vor allem im Weinbau eingesetzt. Da die meisten sehr hohen As-Werte in Weinbaugegenden liegen (z. B. 0,9 µg/g in der Umgebung von Oggau), könnte die Pestizidapplikation eine weitere Ursache für die hohen Konzentrationen im Pannonikum sein.

Wie bereits der Europa-Bericht (RÜHLING & STEINNES 1998) gezeigt hat, passt sich das österreichische Depositionsmuster gut in das der östlichen (Slowakei) und nördlichen (Tschechien) Nachbarländer ein. Der Ferntransport aus den slowakischen und polnischen Industrieregionen ist nicht zu vernachlässigen. Als unmittelbare Emissionsquelle muss auch die in Bratislava ansässige Raffinerie gelten.

Problematisch sind allerdings die sekundären Verunreinigungen durch Bodenpartikel. Diese sind nicht zuletzt aufgrund des trockenen Sommers 2000 und des damit im Zusammenhang stehenden erhöhten Anteils an windverblasenem Bodenstaub zweifelsfrei erhöht. Dies wird auch durch die an denselben Stellen erhöhten Werte von Al, Cr und Fe belegt. Die Korrelation dieser drei Elemente kann als Zeiger für Bodenkontamination genommen werden.

Eine Korrelation der erhöhten As-Werte mit der Moosart *Abietinella abietina* ist nur vordergründig, da auch die (wenigen) Punkte mit anderen Monitoringarten in der Raumeinheit 2 erhöht sind.

In den anderen Teilen Österreichs gibt es Teilregionen und Einzelpunkte, die sich deutlich von einer relativ niedrigen Grundgesamtheit abheben: Dies sind das westliche Vorarlberg, das Inntal, die Mur-Mürzfurche, der Raum um Amstetten und vereinzelte Punkte in Oberkärnten. Im unteren Inntal, in Oberkärnten und Teilen der Mur-Mürzfurche sind geogene und anthropogene Einflüsse vorhanden (hohe Siedlungs- und Verkehrsdichte sowie metall erzeugende- und -verarbeitende Industrien). Arsenhaltige Erzvorkommen im Gebiet um Schwaz und Brixlegg, der Kreuzeckgruppe und in den Fischbacher Alpen (THALMANN et al. 1989, WEBER 1997) sind deutlich auch in der interpolierten Karte zu sehen (siehe Karte 3b). Am Sammelpunkt 76-2 (Bad Sauerbrunn) gibt es zwar auch CuAs-Vererzungen (WEBER 1997), anthropogene Einflüsse sind in diesem industrialisierten Raum aber wahrscheinlich. Sowohl an den Standorten in Vorarlberg (142-1, Lorüns) und im Unterinntal (90-1; Kirchbichl, Kufstein/Ebbs; siehe Kapitel 3.5.1) gibt es jeweils in der Umgebung Zementwerke, deren Einfluss wirksam sein könnte.

Zwei Standorte in Tirol sind besonders erwähnenswert: Brixen im Thale (121-1, Kitzbühel) mit dem Höchstwert von 1,14 µg/g und das Zillertal (150-1, 1,09 µg/g). Beide Standorte zeigten bereits 1995 sehr hohe Werte, die aus dem Zillertal wurden 1995 als statistischer Ausreißer sogar für die weitere Auswertung eliminiert. Beide Standorte liegen in alten Bergbaugebieten mit einerseits As-haltigen Fahlerzen (Brixen) bzw. Golderzen mit hohem As-Anteil (Zell im Zillertal; WEBER 1997). Geogene Quellen bzw. alte Ablagerungen müssen daher angenommen werden, wengleich rezente Kontamination a priori nicht ausgeschlossen werden sollte.

Erhöhte Werte im zentralalpinen Bereich (z. B. 180-2, Nikolsdorf) sind geogenen Ursprungs (THALMANN et al. 1989). Ganz allgemein sind die Gehalte an As in Böden über Glimmerschiefern und Gneisen deutlich höher als über den meisten anderen Böden (RUPPERT 1991).

Die regionale Verteilung der Depositionen von 2000 zeigt großteils Übereinstimmung mit jener der Aufsammlung von 1995.

3.2.2.4 Vergleich mit 1995

Da 1995 die meisten Werte unter der Nachweisgrenze (NWG) lagen ist auch die Verteilung der Daten signifikant verschieden, was eine adäquate statistische Datenauswertung erschwert.

Österreichweit besteht kein statistisch signifikanter Unterschied zwischen den Mittelwerten von 1995 und 2000. Die Mediane unterscheiden sich allerdings signifikant: die Mediane von 2000 sind höher (siehe auch Kapitel 3.4). Es besteht auch kein statistisch signifikanter Unterschied der beiden Datensätze von 1995 und 2000, wenn alle Standorte eliminiert werden, die 1995 unter der NWG lagen.

Die Daten der Raumeinheit 2 von 1995 sind signifikant niedriger als jene von 2000. In allen anderen Raumeinheiten gibt es keinen statistisch signifikanten Unterschied zwischen 1995 und 2000 (siehe auch Karte 19).

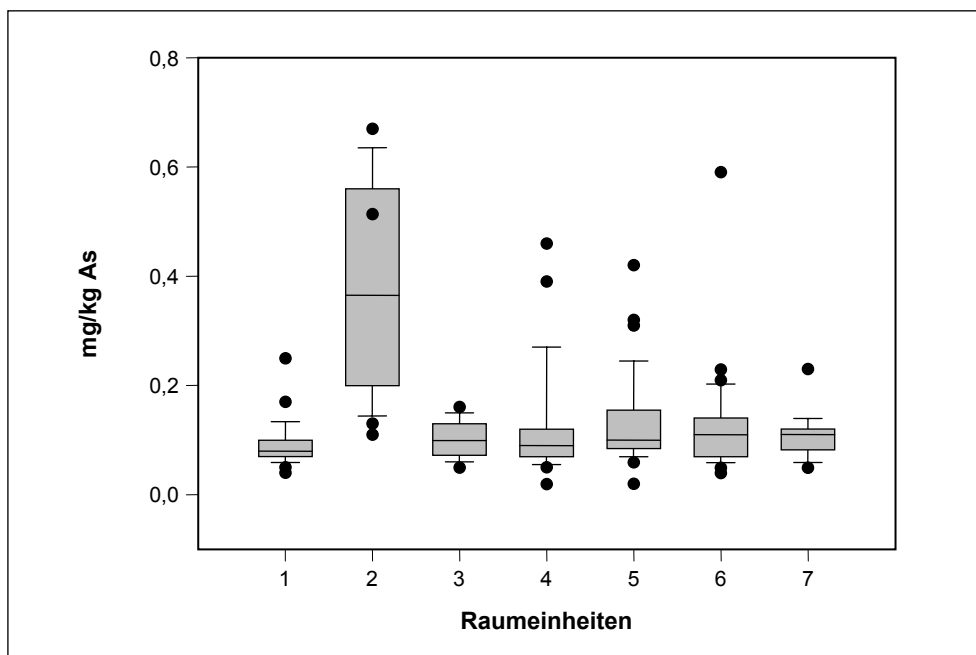


Abbildung 5: „Box & Whisker Plots“ der Arsenkonzentrationen (mg/kg TG Moos) in den einzelnen Raumeinheiten; folgende Ausreißer wurden nicht dargestellt:
RE 2 (78-1): 0,9 µg/g; RE 6 (121-1): 1,14 µg/g.

3.2.3 Cd (Cadmium)

3.2.3.1 Allgemeines

Cadmium (OZ 48; A, 112,4) ist ein für fast alle Lebewesen toxisches, höchstwahrscheinlich nicht essenzielles Schwermetall. Die Hauptaufnahmewege bei Menschen sind einerseits die Nahrung und andererseits die Inhalation (Staub, Rauchen usw.). Bei Säugetieren lagert sich Cd vor allem in Nieren und Leber ab.

Cadmium steht an 64. Stelle in der Häufigkeitsliste der Elemente der Erdkruste. Es kommt zumeist mit Zinkmineralien vergesellschaftet vor (z. B. Zinkblende, ZnS), aus welchen es auch gewonnen wird. In karbonatfreien Böden ist Cadmium sehr viel mobiler, die Gehalte sind dementsprechend niedriger als in karbonatbeeinflussten Böden. MUTSCH (1992) gibt für Oberböden (0–10 cm) an Standorten des WBS einen Median von 1,07 ppm in karbonatbeeinflussten und einen Median von 0,19 ppm für karbonatfreie Böden an. Remobilisierung und Vertragung durch den Wind ist daher in Kalkgebieten wahrscheinlicher.

Cadmium ist das Element mit dem weltweit zweithöchsten anthropogenen Anreicherungsfaktor (5,4) (nach VERRY & VERMETTE 1992). Hauptemittenten sind weltweit Buntmetallindustrie (Korrosionsschutz), Verbrennung fossiler Brennstoffe, Müllverbrennung, Schwerindustrie und die Landwirtschaft (aus den Phosphaten der Düngemittel). Verwendung findet Cadmium vor allem in der Autoindustrie (z. B. Rostschutz, Legierungen), der Batterieherstellung (Ni-Cd), bei der Kunststoffherzeugung (Polyvinyl), in der Photoindustrie und in der Landwirtschaft (Fungizide). Durch Verbrennungsprozesse freigesetztes Cadmium lagert sich an Aerosolpartikel (< 2 µm), welche eine relativ lange Verweildauer in der Atmosphäre haben (bis zu 10 Tage) und in dieser Zeit über weite Strecken verfrachtet werden können (z. B. BARRIE & SCHEMENAUER 1989).

In Österreich hat Hausbrand (35 %) den größten Anteil am Cadmium-Ausstoß. Als weitere Quelle treten Kraftwerke und Fernheizwerke bzw. die Industrie in Erscheinung (jeweils ca. 20 %; UMWELTBUNDESAMT 2001). Der Anteil des Verkehrs wird unterschiedlich geschätzt. UMWELTBUNDESAMT (1996d) spricht von ca. 3 %, der Umweltkontrollbericht (UMWELTBUNDESAMT 2001) von 6 %, während UMWELTBUNDESAMT (1995a) ihre Schätzung bei 40 % festlegen. Bei der Verbrennung unverbleiten Benzins wird jedenfalls mehr Cadmium (27 %) freigesetzt als bei verbleitem Treibstoff (14 %). Der Anteil des Reifenabriebes von Lkw ist beträchtlich.

Im Umweltkontrollbericht wird ein Rückgang der Cd-Emissionen zwischen 1985 und 1999 um 69 % von 4,8 auf 1,5 t angegeben. Den deutlichsten Rückgang verzeichneten die Industrie (– 81 %) und die Kleinverbraucher (– 51%) während der Verkehr deutlich zunahm (+ 74%) (UMWELTBUNDESAMT 2001).

3.2.3.2 Österreich gesamt

Der österreichische Mittelwert aller Cd-Konzentrationen beträgt 0,21 µg/g, der Median 0,18 µg/g, der niedrigste Wert liegt bei 0,08 µg/g, der Höchstwert beträgt 1,27 µg/g.

3.2.3.3 Konzentrationen in den einzelnen Raumeinheiten

Das Nördliche Alpenvorland (RE 4) ist die am stärksten betroffene Raumeinheit und unterscheidet sich signifikant von allen anderen (Multiple Range Test). Die Konzentrationen der Flysch- und Kalkalpen (RE 5) sind ebenfalls sehr hoch, in den anderen Raumeinheiten hingegen sind sie weitgehend homogen und unterscheiden sich im statistischen Sinne kaum (siehe Abbildung 6, Karten 4a und 4b).

Die Cd-Verteilung ist einerseits abhängig von lokalen Emittenten, andererseits wird sie durch die Niederschlagsmenge beeinflusst. Die höheren Werte in den Nordstaulagen sind u. a. mit den dort höheren Niederschlagswerten in Verbindung zu setzen (siehe auch Karte 4b). Wie bereits ZECHMEISTER (1994, 1995b, UMWELTBUNDESAMT 1994) an Höhenprofilen gezeigt hat, besteht bei Cd-Depositionen ein deutlicher Zusammenhang zwischen Niederschlagsmenge und Schwermetallkonzentration in Moosen. Abgesehen von Gebieten mit lokalen Emittenten (z. B. Brixlegg) liegen die meisten Standorte mit erhöhten Werten in Zonen mit überdurchschnittlich hohen Niederschlägen (STEINHAUSER 1972). Es kann von nassen Depositionen über den Ferntransport ausgegangen werden (siehe auch UMWELTBUNDESAMT 1997, KOVAR & PUXBAUM 1992). Die Mobilität von Cd in Kalkgebieten muss ebenfalls in Betracht gezogen werden.

In Gebieten mit erhöhter Siedlungs- und Verkehrsdichte (Inntal, Rheintal) sind die Konzentrationen deutlich erhöht, was die Bedeutung der Emissionsquellen „Feuerungsanlagen“ und Verkehr unterstreicht. Letzteres wird auch dadurch unterstrichen, dass relativ autobahnahe Punkte oder Raumeinheiten mit hohem Verkehrsaufkommen (z. B. Rheintal oder Unter-Inntal) hohe Cd-Werte aufweisen. Anhand der interpolierten Karte (siehe Karte 4b) lassen sich mit Ausnahme der Tauernautobahn (nicht adäquate Probenahmedichte) die großen Verkehrsrouten durch Österreich verfolgen.

Lokale Emissionsquellen sind an manchen Standorten zu vermuten: Am Punkt 56-1 bei Wilhelmsburg (St. Pölten) liegt eine Reihe von potenziellen Emittenten (Porzellanfabrik, Gerberei, Holzindustrie). In Grieskirchen (48-1) gibt es ebenfalls lokale Industrie und ehemaligen Bergbau.

3.2.3.4 Vergleich mit 1995

Bezogen auf die gesamtösterreichischen Daten ist zwischen 1995 und 2000 sowohl in Bezug auf den Mittelwert als auch den Median ein statistisch signifikanter Unterschied feststellbar: Die Werte sind gesunken (siehe auch Kapitel 3.4).

Bezogen auf die Raumeinheiten gibt es nur in Raumeinheit 5 (Nördliche Flysch- und Kalkalpen) eine signifikante Abnahme. In allen anderen sind die Konzentrationen zwar auch geringer als 1995, der Unterschied ist aber statistisch nicht signifikant.

Die Veränderungen an den einzelnen Standorten sind – abgesehen von einer allgemeinen leichten Abnahme und wenigen Ausnahmefällen – gering (siehe Karte 20). Die räumlichen Depositionsmuster von 1995 haben sich in dieser Untersuchung weitgehend bestätigt.

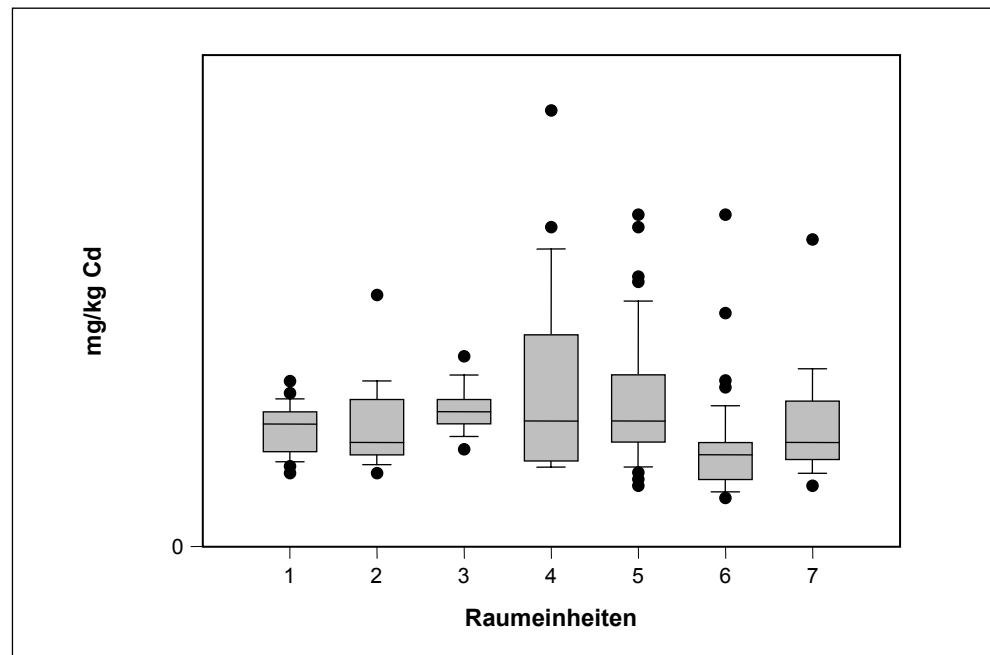


Abbildung 6: „Box & Whisker Plots“ der Cadmiumkonzentrationen (mg/kg TG Moos) in den einzelnen Raumeinheiten; folgender Ausreißer wurde nicht dargestellt: RE 4 (56-1): 1,27 µg/g.

3.2.4 Co (Cobalt)

3.2.4.1 Allgemeines

Cobalt (OZ 27, A_r 58,9) ist ein, zumindestens für tierische Lebewesen, essenzielles Schwermetall (u. a. als Teil des Vitamin B₁₂-Komplexes). In hohen Konzentrationen wird Cobalt karzinogene Wirkung nachgesagt. Die Hauptresorption erfolgt beim Menschen im Dünndarm. Da es für die N₂-Fixierung symbiontischer Bakterien erforderlich ist, kann es durchaus auch für manche Höhere Pflanzen als notwendig angesprochen werden.

Die Erdkruste zeigt einen durchschnittlichen Cobaltgehalt von 20 ppm. Cobalt zeigt hohe Bindung an nickel- und kupferhaltige Mineralien. Industriell wird Cobalt primär aus Kupfererzen gewonnen. Böden zeigen eine schwache, aber kontinuierliche Zunahme mit der Tiefe, über Basalten und Ultrabasiten weisen sie besonders hohe Konzentrationen an Cobalt auf (mehr als das Hundertfache von solchen über Kalkgestein und mehr als das Dreißigfache über Graniten).

Cobalt findet vor allem Verwendung in der Edelmetall- und Stahlerzeugung (für harte Legierungen). Weiters wird es zur Pigmentherstellung benötigt (besonders für blaue und grüne Glasuren). Eine zusätzliche Ursache für Cobalt-Staubniederschläge könnten Flugaschen von Kohlekraftwerken sein (STREIT 1994).

3.2.4.2 Österreich gesamt

Der Mittelwert aller Cobaltkonzentrationen liegt bei 0,34 µg/g, der Median liegt bei 0,28 µg/g, der niedrigste Wert beträgt 0,1 µg/g, der Höchstwert 1,85 µg/g.

3.2.4.3 Konzentrationen in den einzelnen Raumeinheiten

Raumeinheit 2 zeigt – mit Ausnahme von Raumeinheit 3 und 4 – signifikant höhere Werte als alle anderen Raumeinheiten (siehe Abbildung 7, Karten 5a und 5b). Mit Ausnahme von Raumeinheit 2 sind die Konzentrationen in allen Raumeinheiten vergleichbar (Multiple Range Test).

Die generell höheren Werte im Nordosten stehen vermutlich mit leichten Bodenkontaminationen in Zusammenhang (siehe auch Kapitel 3.2.1.3), ein zusätzlicher Ferntransport über die böhmisch mährische Pforte ist nicht auszuschließen.

Die Standorte mit den absoluten Höchstwerten liegen über das ganze Bundesgebiet verstreut und lassen diesbezüglich keinen klaren Trend erkennen.

Die erhöhten Co-Werte im Kaunertal (145-1, Feichten), Zillertal (150-1, Hippach) und in Osttirol (180-2, Nikolsdorf) korrelieren in diesem Gebiet mit den As-Konzentrationen und haben vermutlich geogene Ursachen (THALMANN et al. 1989). Ungeklärt bleiben die Gründe für die hohen Werte am Manhartsberg (21-1, Langenlois; 22-1, Sitzendorf) und im Amstettener Raum (53-1, St. Georgen), wobei letzter Standort auch bei Cd auffällig ist.

3.2.4.4 Vergleich mit 1995

Bei Vergleich der beiden Gesamtdatensätze von 1995 und 2000 sowohl in Bezug auf Mittelwert als auch Median ergibt sich ein statistisch signifikanter Unterschied: Die Werte sind gestiegen (siehe auch Kapitel 3.4). Dies ist aber nicht auf einen tatsächlichen Anstieg der Emissionen im Untersuchungszeitraum zurückzuführen, sondern auf die verbesserte chemische Analytik in der Untersuchung 2000. Mehr als die Hälfte aller Co-Werte der Studie von 1995 lagen unter der Bestimmungsgrenze. Für die statistischen Berechnungen von 1995 wurde für Werte unter der Bestimmungsgrenze der Wert der halben Bestimmungsgrenze angenommen. Diese Annahme war aber offensichtlich zu niedrig.

Werden nur die Standorte mit Werten, die auch 1995 über der Nachweisgrenze lagen verglichen, so ist zwischen 1995 und 2000 kein signifikanter Unterschied zu erkennen. Die Werte von 2000 sind sogar leicht gesunken.

Die Vergleichskarte der Veränderungen (siehe Karte 21) ist deshalb kritisch zu betrachten. Mit ganz wenigen Ausnahmen sind die Veränderungen an den einzelnen Standorten auch nur geringfügig.

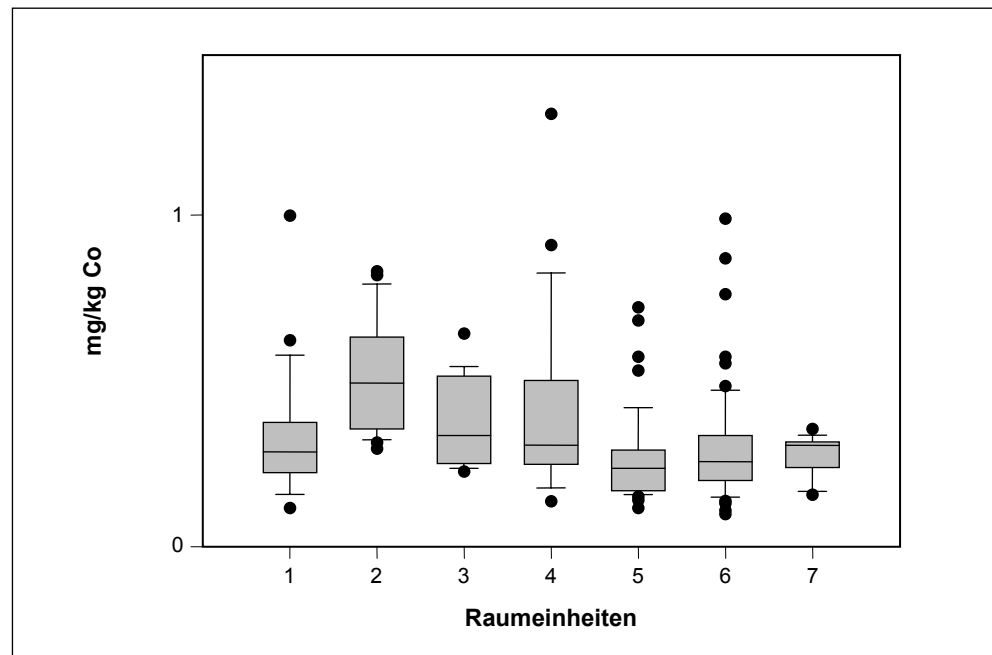


Abbildung 7: „Box & Whisker Plots“ der Cobaltkonzentrationen (mg/kg TG Moos) in den einzelnen Raumeinheiten; folgender Ausreißer wurde nicht dargestellt: RE 6 (145-1): 1,85 µg/g.

3.2.5 Cr (Chrom)

3.2.5.1 Allgemeines

Chrom (OZ 24; A_r 51,9) ist für Tiere, aber nicht für Pflanzen essenziell. Es spielt bei Tieren im Kohlehydratstoffwechsel eine wichtige Rolle. Die Toxizität dieses Metalls steht in Abhängigkeit von seiner Oxidationsstufe, wobei Cr(VI) am weitest stärksten toxisch wirkt (> 1.000-fache Toxizität von Cr(III)).

Chrom ist ein weit verbreitetes Element und steht an 21. Stelle in der Häufigkeitsliste der Elemente der Erdkruste (durchschnittlich 100 µg/g). In der Natur kommt es überwiegend als Chromit (FeCr₂O₄) und Rotbleierz (PbCrO₄) vor. In Böden steht der Chromgehalt in engem Verhältnis zum Untergrund, die Mobilität von Chrom steigt mit zunehmendem pH-Wert (ADRIANO 1986).

Chrom findet vor allem in der Metallindustrie als Legierungsbestandteil oder Korrosionsschutz Verwendung. Die Metallindustrie ist auch weltweit der größte anthropogene Chromemittent. Weitere Anwendungsgebiete sind die Leder- und Textilindustrie (z. B. Gerbstoffe), die Pigmentherstellung, die Papier- und Druckindustrie und die Petrochemie. Größere Mengen Chrom werden auch durch Kohleverbrennung freigesetzt.

Hauptemittenten in Österreich sind die Eisen- und Stahlindustrie (ca. 25 %), gefolgt von Kohlefeuerungen (16 %) sowie zu etwa gleichen Teilen die Zement- und Glasindustrie (10 %). Emissionen durch unverbleites Benzin (11 %) und Kraftwerke (12 %) sind ebenfalls erwähnenswert. Die jährliche Chromemission in Österreich beträgt ca. 6 t (alle Angaben: UMWELTBUNDESAMT 1995a).

3.2.5.2 Österreich gesamt

Der Mittelwert für Chrom liegt bei 0,87 µg/g, der Median bei 0,73 µg/g; fünf Werte lagen unter der Nachweisgrenze von 0,25 µg/g und der Höchstwert lag bei 3,69 µg/g.

3.2.5.3 Konzentrationen in den einzelnen Raumeinheiten

Wie auch aus Abbildung 8 ersichtlich, unterscheidet sich die Raumeinheit 2 signifikant von allen anderen, zwischen denen es keinen statistisch signifikanten Unterschied gibt (Multiple Range Test). In Raumeinheit 2, welche als Wein- und Ackerbaugesamt durch periodisch großflächig vegetationsfreie Flächen gekennzeichnet ist, spielt der Eintrag über Bodenaub eine größere Rolle (siehe auch Kapitel 3.2.1.3). Auf diesem Weg kann auch über Düngemittel eingebrachtes Chrom remobilisiert werden. Wie die Daten aus früheren Untersuchungen zeigen (UMWELTBUNDESAMT 1997, RÜHLING & STEINNES 1998), ist dieses Gebiet auch durch den Ferntransport aus der Slowakei sowie der tschechischen (Ostrava) und polnischen Schwerindustrie (Krakau-Oberschlesien) geprägt.

Höchstwerte gibt es im Raum Leoben-Donawitz, die auf die dort ansässige Eisen- und Stahlindustrie zurückzuführen sind (siehe Kapitel 3.5.5), sowie in Treibach-Althofen (siehe Kapitel 3.5.5). Kleinere, lokale Quellen dürften auch in der „Eisenwurzeln“ (68-1, Molln) und bei Eisentratten (182-1) verantwortlich sein.

Bemerkenswert und derzeit nicht erklärbar sind die hohen Werte am Manhartsberg (21-1, Langenlois; 3,1 µg/g), dieser Standort zeigt auch noch hohe Ni- und Co-Werte.

Außer Betracht gelassen wurden die Standorte, die vermutlich Bodenkontamination und somit hohe Cr-Werte aufweisen (z. B. 39-1, Sieghartskirchen; 109-1, Apetlon; siehe auch Kapitel 3.2.1.3).

3.2.5.4 Vergleich mit 1995

Bezogen auf die gesamtösterreichischen Daten ist zwischen 1995 und 2000 in Bezug auf den Mittelwert, aber nicht für den Median, ein statistisch signifikanter Unterschied festzustellen: Die Werte sind gesunken (siehe auch Kapitel 3.4).

Bezogen auf die Raumeinheiten ist der Rückgang in den Raumeinheiten 1, 2 und 4 signifikant, nicht aber in Raumeinheit 3. In den Raumeinheiten 5, 6 und 7 ist sogar eine leichte Steigerung gegenüber 1995 aufgetreten.

Die 1995 noch hoch belastete Region um Linz und westlich davon, zeigt in dieser Studie eine deutliche Verbesserung (siehe Karte 22; Kapitel 3.5.6).

Möglicherweise verdecken aber einige wenige sehr starke Abnahmen die Vielzahl an kleineren Zunahmen (siehe Karte 22). Fast zwei Drittel aller Standorte zeigen 2000 höhere Werte als 1995.

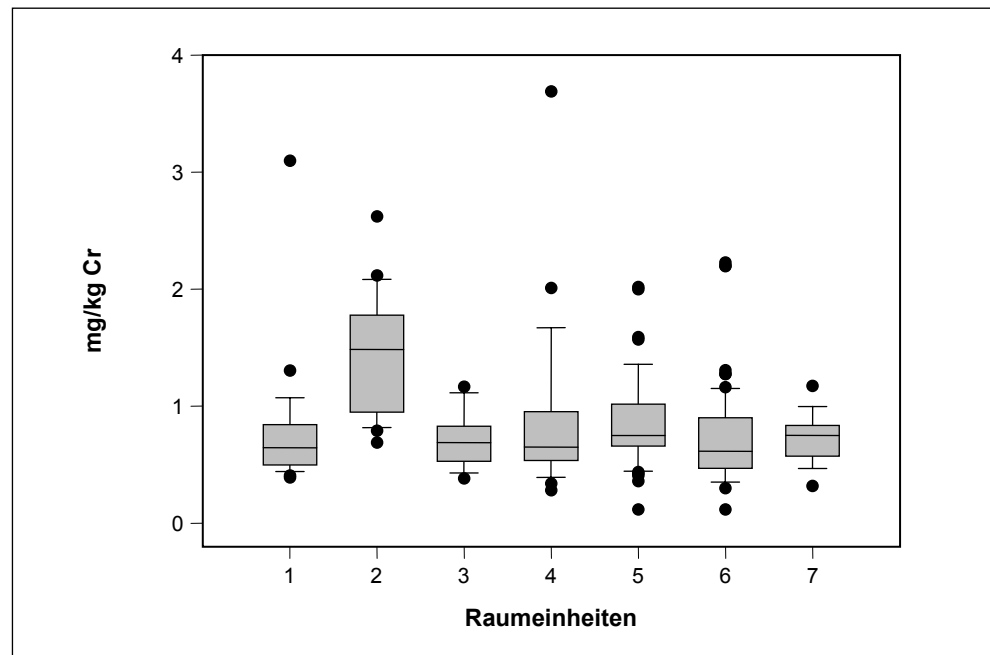


Abbildung 8: „Box & Whisker Plots“ der Chromkonzentrationen (mg/kg TG Moos) in den einzelnen Raumeinheiten.

3.2.6 Cu (Kupfer)

3.2.6.1 Allgemeines

Kupfer (OZ 29; A_r 36,6) ist ein sowohl für Pflanzen als auch Tiere essenzielles Element. Es kommt u. a. als prosthetische Gruppe diverser Enzyme vor und spielt im Kohlenstoff- und Stickstoffmetabolismus eine wichtige Rolle. In Pflanzen hat es eine relativ geringe Toleranzbreite. Unter 4 ppm treten Mangelerscheinungen auf, über 20 ppm wirkt Cu bereits in den meisten Fällen toxisch.

Kupfer gehört neben Gold und Silber zu den am längsten bekannten Metallen, nicht zuletzt deshalb, weil es in der Natur auch elementar vorkommt. Kupfer rangiert an 26. Stelle in der Elementhäufigkeit der Erdkruste und tritt in Lagerstätten auf. Die wichtigsten Kupfererze sind vor allem Sulfide (wie Kupferkies (CuFeS₂) und Kupferglanz (CuS)) und Oxide wie Cuprit (Cu₂O).

Kupfer wird vor allem bei der Kupfererzeugung und von anderen Metallindustrien freigesetzt. Ein Hauptanwender (50 %) ist heute die Elektroindustrie (Kabelherstellung). Aber auch als Legierungsbestandteil (z. B. Rohre) sowie in Düngemitteln und Pestiziden wird Kupfer eingesetzt. Letztere finden vor allem im Weinbau und in der Hopfenzucht breite Verwendung. In landwirtschaftlich intensiv genutzten Böden können bis zu 50 % des Kupferanteils aus der Bewirtschaftung stammen (AMT DER SALZBURGER LANDESREGIERUNG 1993).

UMWELTBUNDESAMT (1995a) sehen Kraftstoffe als die wesentlichen Emittenten (70 %), wobei vor allem Diesel eine wichtige Rolle spielt. Diese Annahme kann aufgrund der Ergebnisse der Studie über die Industrieregionen, in der auch straßennahe Standorte beprobt wurden, bestätigt werden (siehe Kapitel 3.5).

Von untergeordneter Rolle sind für die Cu-Freisetzung in Österreich Verbrennungsprozesse (< 15 %) und Staubemissionen aus der Eisenindustrie. Eine nicht zu unterschätzende Rolle dürften die historischen und rezenten Kupferbetriebe spielen (z. B. im Inntal, siehe Kapitel 3.5.1). Der österreichische Ausstoß an Kupfer beträgt jährlich ca. 22 t (UMWELTBUNDESAMT 1995a), nach UMWELTBUNDESAMT (1996d) aber nur noch 9,1 t.

3.2.6.2 Österreich gesamt

Der Mittelwert für die Cu-Konzentrationen in Moosen liegt bei 6,54 µg/g, der Median bei 6,13 µg/g, der niedrigste gemessene Wert beträgt 3,4 µg/g und der Höchstwert 41,5 µg/g.

3.2.6.3 Konzentrationen in den einzelnen Raumeinheiten

Raumeinheit 5 weist signifikant höhere Konzentrationen auf als die Raumeinheiten 1 und 4. Ansonst gibt es im statistischen Sinne keinen Unterschied zwischen den einzelnen Raumeinheiten (siehe Abbildung 9 und Karte 7a und 7b).

Wie bereits in der Untersuchung aus dem Jahr 1995 ist auch in dieser Studie das Inntal besonders auffällig. Alle Standorte des Inntales von Landeck bis Kufstein sowie das Wipptal (Brennerautobahn) zeigen Werte, die deutlich über dem nationalen Durchschnitt liegen. Die Gründe sind vielfältig und auch in Kapitel 3.5.1 ausführlich dargestellt: In diesem Raum liegt eine Reihe alter Abbaustätten (PbZn-Vererzungen, Kupfer- und Silberbergbau etc.). Auch heute ist noch eine metallverarbeitende Industrie aktiv, wie z. B. die Sekundär-Kupferhütte Brixlegg. Die Emissionen aus diesem Betrieb sind trotz emissionshemmender Maßnahmen nach wie vor hoch (siehe Kapitel 3.5.1). Eine weitere Ursache für die im Inntal vorgefundene Situation bildet das erhöhte Verkehrsaufkommen. Zusätzlich verschärfen die häufigen Inversionswetterlagen die Immissionssituation in diesem Gebiet.

Erhöhtes Verkehrsaufkommen ist an den meisten Standorten in Österreich mit weit überdurchschnittlichen Cu-Werten als primäre Ursache zu sehen. Dies gilt neben allen Standorten entlang der Inntal- und Brennerautobahn im Besonderen für Vorarlberg und Sammelpunkte in der näheren Umgebung der West- (z. B. Eugendorf) sowie der Südautobahn (z. B. Wildon).

Der deutlich erhöhte Wert bei Trattenbach/NÖ (105-1; 9,4 µg/g) ist auf dort ansässige Kupfervorkommen und -abbau zurückzuführen.

Die Anwendung von Cu-haltigen Pestiziden spiegelt sich wahrscheinlich in erhöhten Werten in manchen Weinbaugenden wider.

3.2.6.4 Vergleich mit 1995

Bezogen auf die gesamtösterreichischen Daten ist zwischen 1995 und 2000 sowohl in Bezug auf den Mittelwert als auch auf den Median ein statistisch signifikanter Unterschied feststellbar: Die Werte sind gestiegen (siehe auch Kapitel 3.4).

Kupfer ist somit das einzige Element, bei dem ein eindeutiger Anstieg gegenüber 1995 zu verzeichnen ist. Dieser ist im Gegensatz zu Cobalt auch nicht in der chemischen Analyse begründet. Ein kontinuierlicher Anstieg von Cu-Werten wird in den letzten Jahren aus zahlreichen Regionen Europas berichtet (siehe z. B. Saarland; LUFTGÜTEBERICHT 1999).

Die Ergebnisse, getrennt nach Raumeinheiten, sind allerdings inhomogen. In Raumeinheit 4 ist gegenüber 1995 sogar eine signifikante Abnahme zu verzeichnen. In allen anderen Raumeinheiten sind die Konzentrationen gestiegen, die Zunahme ist aber nur in Raumeinheit 6 signifikant. Vor allem in Tirol – und hier speziell im Inntal – sind die Konzentrationen teilweise beträchtlich gestiegen (siehe Karte 23).

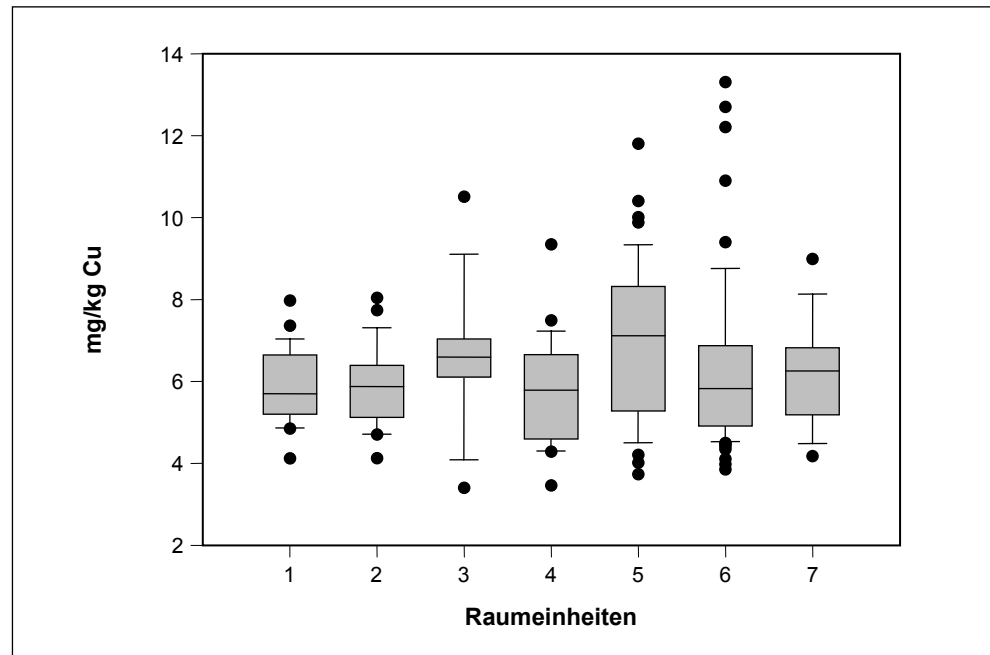


Abbildung 9: „Box & Whisker Plots“ der Kupferkonzentrationen (mg/kg TG Moos) in den einzelnen Raumeinheiten; folgende Ausreißer wurden nicht dargestellt: RE 5 (120-1): 41,5 µg/g; RE 6 (120-2): 19,2 µg/g.

3.2.7 Fe (Eisen)

3.2.7.1 Allgemeines

Eisen (OZ 26; A_r 55,9) ist ein essenzielles Element für alle Lebewesen. Das Metall ist ein funktioneller Bestandteil zahlreicher lebenswichtiger Bausteine (z. B. Cytochrome). Normalerweise enthalten Pflanzen 20 bis 300 mg Fe/g Trockenmasse. Eisen ist kaum toxisch, nur bestimmte Eisenverbindungen wie FeCl₂ oder Eisenchelate können gesundheitsschädigend sein.

Eisen ist eines der häufigsten Elemente der Erdkruste (Nr. 4 der Häufigkeitsliste). Die eisenreichsten Erze (> 20 % Fe) sind Rot-, Braun- und Magneteisenstein und Pyrit (FeS₂). Kohle kann bis zu 10.000 µg Eisen pro kg Kohle enthalten. Aufgrund des relativ hohen Eisengehaltes in Böden (durchschnittlich 40.000 µg/g) wird in internationalen Studien Eisen auch als Indikator für Bodenverunreinigung herangezogen.

Eisen wird in erster Linie als Roheisen und in den verschiedensten Legierungen eingesetzt. In selteneren Fällen findet es als Pigment bzw. als Fällmittel in Kläranlagen Verwendung. Anthropogene Hauptemissionen stammen aus der Eisen- und Stahlindustrie sowie aus der Verbrennung von Kohle (Heizungen, Kraftwerke).



3.2.7.2 Österreich gesamt

Der durchschnittliche Eisengehalt aller Moosproben liegt bei 499 µg/g, der Median bei 409 µg/g, der niedrigste gemessene Wert beträgt 144 µg/g und der Höchstwert 3.593 µg/g.

3.2.7.3 Konzentrationen in den einzelnen Raumeinheiten

Auffallend erhöht sind die Fe-Konzentrationen in der Raumeinheit 2, dem Nordosten Österreichs (siehe Karte 8a und 8b). Der Unterschied zu allen anderen Raumeinheiten ist signifikant (siehe Abbildung 10). Alle übrigen Raumeinheiten unterscheiden sich im statistischen Sinne nicht.

Die Gründe für die erhöhten Fe-Werte in Raumeinheit 2 sind ähnlich wie jene bei Cr (siehe Kapitel 3.2.5.3): Eintrag über Bodestaub durch periodisch großflächig vegetationsfreie Flächen, der Ferntransport aus dem Osten und Norden und Emissionen aus dem Großraum Wien. Eine Trennung der einzelnen Faktoren ist schwierig. Bei den Standorten 41-1 (Schleinbach) und 59-1 (Reisenberg) könnten auch die Verbrennungen der nahe gelegenen Erdgasförderanlagen bzw. Raffinerie beteiligt sein.

Immissionen aus dem Raum Linz könnten die Werte im Machland (52-1, Saxen) beeinflussen sowie das Eisen- und Stahlwerk den Leobener Sammelpunkt (133-1, Niklasdorf). Lokale eisenverarbeitende Industrie gibt es auch am Standort im Triestingtal (57-2, Kaumberg) sowie in der „Eisenwurz“ (68-1, 69-1)

Lokale Quellen liegen bei Brixen im Thale (121-1) und östlich von Liezen vor (180-2, Nikolsdorf), wobei hier auch geogene Ursachen in Betracht gezogen werden müssen.

3.2.7.4 Vergleich mit 1995

Bezogen auf die gesamtösterreichischen Daten ist zwischen 1995 und 2000 in Bezug auf den Mittelwert ein statistisch signifikanter Unterschied festzustellen. Mittelwert, Standardabweichung und Verteilung der Daten unterscheiden sich nicht signifikant (siehe auch Kapitel 3.4).

Eine signifikante Abnahme gegenüber 1995 gibt es nur in Raumeinheit 2. Mit Ausnahme von Raumeinheit 4 gibt es in allen anderen Raumeinheiten sogar eine leichte Zunahme gegenüber der Aufsammlung von 1995. Mit Ausnahme einzelner Standorte in Raumeinheit 2 (Abnahmen) und dem Standort in Brixen im Thale (Zunahme) sind die Veränderungen allgemein gering (siehe Karte 24).

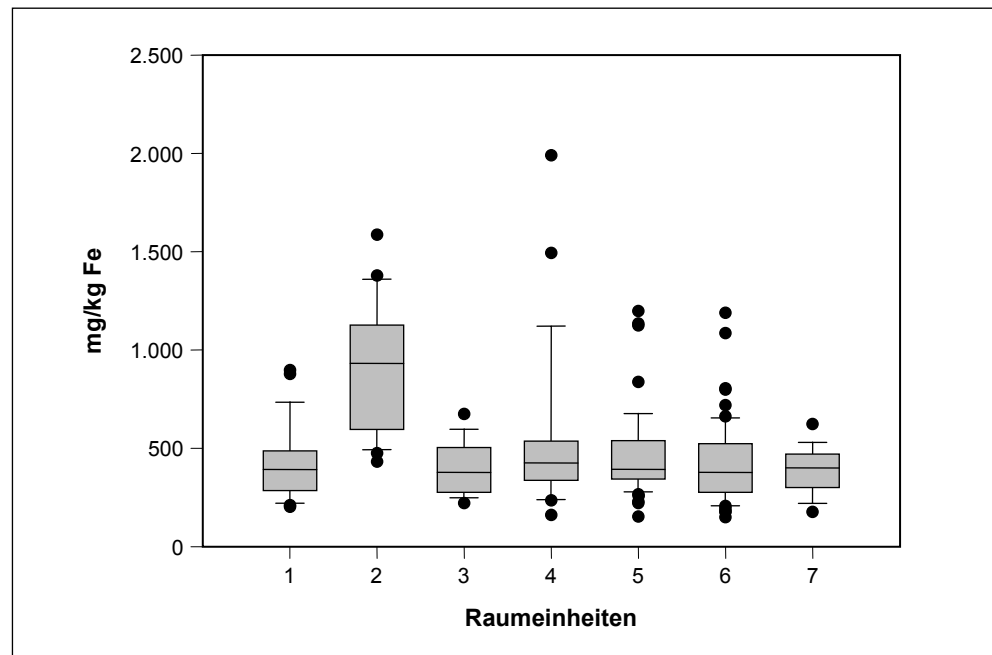


Abbildung 10: „Box & Whisker Plots“ der Eisenkonzentrationen (mg/kg TG Moos) in den einzelnen Raumeinheiten; folgender Ausreißer wurde nicht dargestellt: RE 5 (121-1): 3.593 $\mu\text{g/g}$.

3.2.8 Hg (Quecksilber)

3.2.8.1 Allgemeines

Quecksilber (OZ 80; A, 200,6) hat sowohl für Tier und Mensch eine relativ hohe Toxizität. Diese beruht auf der Reaktion von Quecksilber mit essenziellen SH-Gruppen von Proteinen und Nukleinsäuren. Die für Organismen bedenklichsten Quecksilberverbindungen sind neben elementarem Quecksilber, Hg-Salze und organische Hg-Verbindungen. Quecksilber wird primär über die Atemwege aufgenommen, die Resorption über den Darm ist äußerst gering (Ausnahme organische Hg-Verbindungen).

Quecksilber steht an 64. Stelle in der Häufigkeitsliste der Elemente der Erdkruste. Es ist das einzige Metall, welches bei Atmosphärendruck erst unter -39 °C fest wird. Die häufigste natürliche, bergbaumäßig genutzte Hg-Verbindung ist Zinnober (HgS). In sauren Böden ist Quecksilber hochmobil, weniger in stark basischen. Durch Mikroorganismen kann es einerseits zu einer Umwandlung von organischen Hg-Verbindungen zu anorganischen Verbindungen kommen, aber auch zu einer Reduktion zu volatilem Hg und dadurch zu einer Freisetzung von Hg in größerem Ausmaß.

Verwendung findet Quecksilber in der Elektroindustrie (Schalter, Batterien), bei der Chlor-Alkali-Elektrolyse oder als Amalgam (Zahnmedizin). Bedenklich ist und war die Verwendung als Fungizid und als Saatbeizmittel, wodurch regional große Mengen an Hg in Böden und Grundwasser gelangten. Die Quecksilberfreisetzung ist nicht zuletzt aufgrund des Verbotes der Saatgutbeizung mit Hg, als auch aufgrund steigender Recyclierung rückläufig. CHIARADIA & CUPELIN (2000) sehen einen Zusammenhang von Hg und Verkehr.



Hauptemittent in Österreich ist die Industrie mit 46 %, wobei 38 % aus den Produktionsprozessen in der Eisen- und Stahlerzeugung, der Chlorindustrie sowie der Zementindustrie stammen. 12 % werden durch Feuerungsanlagen und 6 % aus der Abfallbehandlung der Industrie freigesetzt (30 %). Die Wärme- und Heizkraftwerke sind für 28 % der Emissionen verantwortlich. Aus Kleinf Feueranlagen stammen 28 %. Die Quecksilberemissionen sind seit 1985 um 72 % weniger geworden (UMWELTBUNDESAMT 2001).

3.2.8.2 Österreich gesamt

Die durchschnittliche Hg-Konzentration liegt bei 0,06 µg/g, für den Median bei 0,05 µg/g. Der niedrigste gemessene Wert lag bei 0,02 µg/g, der Höchstwert bei 1,14 µg/g.

3.2.8.3 Konzentrationen in den einzelnen Raumeinheiten

Die Verteilung der Hg-Konzentrationen in Bezug auf die Raumeinheiten ist relativ homogen (siehe Karten 9a und 9b). Nur Raumeinheit 6 unterscheidet sich in Bezug auf den Mittelwert signifikant von Raumeinheit 4, alle anderen Raumeinheiten zeigen keinen statistisch signifikanten Unterschied (siehe Abbildung 11). Lokal gesehen gibt es vier Teilgebiete mit deutlich erhöhten Werten, die in einer österreichweiten Matrix aus eher niedrigen Werten liegen (siehe Karte 9b).

Auffällig erhöhte Werte finden sich im Inntal in der weiteren Umgebung von Brixlegg, der österreichische Höchstwert liegt nahe bei Brixen im Thale.

Deutlich überdurchschnittliche Werte gibt es auch in der Mur-Mürzfurche, u. a. in der Umgebung von Donawitz bzw. vor allem in der weiteren Umgebung von Murau (> 0,2 µg/g TG). In Donawitz wird Erz vom steirischen Erzberg verarbeitet, welches relativ reich an Hg ist, außerdem gibt es im Werk Donawitz keine entsprechenden Filteranlagen. Bodenerosionen vom Erzberg selbst spielen in Bezug auf Hg offensichtlich keine Rolle (siehe Kapitel 3.5.5).

Geogen bedingt dürften die hohen Hg-Konzentrationen im Raum Murau sein.

Lokale Emittenten können als Ursache für erhöhte Werte im Rheintal angenommen werden, Ferntransport durch die erhöhten Niederschläge ist aber ebenfalls in Betracht zu ziehen (siehe Karten 9a und 9b).

3.2.8.4 Vergleich mit 1995

Bezogen auf die gesamtösterreichischen Daten ist zwischen 1995 und 2000 in Bezug auf den Mittelwert und den Median kein statistisch signifikanter Unterschied festzustellen. Standardabweichung und Verteilung der Daten unterscheiden sich aber signifikant. Dies ist u. a. auch auf die relativ große Anzahl an Proben unter der Nachweisgrenze im Jahr 1995 zurückzuführen (siehe auch Kapitel 3.4).

Die Veränderungsmuster sind unterschiedlich (siehe Karte 25). Eine Zunahme der Konzentrationen ist in den Raumeinheiten 1, 3, 6 und 7 festzustellen, statistisch signifikant ist sie nur in Raumeinheit 6. Eine Abnahme der Werte gab es hingegen in den Raumeinheiten 2, 4 und 5, signifikant aber nur in Raumeinheit 4.

Die Veränderungen sind insgesamt aber eher gering (siehe Karte 25), eine deutliche Erhöhung gab es nur bei Brixen und im Murtal.

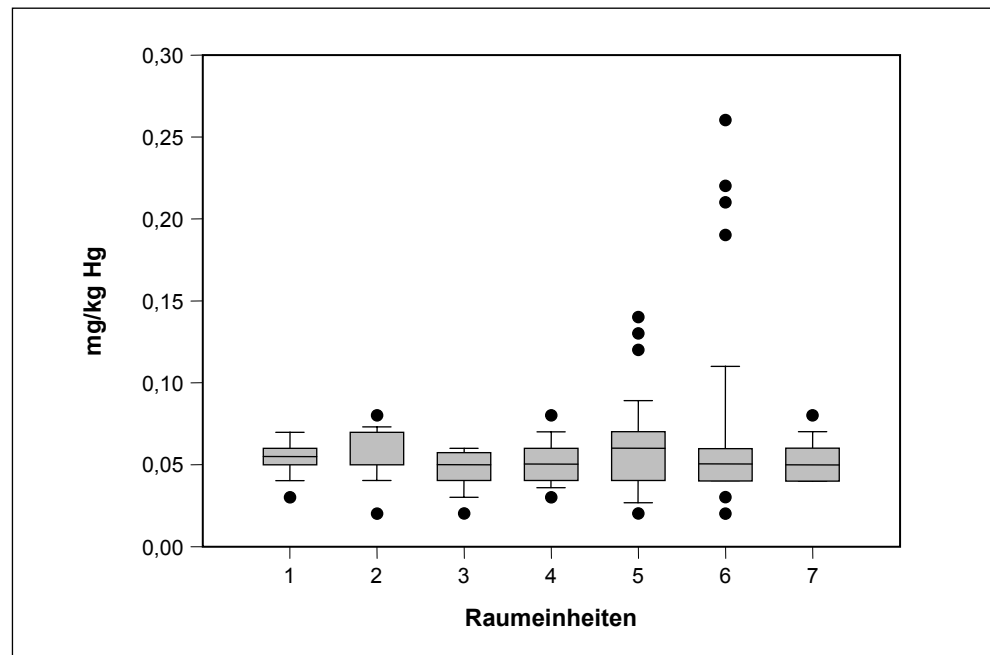


Abbildung 11: „Box & Whisker Plots“ der Quecksilberkonzentrationen (mg/kg TG Moos) in den einzelnen Raumeinheiten.

3.2.9 Mo (Molybdän)

3.2.9.1 Allgemeines

Molybdän (OZ 42; A_r 95,9) ist als Bestandteil der Aldehydoxidase ein essenzielles Element für fast alle Organismenarten. Es ist vor allem für den Phosphat-Metabolismus und die Stickstofffixierung von Bedeutung. Toxisch ist es nur in höheren Konzentrationen für Tier und Mensch. Die Gefahr einer Molybdänvergiftung ist vor allem für Wiederkäuer besonders groß.

Molybdän steht an 53. Stelle in der Häufigkeitsliste der Elemente der Erdkruste. In sauren Gesteinen sind die Konzentrationen höher als in basischen, in Kohle und Erdöl können die Konzentrationen bisweilen stark ansteigen. Böden haben einen durchschnittlichen Anteil von 1–2 ppm Mo. Die industriell am meisten genutzten Mo-Mineralien sind Molybdenit (MoS₂) und Ferrimolybdit (Fe₂(MoO₄)₃). Molybdän wird meist als Nebenprodukt bei der Kupferverhüttung gewonnen.

Die Hauptverwendung von Molybdän liegt in der Erzeugung von Stahl (u. a. für spezielle Legierungen), als Korrosionsschutz, für Katalysatoren und in der Pigmentherstellung. Molybdän gelangt vor allem durch die Erzverhüttung, durch die Metallherstellung, über phosphathaltige Dünge- und Waschmittel sowie über Verbrennungsprozesse in die Natur.

Über die österreichischen Emissionen liegen keine offiziellen Daten vor.

3.2.9.2 Österreich gesamt

Der Mittelwert aller in Österreich gefundenen Moosproben liegt für Mo bei 0,31 µg/g, der Median aller Werte bei 0,26 µg/g. Der niedrigste gemessene Wert beträgt 0,1 µg/g, der Höchstwert 3,18 µg/g.

3.2.9.3 Konzentrationen in den einzelnen Raumeinheiten

Auf Raumeinheiten bezogen ist die Verteilung der Depositionen sehr konstant. Nur in Raumeinheit 1 sind die Werte signifikant niedriger als in Raumeinheit 5 und 6, ansonst gibt es keine statistischen Unterschiede (siehe Abbildung 12).

Die mit Abstand höchsten Werte wurden in der Umgebung des Planseewerkes in Reutte gefunden (siehe Kapitel 3.5.2), der nächstgelegene Hintergrundstandort weist allerdings „nur“ mehr 1,0 µg/g Mo auf. Die Mo-Emissionen des Werkes sind seit langem bekannt.

Der Höchstwert der „Hintergrundstandorte“ (3,18 µg/g) wurde am Standort Pöckstein (186-1, Treibach-Althofen) gefunden, der Standort mit den zweithöchsten Konzentrationen stammt aus derselben Gegend (3,0 µg/g; 186-2, Pöckstein). Die dort gefundene Mo-Konzentration beträgt das 10-fache des österreichischen Mittelwertes. Beide Sammelpunkte liegen nordwestlich der Chemischen Werke Treibach, einem schwermetallverarbeitenden Industriebetrieb. Bereits in der Untersuchung von 1995 zeigte dieser Standort die mit Abstand höchsten Mo-Konzentrationen in ganz Österreich. Stark erhöht sind an diesem Standort weiters die Werte von Ni und V (siehe dort). Aufgrund der Methodik dieser Untersuchung muss von Emissionen der Jahre 1999 und 2000 ausgegangen werden (siehe Kapitel 3.5.4).

Die überdurchschnittlichen Konzentrationen im Bereich der Nördlichen Kalkalpen in Tirol (Achenkrich, Imst) sowie in der Silvretta könnten geogene Ursachen haben (z. B. THALMANN et al. 1989).

Deutlich erhöht sind auch die Werte in der Umgebung des Stahlwerkes von Leoben-Donawitz, sowie durch lokale Emittenten im Wiener Raum.

3.2.9.4 Vergleich mit 1995

Bezogen auf die gesamtösterreichischen Daten ist zwischen 1995 und 2000 in Bezug auf den Mittelwert und den Median eine statistisch signifikante Abnahme der Konzentrationen festzustellen (siehe auch Kapitel 3.4).

In den Raumeinheiten 3, 6 und 7 ist die Abnahme statistisch signifikant. Die deutliche Abnahme in Raumeinheit 7 könnte auf einen methodischen Fehler oder eine Sekundärkontamination im Jahre 1995 zurückzuführen sein. Auf einen Kartenvergleich wurde daher verzichtet.

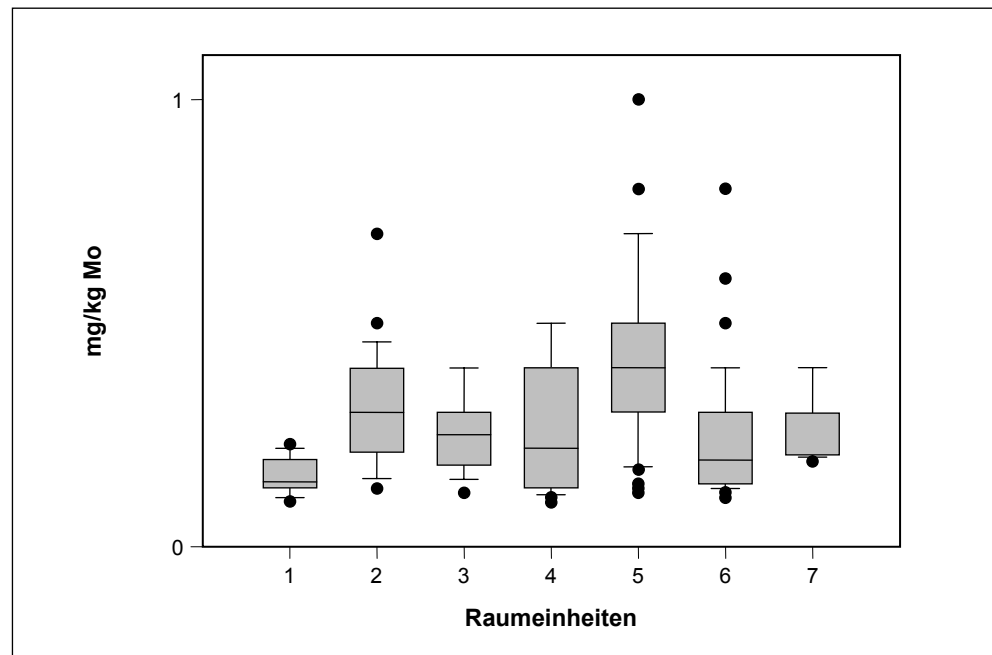


Abbildung 12: „Box & Whisker Plots“ der Molybdänkonzentrationen (mg/kg TG Moos) in den einzelnen Raumeinheiten; folgende Ausreißer wurde nicht dargestellt:
RE 6 (186-1): 3,18 µg/g und (186-2): 3,0 µg/g.

3.2.10 Ni (Nickel)

3.2.10.1 Allgemeines

Nickel (OZ 28; A_r 58,7) ist für tierische Lebewesen essenziell, nicht aber für die meisten Pflanzen. Das Metall steht im Zusammenhang mit der Eisenresorption. Nickelstaub und einige Nickelverbindungen wie Nickelacetat (Ni(CH₃COO)₂) oder Nickelsubdisulfid (Ni₃S₂) zeigen karzinogene Wirkung. Einige Nickelverbindungen sind auch bekannte Allergene.

Nickel steht an der 23. Stelle der Häufigkeitsliste der Elemente der Erdkruste. Es ist ein bestimmender Bestandteil von über hundert Mineralien, das wohl wichtigste Nickelerz ist Pentlandit ((NiFe)₉S₈). Besonders hohe Ni-Werte gibt es über Serpentin.

Nickel wird vor allem in vielen korrosions- und hitzebeständigen Legierungen verwendet (z. B. Münzen, Turbinen), außerdem in der Galvanik und der Elektroindustrie (Batterien, Tonbänder). Die wichtigsten anthropogenen Quellen sind einerseits Bergbau, Verhüttung und Metallverarbeitung, andererseits die Verbrennung fossiler Brennstoffe (Öle, Diesel, Kohle).

Die bedeutendsten Emissionsquellen in Österreich sind Kraftwerke (34 %), Diesel aus Kfz-Motoren (30 %) sowie die industrielle Verbrennung von Öl (16 %). Die Gesamtemission in Österreich beträgt etwa 30 t Nickel pro Jahr (UMWELTBUNDESAMT 1995a).

3.2.10.2 Österreich gesamt

Der Mittelwert aller in Österreich gemessenen Nickelkonzentrationen in Moosen beträgt 1,52 µg/g, der Median 1,26 µg/g, der kleinste gemessene Wert liegt bei 0,35 µg/g, der höchste bei 7,95 µg/g.

3.2.10.3 Konzentrationen in den einzelnen Raumeinheiten

Raumeinheit 2 weist statistisch signifikant höhere Werte als Raumeinheit 5 auf, alle anderen Raumeinheiten sind im statistischen Sinn vergleichbar, auch wenn die Schwankungen teilweise sehr groß sind (siehe Abbildung 13; Karten 11a und 11b).

Die Verteilung der Ni-Depositionen zeichnet sich generell durch große Variabilität aus. Aus einer breiten, eher unterdurchschnittlichen Matrix ragen bundesweit einzelne Standorte mit sehr hohen Werten heraus (siehe z. B. Karte 11b). An diesen Punkten korreliert Ni fast immer mit anderen erhöhten Konzentrationen einzelner Metalle, meist sind dies Co, Cd und Fe.

Die erhöhten Werte in Raumeinheit 2 sind auf die Emissionen, primär aus Verbrennungsprozessen aller Art (Wärme Kraftwerke, Kleinf Feuerungsanlagen, industrielle Verbrennung, Verkehr) des Großraumes Wien zurückzuführen. Auch der Ferntransport aus dem Nordosten (siehe As oder Fe) spielt in diesem Gebiet eine wesentliche Rolle. Der Standort bei Hainburg (61-1, Wolfsthal) steht zweifelsfrei im Einflussbereich der Raffinerie in Bratislava.

In Treibach-Althofen sind die Werte überdurchschnittlich (4,25 µg/g TG, 3,65 µg/g TG), aber deutlich niedriger als bei der Aufsammlung von 1995. Als Verursacher müssen (wie auch bei Mo und V – siehe dort) die Treibacher Chemischen Werke in Betracht gezogen werden.

Relativ hohe Grundgehalte an Nickel weisen die Böden des Standortes 89-1 (Thiersee, Unter-Inntal) auf, sekundäre Verunreinigung mit Bodestaub kann hier angenommen werden (siehe auch Mo). Verkehrsemissionen sind hier zusätzlich in Betracht zu ziehen.

Der Standort 180-2 (Oberdrauburg Nikolsdorf) ist auch bei Fe auffällig, eine lokale Quelle kann vermutet werden. Auch beim Sammelpunkt 56-1 (Wilhelmsburg Phyra) dürften lokale Emissionsquellen vorliegen (siehe auch Cd). Bemerkenswert die hohen Ni-Werte im oberösterreichischen Salzkammergut, die Ursachen bleiben ungeklärt.

3.2.10.4 Vergleich mit 1995

Bezogen auf die gesamtösterreichischen Daten ist zwischen 1995 und 2000 in Bezug auf den Mittelwert und den Median eine statistisch signifikante Abnahme der Konzentrationen festzustellen (siehe auch Kapitel 3.4).

Nur in Raumeinheit 2 ist die Abnahme gegenüber der Aufsammlung 1995 signifikant, in den Raumeinheiten 1, 3, 4 und 5 waren die Konzentrationen von 1995 sogar geringfügig niedriger.

Punktbezogen ist eine markante Abnahme nur in Treibach-Althofen zu verzeichnen (ca 30 % des Wertes von 1995). Starke Steigerungen gibt es nur am Manhartsberg und im Atterseegebiet, beides mit unbekannter Ursache (siehe Karte 26).

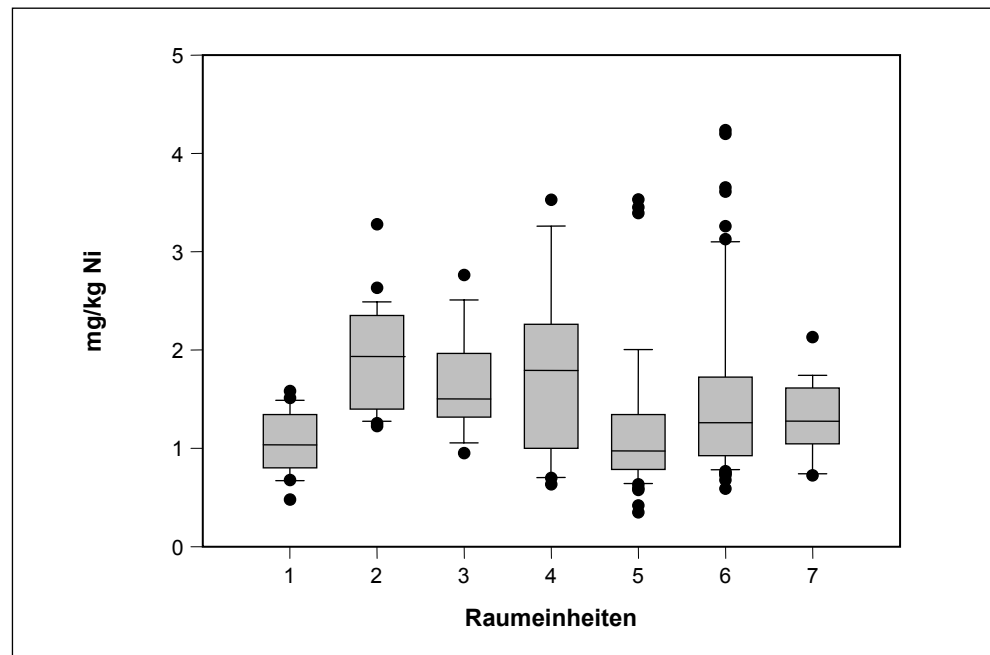


Abbildung 13: „Box & Whisker Plots“ der Nickelkonzentrationen (mg/kg TG Moos) in den einzelnen Raumeinheiten; folgende Ausreißer wurde nicht dargestellt:
 RE 2 (21-1): 7,95 µg/g und RE 5 (66-1): 6,79 µg/g.

3.2.11 Pb (Blei)

3.2.11.1 Allgemeines

Blei (OZ 82; A_r 207,2) ist sowohl für Pflanzen als auch für Tiere toxisch. Seine Giftwirkung begründet sich einerseits aus der Reaktion der Blei-Ionen mit den freien SH-Gruppen von Proteinen (nicht kompetitive Hemmung), andererseits aus der Inhibition diverser Enzyme aufgrund der chemischen Ähnlichkeit von Blei mit essenziellen Metall-Ionen (z. B. Calcium). Dementsprechend wird es primär im Knochen-system abgelagert. Hohe Bleikonzentrationen finden sich, wie bei anderen Schwermetallen auch, in Leber und Niere. Akute Bleivergiftungen sind selten, es überwiegen chronische Schäden (Blutbildung, Nervensystem). Eine Karzinogenität von Blei ist nicht nachgewiesen. Phytotoxische Erscheinungen treten nur bei sehr hohen Konzentrationen auf.

Blei ist von den stärker toxischen Schwermetallen das in der Erdkruste am häufigsten vertretene Element (Nr. 36 in der Häufigkeitsliste der Erdkrustenelemente). Obwohl es mehr als 200 bleihaltige Mineralien gibt, sind nur wenige wirtschaftlich nutzbar. Den höchsten Bleigehalt (87 %) hat Bleiglanz (PbS). Blei kommt oft mit anderen Mineralien in gemeinsamen Lagerstätten vor (vor allem mit Zn, Cu, Fe).

Weltweit stammt der Hauptteil aller Bleimissionen aus der Verbrennung von verbleitem Benzin (ca. 90 %). Die organischen Bleiverbindungen Bleitetraethyl und Bleitetramethyl werden dem Kraftstoff als Antiklopfmittel für Benzinmotoren beige-setzt. Die Freisetzung erfolgt primär partikulär als Bleichlorid, -bromid oder -oxid, aber auch als organische Verbindung (5–10 %), welche aufgrund ihrer lipophilen Eigenschaften hochtoxisch sind. Seit Einführung des unverbleiten Benzins sind die Bleimissionen zumindest in den Ländern, in denen dieses auch in entsprechendem



Ausmaß verwendet wird, stark rückläufig. Die durch Verbrennungsprozesse freigesetzten Aerosole (Teilchengrößen $< 1 \mu\text{m}$) haben eine lange Verweildauer in der Atmosphäre und unterliegen besonders weiten Verfrachtungen.

Weite Verwendung findet Blei auch in der Batterieherstellung, in geringerem Umfang als Legierungsbestandteil, für Rohre und Kabelummantelungen oder elementar (Bleischrote für die Jagd oder zum Tontaubenschießen). Neben der Freisetzung bei der Bearbeitung oder Herstellung bleihaltiger Materialien wird Blei auch noch bei der Verhüttung von Kupfer- und Zinkerzen und bei der Stahlproduktion freigesetzt. Die dabei emittierten Partikel ($< 2,5 \mu\text{m}$) lagern sich überwiegend in unmittelbarer Umgebung der Emittenten ab.

Blei wird seit historischen Zeiten verwendet und ist das Schwermetall mit dem höchsten anthropogenen Anreicherungsfaktor. Die menschliche Freisetzung ist 28-mal höher als die natürliche und selbst nach Abzug des verbleiten Benzins bleibt noch ein Anreicherungsfaktor von 7 (VERRY & VERMETTE 1992).

In Österreich sind laut Umweltkontrollbericht (UMWELTBUNDESAMT 2001) 42 % aller Bleiemissionen dem Verkehr zuzuschreiben. 37 % stammen aus der Stahl- und Glaserzeugung, 13 % aus Verbrennungsprozessen von Kleinverbrauchern, der Rest (6 %) von lokalen Emittenten (z. B. Wärmekraftwerken). Die jährliche Pb-Gesamtemission in Österreich lag im Jahr 1999 bei etwa 34 t. Die Bleiemissionen sind in Österreich im Zeitraum 1985 bis 1999 um 90 % gesunken.

3.2.11.2 Österreich gesamt

Der Mittelwert aller in Österreich gemessenen Bleikonzentrationen in Moosproben liegt bei $6,61 \mu\text{g/g}$, der Median bei $5,76 \mu\text{g/g}$, das gemessene Minimum bei $1,98 \mu\text{g/g}$ und das Maximum bei $22,6 \mu\text{g/g}$.

3.2.11.3 Konzentrationen in den einzelnen Raumeinheiten

Raumeinheit 5 hebt sich statistisch signifikant von den Raumeinheiten 1, 3 und 6 durch höhere Werte ab. Ansonst unterscheiden sich die Raumeinheiten nicht im statistischen Sinne (siehe Abbildung 14).

Im Folgenden werden Gebiete bzw. Sammelpunkte mit Konzentrationen über $13 \mu\text{g/g}$ besprochen. Generell fällt auf, dass viele der Standorte mit sehr hohen Pb-Werten auch sehr hohe Cu-Werte aufweisen.

Eine auffällige Zone mit erhöhten Bleikonzentrationen an mehreren Standorten ist das untere Inntal zwischen Wörgl und Hall. Hier gibt es mehrere Quellen: In der sekundären Kupferhütte Brixlegg werden laut Werkangaben 362 kg Pb pro Jahr emittiert. Überdies treten in dieser Raumeinheit vielfach Blei-Vererzungen im Untergrund auf (WEBER 1997; siehe auch Karten 12a und 12b).

Ferntransport und regional erhöhte Verkehrsdichte dürften Hauptverursacher relativ hoher Konzentrationen in den nördlichen Staulagen Vorarlbergs sein.

Lokale Quellen lassen sich am alten Industriestandort Gusswerk in der Steiermark vermuten, wo es auch erhöhte Cu-Werte und Eisenvererzungen gibt.

Die hohen Konzentrationswerte bei Bad Sauerbrunn korrelieren mit sehr hohen As- und Co-Werten, die Verursacher sind unklar.

Höchstwerte werden nach wie vor auch in der Umgebung der ehemaligen BBU in Arnoldstein erreicht (Details siehe Kapitel 3.5.3). Überdurchschnittliche Werte am Standort nördlich von Völkermarkt sind wahrscheinlich auf die Nähe der Autobahn, ggf. aber auch auf ansässige Vererzungen zurückzuführen.

3.2.11.4 Vergleich mit 1995

Bezogen auf die gesamtösterreichischen Daten ist zwischen 1995 und 2000 in Bezug auf den Mittelwert und den Median eine statistisch signifikante Abnahme der Konzentrationen festzustellen (siehe auch Kapitel 3.4).

Alle Raumeinheiten zeigen im Jahr 2000 signifikant niedrigere Werte als bei der Aufsammlung von 1995. Besonders unterstrichen wird dies durch die Tatsache, dass die Raumeinheit, welche im Jahre 2000 die höchsten Werte zeigt (Raumeinheit 5) noch immer unter dem Wert der niedrigsten Raumeinheit (6) von 1995 liegt. Dieser Rückwärtstrend ist bei keinem anderen Schwermetall so einheitlich und deutlich. Besonders markant ist der Rückgang in den Nördlichen Kalkalpen, aber auch im Osten und den Zentralalpen. Die räumlichen Verteilungsmuster hingegen haben sich gegenüber 1995 wenig verändert. Die Gebiete mit den erhöhten Werten gleichen einander mit wenigen Ausnahmen in beiden Untersuchungsjahren (Inntal, nördliches Vorarlberg, Südliche und Nördliche Kalkalpen).

Nur an einem Standort nördlich von Brixlegg im Inntal gibt es eine deutliche Konzentrationssteigerung, ansonst überwiegen auch bei Vergleich der Einzelpunkte (siehe Karte 27) die Abnahmen.

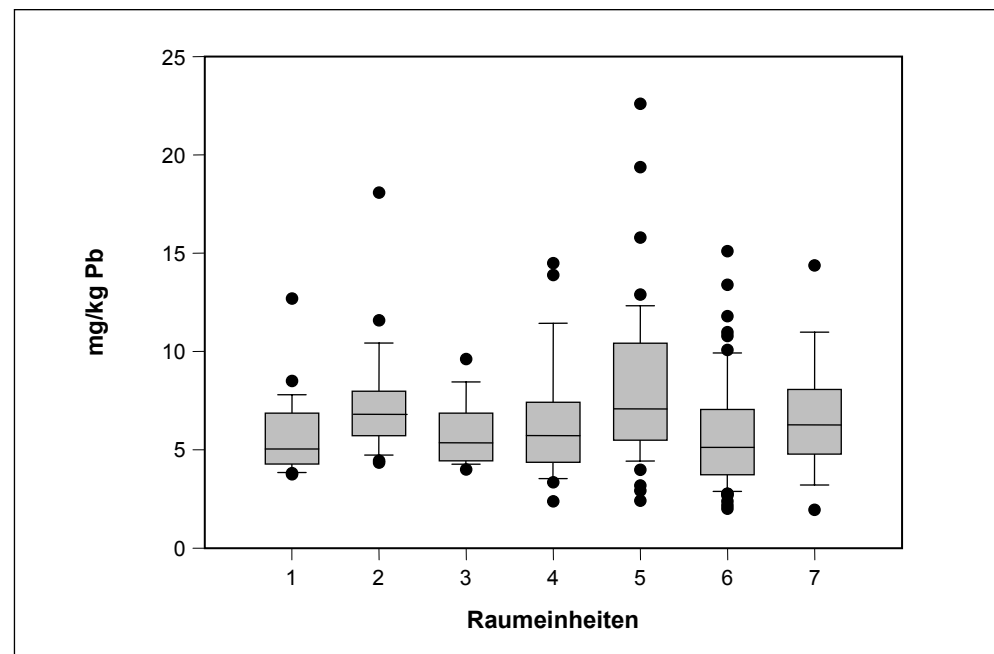


Abbildung 14: „Box & Whisker Plots“ der Bleikonzentrationen (mg/kg TG Moos) in den einzelnen Raumeinheiten.

3.2.12 V (Vanadium)

3.2.12.1 Allgemeines

Vanadium (OZ 23, A_r 50,9) ist nur für bestimmte Organismen essenziell. In größeren Konzentrationen kommt es z. B. in den Vanadozyten im Blut von Seescheiden (Ascidien) vor. Es wird auch für die N₂-Fixierung durch Bakterien benötigt und ist essenziell für Hühner und Ratten, möglicherweise auch für den Menschen. Die genaue Funktion von Vanadium ist in diesem Fall unklar, vermutlich spielt es aber im Energiehaushalt eine Rolle. In größeren Konzentrationen ist Vanadium aber hochtoxisch für Tiere, akkumulativ und karzinogen. Der natürliche Gehalt in Pflanzen liegt zwischen 0,5 und 4 ppm.

Vanadium steht an 20. Stelle in der Häufigkeitsliste der Elemente der Erdkruste. Es kommt in zahlreichen Erzen vor, in größeren Mengen aber im Vanadinit {Pb₅[Cl(VO₄)₃]}, bzw. in Titan-Eisenerzen. Je nach Herkunftsland können größere Mengen Vanadium auch in Erdöl und Kohle enthalten sein (bis zu 1.400 µg/g; HERPIN et al. 1994).

Über 80 % des gewonnenen Vanadiums wird als Zusatz zu Eisen- oder Stahllegierungen verwendet, vor allem für den Einsatzbereich von Geräten mit besonderer Belastung (Hochgeschwindigkeitsfahrzeuge, besonders widerstandsfähige Werkzeuge, Rostschutz). Vanadium wird auch als Katalysator in der chemischen Industrie eingesetzt (Kunststoffherzeugung). Häufigste Emissionsquellen sind die Metallproduktion, Flugaschen aus Öl- und Kohleverbrennung, Zementwerke und Ölraffinerien.

Für Österreich liegen keine Gesamtemissionsdaten vor.

3.2.12.2 Österreich gesamt

Der Mittelwert aller in Österreich gemessenen Vanadiumkonzentrationen in Moosproben liegt bei 1,46 µg/g, der Median bei 1,27 µg/g, das gemessene Minimum bei 0,38 µg/g und das Maximum bei 10,29 µg/g.

3.2.12.3 Konzentrationen in den einzelnen Raumeinheiten

Raumeinheit 2 weist mit Ausnahme von Raumeinheit 7 signifikant höhere Werte auf als alle anderen Raumeinheiten. Ansonst gibt es keine im statistischen Sinne signifikanten Unterschiede (siehe Abbildung 15).

Vanadium zeigt eine hohe Korrelation mit der Verbreitung von Al, Cr und Fe (Korrelationskoeffizient bei allen drei Metallen über 0,8). Es kann daher einerseits auch als Bodenzeiger verwendet werden, eine potenzielle gemeinsame Emissionsquelle dieser drei Metalle (z. B. Buntmetallindustrie) darf aber dabei nicht übersehen werden.

Die V-Werte sind allgemein recht konstant und betragen meist weniger als 2 µg/g (siehe Karten 13a und 13b). Sind Werte erhöht, dann liegen diese meist deutlich darüber.

Die höchsten gemessenen V-Werte (10,29 µg/g, bzw. 8,96 µg/g) stammen von den Sammelpunkten um Treibach-Althofen (186-1, Pöckstein). In den Treibacher Chemischen Werken (TCW) ist nicht nur eine Vanadinanlage in Betrieb, sondern es wird auch eine Vielzahl anderer schwermetallhaltiger Legierungen hergestellt bzw. verarbeitet (siehe Kapitel 3.5.4). Die in Moosen gemessenen Konzentrationen

spiegeln die Immissionen der Jahre 1998–2000 wider. Die interpolierte Karte (siehe Karte 13b) stellt aufgrund verschiedener mathematischer Mechanismen die TCW als Verursacher nur ungenügend dar, nicht jedoch die Punktekarte (siehe Karte 13a) bzw. lokale Untersuchungen (siehe Kapitel 3.5.4).

Die erhöhten Konzentrationen in der Umgebung Wiens sind vermutlich auf die Emissionen aus Verbrennungsprozessen in diesem Raum und deren Verfrachtung zurückzuführen. Die Ölförderanlagen im östlichen Weinviertel und die Raffinerie Schwechat sollten nicht außer Acht gelassen werden, dürften aber nur in geringem Ausmaße beteiligt sein (siehe Kapitel 3.5.7). Am Sammelpunkt östlich von Hainburg (61-1, Wolfsthal) wurde der dritthöchste Wert (5,4 µg/g) gemessen. Hier muss zusätzlich auch die Raffinerie bei Bratislava als bedeutender Emittent eingestuft werden. In der gesamten Raumeinheit 2 ist der Ferntransport aus den tschechischen und polnischen Industrievieren und mäßige Bodenkontamination wirksam.

Die lokale Eisenindustrie in der Umgebung von Ternberg (68-1, Molln) könnte Verursacher der dort erhöhten Werte sein. Dieser Standort ist auch bei Cr auffällig, nicht aber beim Bodenzeiger Al.

Der Sammelpunkt im Tullnerfeld (39-1) ist gleichfalls erhöht (3,01 µg/g). Hier könnte sowohl Bodenkontamination als auch einer Reihe lokaler Emittenten Ursache sein.

3.2.12.4 Vergleich mit 1995

Bezogen auf die gesamtösterreichischen Daten ist zwischen 1995 und 2000 in Bezug auf den Mittelwert und den Median eine statistisch signifikante Abnahme der Konzentrationen festzustellen, allerdings unterscheidet sich auch die Verteilung der Daten, was eine korrekte Interpretation erschwert (siehe auch Kapitel 3.4).

Nur in Raumeinheit 6 konnte eine leichte Zunahme der Konzentration festgestellt werden, ansonst sind die Werte von 2000 in allen Raumeinheiten niedriger als 1995. Nur in Raumeinheit 2 ist die Abnahme auch im statistischen Sinne signifikant.

In der punktbezogenen Auswertung gab es mehrfach eine deutliche Abnahme, eine markante Erhöhung gab es an keinem Standort (siehe Karte 28).

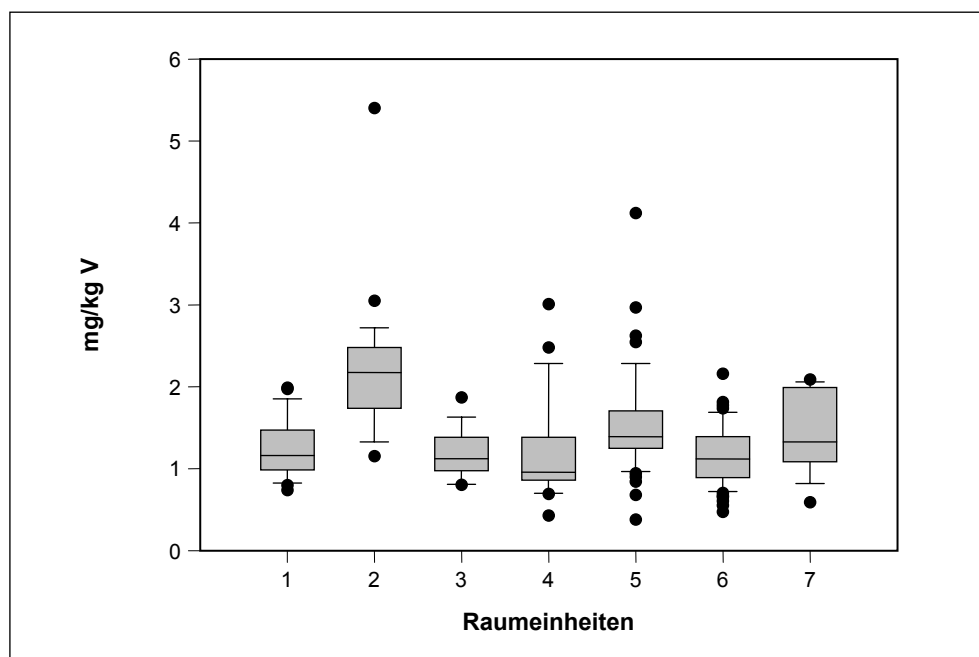


Abbildung 15: „Box & Whisker Plots“ der Vanadiumkonzentrationen (mg/kg TG Moos) in den einzelnen Raumeinheiten; folgende Ausreißer wurden nicht dargestellt:
RE 5 (186-1): 10,29 µg/g und RE 6 (186-2): 8,96 µg/g.

3.2.13 Zn (Zink)

3.2.13.1 Allgemeines

Zink (OZ 30; A_r 65,4) ist als Bestandteil vieler Enzyme ein für Pflanzen und Tiere essenzielles Element. Es ist nur in sehr hohen Konzentrationen toxisch und reichert sich im menschlichen Körper nicht an. Akute Zinkvergiftungen äußern sich bei Pflanzen im Vergilben der jungen Blätter und Absterben des Vegetationspunktes, bei Tieren in Infertilität und Hautveränderungen. Zink-Mangelerkrankungen treten häufiger auf als Überdosen und sind dementsprechend bedenklicher. Moose dürften einen relativ hohen Eigengehalt an Zink haben (ca. 20 µg/g), welcher unabhängig von den Emissionen ist und bei Depositionsberechnungen zum Abzug zu bringen ist.

Zink steht an 24. Stelle in der Häufigkeitsliste der Erdkruste. Es kommt in sehr vielen Mineralien vor, zumeist vergesellschaftet mit Fe oder Mg, wie in Pyroxenen [(Mg,Fe)₂Si₂O₆] oder Amphibolen [Ca₂(Mg,Fe)₅Si₈O₂₂(OH)₂]. Industriell wird Zink unter anderem aus Zinkblende (ZnS) oder Zinkspat (ZnCO₃) gewonnen.

Das Metall wird in erster Linie als Rostschutz von Eisen- und Stahlprodukten verwendet. Sowohl anorganische als auch organische Zinkverbindungen finden eine äußerst breite Verwendung. Zinkoxid (ZnO) wird z. B. in Salben, Düngemitteln, Pigmenten oder Autoreifen eingesetzt. Einige dieser Verbindungen sind toxisch (z. B. Zinkvitriol) oder karzinogen (Zinkchromat).

Hauptemittenten von Zink sind Zn-verarbeitende Industrien, die Buntmetallindustrie, aber auch Kohlekraftwerke und die Verbrennung von Kraftstoffen durch Fahrzeuge. Zink wird vermutlich auch durch den Reifenabrieb freigesetzt. Zink besitzt nach Pb und Cd den dritthöchsten anthropogenen Anreicherungsfaktor (Faktor 3).

Die wichtigsten Emittenten sind private Kohleheizungen (mind. 50 %), gefolgt von Kfz-Kraftstoffen und Hochofen-Staubemissionen (UMWELTBUNDESAMT 1995a). UMWELTBUNDESAMT (1996d) revidierte die jährlichen Zn-Emissionen deutlich nach oben (208 t).

3.2.13.2 Österreich gesamt

Der Mittelwert aller in Österreich gemessenen Zinkkonzentrationen in Moosproben liegt bei 33,6 µg/g, der Median bei 31,5 µg/g, das gemessene Minimum bei 11,8 µg/g und das Maximum bei 114,7 µg/g.

3.2.13.3 Konzentrationen in den einzelnen Raumeinheiten

Die Verteilung von Zn in den einzelnen Raumeinheiten ist relativ komplex (siehe Karten 14a und 14b). Raumeinheit 7 weist die niedrigsten Mittelwerte auf (22,7 µg/g) und unterscheidet sich mit Ausnahme von Raumeinheit 3 signifikant von allen anderen. Raumeinheit 3 (Mittelwert 28 µg/g) unterscheidet sich signifikant von Raumeinheit 1 (36 µg/g) und Raumeinheit 5 (40 µg/g). Diese beiden Raumeinheiten weisen auch die höchsten mittleren Konzentrationen auf. Die übrigen Raumeinheiten nehmen intermediären Status ein (siehe Abbildung 16).

Einige Sammelpunkte mit deutlich erhöhten Konzentrationen (z. B. Inntal, Bregenz, Gusswerk, Bad Sauerbrunn) weisen auch bei Pb und Cu oder As überdurchschnittliche Werte auf. Dies lässt auf lokale Verursacher wie z. B. den Verkehr schließen.

In der Umgebung von Brixlegg sind die sehr hohen Konzentrationen (68,7 µg/g bzw. 60 µg/g) auch auf die dort ansässige sekundäre Kupferhütte zurückzuführen. Von allen in diesem Betrieb emittierten Schwermetallen hat Zn den höchsten Emissionsfaktor (UMWELTBUNDESAMT 1995a). Zusätzlich dürften im Inntal die von anderen Schwermetallen schon bekannten Einflussgrößen hohe Verkehrs- und Siedlungsdichte, Hausbrand und vermehrte Inversionswetterlagen ausschlaggebend sein.

Verkehrseinfluss zeichnet sich auch bei den Standorten Hallein bzw. nördlich von Mondsee ab.

Lokale Emittenten (metallverarbeitende Betriebe) gibt es bei Gusswerk bzw. Hainfeld.

Vererzungen mit Zinkblende und Bleiglanz sind in den Nordtiroler Kalkalpen (Karwendel, um Ehrwald) zu beachten (WEBER 1997). Dort waren auch 1995 die Werte erhöht. Der Höchstwert von 114,7 µg/g im Virgental ist wahrscheinlich ebenfalls geogen bedingt.

3.2.13.4 Vergleich mit 1995

Bezogen auf die gesamtösterreichischen Daten ist zwischen 1995 und 2000 in Bezug auf den Mittelwert keine statistisch signifikante Abnahme der Konzentrationen festzustellen. Der Median ist allerdings in der Aufsammlung 2000 signifikant höher (siehe auch Kapitel 3.4).

Die Veränderungen sind in den einzelnen Raumeinheiten sehr unterschiedlich (siehe Karte 29). Eine Zunahme gegenüber 1995 gab es in den Raumeinheiten 2, 4, 5 und 6, wobei nur die Zunahme in Raumeinheit 5 statistisch signifikant ist. Eine signifikante Abnahme gab es in Raumeinheit 4.

Die Zink-Emissionen im Raum Linz waren stark rückläufig.

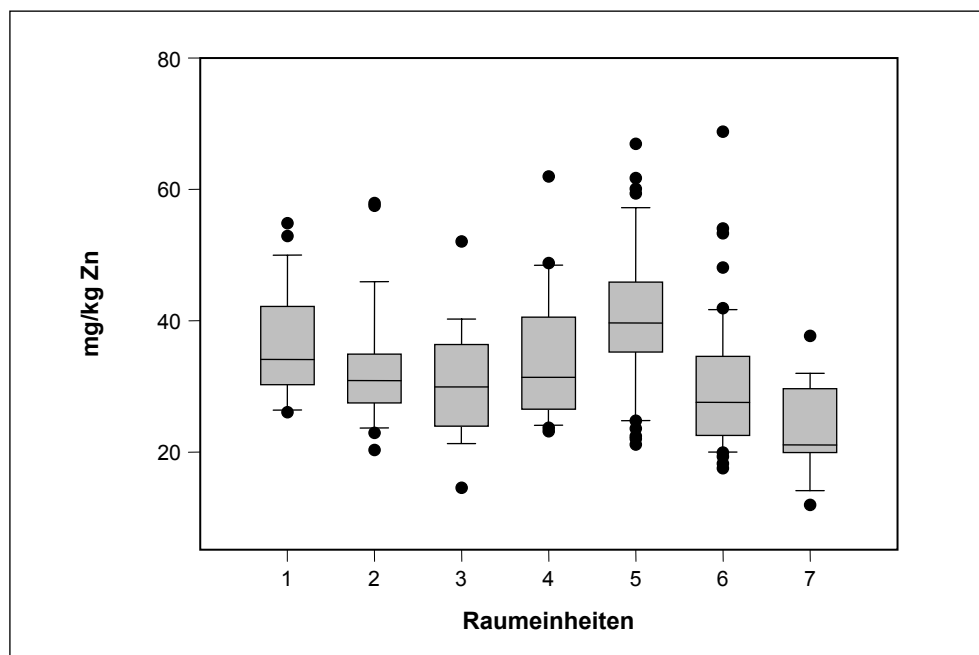


Abbildung 16: „Box & Whisker Plots“ der Zinkkonzentrationen (mg/kg TG Moos) in den einzelnen Regionen; folgender Ausreißer wurde nicht dargestellt:
RE 6 (152-1): 114,7 µg/g.

3.2.14 S (Schwefel)

Schwefel ist kein Schwermetall, es wird aber in dieser Studie als zusätzlicher Indikator für anthropogenen Schadstoffeinfluss im Allgemeinen in die Untersuchung aufgenommen. Schwefel korreliert in diesem Bericht am stärksten mit den Cd- und Pb-Konzentrationen; beide Metalle werden – wie Schwefel – überwiegend anthropogen freigesetzt.

3.2.14.1 Allgemeines

Schwefel (OZ 16; A_r 32,1) ist ein essenzielles Element für alle Lebewesen und als Bestandteil der Aminosäuren Cystin, Cystein und Methionin in den meisten Proteinen enthalten. Schwefel ist ein Makronährelement und kommt als solches in größeren Mengen in jedem Organismus vor. Die Schädwirkungen des Schwefels bzw. einzelner Schwefelverbindungen (SO₂, H₂SO₄ usw.) sind vor allem auf die osmotische Wirkung, Radikalbildung u. v. m. zurückzuführen. Bei Pflanzen kommt es u. a. zur Störung physiologischer Prozesse, Nekrosenbildung und zum Absterben der Blätter, bei Menschen vor allem zur Schädigung der Atemwege und Lunge. Moose haben einen durchschnittlichen Grundgehalt von 700 ppm S, welcher bei Depositionsrechnungen zum Abzug gebracht werden muss.

Schwefel steht an 16. Stelle in der Häufigkeitsliste der Elemente der Erdkruste. Es wird zum Teil elementar gewonnen, größere Mengen befinden sich u. a. in Pyrit (FeS₂), aber auch in Erdöl oder Kohle.

Schwefel wird als Grundstoff in der chemischen Industrie eingesetzt. Der Hauptteil wird für die Schwefelsäureproduktion verwendet, aber auch zum Vulkanisieren sowie zur Erzeugung von Düngemitteln, Pharmazeutika, Pestiziden, Pigmenten und vielem mehr. Der größte Teil anthropogen freigesetzten Schwefels stammt aus der Verbrennung fossiler Energieträger und wird überwiegend als SO₂ freigesetzt.

Die Bilanz der SO₂-Emissionen in Österreich ist stark rückläufig, laut Umweltkontrollbericht (UMWELTBUNDESAMT 2001) haben sich die Emissionen im Zeitraum 1980–1999 um 89 % vermindert. Von den Gesamtemissionen stammen 52 % aus industriellen Prozessen, gefolgt von Kleinverbrauchern (28 %), wobei 23 % auf Kleinf Feuerungsanlagen entfallen. Die S-Gesamtemissionssumme betrug im Jahr 1999 in Österreich etwa 42.000 t (UMWELTBUNDESAMT 2001), das ist weit unter der im Göteborg-Protokoll für Österreich festgelegten Obergrenze für das Jahr 2000 (78.000 t).

3.2.14.2 Österreich gesamt

Der Mittelwert und der Median aller in Österreich gemessenen Schwefelkonzentrationen in Moosproben liegen bei 1.085 µg/g, das gemessene Minimum bei 659 µg/g und das Maximum bei 1.757 µg/g.

3.2.14.3 Konzentrationen in den einzelnen Raumeinheiten

Die regionalen Unterschiede sind zum Teil beträchtlich (siehe Abbildung 17; Karten 15a und 15b). Die Raumeinheit 2 zeigt die höchsten Konzentrationen, der Unterschied ist mit Ausnahme von Raumeinheit 4 zu allen anderen signifikant. Auch Raumeinheit 4 weist auch erhöhte Werte auf, der Unterschied ist aber nur zu den Raumeinheiten 1 und 6 signifikant (siehe Abbildung 17).

Zonen mit hohen Durchschnittskonzentrationen sind in vielen Fällen Gebiete mit erhöhter Siedlungsdichte bzw. verstärktem Industrievorkommen (Rheintal, Inntal, Grazer Becken, Großraum Wien). Besonders auffällig sind die deutlich erhöhten Werte im Osten, wofür mit großer Wahrscheinlichkeit die Raffinerie Bratislava verantwortlich zeichnet. Dazu kommen in der weiteren Umgebung Wiens z. B. der Flughafen und die Erdgas- und Ölförderanlagen im Nördlichen Weinviertel (Matzen).

Andererseits wird durch das Schwefelverteilungsmuster auch die Eintragungssituation durch den Ferntransport verdeutlicht, wie die größeren Konzentrationen im Bereich des Nordstaus der Alpen zeigen (siehe Karte 15b).

3.2.14.4 Vergleich mit 1995

Bezogen auf die gesamtösterreichischen Daten ist zwischen 1995 und 2000 in Bezug auf den Mittelwert bzw. den Median keine statistisch signifikante Veränderung der Konzentrationen festzustellen (siehe auch Kapitel 3.4).

In den Raumeinheiten 2, 5 und 7 gab es gegenüber 1995 eine leichte, statistisch nicht signifikante Zunahme. In den übrigen Raumeinheiten sind die Konzentrationen des Jahres 2000 geringer (siehe Karte 30). In den Raumeinheiten 1 und 4 ist die Abnahme statistisch signifikant.

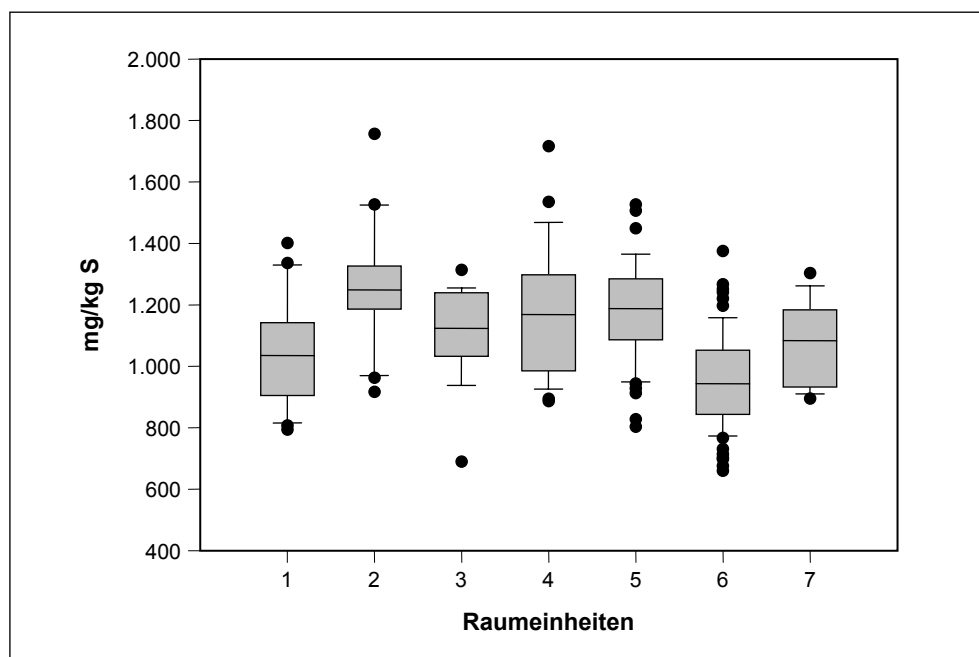


Abbildung 17: „Box & Whisker Plots“ der Schwefelkonzentrationen (mg/kg TG Moos) in den einzelnen Raumeinheiten.

3.2.15 Gemeinsame Betrachtung aller Metalle

Auf Basis der Hauptkomponentenanalyse und der Korrelationsanalysen wurden die Elemente Al, As, Co, Cr, Fe, Ni und V, bzw. Cd, Cu, Hg, Pb, Zn und S zu Gruppen kombiniert. Mo ist auf Basis dieser Analysen keiner Gruppe zuzuordnen (siehe z. B. Kapitel 3.1.3) und wurde daher nur in die Summenkarte aller Elemente mit einbezogen. Die Quellen der ersten Gruppe sind einerseits geogener Natur, werden aber auch z. B. von der Metallindustrie emittiert. Außerdem treten die einzelnen Metallverbindungen zum Teil als Anionen auf. Die zweite Gruppe hat fast ausschließlich anthropogene Emissionsquellen.

In den Karten 17 und 18 sind die Verbreitungsmuster dieser beiden Gruppen dargestellt. Die primär anthropogen emittierten Elemente (siehe Karten 17a und 17b) zeigen drei Verbreitungsschwerpunkte: das Vorarlberger Rheintal, das Unter-Inntal sowie die obersteirische Industrieregion inkl. der Eisenwurzen. Es sind dies Teilregionen mit einer Vielzahl an lokalen Emittenten (Industrie, Verkehr, hohe Siedlungsdichte).

Die Metalle geogenen Ursprungs und der Metallindustrie (siehe Karten 18a und 18b) zeigen einen deutlichen Schwerpunkt im Osten Österreichs. Dies ist vor allem auf durch den Wind remobilisierte Bodenteilchen zurückzuführen (siehe Kapitel 3.2.2.3), Einflüsse aus der Schwerindustrie in den östlich angrenzenden Nachbarländern sind aber auch zu berücksichtigen. Im Bereich der Zentralalpen sind erhöhte Werte vor allem auf lokale und regionale Vererzungen zurückzuführen, welche wiederum über windverfrachteten Bodestaub Sekundärkontaminationen bewirken, teilweise kommen auch hier eisenverarbeitende Industriebetriebe als Verursacher in Frage.



Die Verteilungsmuster beider Karten sind im Vergleich mit jenen von 1995 ähnlich. Nur der Anteil anthropogener Metalle, welche über den Ferntransport verfrachtet werden, ist zurückgegangen. Dies äußert sich darin, dass Gegenden mit sehr hohen Niederschlägen (z. B. Salzkammergut) im Jahr 2000 durchschnittlich niedrigere Konzentrationen als 1995 aufwiesen. Auch der grenzüberschreitende Einfluss aus den südlichen Nachbarländern dürfte zurückgegangen sein.

Die Summe aller untersuchten Elemente ist in den Karten 16a und 16b dargestellt. Dabei werden drei Gebiete mit überdurchschnittlichen Schwermetalldepositionen ausgewiesen. Dies sind das Vorarlberger Rheintal, das Unter-Inntal und der Pannonische Raum. Die Gründe für die erhöhten Belastungen in diesen Gebieten wurden oben angeführt.

Daneben gibt es eine Reihe punktueller Emissionsquellen von zum Teil beträchtlichem Ausmaß (z. B. Treibach-Althofen, Leoben-Donawitz, Reutte; siehe Kapitel 3.5). Ein Großteil der Fläche Österreichs zeigt aber geringe Belastung. Insgesamt ist auch in der Summe aller Metalle gegenüber 1995 ein Rückgang zu beobachten.

Tabelle 3: Übersichtstabelle der Schwefel- und Schwermetallkonzentrationen in Moosen, gegliedert nach Raumeinheiten für das Jahr 2000; Konzentrationen in µg/g Trockengewicht Moos; Mw. = Mittelwert; Md. = Median; Min. = minimaler Wert; Max. = maximaler Wert; St.abw. = Standardabweichung; A = Österreich gesamt.

RE		Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mo	Ni	Pb	V	Zn	S
1	Mw.	355	0,10	0,20	0,41	0,93	6,0	490	0,05	0,17	1,63	6,0	1,43	36,9	1.099
	Md.	293	0,08	0,20	0,29	0,65	5,7	386	0,06	0,15	1,04	5,1	1,16	34,1	1.036
	Min.	165	0,04	0,12	0,12	0,39	4,1	197	0,03	0,10	0,48	3,8	0,73	26,0	797
	Max.	658	0,25	0,27	1,01	3,10	8,0	890	0,07	0,23	7,95	12,7	1,99	54,7	1.402
	St.abw.	122	0,04	0,04	0,19	0,54	0,9	188	0,01	0,04	1,44	2,0	0,37	8,3	174
2	Mw.	715	0,38	0,20	0,52	1,43	5,9	906	0,06	0,31	1,93	7,4	2,20	32,7	1.263
	Md.	713	0,37	0,17	0,50	1,49	5,9	926	0,05	0,30	1,94	6,8	2,17	30,8	1.248
	Min.	341	0,11	0,12	0,30	0,69	4,1	426	0,02	0,13	1,23	4,4	1,15	20,1	917
	Max.	1349	0,90	0,41	0,84	2,62	8,0	1.579	0,08	0,70	3,29	18,1	5,40	57,8	1.757
	St.abw.	279	0,21	0,07	0,17	0,50	1,0	338	0,01	0,13	0,55	3,0	0,88	9,6	202
3	Mw.	327	0,10	0,22	0,38	0,72	6,6	395	0,05	0,25	1,66	5,8	1,17	30,8	1.118
	Md.	301	0,10	0,22	0,34	0,69	6,6	371	0,05	0,25	1,51	5,4	1,12	29,8	1.125
	Min.	194	0,05	0,16	0,23	0,38	3,4	217	0,02	0,12	0,96	4,0	0,80	14,4	693
	Max.	602	0,16	0,31	0,65	1,17	10,5	668	0,06	0,40	2,77	9,6	1,87	52,0	1.315
	St.abw.	108	0,03	0,04	0,14	0,24	1,7	136	0,01	0,09	0,53	1,7	0,32	9,2	161
4	Mw.	383	0,13	0,31	0,43	0,91	5,8	541	0,05	0,29	1,78	6,4	1,22	34,6	1.179
	Md.	289	0,09	0,23	0,31	0,65	5,8	419	0,05	0,22	1,80	5,7	0,96	31,3	1.170
	Min.	126	0,05	0,13	0,14	0,28	3,5	155	0,03	0,10	0,64	2,4	0,43	23,1	886
	Max.	1.243	0,46	1,27	1,32	3,69	9,3	1.982	0,08	1,12	3,54	14,5	3,01	61,9	1.717
	St.abw.	258	0,11	0,27	0,29	0,75	1,4	432	0,01	0,23	0,93	3,2	0,65	10,4	212
5	Mw.	388	0,13	0,24	0,27	0,88	7,7	464	0,06	0,41	1,36	8,1	1,54	40,0	1.176
	Md.	326	0,10	0,21	0,24	0,76	7,2	384	0,06	0,40	1,02	7,1	1,39	39,6	1.188
	Min.	109	0,06	0,10	0,12	0,36	3,7	146	0,02	0,12	0,35	2,4	0,38	21,0	805
	Max.	1.139	0,42	0,54	0,73	2,02	41,5	1191	0,14	1,00	6,79	22,6	4,12	66,9	1.527
	St.abw.	188	0,08	0,11	0,13	0,37	5,1	215	0,03	0,20	1,08	3,9	0,61	11,0	166
6	Mw.	334	0,14	0,16	0,32	0,76	6,4	460	0,06	0,31	1,51	5,8	1,39	30,9	948
	Md.	317	0,11	0,15	0,26	0,64	5,8	381	0,05	0,21	1,27	5,1	1,14	27,5	945
	Min.	132	0,04	0,08	0,10	0,30	3,9	144	0,02	0,11	0,59	2,0	0,47	17,4	659
	Max.	884	1,14	0,54	1,85	2,23	19,2	3.593	0,26	3,18	4,25	15,1	10,29	114,7	1.376
	St.abw.	131	0,16	0,05	0,26	0,36	1,7	196	0,04	0,57	0,85	1,9	1,70	14,3	144
7	Mw.	325	0,11	0,20	0,28	0,73	6,22	386	0,05	0,27	1,30	6,74	1,46	24	1.075
	Md.	320	0,11	0,17	0,31	0,75	6,25	394	0,05	0,30	1,28	6,30	1,33	21	1.085
	Min.	147	0,05	0,10	0,16	0,32	4,17	171	0,04	0,19	0,73	1,98	0,59	12	896
	Max.	506	0,23	0,50	0,36	1,17	8,98	619	0,08	0,40	2,14	14,40	2,09	38	1.304
	St.abw.	99	0,04	0,10	0,06	0,21	1,35	118	0,01	0,07	0,41	3,13	0,50	7	136
A	Mw.	393	0,15	0,21	0,34	0,87	6,5	499	0,06	0,31	1,52	6,6	1,5	33,6	1.085
	Md.	327	0,10	0,18	0,28	0,73	6,1	409	0,05	0,26	1,26	5,8	1,3	31,5	1.085
	Min.	109	0,04	0,08	0,10	0,25	3,4	144	0,02	0,10	0,35	2,0	0,4	11,8	659
	Max.	1.349	1,14	1,27	1,85	3,69	41,5	3.593	1,14	3,18	7,95	22,6	10,3	114,7	1.757
	Std.aw.	209	0,15	0,12	0,21	0,48	3,0	350	0,03	0,31	0,94	3,1	1,0	12	200

Tabelle 4: Prozententuelle Veränderungen der Schwefel- und Schwermetalldepositionen in den einzelnen Raumeinheiten für den Mittelwert (Mw.) und den Median (Md.) gegenüber der Aufsammlung von 1995 (= 100 %); A = Österreich gesamt.

RE		As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mo	Ni	Pb	S	V	Zn
1	Mw.	-27	-21	+24	-46	+4	-23	-7	-41	+16	-38	-30	-4	-14
	Md.	+23	-8	+132	-36	+4	-23	+10	-46	-20	-45	-41	+3	-15
2	Mw.	-27	-13	+2	-35	-3	-31	-15	+10	-28	-34	-35	-2	-3
	Md.	-11	-15	+14	-29	-1	-12	-17	-3	-19	-29	-28	-7	-3
3	Mw.	-4	-13	+9	-8	+32	0	+8	-67	+1	-37	-17	+12	+9
	Md.	+54	-8	+3	-14	+37	+9	+25	-71	+1	-39	-14	+10	+10
4	Mw.	-27	+2	+21	-34	-24	-6	-34	-5	-4	-35	-23	-16	-15
	Md.	+38	-12	+148	-7	-16	+10	-29	-29	+38	-36	-26	-20	-12
5	Mw.	+29	-21	+56	+4	+20	+19	-11	+21	-4	-31	-9	+14	+3
	Md.	+54	-21	+92	+9	+16	+30	0	+25	+2	-34	-4	+24	+5
6	Mw.	+38	-24	+29	+6	+22	+25	+15	-47	+4	-28	+4	+6	-3
	Md.	+69	-17	+108	+6	+19	+21	0	-23	+5	-31	+3	-2	-5
7	Mw.	-13	-11	-2	+8	+7	+3	+18	-67	+10	-37	-1	-22	+5
	Md.	+69	-19	+19	+7	+18	+27	0	-63	+7	-30	-11	-28	0
A	Mw.	-1	-18	+23	-15	+10	-1	-2	-33	-5	-33	-15	+2	-3
	Md.	+54	-18	+124	+4	+14	+20	-17	-19	-3	-35	-2	+3	-2

3.3 Ergebnisse gegliedert nach Bundesländern

In diesem Kapitel werden die aktuelle Situation und der Vergleich mit der Aufsammlung 1995 getrennt nach den einzelnen Bundesländern besprochen. Da meist mehrere Raumeinheiten in einem Bundesland vorzufinden sind, sind die Depositionen in den einzelnen Teilen eines Bundeslandes oft unterschiedlich. Daher sind neben den in diesem Kapitel angeführten allgemeinen Betrachtungen auch die Trends der jeweiligen Raumeinheiten zu berücksichtigen (siehe Kapitel 3.2). Die Nummern der Standorte entsprechen den Bezeichnungen der Karte 1a, weitere Angaben zu den Standorten sind im Anhang ersichtlich.

3.3.1 Burgenland

Im Burgenland wurden, dem Flächenanteil entsprechend, Moose an 12 Sammelpunkten gesammelt. Das Bundesland hat Anteil an folgenden Raumeinheiten: Nordosten = Pannonische Raumeinheit (RE 2; 5 Standorte), Südöstliches Alpenvorland (RE 3; 6 Standorte) und den kristallinen Zentralalpen (RE 6; 1 Standort).

3.3.1.1 Aktuelle Situation

Die durchschnittlichen Schwermetalldepositionen im Burgenland liegen meist deutlich über dem österreichischen Durchschnitt. Die Mittelwerte der Al-, As-, Co-, Cr-, Fe- und Ni-Konzentrationen sind im Burgenland am höchsten, bei Schwefel weist dieses Bundesland den zweithöchsten Wert auf (siehe Tabelle 5).

Diese überdurchschnittlichen Konzentrationen haben mehrere Gründe:

Einerseits sind viele Standorte des Burgenlandes aktuellen Emissionen aus dem Großraum Wien ausgesetzt. Die mit den vorherrschenden Westwinden verfrachteten Luftverunreinigungen sind voraussichtlich dafür in erster Linie verantwortlich. Dafür spricht, dass im Nordburgenland zumeist höhere Werte zu finden sind als in den südlichen Landesteilen. Dies ist vor allem bei den vorwiegend anthropogen verursachten Schwermetallen Hg, V und Pb besonders auffällig.

Da praktisch alle an Österreich östlich angrenzenden Länder im europäischen Rahmen gesehen überdurchschnittlich hohe Depositionswerte aufweisen, ist auch der grenzüberschreitende Ferntransport von Bedeutung.

Weiters gibt es im Burgenland selbst eine Reihe von Emissionsquellen, die lokalen Charakter haben, daher auch lokal für zum Teil deutlich erhöhte Werte sorgen (z. B. in Bad Sauerbrunn (76-2) bei As, Co, Pb und Zn).

Andererseits kann aufgrund der Elementverteilung von einer überdurchschnittlichen sekundären Verunreinigung der Proben mit Bodengraus ausgegangen werden. Dies erklärt sich aus den großflächig offenen Weinbau- und Ackerlandschaften des Bundeslandes und den durch den Wind vertragenen Boden (siehe auch Kapitel 3.2.1.3). Dadurch werden im Boden abgelagerte Schwermetalle auf den Pflanzen (unter ihnen die Moose deponiert). Dies ist z. B. besonders am Standort im Seewinkel bei Apetlon (109-1) der Fall. Auffällig sind diesbezüglich auch die sehr hohen As-Werte bei Oggau (78-1), die möglicherweise auf Pestizid- und Düngemittelnutzung zurückzuführen sind. Beide Standorte gehörten bereits bei der Aufsammlung von 1995 zu den Standorten mit den höchsten Schwermetallkonzentrationen in ganz Österreich.

3.3.1.2 Veränderungen gegenüber 1995

Bei Betrachtung der Mittelwerte von 1995 und 2000, hat mehr als die Hälfte aller Elemente wie z. B. Co (+ 29 %), Cu (+ 19,3 %), As (+ 13,1 %) oder Zn (+ 11,4 %) zugenommen. Die Rückgänge bei den Schwermetallen Pb (– 28 %) und Ni (– 28 %) sind beträchtlich (siehe Tabelle 6). Bei Verwendung der Mediane sind die Veränderungen mit Ausnahme von As ähnlich. Der Rückgang bei Pb ist zweifelsfrei auf bleifreies Treibstoff zurückzuführen, die Elemente Co, Cu und Zn deuten dennoch auf vermehrtes Verkehrsaufkommen seit 1995 hin.

3.3.2 Kärnten

In Kärnten wurden Moose an 27 Standorten gesammelt. Das Bundesland hat Anteil an folgenden Raumeinheiten: Südalpen inkl. Klagenfurter Becken (RE 7; 14 Standorte) und den Kristallinen Zentralalpen (RE 6; 13 Standorte).

3.3.2.1 Aktuelle Situation

Die Mittelwerte der meisten Schwermetalle in Moosen liegen in Kärnten unter dem österreichweiten Durchschnitt (siehe Tabelle 5). Die mittleren Konzentrationen bei Mo und V sind allerdings in Kärnten am höchsten, nicht so deren Mediane. Dieser Umstand ist darin begründet, dass im Raum Treibach-Althofen die absoluten Höchstwerte dieser beiden Metalle zu finden sind. Die dort gefundenen Konzentrationen sind zehnfach so hoch wie der österreichische Durchschnitt. Die Umgebung

der Treibacher Chemischen Werke und der ehemaligen Bleiberger Bergwerksunion AG (BBU) in Arnoldstein gehört zu den von den höchsten Schwermetalleinträgen betroffenen Gebieten in Österreich (siehe auch Kapitel 3.5.3 und 3.5.4). Der Einfluss reicht in den Hauptwindrichtungen bis in eine Entfernung von mindestens 20 km. Sieht man von der Umgebung dieser Industriestandorte ab, liegen die meisten Probepunkte zum Teil weit unter dem Durchschnitt, obwohl das Klagenfurter Becken mit relativ hoher Siedlungsdichte und den damit verbundenen Problemen (Hausbrand, Verkehr) und der Beckenlagen mit Inversion höhere Werte erwarten hätte lassen (vergleiche z. B. Inntal). Die Standorte entlang der Karawanken und Karnischen Alpen zeigen meist etwas höhere Konzentrationen als jene der anderen Landesteile, was wie im Falle der deutlich erhöhten Pb-Werte bei Globasnitz (204-2) ggf. auch geologische Ursachen haben kann.

3.3.2.2 Veränderungen gegenüber 1995

Obwohl Kärnten im Allgemeinen relativ niedrige Werte aufweist, ist doch bei manchen Schwermetallen eine deutliche Zunahme gegenüber 1995 zu beobachten (siehe Tabelle 6). Bei den Zunahmen liegt Kärnten demnach an zweiter Stelle. Vor allem bei As (+ 25,5 %), Cu (+ 15,9 %), Hg (+ 15,9 %) und V (+ 9,9 %) sind deutliche Erhöhungen zu verzeichnen, die teilweise auch außerhalb des österreichweiten Trends liegen. Die Gründe sind bei verschiedenen Emissionsquellen (Hausbrand, Verkehr, Industrie) zu suchen, aber vermutlich „hausgemacht“.

Die Abnahmen bei Pb, Ni und Cd sind wie in den meisten anderen Bundesländern deutlich (für Mo siehe auch Kapitel 3.2.9).

3.3.3 Niederösterreich

In Niederösterreich wurden der Größe des Bundeslandes entsprechend die meisten Proben gesammelt (45 Standorte). Niederösterreich hat Anteil an den meisten Raumeinheiten: Kristallines Mittelgebirge (RE 1; 12 Standorte), Nordosten = Pannonische Raumeinheit (RE 2; 17 Standorte), Nördliches Alpenvorland (RE 4; 5 Standorte), Flysch- und Kalkalpen (RE 5; 9 Standorte) und den kristallinen Zentralalpen (RE 6; 2 Standorte).

3.3.3.1 Aktuelle Situation

Die meisten Durchschnittswerte liegen bei den einzelnen Metallen jeweils im oberen Drittel (siehe Tabelle 5). Mit einigen punktuellen Ausnahmen liegen die Werte der nordöstlichen und östlichen Landesteile meist deutlich über den anderen. Dies hat seine Ursachen einerseits in den Emissionen des Ballungsraumes Wien, wobei aber Standorte wie die Raffinerie Schwechat oder der Flughafen Schwechat auf niederösterreichischem Gebiet liegen. Eine Reihe lokaler Quellen außerhalb von Wien – wie die Ölförderanlagen um Matzen – sind ebenfalls zu berücksichtigen. Grenzüberschreitender Schadstofftransport aus den östlichen Nachbarländern (Slowakei, Polen) ist eine zusätzliche Quelle, die besonders bei den grenznahen Standorten wie Hainburg/Wolfsthal (61-1) oder Baumgarten an der March (43-1, Weiden) direkt zum Tragen kommt. Die Auswirkungen der Raffinerien dies- und jenseits der Grenze sind z. B. besonders bei V und Ni zu sehen.



Der vergleichsweise erhöhte Al-Anteil mancher Proben des Weinviertels deutet zum Teil auf leichte Sekundärkontamination mit Bodenteilchen hin. Aktuelle Depositionen können dadurch nicht deutlich von jenen der letzten Jahre unterschieden werden.

Auffällig sind weiters folgende Sammelpunkte:

Bei Amstetten (St.Georgen im Ybbsfeld; 53-1) ist der Einfluss der Westautobahn deutlich zu sehen (Cd, Co hoch). Nordöstlich von Wilhelmsburg (56-1, Phyra) wurden außerordentlich hohe Cd-Werte sowie deutlich erhöhte Ni-Konzentrationen festgestellt. Emissionen aus lokalen Quellen (Porzellanwerk, Gerberei, Holzindustrie) können in Wilhelmsburg vermutet werden. Der Sammelpunkt bei Hainfeld (57-2, Kaumberg) zeigt überdurchschnittlich hohe Konzentrationen bei Fe, Zn und Ni, hier gibt es lokale metallverarbeitende Betriebe. Der Standort bei Trattenbach (105-1) zeigt deutlich erhöhte Cu-Werte, in dieser Raumeinheit gibt es allerdings auch alten Kupferbergbau. Der Sammelpunkt bei Sieghartskirchen (39-1) am Rande des Tullnerfeldes ist bei mehreren Metallen besonders auffällig. Hier könnten mehrere Verursacher in Frage kommen. In der Umgebung liegen einige Industriebetriebe sowie der Kraftwerkstandort Dürnrohr. Das Waldviertel weist weitgehend niedrige Werte auf, sieht man von einem Sammelpunkt am Manhartsberg (21-1, Langenlois) ab, der vor allem bei Ni und Co sehr auffällig ist.

3.3.3.2 Veränderungen gegenüber 1995

Bis auf Zn und Co ist bei allen Schwermetallen ein Rückgang zu verzeichnen, die Zunahme bei Zn ist aber gering (Mw. + 5,7 %). Damit liegt NÖ in Bezug auf die Abnahme der Schwermetallkonzentrationen in den Bundesländern auf Platz eins. Auch die Prozentsätze der Abnahme sind zum Teil bedeutend (siehe Tabelle 6).

3.3.4 Oberösterreich

In Oberösterreich wurden Proben an 32 Standorten gesammelt. Das Bundesland hat Anteil an folgenden Raumeinheiten: Kristallines Mittelgebirge (RE 1; 12 Standorte), Nördliches Alpenvorland (RE 4; 13 Standorte) und den Nördlichen Flysch- und Kalkalpen (RE 5; 7 Standorte).

3.3.4.1 Aktuelle Situation

Oberösterreich zeigt mit Ausnahme von Cd, Zn und S durchschnittliche Schwermetallkonzentrationen unter den österreichischen Mittelwerten. As, Cu, Hg und Mo sind in Oberösterreich sogar am niedrigsten (siehe Tabelle 5).

Generell sind die Cd-Werte entlang des nördlichen Teils der Kalkvoralpen etwas erhöht. Eine Verfrachtung aus dem Zentralraum oder dem Ausland könnte dafür verantwortlich sein. Auffällige Einzelpunkte: Der Sammelpunkt bei Gaspoltshofen (48-1; Cd, Ni) ist einerseits der zu Betrieben im Raum Vöcklabruck nächstliegende Standort, andererseits sind in weiterer Umgebung alte Bergbaue zu finden, was aber weniger wahrscheinlich die Ursache ist. Im Machland (52-1, Saxen; Fe), könnte der Ferntransport aus Linz eine Rolle spielen. Bei Ternberg (68-1, Molln; V, Cr) wiederholt sich das Ergebnis der Aufsammlung von 1995, lokale Quellen (alte eisenverarbeitende Industrie) sind anzunehmen.

Die Situation von Linz und Umgebung wird in Kapitel 3.5.6 detailliert dargestellt. Zusammenfassend kann aber festgestellt werden, dass die Immissionen in der Industrieregion von Linz gegenüber früheren Jahren deutlich gesunken sind und für Industrieregionen dieser Größenordnung vergleichsweise niedrig sind.

3.3.4.2 Veränderungen gegenüber 1995

Im Vergleich mit anderen Bundesländern hat sich die Situation in OÖ deutlich verbessert. Bis auf Co und Mo sind bei allen Schwermetallen Rückgänge zu verzeichnen, die bei Cr, Pb, V und Cd besonders stark sind (siehe Tabelle 6). Dies deutet auf effiziente Maßnahmen vor allem bei den Industrie-Emissionen hin. Im Raum Linz trifft dies besonders für die Eisen und Stahlindustrie zu (Cr, Hg, Zn; siehe auch Kapitel 3.4).

3.3.5 Salzburg

Im Salzburg wurden 18 Standorte besammelt. Das Bundesland hat Anteil an folgenden Raumeinheiten: Nördliches Alpenvorland (RE 4; 2 Standorte), Flysch- und Kalkalpen (RE 5; 6 Standorte) und den Kristallinen Zentralalpen (RE 6; 10 Standorte).

3.3.5.1 Aktuelle Situation

Salzburg weist mit Ausnahme von As, Cu, Mo und Zn bei allen Schwermetallen die im Durchschnitt niedrigsten Konzentrationen in Moosen im Vergleich mit den anderen Bundesländern auf (siehe Tabelle 5).

Der durchschnittliche Al-Gehalt der Proben ist sehr niedrig, was auf geringe sekundäre Kontamination mit Bodestaub hinweist. Die gemessenen Werte entsprechen daher weitgehend den Immissionen/Depositionen der Jahre 1998–2000.

Die Standorte im Flachgau weisen im Vergleich mit dem Salzburger Durchschnitt höhere Werte als jene der anderen Teile des Landes auf. Vor allem der Standort Eugendorf (64-1) zeigt auch im österreichweiten Vergleich deutlich erhöhte Werte bei Pb, Cu und Cd auf. Alle drei Metalle werden vor allem bei Verbrennungsprozessen emittiert.

Der Standort bei Hallein (94-1) zeigt erhöhte Zn-, Cu- und Cd-Werte, gleichfalls Indikatoren für Emissionen aus dem Verkehr und der lokalen Industrie. Dieser Standort ist der einzige, der im Bereich der Tauernautobahn liegt, wenngleich auch in größerer Entfernung. Bei Tamsweg gibt es deutlich erhöhte Hg-Werte. Im Tal der Krimmler Ache wurde der österreichische Zn-Höchstwert gemessen. Die Ursachen sind an beiden Standorten unklar.

3.3.5.2 Veränderungen gegenüber 1995

Vor allem der starke Pb-Rückgang ist besonders auffällig (– 45 %), was in erster Linie auf die unverbleiten Kraftstoffe zurückzuführen ist. Bei Cd, Cr und V liegen die Rückgänge z. T. weit über 20 % (siehe Tabelle 6). Das Elementmuster lässt auf Rückgänge vor allem bei Verbrennungsprozessen (z. B. Industrie) schließen.



Die Cu-Konzentrationen sind gestiegen (+ 9,3 %). Bei Co sind deutliche Anstiege bemerkbar, erstaunlicherweise auch bei Ni und Zn, was deutlich vom nationalen Trend abweicht.

3.3.6 Steiermark

In der Steiermark wurde an 41 Standorten gesammelt. Das Bundesland hat Anteil an folgenden Raumeinheiten: Südöstliches Alpenvorland (RE 3; 7 Standorte), Nördliche Flysch- und Kalkalpen (RE 5; 8 Standorte) und den Kristallinen Zentralalpen (RE 6; 26 Standorte).

3.3.6.1 Aktuelle Situation

Die mittleren Schwermetallkonzentrationen in Moosen der Steiermark liegen alle unter dem österreichweiten Mittelwert (siehe Tabelle 5).

Die Obersteiermark und der Grazer Raum sind deutlich höher belastet als die übrigen Teile des Landes. Vor allem die Raumeinheit 5 (Nördliche Kalkalpen) und die Mur-Mürzfurche sind sehr auffällig. In der Obersteiermark kommen vorwiegend aktuelle Emissionen als Ursache in Betracht. Vor allem im Raum Leoben-Donawitz sind die Immissionen (z. B. mit Fe, Hg und Cr) auffällig. Die Ursache ist in der Eisen- und Stahlindustrie zu suchen (zur Situation um Leoben-Donawitz siehe auch Kapitel 3.5.5). Aber auch um Knittelfeld gibt es deutlich überdurchschnittliche Konzentrationen (z. B. bei Hg, Cr). Um Murau finden sich stark erhöhte Werte bei Hg. Da ein größeres Gebiet betroffen ist, könnte dies geogen bedingt sein. Bei Gusswerk (102-1) waren überdurchschnittliche Konzentrationen an Cu, Pb und Zn zu finden, hier gibt es alte Industrie und Erzvorkommen.

Im steirischen Salzkammergut gelten einerseits der Ferntransport im Zusammenhang mit den hohen Niederschlägen (Cd, Pb; siehe auch UMWELTBUNDESAMT 1997) als auch die geologische Situation, mit einer Reihe an Vererzungen (Fe, Cu), als Ursache der erhöhten Werte.

Ein weiterer auffälliger Einzelpunkt ist Wildon/Lebring (190-1) in Bezug auf Cu – hier muss die Autobahn bzw. die Elektroindustrie als Verursacher in Betracht gezogen werden.

3.3.6.2 Veränderungen gegenüber 1995

Der Abnahme bei fünf Elementen steht eine Steigerung bei acht Schwermetallen gegenüber. Die Zunahmen sind zum Teil beträchtlich (siehe Tabelle 6) und laufen parallel zu jenen in Kärnten. Die Veränderungen an den einzelnen Standorten sind in den meisten Fällen gering (siehe auch Karten 19 bis 30). Deutliche Abnahmen zeigen hingegen die Cd-Werte an Standorten der Kalkalpen sowie die Mo-Werte an vielen Sammelpunkten.

3.3.7 Tirol

In Tirol wurde an 37 Standorten gesammelt. Das Bundesland hat Anteil an folgenden Raumeinheiten: Nördliche Flysch- und Kalkalpen (RE 5; 16 Standorte), Kristalline Zentralalpen (RE 6; 20 Standorte) und den Südalpen (RE 7; 1 Standort).

3.3.7.1 Aktuelle Situation

Die Konzentrationen in Tirol liegen bei Cd, Cr, Hg, Ni, V und S unter dem österreichischen Mittelwert, bei den übrigen Elementen darüber. Besonders hoch sind die Werte bei Cu und weniger deutlich bei Pb (siehe Tabelle 5).

Neben einer größeren Anzahl an wenig belasteten Hintergrundstandorten gibt es einige ganz auffällig erhöhte Sammelpunkte bzw. Regionen. Die Situation ist vor allem im Unter-Inntal zwischen Kufstein und Telfs bedenklich. Dies wurde bereits 1995 aufgezeigt, der Trend hat sich noch verstärkt. Vor allem bei Cu, aber auch bei Cd, Hg, Pb oder Zn haben sich die Konzentrationen in diesen Gebieten erhöht. Dies ist ein im Vergleich mit den übrigen Landesteilen bzw. gegenüber Gesamtösterreich deutlich gegenläufiger Trend. Die Ursachen sind zweifelsfrei eine Summe aus lokalen aktuellen Industrie-Emissionen (z. B. Montanwerke Brixlegg), der relativ hohen Siedlungsdichte und dem hohen Verkehrsaufkommen. Die häufigen Inversionswetterlagen verstärken diese Effekte. Für weitere Details siehe Kapitel 3.5.1.

Auffällige Standorte außerhalb des Inntales sind: Die bei Brixen im Thale (121-1) gefundenen As-, Fe-, Co-, Hg- und Ni-Werte gehören zu den höchsten in ganz Österreich. Ob die dortigen Fahlerzvorkommen oder aktuelle Emissionen die Ursache sind, konnte nicht festgestellt werden. In jedem Fall ist eine Zunahme gegenüber den schon 1995 erhöhten Werten festzustellen.

Die erhöhten Mo-Werte im Raum Reutte (z. B. 85-1, Vils) sind bekannt und Folge der Produktionsprozesse in den Planseewerken (siehe dazu auch Kapitel 3.5.2).

Die hohen Cu-Werte im Wipptal (148-1, Matrei) sind vermutlich auf den erhöhten Verkehr auf der Brennerautobahn zurückzuführen.

Im Zillertal wurden wie bereits 1995 die höchsten As-Werte in ganz Österreich gefunden, die Co-Werte sind ebenfalls dramatisch erhöht. Dies hat vermutlich lokale (geogene) Ursachen. Im Drautal östlich von Lienz wurden hohe As-, Fe- und Ni-Werte gemessen, was aber gleichfalls geogene Ursachen haben dürfte.

3.3.7.2 Veränderungen gegenüber 1995

Von allen Bundesländern hat sich in Tirol die Situation am deutlichsten verschlechtert. Mit der Zunahme der Schwermetallkonzentrationen bei neun Elementen liegt Tirol deutlich außerhalb des österreichweiten Trends (siehe Tabelle 6). Bei As (+ 55,7 %), Co (+ 59 %), Cr (+ 15 %), Cu (+ 31,2 %), Fe (35 %) und Mo (+ 22,5 %) sind die Zunahmen österreichweit am stärksten. Dies ist vor allem auf die Verschlechterungen im Unter-Inntal zurückzuführen. Mit wenigen Ausnahmen (z. B. Brixen im Thale) liegen die anderen Landespunkte im kumulativen Durchschnitt auf mit anderen Bundesländern vergleichbarem Niveau.

3.3.8 Vorarlberg

In Vorarlberg wurde an zehn Standorten gesammelt. Das Bundesland hat Anteil an folgenden Raumeinheiten: Nördliches Alpenvorland (RE 4; 1 Standort), Nördliche Flysch- und Kalkalpen (RE 5; 6 Standorte) und den Kristallinen Zentralalpen (RE 6; 3 Standorte).

3.3.8.1 Aktuelle Situation

Die mittleren Konzentrationen von Schwermetallen in Moosen in Vorarlberg liegen mit Ausnahme von As und Co über den österreichischen Durchschnittswerten (siehe Tabelle 5). Bei Hg, Pb und S weist Vorarlberg die höchsten Mittelwerte auf, Cu ist gleichfalls sehr hoch. Diese Elemente werden alle primär anthropogen angereichert und sind wohl auf aktuelle Emissionen aus dem dichten Siedlungsraum mit Hausbrand, Industrie und dem intensiven Verkehr im Rheintal i. w. S. zurückzuführen.

Zusätzlich kann aus den Untersuchungen früherer Jahre (z. B. ZECHMEISTER 1995b) davon ausgegangen werden, dass die sehr hohen Niederschläge im Flysch- und Kalkalpenbereich weitere Verunreinigungen deponieren, die aus dem Ferntransport stammen. Dies betrifft z. B. die hohen Pb- und Cu-Werte am Nordabhang des Hochhädrich (112-1, Riefensberg).

Zusätzlich müssen im Zentralalpenbereich noch geogene Quellen in Betracht gezogen werden (wie z. B. am Sammelpunkt in der Silvretta; 169-1, St. Gallenkirch).

3.3.8.2 Veränderungen gegenüber 1995

Die Veränderungen gegenüber 1995 sind mit Ausnahme von Cd und Hg weder im positiven noch im negativen sehr auffällig (siehe Tabelle 6). Die Elementkonzentrationen von Cd sind stark gesunken (– 31 %). Mit Ausnahme von Hg (+ 20,4 %) sind die Steigerungen nicht sehr hoch.

Tabelle 5: Übersichtstabelle der Schwefel- und Schwermetallkonzentrationen in Moosen, gegliedert nach Bundesländern für das Jahr 2000; Konzentrationen in $\mu\text{g/g}$ Trockengewicht Moos; Mw = Mittelwert; Md = Median; Min. = minimaler Wert; Max. = maximaler Wert; St.abw. = Standardabweichung; A = Österreich gesamt.

		Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mo	Ni	Pb	V	Zn	S
B	Mw.	585	0,31	0,21	0,48	1,23	5,99	714	0,05	0,30	1,95	7,13	1,76	31,38	1.213
	Md.	488	0,16	0,21	0,47	1,15	6,22	632	0,05	0,27	1,87	5,90	1,63	27,38	1.229
	Min.	272	0,08	0,14	0,25	0,62	4,12	301	0,02	0,12	1,40	3,63	1,12	20,10	993
	Max.	1.349	0,90	0,41	0,83	2,62	7,52	1.579	0,08	0,70	2,77	18,10	3,05	57,40	1.526
K	Mw.	334	0,12	0,19	0,32	0,81	6,21	415	0,05	0,50	1,60	6,10	2,00	25,57	1.024
	Md.	315	0,11	0,15	0,31	0,75	5,94	394	0,05	0,30	1,36	5,55	1,27	25,30	1.000
	Min.	147	0,05	0,10	0,16	0,32	4,17	171	0,04	0,12	0,73	1,98	0,59	14,00	812
	Max.	748	0,59	0,50	0,77	2,20	8,98	1.185	0,08	3,18	4,25	14,40	10,29	37,60	1.304
N	Mw.	504	0,21	0,25	0,46	1,16	6,03	673	0,06	0,29	1,83	7,09	1,74	36,46	1.176
	Md.	393	0,15	0,21	0,38	0,92	5,87	518	0,06	0,30	1,46	6,76	1,42	34,61	1.190
	Min.	165	0,04	0,12	0,16	0,39	3,74	204	0,04	0,10	0,35	4,23	0,79	20,13	808
	Max.	1.243	0,59	1,27	1,32	3,69	9,43	1.982	0,08	1,12	7,95	12,90	5,40	66,90	1.757



		Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mo	Ni	Pb	V	Zn	S
O	Mw.	297	0,09	0,23	0,27	0,70	5,77	379	0,05	0,20	1,37	5,83	1,20	33,83	1.095
	Md.	276	0,08	0,19	0,23	0,64	5,61	341	0,05	0,16	1,01	5,04	1,00	31,70	1.102
	Min.	109	0,05	0,12	0,12	0,28	3,46	146	0,03	0,10	0,48	2,39	0,38	21,00	797
	Max.	923	0,46	0,54	0,78	2,01	7,97	1.487	0,08	0,50	6,79	12,70	4,12	53,70	1.717
S	Mw.	269	0,10	0,16	0,25	0,65	5,97	334	0,05	0,24	1,05	4,37	0,95	32,67	935
	Md.	236	0,10	0,12	0,22	0,51	5,67	287	0,05	0,17	0,90	3,29	0,86	24,70	884
	Min.	132	0,04	0,08	0,11	0,30	4,46	144	0,02	0,12	0,59	2,04	0,47	17,40	659
	Max.	573	0,18	0,71	0,49	1,28	9,34	799	0,12	0,50	2,20	13,90	1,74	114,70	1.536
St	Mw.	304	0,10	0,20	0,28	0,72	6,07	392	0,07	0,27	1,38	6,47	1,16	32,55	1.023
	Md.	291	0,09	0,19	0,24	0,66	5,98	356	0,05	0,25	1,30	5,56	1,11	33,30	985
	Min.	170	0,05	0,10	0,10	0,35	3,40	181	0,03	0,11	0,42	2,64	0,70	14,40	693
	Max.	481	0,32	0,36	0,65	2,23	10,50	1.080	0,22	0,80	3,22	15,80	1,81	57,00	1.315
T	Mw.	425	0,19	0,18	0,37	0,81	8,68	575	0,06	0,35	1,51	7,24	1,40	35,63	1.075
	Md.	367	0,12	0,17	0,27	0,72	7,11	452	0,05	0,30	1,14	6,44	1,30	34,40	1.112
	Min.	188	0,06	0,09	0,17	0,35	3,97	221	0,02	0,12	0,73	2,14	0,55	11,80	674
	Max.	1.139	1,14	0,54	1,85	2,02	41,50	3.593	0,26	1,00	4,21	22,60	2,62	68,70	1.376
V	Mw.	449	0,13	0,20	0,32	0,97	7,63	533	0,08	0,39	1,47	9,91	1,80	41,74	1.217
	Md.	422	0,12	0,17	0,28	0,91	7,69	513	0,07	0,40	1,26	8,68	1,67	39,60	1.257
	Min.	340,8	0,07	0,09	0,2	0,6	4,8	378	0,02	0,1	1,2	4,7	1,2	23,9	1.006
	Max.	676	0,21	0,40	0,69	1,36	10,40	831	0,13	0,60	2,03	19,40	2,48	61,90	1.505
A	Mw.	386	0,15	0,21	0,34	0,87	6,54	499	0,06	0,31	1,52	6,61	1,46	33,64	1.085
	Md.	327	0,10	0,18	0,28	0,73	6,13	409	0,05	0,26	1,26	5,76	1,27	31,50	1.085
	Min.	109	0,04	0,08	0,10	0,28	3,40	144	0,02	0,10	0,35	1,98	0,38	11,80	659
	Max.	1.349	1,14	1,27	1,85	3,69	41,50	3.593	0,26	3,18	7,95	22,60	10,29	114,70	1.757
	St.abw.	209	0,15	0,12	0,21	0,48	3,02	350	0,03	0,31	0,94	3,15	1,00	12,05	201

Tabelle 6: Veränderung der Mittelwerte der Schwefel- und Schwermetallkonzentrationen der Aufsammlung 2000 in Bezug auf die Aufsammlung von 1995, in Prozent.

	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Ni	Mo	Pb	V	Zn	S
B	+ 13,1	- 9	+ 29	+ 0,29	+ 19,3	+ 1,21	- 4,2	- 28	- 7,98	- 28	- 11	+ 11,4	+ 9,38
K	+ 25,5	- 12	+ 5,4	+ 14,8	+ 15,9	+ 25,3	+ 15,9	- 56	+ 0,305	- 35,4	+ 9,86	- 10	+ 0,15
N	- 29	- 6,7	+ 14	- 31	- 1	- 28	- 15	- 3,7	- 22,4	- 38,6	- 33	+ 5,71	- 7,3
O	- 19	- 21	+ 27	- 43	- 13	- 1,1	- 19	- 24	+ 1,62	- 34,4	- 28	- 14	- 15
S	- 19	- 22	+ 47	- 24	+ 9,34	- 16	- 4,9	+ 7,89	- 20	- 45,1	- 25	+ 14,1	- 4,4
St	+ 18,6	- 19	+ 21	+ 3,21	+ 15,7	+ 23,2	+ 13,5	- 48	+ 7,793	- 31,3	- 7,3	+ 9,65	- 1,3
T	+ 55,7	- 26	+ 59	+ 15	+ 31,2	+ 35	- 1,8	- 17	+ 22,46	- 20,3	+ 8,19	+ 9,17	+ 5,75
V	+ 14,9	- 31	- 8,7	- 3,6	+ 8,58	+ 5,97	+ 20,4	- 30	- 9,24	- 25	+ 0,56	- 1,5	- 1,6



3.4 Vergleich der Aufsammlung 2000 mit den Aufsammlungen von 1995 bzw. 1991

Die Aufsammlung 2000 war die erste flächendeckende Wiederholungsinventur der Beprobung von 1995 (UMWELTBUNDESAMT 1997). Darüber hinaus war ein Vergleich mit 28 Standorten der Pilotstudie von 1991 möglich (ZECHMEISTER 1994). Es wurden mit wenigen Ausnahme (siehe Kapitel 2) dieselben Standorte wie in den Vorstudien beprobt. Es war somit erstmals möglich, einen zeitlichen Trend über fast zehn Jahre zu erfassen. Dabei konnten Einzelpunkte und Durchschnittswerte verglichen werden.

3.4.1 Vergleich mit 1995

Die konkreten Veränderungen bei den einzelnen Schwermetallen und bei Schwefel in den Raumeinheiten und an einzelnen Standorten wurden bereits in Kapitel 3.2 dargestellt, die Veränderungen in den einzelnen Bundesländern in Kapitel 3.3. An dieser Stelle sollen zusammenfassende Betrachtungen erfolgen:

Bezogen auf alle österreichischen Daten sind die **stärksten Rückgänge** bei Pb und Mo sowie etwas schwächer bei Cd zu verzeichnen (siehe Tabelle 7). Alle Rückgänge sind auch statistisch signifikant. Die Reduktion von Pb lässt sich mit der fortschreitenden Verbreitung und Verwendung von Pb-freiem Benzin sowie verbesserter Abluftreinigung in der Industrie erklären. Als Hauptursachen für den Cd-Rückgang werden im 6. Umweltkontrollbericht (UMWELTBUNDESAMT 2001) der Rückgang bei der Verwendung von „Heizöl schwer“, verbesserte Staubabscheidung bei Verbrennungsanlagen in der Eisen- und Stahlerzeugung sowie bei Müllverbrennungsanlagen genannt. Der starke Rückgang von Mo ist unklar.

Leichte Rückgänge sind bei Ni, Hg, und V festzustellen, wobei bei Hg und V die Unterschiede zwischen Median und Mittelwert beträchtlich sind. Der Rückgang von V und Ni, nicht aber der von Hg ist statistisch signifikant (sowohl für Mittelwert als auch Median). Schwefel (nicht signifikant) ist gleichfalls rückläufig. Der Rückgang ist auf die geringere Verwendung von „Heizöl schwer“ sowie emissionsmindernde Maßnahmen in der Eisen- und Stahlerzeugung, bei Müllverbrennungsanlagen sowie in der Zement- und Chlorerzeugung zurückzuführen (UMWELTBUNDESAMT 2001).

Abnahmen in Bezug auf den Mittelwert, aber Zunahme in Bezug auf den Median sind bei Fe, Cr und As festzustellen. Bei As und Cr ist dieser Unterschied auf die im Jahr 2000 verbesserte Analysegenauigkeit zurückzuführen. Die im Jahr 1995 verwendeten halben Analyseuntergrenzen als Ersatzwert für „kein Messergebnis“ verzerren das Bild. Die damit verbundenen unterschiedlichen Verteilungen der Daten ergeben daher beim Vergleich der Mittelwerte und Mediane zum Teil unterschiedliche Ergebnisse (siehe Tabelle 7). Da z. B. bei Chrom im Jahr 1995 mehr als die Hälfte aller Messwerte unter der Nachweisgrenze lagen, ist der Mittelwert (und somit die Abnahme) als das „richtigere“ Maß zu verwenden.

Eine **Zunahme** ist bei Co und Cu (beide signifikant) sowie schwächer bei Zn (nicht signifikant) festzustellen.

Zusammenfassung

Im Vergleich zu den Ergebnissen der Aufsammlung von 1995 ist bei den meisten Schwermetallen eine Abnahme zu beobachten. Dies betrifft vor allem jene Metalle, über die im Rahmen der UN-ECE-Konvention über weiträumige, grenzüberschreitende Luftverunreinigung jedes Jahr berichtet werden muss (Pb, Cd, Hg). Andere Schwermetalle nehmen demgegenüber zum Teil deutlich zu (z. B. Co, Cu).

Der Biomassezuwachs der Monitoringarten hat wegen des Verdünnungseffektes auch Auswirkungen auf die Konzentrationen. Er war mit Ausnahme der Art *Abietinella abietina* im Untersuchungszeitraum durchschnittlich geringer als bei der Aufsammlung von 1995 (siehe Kapitel 3.7). Dies könnte bedeuten, dass im direkten Konzentrationsvergleich der beiden Aufsammlungen die Depositionen gegenüber 1995 noch stärker zurückgegangen sind als dies aus dem reinen Konzentrationsvergleich ersichtlich ist.

Tabelle 7: Unterschiede der Elementkonzentrationen zwischen den Aufsammlungsjahren 1995 und 2000, in Prozent (1995 = 100 %); Mw. = Mittelwert; Md. = Median.

	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mo	Ni	Pb	S	V	Zn
Mw.	-1	-18	+23	-15	+10	-1	-2	-33	-5	-33	-3	-15	+2
Md.	+54	-18	+124	+4	+14	+20	-17	-19	-3	-35	-2	-2	+3

3.4.2 Vergleich mit 1991

28 Standorte der Pilotstudie können direkt mit den Daten der Aufsammlung 2000 verglichen werden. Im Anhang 4 sind die Konzentrationen dieser 28 Standorte für die Jahre 1991, 1995 und 2000 einander gegenübergestellt; in Tabelle 8 die prozentuellen Veränderungen der Mittelwerte und Mediane der einzelnen untersuchten Elemente zwischen 2000 und 1991.

Gegenüber dem Aufsammlungsjahr 1991 sind bei den meisten Schwermetallen massive Rückgänge in den Konzentrationen zu vermerken. Dies bestätigt vielfach den Trend, der sich aus den Ergebnissen von 1995 abzeichnet hat (siehe UMWELTBUNDESAMT 1997). Nur Quecksilber, Kupfer (siehe Abbildung 19) und Schwefel zeigten im Jahr 2000 höhere Konzentrationen als 1991.

Neben dem Rückgang von Immissionen ist die massive Abnahme gegenüber 1991 aber zum Teil auch auf Änderungen bei Aufschluss und Analyse ab 1995 zurückzuführen (für Details dazu siehe UMWELTBUNDESAMT 1997).

Tabelle 8: Abweichungen der Elementkonzentrationen aus ganz Österreich zwischen den Aufsammlungsjahren 1991 und 2000, in Prozent (1991 = 100 %); Mw. = Mittelwert; Md. = Median.

	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Ni	Pb	S	V	Zn
Mw.	-72	-43	-34	-61	+9	-29	+28	-41	-54	+2	-23	-17
Md.	-78	-40	-20	-62	+6	-17	+25	-40	-59	+4	-21	-8

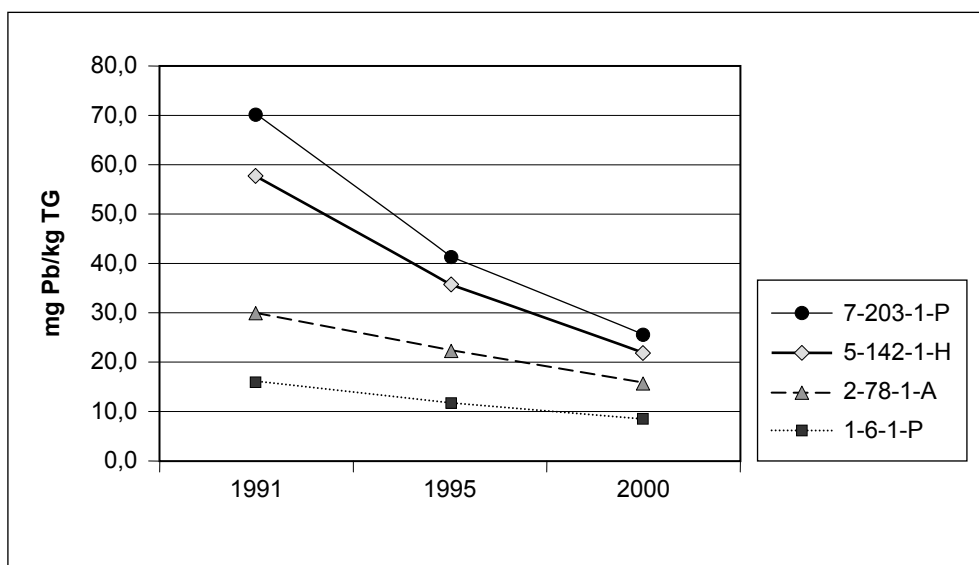


Abbildung 18: Vergleich der Pb-Konzentrationen in den Untersuchungsjahren 1991, 1995 und 2000 an vier exemplarisch ausgewählten Standorten (Sittersdorf, Lorüns, Oggau, Kautzen).

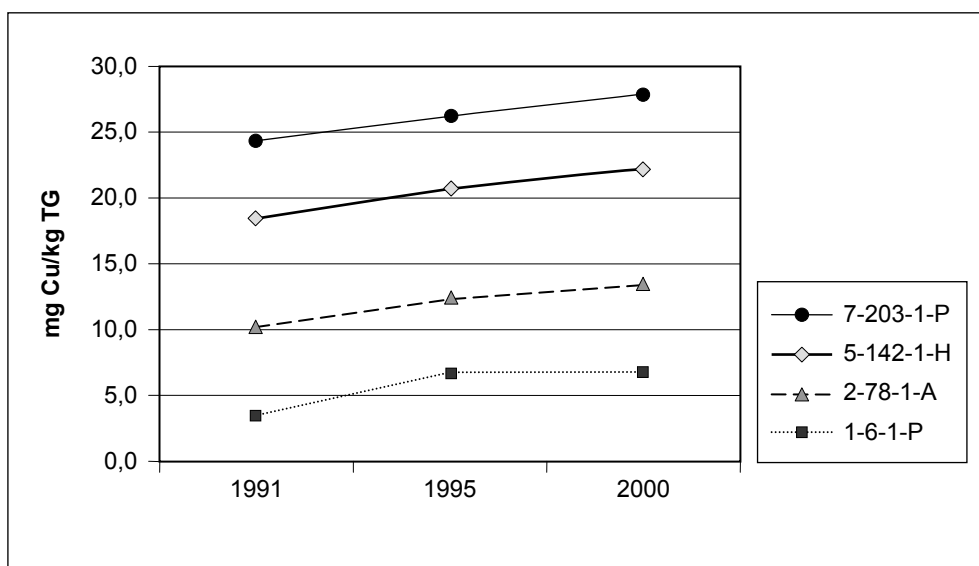


Abbildung 19: Vergleich der Cu-Konzentrationen in den Untersuchungsjahren 1991, 1995 und 2000 an vier exemplarisch ausgewählten Standorten (Sittersdorf, Lorüns, Oggau, Kautzen).

3.5 Ausgewählte Regionen in Österreich

In sieben ausgewählten Regionen wurde **im Herbst 2001** ein verdichtetes Probenetz eingerichtet. Diese zusätzliche Aufsammlung hatte mehrere Zielsetzungen:

- Es sollten Informationen zu Höchstwerten einzelner Schwermetalle in Emittenten-nähe ermittelt werden. Bislang waren nur Hintergrundwerte bzw. erhöhte Werte im weiteren Umkreis von Emissionsquellen bekannt. Keinerlei Daten gab es über Werte in unmittelbarer Nähe der Emittenten.
- Von besonderem Interesse ist der Verlauf der Abnahme von Schwermetallkonzentrationen und ob diese Gradienten in Abhängigkeit von den einzelnen Elementen bzw. ihren Entstehungs- und Ausbreitungsprozessen stehen. All diese Angaben sind wertvolle Grundinformationen z. B. zur Interpolierung für die flächenhafte Darstellung von Schwermetallmissionen (siehe interpolierte Karten im Anhang). Diese Daten sind aber auch von umwelt- und gesundheitspolitischem Interesse.

Die Aufsammlung der Proben erfolgte im Oktober 2001, der Standort Brixlegg wurde zusätzlich im Februar 2002 beprobt. Insgesamt wurden 91 Proben genommen. Diese wurden – soweit möglich – flächenbezogen gesammelt. Dadurch konnten Depositionen berechnet werden. Soweit möglich wurden die in Kapitel 2.1.1 erwähnten internationalen Kriterien für Beprobungen mit der Moosmethode erfüllt. Die wichtigste Ausnahme (die größtmögliche Annäherung an potenzielle Emittenten) lag aber im Sinne der Zielsetzung dieser Teilstudie. Bei der Auswahl der einzelnen Sammelpunkte innerhalb eines Industriestandortes wurde versucht, für die Deposition relevante Parameter (z. B. Richtung von Tälern, Hauptwindrichtung, Exposition) zu berücksichtigen. Durch die Lage der Sammelpunkte sollte damit ein repräsentativer Gradient der Abnahme erfasst werden können.

An Indikatorarten wurden *Pleurozium schreberi*, *Hylocomium splendens*, *Abietinella abietina* und zusätzlich zur österreichweiten Studie *Scleropodium purum* verwendet. Letztere Art konnte in industrienahen Tallagen besonders häufig gefunden werden. Diese Moosart wird in Deutschland und der Tschechischen Republik regelmäßig für die Aufsammlungen zur internationalen Studie verwendet. Die Tauglichkeit für derartige Studien und Vergleichbarkeit der Konzentrationen mit der Hauptindikatorart *Pleurozium schreberi* wurde vielfach bewiesen (z. B. HERPIN et al. 1994, SUCHAROVA & SUCHARA 1998). Auch eigene Vergleichsbeprobungen zeigten in Summe keinen signifikanten Unterschied zwischen den Schwermetallkonzentrationen in *Scleropodium purum* und *Abietinella abietina*.

Die statistische Auswertung der Daten entspricht je nach Anwendbarkeit den in Kapitel 2.4 beschriebenen Verfahren. Der Schwerpunkt lag dabei auf Korrelationsanalyse und multivariaten Methoden (Hauptkomponenten- und Clusteranalyse) anhand derer gebietsspezifische Schwermetallmuster gefunden werden sollten. Diese Verfahren sollten zusätzliche Rückschlüsse auf Emissions- bzw. räumliche Depositionsmuster ermöglichen.

Detaillierte Angaben zu den einzelnen Standorten sind in Anhang 5 aufgelistet, die Konzentrationen der einzelnen Metalle an den Probenahmepunkten sind bei den ausgewählten Regionen angeführt.

Die berechneten Depositionen sind in Anhang 6 aufgelistet. Werden aber die aus den Konzentrationen in Moosen berechneten Depositionen mit den Ergebnissen der Bergerhoffuntersuchungen (z. B. der Tiroler oder Kärntner Landesregierung; in



Brixlegg bzw. Arnoldstein) verglichen, kommt es mittels Moosen zu einer massiven Unterschätzung der Depositionsraten, die offensichtlich primär auf die überschätzten Effizienzfaktoren zurückzuführen ist. Die berechneten Depositionen liegen z. B. bei den kritischen Elementen Pb, Cu und Cd um den Faktor 10 unter jenen Werten, die über Bergerhoff ermittelt wurden (siehe auch Kapitel 4).

3.5.1 Unter-Inntal

Das im Folgenden als Unter-Inntal bezeichnete Gebiet umfasst das Inntal zwischen Innsbruck und Kufstein bzw. der Grenze zu Deutschland. Der Talverlauf in diesem ca. 80 km langen Abschnitt geht ziemlich genau in SW-NO-Richtung. Das Unter-Inntal ist von hohen Gebirgsstöcken begrenzt, der ebene Talboden hat eine durchschnittliche Breite von ca. 1,7 km. Es ist eine der längsten und bedeutendsten Talungen in Österreich.

Wie die Schwermetallstudie von 1995 (UMWELTBUNDESAMT 1997) und die laufende Untersuchung gezeigt haben, gehört das Unter-Inntal zu den am stärksten von Schwermetallimmissionen betroffenen Gebieten in Österreich. Dies wurde auf eine ganze Reihe von Faktoren zurückgeführt: Es sind hier eine große Anzahl an Industriebetrieben angesiedelt (z. B. Montanwerke Brixlegg, Tyrolit, Tiroler Glashütte, Biochemie Kundl). Im Gebiet wurden seit dem Mittelalter Erzvorkommen abgebaut (z. B. Kupfer- und Silberbergbau), Bodestaub alter Halden und anstehender Erze werden auch rezent als ökotoxikologisch relevant eingestuft. Weiters ist die Siedlungsdichte im gesamten Inntal hoch, die Folge davon sind u. a. eine Vielzahl an Kleinemittenten, Hausbrand und vermehrter lokaler Verkehr. Darüber hinaus ist das Unter-Inntal eine der wichtigsten Transitrouten Europas, das damit verbundene Verkehrsaufkommen führt zu beträchtlicher Belastung der Umwelt. Diese vielfältige Emissionsituation wird zusätzlich durch häufige Inversionswetterlagen verstärkt. Wie stark die einzelnen Faktoren sich auf die Immissionssituation auswirken ist aber bisher nicht bekannt.

Im Verlauf des Inntales wurden im **Oktober 2001** zwischen Innsbruck und Kufstein an 14 Standorten Proben genommen (siehe Abbildung 20 und Anhang 5). Weiters liegen aus der österreichweiten Aufsammlung vier Standorte aus diesem Gebiet vor. Zusätzlich wurden in der Folge des Brandes (Dezember 2001) in den Montanwerken Brixlegg im **Februar 2002** im **Raum Brixlegg** acht weitere Proben genommen (siehe Abbildung 21).

SCHWERMETALLKONZENTRATIONEN IN MOOSEN

Unterinntal

Vielfaches des Österreich-Medians der Aufsammlung 2000

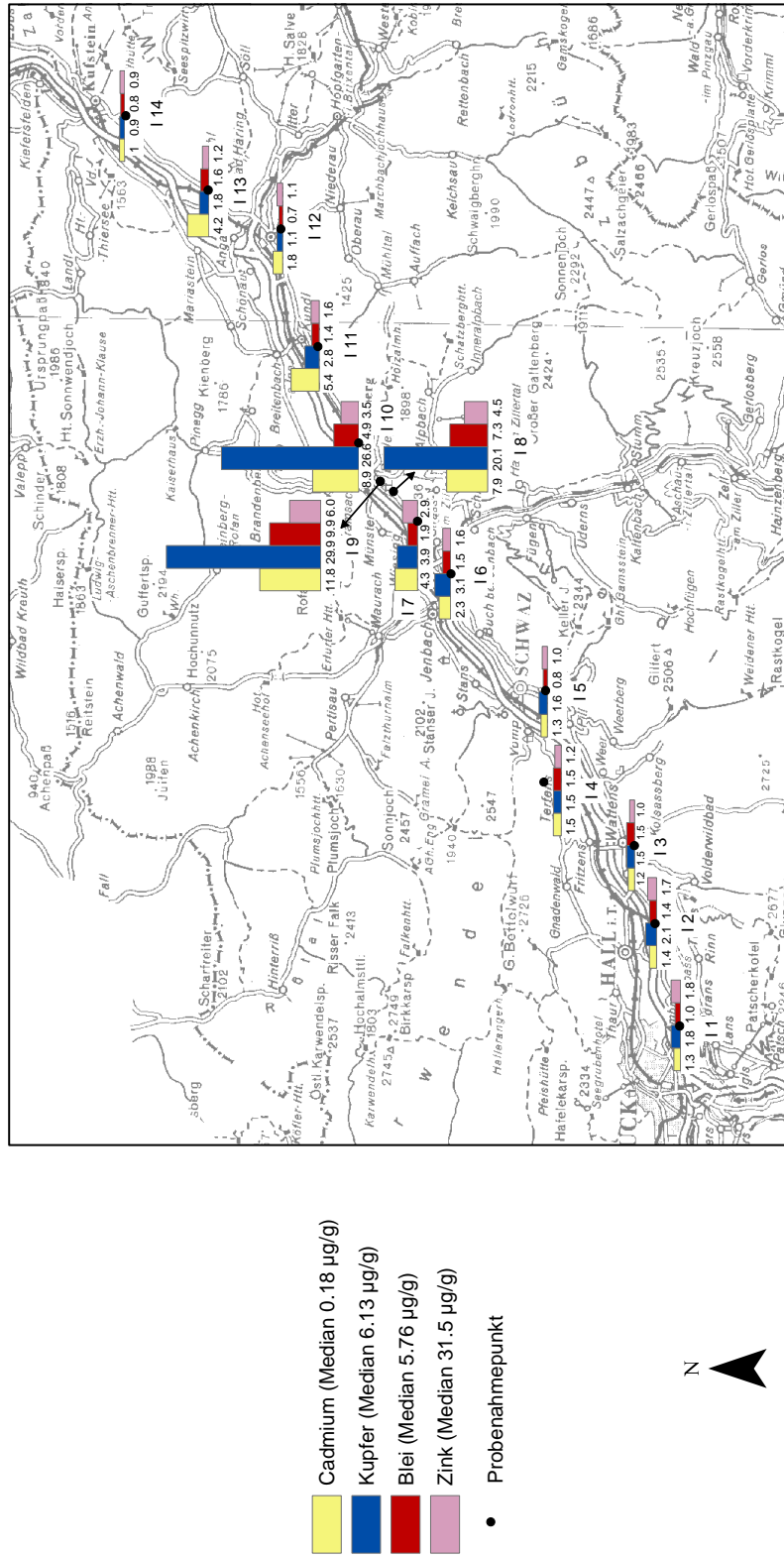


Abbildung 20: Lage der Probenahmepunkte und Darstellung ausgewählter Schwermetalle in Moosen in der Region Unter-Inntal. Die Balken und darunter liegenden Zahlen repräsentieren das Vielfache des Österreich-Medians für Elemente mit erhöhten Konzentrationen. Standortcode entsprechend Anhang 5.

Ergebnisse

Allgemeine Betrachtung

Die Analyse der Konzentrationen mittel Cluster-, Hauptkomponenten- und Korrelationsanalyse lässt den Schluss zu, dass vor allem zwei Faktoren die Schwermetalldepositionen im Unter-Inntal maßgeblich beeinflussen: die Montanwerke Brixlegg und das Verkehrsaufkommen.

Hauptkomponenten- und Korrelationsanalyse spiegeln die diffizile Immissionsituation wider. Die Korrelationsanalyse liefert zwei große Gruppen: Primär geogene Metalle (z. B. Al, Cr, Fe, As) und überwiegend anthropogen freigesetzte (Cu, Cd, Zn, Pb, Sb). Ni und Co verhalten sich intermediär. Besonders hoch ist die Korrelation zwischen Zn und Cu (0,912) – beides u. a. verkehrsabhängige Metalle – die aber auch in den Montanwerken oder Kleinfeuerungsanlagen emittiert werden. Die Clusteranalyse trennt gleichfalls die Brixlegg(nahen) Standorte eindeutig von allen anderen Standorten ab (siehe Abbildung 21). Auch durch die Hauptkomponentenanalyse (PCA) wird die bestimmende Rolle der Montanwerke Brixlegg auf die Gesamt-Immissionsituation herausgestellt, ohne Brixlegg bleibt primär der Verkehr als Verursacher. In der PCA ohne die Brixlegg-nahen Standorte wird die Gruppe der verkehrsabhängigen Schwermetalle Zn, Cu, Pb deutlich isoliert, ebenso Sb mit Ni.

Die Konzentrationen einzelner Metalle (Cu, Pb, Zn, Cd, Sb, Ni) in der Umgebung der Montanwerke liegen extrem über den Bundesdurchschnitten, aber auch deutlich über jenen des übrigen Unter-Inntales (siehe Abbildung 20).

Metalle, welche gute Indikatoren für den Verkehr sind (Cu, Zn, Sb), sind gleichfalls gegenüber dem österreichischen Durchschnitt erhöht und zwar entlang des gesamten untersuchten Abschnittes.

Insgesamt liegen fast alle Werte des Unter-Inntales bei Cu, Pb, Sb und Zn deutlich über dem österreichweiten Durchschnitt. Nur die Werte von V und Al (Zeiger für Bodenverunreinigung) sind alle unter dem Durchschnitt, was darauf hindeutet, dass die gemessenen Werte von aktuellen Emissionen stammen. Die Ergebnisse der Hintergrund-Aufsammlung 2000 im Inntal passen vollständig in das Bild der emittentenbezogenen Aufsammlung 2001.

Aus den genannten Gründen werden das Unter-Inntal ohne Brixlegg und der Raum Brixlegg getrennt beschrieben.

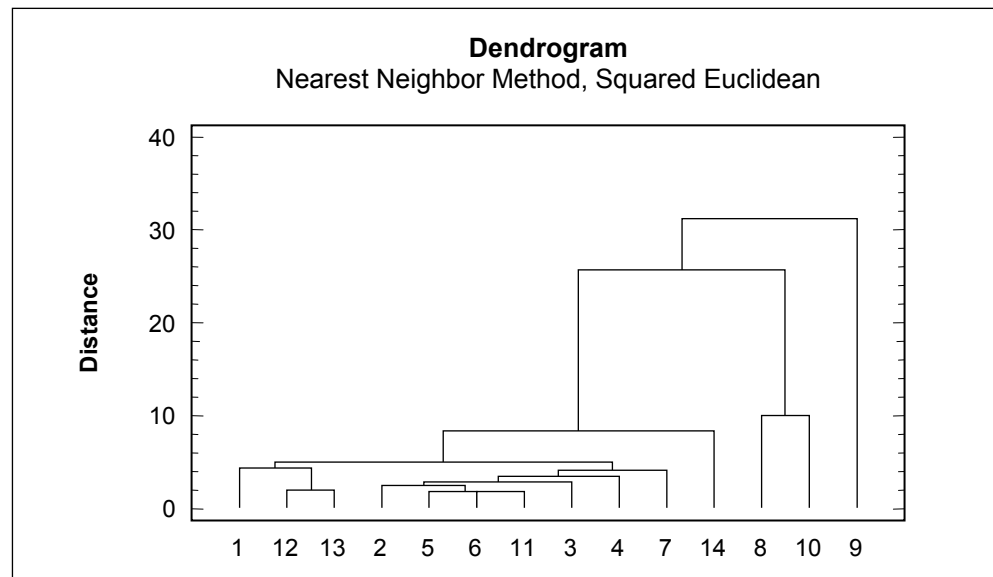


Abbildung 21: Graphische Darstellung (Dendrogramm) der Clusteranalyse; die Punkte 8, 9 und 10 sind deutlich von den Montanwerken Brixlegg beeinflusste Standorte. Standortcode entsprechend Anhang 5.

3.5.1.1 Unter-Inntal ohne Brixlegg

Der Standort bei Aldrans (I 1) ist von relativ hohen, primär auf den Verkehr zurückgehenden Immissionen geprägt (Sb, Zn). Der Sammelpunkt liegt hoch über der Inntal-Brenner Autobahn und ist zur Stadt Innsbruck hin exponiert. Letzteres wird auch durch die relativ hohen Schwefelwerte (Hausbrand) verdeutlicht.

Eine Reihe von Standorten zeigt bei einem oder zwei Metallen sehr hohe Werte. Dies sind z. B. Tulfes (I 2; Zn) oder Wattens (I 3; Co, Sb). Antimon ist Bestandteil einzelner Prozesse in der Glasherstellung, aber vor allem Indikator für Verkehr. Vanadium, ebenfalls ein wichtiger Bestandteil von Emissionen der Glasindustrie (UMWELTBUNDESAMT 2000a), weist unter dem Durchschnitt liegende Werte auf. Der Einfluss der Emissionen der Glasindustrie auf die Gesamtdeposition im Unter-Inntal scheint damit gering. In Kundl (I 11) sind Cd und Cu stark erhöht, der Standort ist aber auch noch von Brixlegg beeinflusst. Jenbach (I 6) ist bei mehreren Metallen auffällig (Hg, Cd, Cu, Zn). Der Standort fällt ebenfalls bereits in den weiteren Einflussbereich von Brixlegg, lokale Quellen sind nicht ganz auszuschließen.

Der Standort bei Kirchbichl (I 13) könnte durch das nahe Zementwerk beeinflusst sein, die für Zementfabriken typischen Elemente Pb, Cd und Hg sind erhöht; aber auch Sb und Cu sind überdurchschnittlich (beides Indikatoren für Verkehr). Der Standort Kufstein (I 14) ist besonders bei As deutlich erhöht (Zementwerk Eiberg?), die übrigen Werte sind eher unterdurchschnittlich.

Im Vergleich mit den übrigen Talstandorten insgesamt relativ gering belastet sind die Standorte bei Schwaz (I 5) und Wörgl (I 12).

Tabelle 9: Schwermetall- und Schwefelkonzentrationen in Moosen im Unter-Inntal; Standortcode entsprechend Anhang 5; V 1 = Konzentrationen eines primär verkehrabhängigen Standortes; A = Median aller Österreichwerte; RE = Mittelwerte der Raumeinheit 5 (Nördliche Kalkalpen); k. W. = keine Werte auf Regionsebene vorhanden; Konzentrationen in µg/g Trockengewicht.

	Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mo	Ni	Pb	S	V	Zn	Sb
I 1	297	0,17	0,23	0,45	0,90	11	505	0,05	0,42	1,2	6	1.216	0,85	57	0,44
I 2	142	0,07	0,25	0,38	0,44	13	258	0,06	0,23	1,4	7,9	1.103	0,47	54	0,29
I 3	189	0,16	0,22	0,59	0,58	9	343	0,08	0,31	1,0	8,7	1.092	0,54	30	0,34
I 4	226	0,15	0,27	0,33	0,64	9	364	0,08	0,24	0,9	8,8	946	0,70	38	0,33
I 5	98	0,06	0,23	0,23	0,29	10	148	0,08	0,22	0,7	4,8	1.033	0,36	32	0,19
I 6	117	0,12	0,41	0,19	0,41	19	200	0,12	0,26	0,8	8,8	1.129	0,52	49	0,29
I 7	105	0,14	0,78	0,16	0,40	24	195	0,20	0,28	1,1	11	999	0,35	92	0,30
I 8	266	0,73	1,43	0,38	0,79	123	526	0,23	0,40	3,5	42	1.449	0,67	141	0,74
I 9	325	4,50	2,13	0,72	1,47	183	757	0,22	0,75	5,6	57	1.324	1,07	190	1,93
I 10	327	0,67	1,61	0,42	1,21	163	690	0,19	0,58	3,8	28	1.188	0,89	109	0,89
I 11	184	0,08	0,98	0,24	0,51	17	253	0,13	0,24	0,9	8,30	1.102	0,67	49	0,25
I 12	275	0,29	0,33	0,24	0,99	7	393	0,11	0,48	1,0	4,0	1.105	0,74	34	0,25
I 13	296	0,18	0,75	0,20	0,99	11	446	0,10	0,44	1,0	9,0	966	0,88	39	0,31
I 14	534	0,40	0,18	0,24	1,02	6	649	0,08	0,51	0,9	4,5	938	1,22	29	0,26
V 1	147	0,14	0,18	0,15	1,06	14	334	0,06	0,80	0,8	6,30	1.336	0,79	99	1,24
A	327	0,10	0,18	0,28	0,73	6	409	0,05	0,26	1,3	5,8	1.085	1,3	32	0,15
RE	388	0,1	0,24	0,27	0,88	7,7	464	0,06	0,41	1,36	8,1	1.176	1,54	40	k. W.

3.5.1.2 Raum Brixlegg

In Brixlegg werden seit dem Mittelalter Kupfererze verarbeitet. Die Montanwerke Brixlegg sind in ihrer heutigen Form eine sekundäre Kupferhütte, die Schrott und Kupferrückstände zu Elektrolytkupfer und verschiedenen Kupferlegierungen verarbeitet. Die Montanwerke sind der einzige Kupferhersteller in Österreich.

Die Emissionen an SO₂, toxischen organischen Verbindungen (u. a. Dioxinen) und Schwermetallen (Cu, Pb, Zn, Cd, Hg, As, Sb) waren vor allem bis 1988 enorm (UMWELTBUNDESAMT 1990b) und sind seitdem gesunken. Böden in Werknähe sind bis heute nur eingeschränkt nutzbar, Metalle in Futtergräsern wiesen bis zu einer Entfernung von 3 km bedenkliche Werte auf (UMWELTBUNDESAMT 1992a). Durch emissionsmindernde Maßnahmen konnte eine deutliche Verringerung erzielt werden (UMWELTBUNDESAMT 1999, AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 2001). Die aktuellen Emissionen sind trotz Reduktionen noch immer beträchtlich (UMWELTBUNDESAMT 1992a, 1997). Der Einsatz von Schrotten ist unmittelbar mit Staubeentwicklung verbunden, diese Stäube können bis 90 % Schwermetalle enthalten (UMWELTBUNDESAMT 1999, 2001). Trotz Filtermaßnahmen sind nicht alle Emissionsquellen effizient einzudämmen. Im Jahr 2000 sind die Cu-, Pb- und Cd-Depositionen gegenüber 1999 sogar wieder gestiegen (AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 2001). Überschreitungen des Immissionsschutzgesetzes Luft (IG-L) gibt es an einzelnen Standorten bei Pb und Cd. Kupfer übersteigt den Grenzwert der 2. Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen an werknahen Standorten.

Die in Tabelle 10 aufgelisteten Werte sind primär Immissionen der Jahre 1999–2001/02. Eine sekundäre Kontamination mit über den Wind verfrachteten Boden-Altlasten scheint aufgrund der geringen Al-, Cr- und Fe-Werte sowie der starken Werkzentrierung der Emissionsfahne fast ausgeschlossen.

Räumliche Depositionsmuster

Die im Raum Brixlegg gemessenen Konzentrationen an Cu, Pb, Zn, As und Cd sind die größten in Österreich gefundenen Werte (siehe Tabelle 9). Sie übersteigen auch die Werte aller anderen Industrieregionen.

Die höchsten Konzentrationen treten bei den zum Werk nächsten Sammelpunkten Matzener Köpfl (B 2) Nord und auf einer Obstbaumwiese beim INTERSPAR im Ort (B 6; Entfernung 150 m) auf. Auf einer steilen, zum Werk hin sehr stark exponierten Weide im Ortsgebiet am Mariahilferbergl (B 7; Entfernung ca. 400 m) sind die Immissionen ebenfalls noch außerordentlich hoch. Dieser Standort liegt im Hauptbereich der windabhängigen Emissionsfahne (vgl. Kapitel „Meteorologie“ in UMWELTBUNDESAMT 1990b). Die Konzentrationen nehmen exponentiell mit zunehmender Entfernung vom Werk ab. Alle untersuchten Sammelpunkte im Ortsgebiet von Brixlegg, inkl. die an den höheren Hanglagen (Wiesing) gelegenen, sind als extrem hoch einzustufen. Eine talspezifische Orientierung der Emissionsfahne ist in der näheren Umgebung des Werkes nicht erkennbar. Bei Betrachtung weiter entfernter Standorte im Inntal zeigen bei gleicher Entfernung die nördlich des Werkes gelegenen Punkte (z. B. Breitenbach, Kundl) geringfügig höhere Konzentrationen als die südlich gelegenen (z. B. Jenbach, Bruck i. Z.). Dies kann aber auch durch andere Emittenten bedingt sein. Erst bei den Standorten Wörgl und Schwaz ist kein unmittelbarer Einfluss der Montanwerke Brixlegg mehr zu beobachten (Entfernung jeweils ca. 15 km).

Die räumlichen Depositionsmuster (= Verteilung der Zonen unterschiedlicher Belastung) haben große Ähnlichkeit mit jenen, welche bereits 1990 (UMWELTBUNDESAMT 1990b) für die einzelnen Schwermetallkonzentrationen in Böden bzw. Waldschäden (Infrarot-Fernerkundung) aufgezeigt wurden. Ein direkter Vergleich von Konzentrationen ist nicht möglich, die graphische Darstellungen der Klassen der Belastung jedoch schon (vgl. Abbildung 20 z. B. mit Abbildung 7.10 in UMWELTBUNDESAMT 1990b). Die 1990 als problematisch eingestuft Elemente decken sich exakt mit jenen, welche auch in der vorliegenden Untersuchung noch stark überhöhte Konzentrationen aufweisen. Insgesamt kann aber von einer starken Abnahme der Konzentrationen gegenüber 1990 ausgegangen werden.



SCHWERMETALLKONZENTRATIONEN IN MOOSEN

Raum Brixlegg

Vielfaches des Österreich-Medians der Aufsammlung 2000

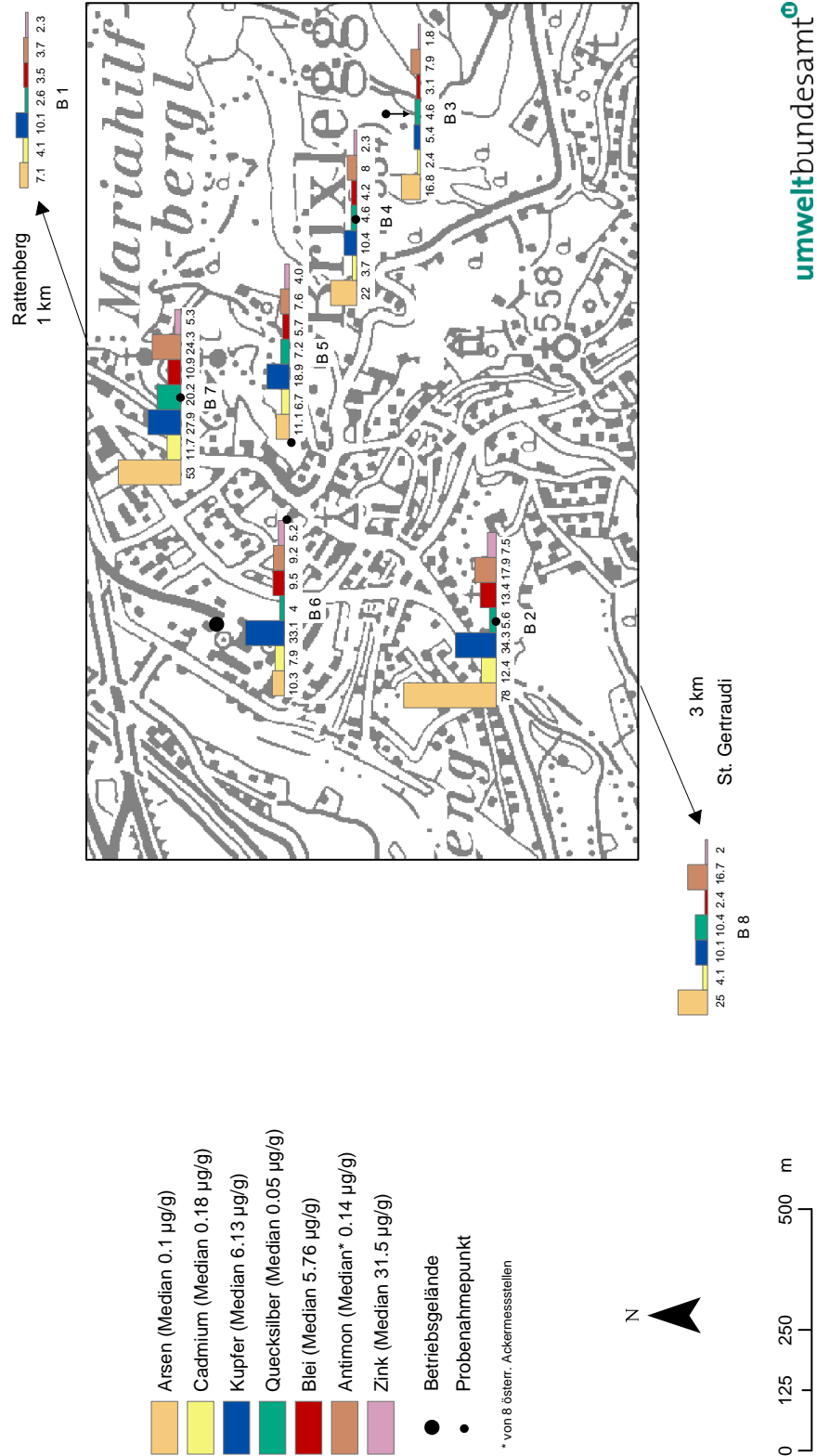


Abbildung 22: Lage der Probenahmepunkte und Darstellung ausgewählter Schwermetalle in Moosen in der Region Brixlegg. Die Balken und darunterliegenden Zahlen repräsentieren das Vielfache des Österreich-Medians der Aufsammlung 2000 für Elemente mit erhöhten Konzentrationen. Standortcode entsprechend Anhang 5.

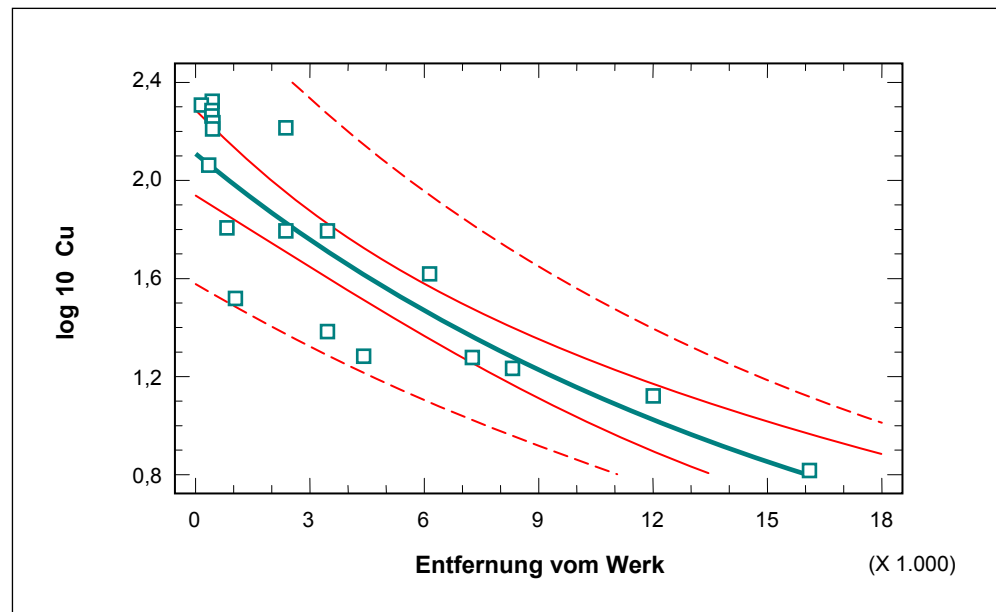


Abbildung 23: Exponentielle Abnahme der Cu-Konzentrationen mit zunehmender Entfernung von den Montanwerken Brixlegg für alle untersuchten Standorte Brixlegg und Inntal bis zu einer Entfernung von 16 km; Entfernungen sind Luftlinie ohne Berücksichtigung der Topographie; die zentrale, dicke Linie gibt die logistische Regressionskurve an; die daran anschließenden Kurven stellen die Konfidenzintervalle (Mittelwerte; 95 % Perzentil) dar; $R^2 = 81,7 \%$.

Es gibt einen statistisch signifikanten Zusammenhang ($P < 0,001$) zwischen Entfernung und Konzentration der Elemente Pb, Zn, Cu, Cd und Mo (siehe auch Abbildung 23). Dies stellt zusätzlich die Montanwerke als Emissionsquelle dieser Elemente unter Beweis. Der Zusammenhang zwischen Hg- und Sb-Konzentrationen mit der Entfernung ist schwächer, aber signifikant ($P < 0,05$).

Vergleich der Konzentrationen vor und nach dem Brand

Im Dezember 2001 kam es in der so genannten „Alten Elektrolyse“ der Montanwerke Brixlegg zu einem Brand. Infolgedessen wurden verstärkte Emissionen toxischer Substanzen, u. a. von Schwermetallen vermutet. Daher wurden im Februar 2002, nach Abschmelzen der Schneedecke, drei Standorte um Brixlegg, die bereits im Oktober beprobt worden waren, wieder besammelt, sowie fünf weitere Standorte in unmittelbarer Umgebung der Werkes (siehe Anhang 5 und).

Der statistische Vergleich der Konzentrationen (Vorzeichentest) vor und nach dem Brand zeigt keinen eindeutigen Trend. Auf Standort B 1 (Rattenberg) sind die Oktober-Werte höher, auf Standort B 2 (Matzener Köpfl Nord) die Februar-Werte und auf Standort B 3 (Zimmermoos oben) gibt es keinen statistisch signifikanten Unterschied zwischen den beiden Aufsammlungen.

Der Standort B 2 (erhöhte Werte) ist zwar der werknächste und dementsprechend wichtigste Vergleichspunkt, laut Aufzeichnungen der Tiroler Landesregierung herrschte aber zum Brandzeitpunkt Westwind, und keiner der wiederbesammelbaren Punkte lag direkt in der Rauchfahne. Das Muster der Elemente (PCA, Korrelationsanalyse) weist allerdings nach dem Brand einen deutlicheren Zusammenhang zu den im Werk verarbeiteten Metallen auf als im Herbst vor dem Brand. Die

Korrelation der Elemente Cu, Zn, Pb, Cd und Mo untereinander ist im Vergleich zur Oktoberaufsammlung extrem hoch (alle Korrelationsfaktoren liegen über 0,9; $P < 0,0001$). Ob dies als ausreichendes Indiz für Brandemissionen gewertet werden kann bleibt dahingestellt. Eine erhöhte Emission durch den Brand kann daher mit dieser Studie nicht bestätigt werden. Eine Verifizierung kann nur dann getroffen werden, wenn spätere Aufsammlungen an den westlich des Werkes gelegenen Standorten (vor allem B 7, Mariahilferbergl und B 5, Hochkapelle) im Verhältnis zu anderen deutlich verminderte Konzentrationen aufweisen sollten.

Tabelle 10: Schwermetall- und Schwefelkonzentrationen in Moosen im Raum Brixlegg; A = Median für ganz Österreich; RE = Mittelwerte der Raumeinheit 5 (Nördliche Kalkalpen); Aufsammlung Februar 2002 und Aufsammlung Oktober 2001 (grau unterlegt); k. W. = keine Werte auf Regionsebene vorhanden; Konzentrationen in $\mu\text{g/g}$ Trockengewicht. Standortcode entsprechend Anhang 5 außer: B 1 = I 10, B 2* = I 8, B 8* = I 7. Nummern mit der Kennzeichnung * wurden bereits in vorangegangenen Untersuchungen beprobt (Umweltbundesamt, unveröff.).*

	Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mo	Ni	Pb	S	V	Zn	Sb
B 1	199	0,7	0,73	0,24	0,99	62	367	0,13	0,69	3,5	20	767	0,65	71	0,5
B 1*	327	0,7	1,61	0,42	1,21	163	690	0,19	0,58	3,8	28	1.188	0,89	109	0,9
B 2	364	7,8	2,24	0,85	1,71	210	950	0,28	0,88	30,8	77	1.270	1,45	236	2,5
B 2*	325	4,5	2,13	0,72	1,47	183	757	0,22	0,75	5,6	57	1.324	1,07	190	1,9
B 3	990	1,7	0,43	0,69	1,79	33	1.263	0,22	0,78	2,3	17	901	2,26	57	1,1
B 4	1.075	2,2	0,66	0,71	1,85	64	1.356	0,23	0,82	3,5	24	1.127	2,15	74	1,1
B 5	206	1,1	1,2	0,24	0,98	116	399	0,36	0,77	3,8	33	1.080	0,5	125	1,1
B 6	264	1,0	1,42	0,41	1,5	203	598	0,2	1,03	7,2	55	982	0,84	163	1,3
B 7	400	5,3	2,11	0,49	1,71	171	844	1,01	0,96	5,8	63	1.109	1,31	167	3,4
B 8	126	2,5	0,73	0,14	0,6	62	233	0,52	0,28	1,3	14	988	0,5	63	2,3
B 8*	105	0,1	0,78	0,16	0,4	24	195	0,2	0,28	1,1	11	999	0,35	92	0,3
A	327	0,1	0,18	0,28	0,73	6	409	0,05	0,26	1,3	5,8	1.085	1,3	32	0,2
RE	388	0,1	0,24	0,27	0,88	7,7	464	0,06	0,41	1,36	8,1	1.176	1,54	40	k. W.

3.5.2 Reutte

Reutte ist der Hauptort des gleichnamigen Bezirks im Lechtales bzw. Außerfern in Tirol. Das relativ ebene Reuttener Becken liegt auf ca. 850 m Seehöhe und hat einen Durchmesser von ca 4 km. Es ist von mehreren über 2.000 m hohen Gebirgen gesäumt.

Das dort angesiedelte Planseewerk ist eine der wichtigsten Industrieansiedlungen des Bezirks. Dieser Betrieb hat internationale Bedeutung bei der Herstellung ungewöhnlicher Metalllegierungen u. a. für die Raumfahrt. Wie bereits die österreichweite Aufsammlung von 1995 und 2000 gezeigt hat, ist die weitere Umgebung des Planseewerkes von deutlich erhöhten Mo-Werten gekennzeichnet.

Aufgrund besonderer Vorkommnisse wurde bereits im Jahr 1996 im Auftrag der Tiroler Landesregierung ein Monitoringnetz eingerichtet und an zehn Standorten wurden Moosproben gesammelt.

Im Oktober 2001 wurden an 12 Standorten Moosproben genommen (siehe Abbildung 24 und Anhang 5), davon waren acht Standorte identisch mit jenen der Aufsammlung von 1996. Zwei Standorte aus dem Jahr 1996 konnten mangels adäquater Sammelbedingungen (Abschirmung) bzw. mangels Indikator-Arten nicht besammelt werden. Vier weitere wurden an strategisch günstigen Punkten positioniert.

Ergebnisse

Allgemeine Betrachtung

Das für Reutte bestimmende Schwermetall ist Mo. Darüber hinaus muss für diesen Industriestandort die Kombination von Mo mit Co als charakteristisches Elementmuster gelten, das gegebenenfalls um die Elemente Ni und V erweitert werden kann. Mo zeigt auch in der Korrelationsanalyse die höchsten Korrelationen mit Ni (0,946), V (0,869) und Co (0,802); alle Korrelationen sind hoch signifikant ($P < 0,001$).

Räumliche Depositionsmuster

Die höchsten Mo-Werte wurden an einem Standort (Süd-Seite Sonnenbichl; R 6) gefunden, der unmittelbar an das Planseewerk angrenzt. Die dort gemessenen Konzentrationen (232 $\mu\text{g Mo}$) sind mehr als 800-mal höher als der österreichische Durchschnitt (Median 0,26 μg). Wie aus der Hauptkomponentenanalyse zu erwarten war sind auch die Ni-, V- und Co-Werte mehr als 5-mal so hoch wie der österreichische Durchschnitt, alle anderen Elemente sind nicht besonders auffällig.

Die Mo-Depositionsmuster um Reutte sind einerseits von der Entfernung zum Werk geprägt, andererseits auch von den Hauptströmungsrichtungen des Windes (siehe Abbildung 24). Die Emissionsfahne ist entlang der N-S-Achse (= Orientierung des Tales) deutlich stärker ausgeprägt als entlang der O-W-Achse. Zusätzlich liegen nördlich des Werkes höhere Werte vor als südlich. Die Mo-Belastung zeigt eine exponentielle Abnahme vom Werk weg (siehe Abbildung 25). Die Konzentrationen der werkfernsten Standorte (R 11, Siebeler; R 1, Fernpassestraße) gehen nahtlos in die Werte der österreichweiten Aufsammlung über (z. B. 85-1; Vils; 1 $\mu\text{g Mo}$), liegen aber auch dort noch über den Durchschnittswerten (siehe Tabelle 12 und Kapitel 3.2.9).



SCHWERMETALLKONZENTRATIONEN IN MOOSEN

Raum Reutte

Vielfaches des Österreich-Medians der Aufsammlung 2000

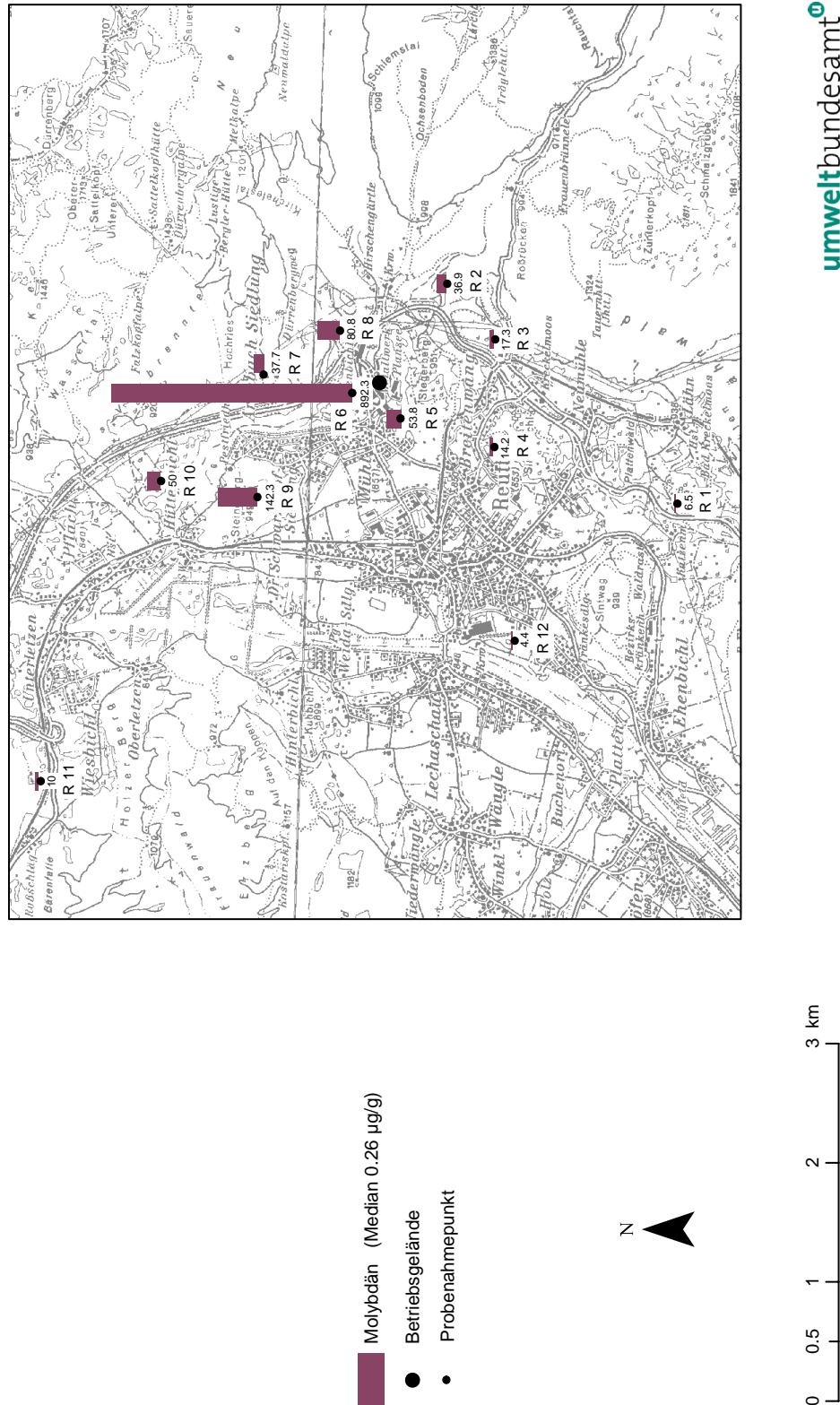


Abbildung 24: Lage der Probenahmepunkte und Darstellung ausgewählter Schwermetalle in Moosen in der Region Reutte. Die Balken und die darunter liegenden Zahlen repräsentieren das Vielfache des Österreich-Medians für Mo. Standortcode entsprechend Anhang 5.

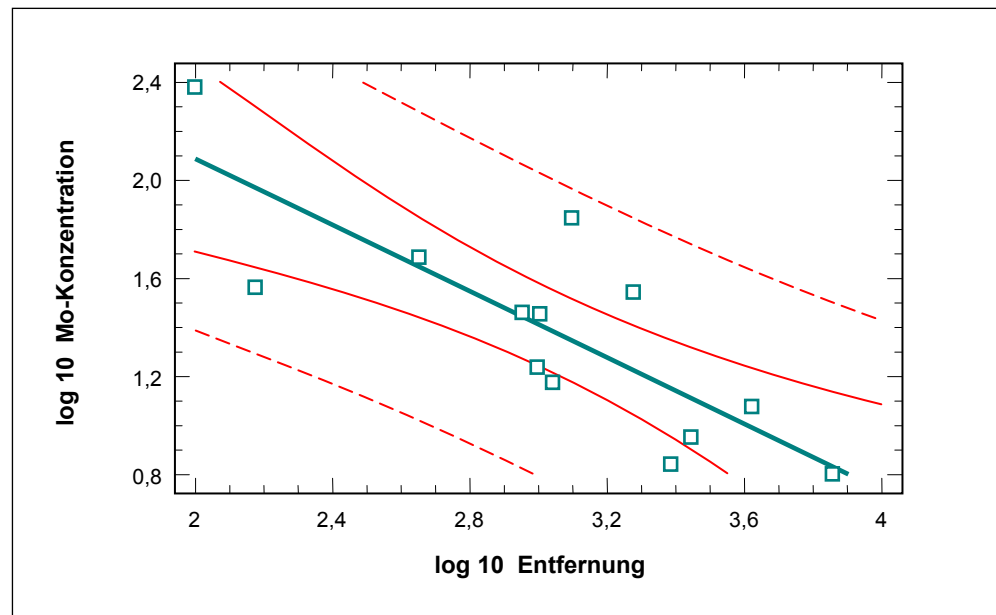


Abbildung 25: Exponentielle Abnahme der Mo-Konzentrationen mit zunehmender Entfernung vom Planseewerk; $R^2 = 65,6 \%$.

Bei Betrachtung der berechneten Depositionswerte pro Flächeneinheit (siehe Anhang 6) sind kaum Unterschiede zu den über die Konzentrationen getätigten Aussagen festzustellen. Sowohl die räumlichen Depositionsmuster als auch die logarithmische Abnahme der Depositionsraten mit zunehmender Entfernung von den Planseewerken werden bestätigt. Die leicht unterschiedlichen Wachstumsraten der Moose an den verschiedenen Probenahmepunkten haben am untersuchten Standort kaum einen Einfluss auf die Konzentrationen.

Vergleich mit der Aufsammlung von 1996

Der direkte Vergleich mit den Werten von 1996 zeigt einen signifikanten Anstieg der Mo-Konzentrationen der Aufsammlung 2001 (t-Test, Vorzeichentest). Vor allem die werknahen Standorte zeigen alle massive Erhöhungen (siehe Tabelle 11). Blei nimmt im selben Zeitraum signifikant ab, das ist ein für Österreich generell gültiger Trend (siehe Kapitel 3.2.11). Alle anderen Elemente zeigen gegenüber 1996 im statistischen Sinne keine signifikanten Veränderungen.

Tabelle 11: Gegenüberstellung der Mo-Konzentrationen an den 8 Vergleichsstandorten der Aufsammlung von 1996 und 2001 in Reutte; Mittelwert für Österreich: 0,31; Konzentrationen in $\mu\text{g Mo/g TG}$. Standortcode entsprechend Anhang 5.

	R 3	R 4	R 5	R 6	R 7	R 8	R 9	R 10
2001	4,5	3,7	14	232	9,8	21	37	13
1996	3,6	4,1	33,5	107	8,4	4,4	5,5	4,7

Tabelle 12: Schwermetall- und Schwefelkonzentrationen in Moosen in der Umgebung von Reutte; A = Median aller Österreichwerte; RE = Mittelwerte der Raumeinheit 5 (Nördliche Kalkalpen); Konzentrationen in µg/g TG. Standortcode entsprechend Anhang 5.

	Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mo	Ni	Pb	S	V	Zn
R 1	1.622	0,31	0,23	0,63	2,16	8	1.401	0,07	1,69	2,2	5	1.222	2,9	34
R 2	247	0,06	0,14	0,6	0,62	8	283	0,06	9,6	1,3	4,8	1.089	1,58	44
R 3	164		0,1	0,45	0,4	5	193	0,04	4,5	0,9	3,2	841	0,98	27
R 4	250	0,07	0,13	0,26	0,54	5	270	0,04	3,7	0,8	3,4	1.071	0,91	30
R 5	333	0,07	0,19	1,18	0,7	5	341	0,04	14	1,6	3,5	982	1,76	23
R 6	347	0,09	0,15	1,62	1,06	8	398	0,05	232	6	6,3	1.392	5,4	33
R 7	205	0,06	0,11	0,31	0,49	5	236	0,05	9,8	1	4	1.205	1,2	25
R 8	149		0,15	0,51	0,36	5	169	0,05	21	1,2	3,4	1.040	1,18	30
R 9	231	0,06	0,19	0,7	0,61	7	288	0,05	37	2,7	4,9	1.324	3,09	46
R 10	312	0,11	0,12	0,33	0,72	6	327	0,04	13	1,3	4,8	972	1,71	30
R 11	240	0,08	0,15	0,21	0,55	6	271	0,04	2,6	0,8	4,3	1.065	1,18	29
R 12	186	0,06	0,22	0,24	0,51	5	230	0,04	1,15	0,8	3,6	1.116	0,79	28
A	327	0,1	0,18	0,28	0,73	6	409	0,05	0,26	1,3	5,8	1.085	1,3	32
RE	388	0,13	0,24	0,27	0,88	8	464	0,06	0,41	1,4	8,1	1.176	1,54	40

3.5.3 Arnoldstein

Die Gemeinde Arnoldstein (Bezirk Villach) mit ca. 7.000 Einwohnerinnen und Einwohnern liegt im unteren Gailtal im Dreiländereck Österreich-Slowenien-Italien auf ca. 580 m Seehöhe. Der Talboden ist von Bergsturzmaterial (Dobratsch) und Sedimenten der umliegenden Berge gebildet. Die umgebenden Berge sind meso- und paläozoischen Ursprungs, Kalke dominieren.

Die Autobahn, eine der Hauptverkehrsrouten nach Italien, führt in halbkreisförmigem Bogen um den Ort herum. Im Ort liegt einer der größten österreichischen Güterbahnhöfe. In Arnoldstein wurden seit dem Mittelalter Erze (Pb, Au, Ag, Cu) abgebaut bzw. geschmolzen. Heute sind am Standort mehrere Betriebe angesiedelt, darunter eine Sekundärbleihütte (BMG Metall & Recycling GmbH = ehemalige BBU) und eine Abfall-Recycling- und Verbrennungsanlage. Die Schwermetall- (vor allem Pb) und SO₂-Emissionen waren bis zu Beginn der 90er-Jahre enorm (z. B. 1989 ca. 13 t Blei!, 1.377 t SO₂; UMWELTBUNDESAMT 1992a). Gartenanlagen, Kinderspiel- und Sportplätze wiesen Bodenwerte auf, die als gesundheitsgefährdend eingestuft wurden. In einer großen Anzahl an Studien wurden die enormen Belastungen in der Gemeinde untersucht (HALBWACHS 1982, UMWELTBUNDESAMT 1992a, b, 1996). Umfangreiche Verordnungen des Amtes der Kärntner Landesregierung sowie Umstellungen in den Produktionsprozessen haben seit ca. 1990 zu einer Verminderung der Staubemissionen geführt. Dennoch werden auch heute noch an werknahen Standorten die Grenzwerte des Immissionschutzgesetzes Luft für Staubbiederschlag bei Pb und Cd zum Teil deutlich überschritten (AMT DER KÄRNTNER LANDESREGIERUNG 2001).

Ergebnisse

Die an den untersuchten Standorten gemessenen Konzentrationen liegen bei Pb sehr stark (bis zum 12-fachen), bei Cd und Zn stark (2- bis 6-fach) und bei Cu meist 50 % über den Mittelwerten von Hintergrundgebieten. Pb, Cd und Zn können daher nach wie vor als Problemstoffe angesprochen werden (siehe auch AMT DER KÄRNTNER LANDESREGIERUNG 2001). Es muss an dieser Stelle nochmals darauf hingewiesen werden, dass es sich dabei um aktuelle Depositionen der Jahre 1999–2001 handelt. Die Schwefelemissionen, die in den 80er- und 90er-Jahren noch problematisch waren, sind stark zurückgegangen; die in dieser Studie gemessenen S-Konzentrationen liegen unter dem österreichischen Durchschnitt.

Die Emissionsgrenzen der genannten Schwermetalle gehen weit über das Untersuchungsgebiet hinaus (Untersuchungsradius ca. 3,5 km um das Werk). HALBWACHS (1992) wies (bei damals allerdings deutlich größeren Emissionsmengen) eine räumliche Ausdehnung der Frachten bis Feistritz im Westen (7 km) und dem Faaker See im Osten (17 km) nach.

Die Korrelationsanalyse weist einen besonders starken Zusammenhang zwischen Pb und Cd auf, nicht aber zwischen Pb und Zn, bzw. Cu und Pb. Desgleichen sind die Al-, Fe- und Cr-Werte extrem niedrig. Daher sind geogene Quellen und Böden als Ursache auszuschließen. Nicht getrennt werden kann aber zwischen Verblasungen aus werkeigenen Deponien und aktuellen Werkemissionen. Die Wirkung auf Mensch und Umwelt ist aber in beiden Fällen dieselbe. Auch Mo korreliert mit den Problemstoffen, die Mo-Werte liegen fast alle bis zum Doppelten über den Durchschnittswerten.

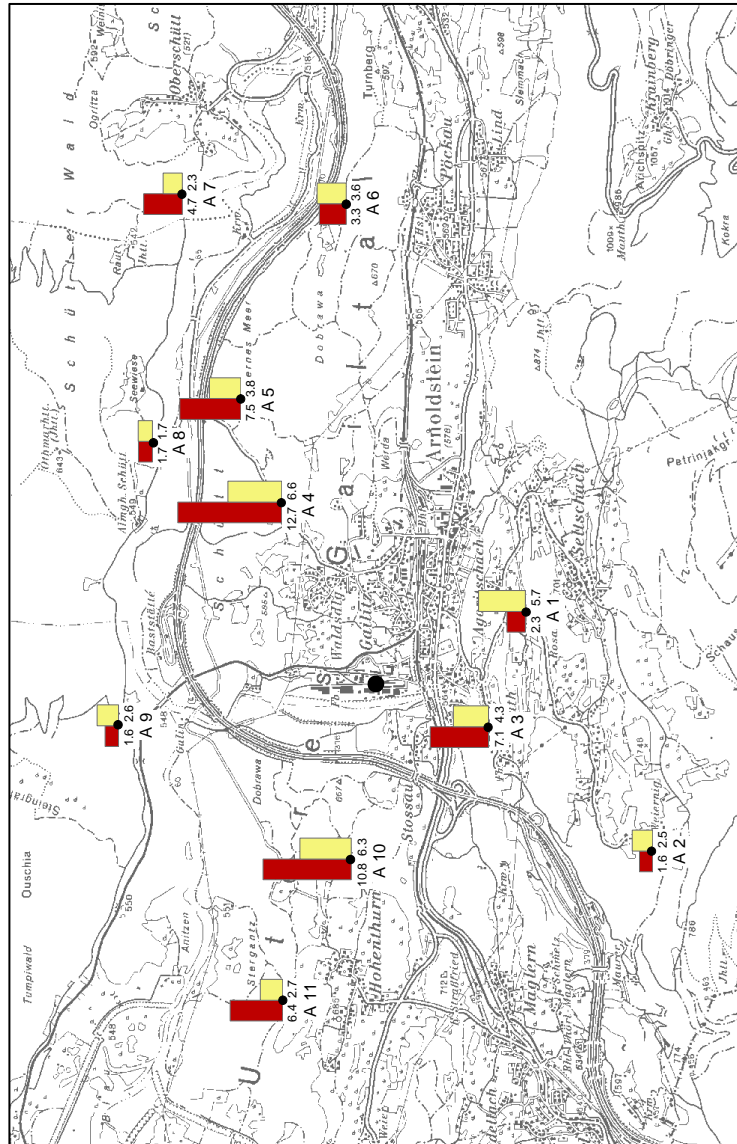
Die Hauptkomponentenanalyse zeigt deutlich die Trennung zwischen anthropogenen und geogenen Schwermetallen (siehe Abbildung 27). Die Rolle von Arsen ist unklar, die Werte sind aber relativ niedrig. Die Clusteranalyse der Standorte zeigt primär einen W-O/N-S-Gradienten der Standorte auf. Auch dies bestätigt die ehemalige BBU als alleinigen relevanten Einflussfaktor.



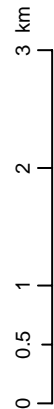
SCHWERMETALLKONZENTRATIONEN IN MOOSEN

Raum Arnoldstein

Vielfaches des Österreich-Medians der Aufsammlung 2000



- Blei (Median 5.76 µg/g)
- Cadmium (Median 0.18 µg/g)
- Betriebsgelände
- Probenahmeort



umweltbundesamt

Abbildung 26: Lage der Probenahmeorte und Darstellung ausgewählter Schwermetalle in Moosen in der Region Arnoldstein. Die Balken und die darunter liegenden Zahlen repräsentieren das Vielfache des Österreich-Medians für Elemente mit erhöhten Konzentrationen. Standortcode entsprechend Anhang 5.

Räumliche Depositionsmuster

Die Schadstoffkonzentrationen zeigen einen klaren W-O-Verlauf entlang der Talrichtung (siehe Abbildung 26). Für die in dieser Achse liegenden Sammelpunkte gibt es auch einen statistisch signifikanten Zusammenhang zwischen Entfernung von der ehemaligen BBU und den Pb- bzw. Cd-Konzentrationen. Dies belegt eindeutig die ehemalige BBU als Emissionsquelle für diese Stoffe.

Der in dieser Untersuchung am stärksten belastete Sammelpunkt ist A 4 (Schütt-Süd1), südwestlich der Hubertusquelle. Es ist dies auch der werknächste Standort – eine noch nähere Probenahme war mit der vorgegebenen Methode nicht möglich. Die Bergerhoff Standorte der Kärntner Landesregierung, an denen bei Cd und Pb Grenzwertüberschreitungen festgestellt wurden, liegen alle deutlich näher dem Werkgelände der ehemaligen BBU als A 4. Trotz der relativ großen Entfernung vom Werk (ca. 1.500 m) sind die Pb-Werte extrem und stellen mit einer Ausnahme (Brixlegg) die höchste, mittels dieser Methode in Österreich gemessene Pb-Konzentration (73 µg/g TG; Österreichmittelwert = 6,6 µg/g TG) dar. Der Cd-Wert ist ebenfalls fast 6-mal so hoch wie der österreichische Mittelwert.

Auch die Konzentrationen der Standorte in der W-O-Achse (A 10, A 5, A 11, A 6, A 7) nehmen mit der Entfernung von der ehemaligen BBU ab (Standortbezeichnungen siehe Anhang 5).

Die Standorte auf der Hochterrasse von Agoritschach (A 1, A 2) sind trotz in Luftlinie gemessener geringerer Entfernung zum Werk im Verhältnis relativ wenig von den Werkemissionen betroffen, wenngleich auch hier die Konzentrationen der Problemstoffe erhöht sind. Auch die Standorte A 8 und A 9 nördlich der ehemaligen BBU sind gering belastet.

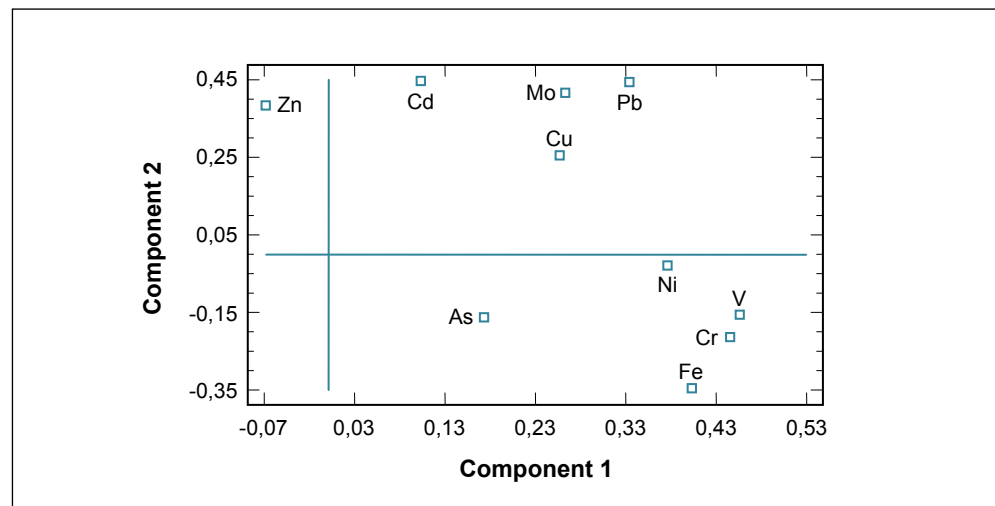


Abbildung 27: Graphische Darstellung der Hauptkomponentenanalyse der Schwermetallkonzentrationen in Arnoldstein. Komponente 1 39,9 %; Komponente 2 25,7 %.

Tabelle 13: Schwermetall- und Schwefelkonzentrationen in Moosen in der Umgebung von Arnoldstein; A = Median aller Österreichwerte; RE = Mittelwerte der Raumeinheit 7 (Südliche Kalkalpen); Konzentrationen in µg/g TG. Standortcode entsprechend Anhang 5.

	Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mo	Ni	Pb	S	V	Zn
A 1	236	0,13	1,03	0,21	0,55	5,2	305	0,05	0,15	1,1	13	1.083	0,98	62
A 2	353	0,14	0,45	0,14	0,77	4,7	410	0,06	0,14	1,1	9,2	1.089	1,45	46
A 3	322	0,18	0,77	0,17	0,87	6,9	468	0,08	0,43	1,5	41	1.088	1,55	66
A 4	234	0,11	1,18	0,15	0,72	7,7	331	0,07	0,79	1,1	73	827	1,44	67
A 5	273	0,09	0,69	0,13	0,83	8,6	363	0,08	0,56	1,1	43	1.059	1,39	47
A 6	230	0,13	0,64	0,15	0,61	6	330	0,07	0,35	0,8	19	971	1,12	40
A 7	344	0,13	0,42	0,17	1,01	9,1	488	0,08	0,44	1,1	27	1.135	2,07	46
A 8	181	0,1	0,31	0,23	0,53	7,6	286	0,03	0,31	0,9	9,7	1.176	1,01	78
A 9	189	0,07	0,47	0,17	0,59	7,7	271	0,03	0,26	0,9	9,5	934	1,16	46
A 10	283	0,12	1,13	0,21	0,76	8,4	390	0,05	0,37	1,6	62	927	1,91	54
A 11	296	0,1	0,49	0,21	0,78	8,2	388	0,05	0,4	1,4	37	1.116	1,76	51
A	327	0,1	0,18	0,28	0,73	6	409	0,05	0,26	1,3	5,8	1.085	1,3	32
RE	325	0,11	0,2	0,28	0,73	6,2	386	0,05	0,27	1,3	6,7	1.075	1,46	24

3.5.4 Treibach-Althofen

Treibach-Althofen ist eine Gemeinde des Bezirks St.Veit/Glan in Kärnten. Es liegt im Krappfeld, einer sandig-lehmigen Schotterterrasse. Die nährstoffreichen Böden und die ebene Lage sind Ursache einer intensiven agrarischen Nutzung.

Im Hauptort Treibach-Althofen ist auch der Standort der Treibacher Chemischen Werke (TCW). Dieses Werk hat eine lange Industriegeschichte. In der Zeit vor 1945 wurden vorwiegend Pflanzenschutzmittel, verschiedenste Metallverbindungen und sogar Radium- und Uranprodukte hergestellt. Heute werden vor allem verschiedenste Rohstoffe zur weiteren industriellen Verwertung produziert. Dies umfasst u. a. Vanadinoxid, Seltene Erden, Ferrolegierungen oder die Aufarbeitung von nickelhaltigen Katalysatoren. Als Problemstoffe in der Umgebung des Werkes wurden trotz erhöhtem Aufwand für Umweltinvestitionen die toxischen organischen Substanzen (PAH, Dioxine) und vor allem die Schwermetalle V, Ni, Mo, Cr und Cd genannt (UMWELTBUNDESAMT 1991, 1992a, 1996a), auch die Biomonitoringstudie mit Moosen (Aufsammlung 1995), hat auf hohe aktuelle Emissionen der genannten Schwermetalle in diesem Raum hingewiesen (UMWELTBUNDESAMT 1997).

SCHWERMETALLKONZENTRATIONEN IN MOOSEN

Raum Treibach-Althofen

Vielfaches des Österreich-Medians der Aufsammlung 2000

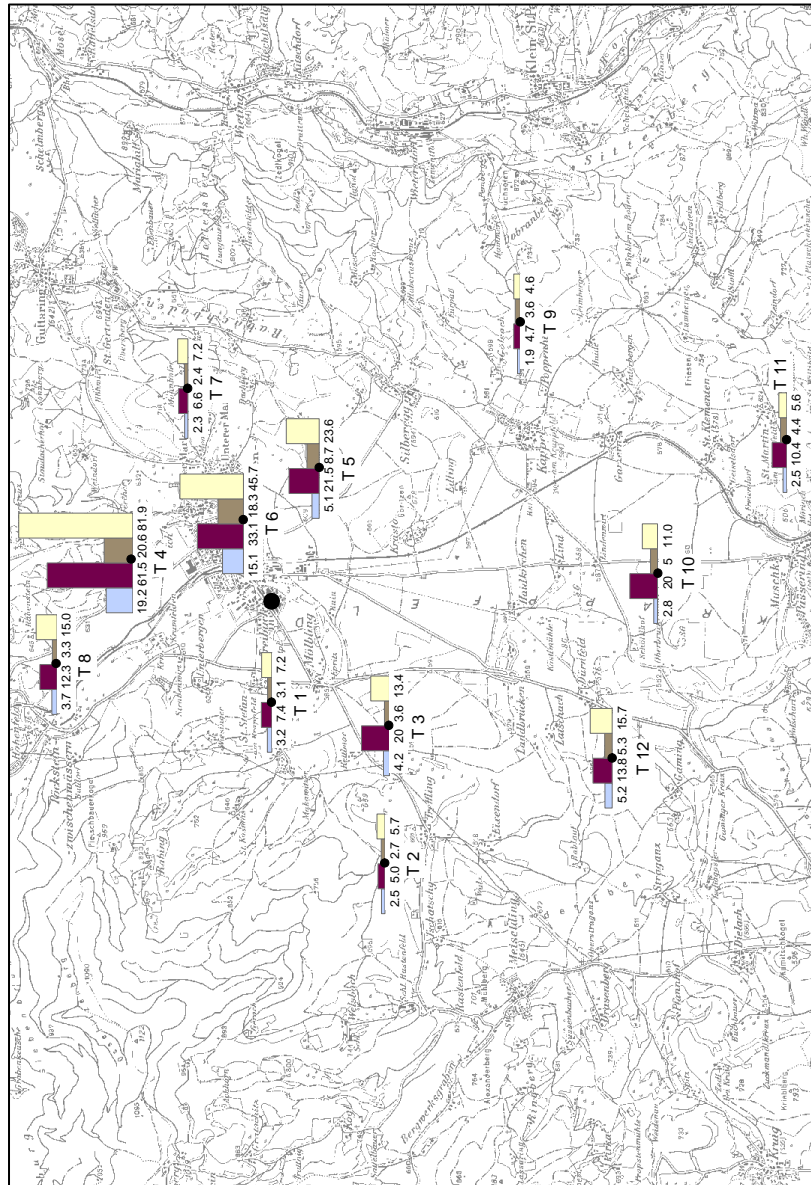


Abbildung 28: Lage der Probenahmepunkte und Darstellung ausgewählter Schwermetalle in Moosen in der Region Treibach-Althofen. Die Balken und darunterliegenden Zahlen repräsentieren das Vielfache des Österreich-Medians für Elemente mit erhöhten Konzentrationen. Standortcode entsprechend Anhang 5.

Ergebnisse

Es gibt einen statistisch hoch signifikanten Zusammenhang ($P < 0,001$) zwischen den Elementen V, Ni, Mo, Cr. NEINAVEIE et al. (1996) geben für das Krappfeld Molybdän (und die mit ihm assoziierten Elemente) als Unterscheidungsmerkmal gegenüber geogen freigesetzten Schwermetallen an. Auch in UMWELTBUNDESAMT (1996a) werden Mo und V als Leitelemente für Emissionen der TCW angegeben. Dies und die der vorliegenden Studie zugrundeliegende Methodik beweisen die aktuelle anthropogene Emission dieser Schwermetalle.

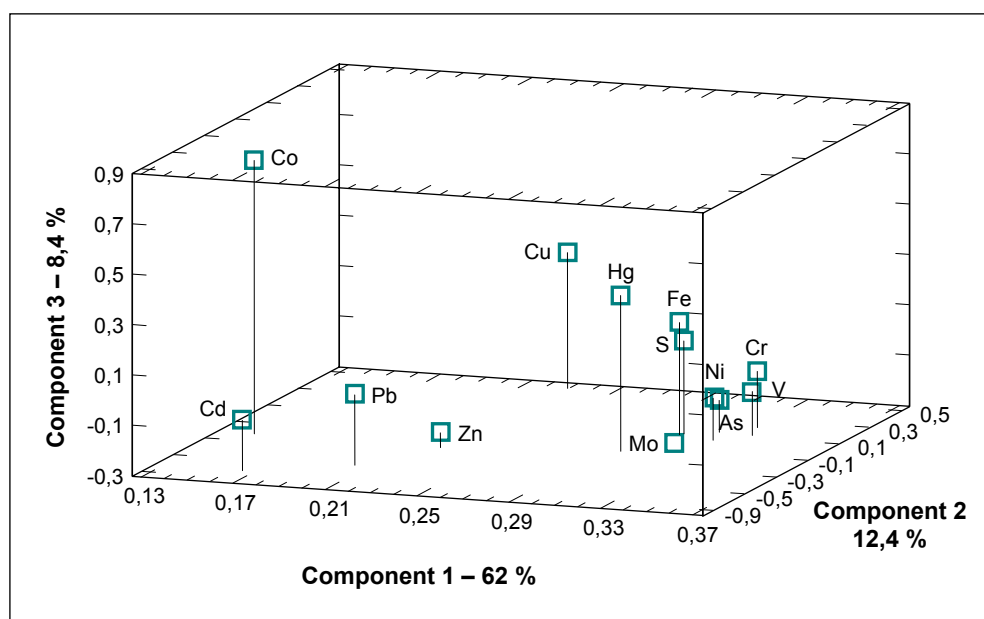


Abbildung 29: Graphische Darstellung der ersten drei Achsen der Hauptkomponentenanalyse der Schwefel- und Schwermetallkonzentrationen am Standort Treibach-Althofen.

In diesem Zusammenhang soll besonders auf die Ergebnisse der Hauptkomponenten- und Korrelationsanalysen hingewiesen werden, die sich deutlich von jenen anderer Regionen unterscheiden. Besonders bemerkenswert ist der geringe Zusammenhang zwischen Al und Cr bzw. Fe und Cr. Diese Kombinationen gelten normalerweise als Bodenzeiger. Diese Annahme wird am Standort Treibach bezeichnenderweise nicht bestätigt, da Cr in Treibach offensichtlich in besonders hohem Maße anthropogen emittiert wird. Auch andere signifikante Bindungen (z. B. Fe und S oder Cu mit Hg, Cr und V) sind einzigartig und dürften die Folge der Produktion einer Vielzahl an selteneren Metallrohstoffen sein. Viele dieser Korrelationen wurden auch von UMWELTBUNDESAMT (1996a) bei der Analyse von Fichtennadeln(wachsen) ermittelt.

Räumliche Depositionsmuster

Die Konzentrationen der im Krappfeld untersuchten Sammelpunkte von V, Mo, Ni und Cr liegen **alle** weit über dem österreichischen Durchschnitt, wobei einzelne Werte bis zum 70-fachen (V) bzw. 50-fachen (Mo) ansteigen (siehe auch Abbildung 29).

Die übrigen Elemente schwanken im Normbereich um den Mittelwert, mit Ausnahme von Pb, wo alle Werte sogar unter dem Durchschnitt liegen.

Positiv bemerkenswert sind die relativ niedrigen Cd-Werte. Nur an zwei Standorten liegen die Cd-Konzentrationen knapp über dem österreichischen Mittelwert. Cd wurde in verschiedenen Berichten (z. B. UMWELTBUNDESAMT 1992a) als Problemstoff im Raum Treibach gesehen, dessen Werte zu Beginn der 90er-Jahre noch deutlich über den von der WHO empfohlenen Grenzwerten lagen. Emissionsmindernde Maßnahmen (oder die Umstellung von Produktionsprozessen) waren hier offensichtlich erfolgreich. Ähnliches gilt für Co, das nur am Standort Treffling (T 2) deutlich erhöht ist, eine Emission aus den TCW ist hier aber unwahrscheinlich.

In der Einzelpunktbewertung fallen zwei Standorte durch extrem hohe Werte bei den Problemmetallen auf: Einerseits das Lorbeerköpfl (T 6), welches der werknahe Untersuchungspunkt ist und andererseits der Standort südöstlich des Schlosses Töschelsdorf (T 4). Der letzte Sammelpunkt zeigte auch in den Untersuchungen des Umweltbundesamt (UMWELTBUNDESAMT 1991) sehr hohe Werte.

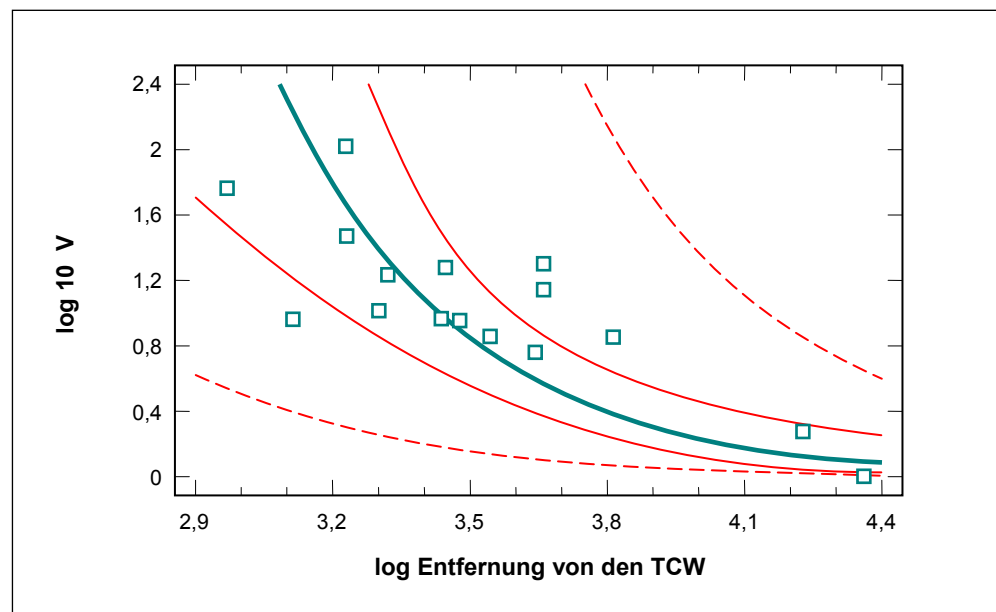


Abbildung 30: Exponentielle Abnahme der V-Konzentrationen mit zunehmender Entfernung von den TCW; $R^2 = 62,5 \%$.

Grundsätzlich weisen werknahe Probestandorte höhere Werte auf als werkferne (siehe z. B. Abbildung 30, Tabelle 14). Im Krappfeld gibt es einen statistisch signifikanten Zusammenhang zwischen Entfernung von den TCW und den Elementen V und Cu ($P < 0,05$). Werden aber die nächstgelegenen Hintergrundstandorte mit einbezogen (Standort Hörzendorf-Bergerhoff Vergleichsstandort und Standort (202-1, Klagenfurt) so wird die Korrelation zwischen dem Faktor Entfernung und den Metallen V, Cu ($P < 0,001$) deutlich verbessert sowie zusätzlich auch für die Metalle Mo, Cr, Co, Fe und Al ($P < 0,05$). Dies erklärt sich nicht zuletzt aus dem Umstand, dass inner-

halb des untersuchten Radius (ca. 6 km vom Werk entfernt) die Hintergrundwerte für die kritischen Metalle noch bei Weitem nicht erreicht sind. Auch unterschiedliche Ausbreitungsmuster der einzelnen Metalle spielen eine Rolle.

Großräumig betrachtet ist die Immissionsfahne entlang der N-S-Achse (= Talverlauf) deutlich stärker ausgeprägt als entlang der W-O-Achse. Standorte entlang der N-S-Achse weisen bei gleicher Entfernung vom Werk immer höhere Werte auf als jene in der O-W-Achse (z. B. T 7, Guttaring Rehabzentrum; T 8, Gupf; siehe Abbildung 29). Dies steht mit den Hauptwindrichtungen in Zusammenhang und wird durch frühere Ergebnisse bestätigt (UMWELTBUNDESAMT 1991, 1996a).

Dementsprechend finden sich selbst in relativ werkfernen Sammelpunkten am südlichen Rande des Krappfeldes (z. B. in St. Martin) Konzentrationen von V und Ni, die 5-mal, bei Mo fast 10-mal so hoch sind wie der österreichische Durchschnitt. Die Entfernung vom Werk beträgt hier mehr als 6,5 km.

Der von UMWELTBUNDESAMT (1996a) beschriebene Einfluss der Deponie in St. Kosmas ist an den Probepunkten dieser Studie nicht bemerkbar.

Gegenüber der Moosaufsammlung von 1995 (1 Vergleichsstandort; Entfernung TCW ca. 3.000 m) haben sich mit Ausnahme von Cu und Co alle Werte vermindert.

Tabelle 14: Schwermetall- und Schwefelkonzentrationen in Moosen in der Umgebung von Treibach-Althofen; 1 = Standort 186-1; 2 = Standort 186-2 der Österreich-Aufsammlung von 2000; A = Median aller Österreichwerte; RE = Mittelwerte der Raumeinheit 6 (Zentralalpen); Konzentrationen in µg/g TG. Standortcode entsprechend Anhang 5.

	Al	As	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Fe	Mo	Ni	Pb	S	V	Zn
T 1	426	0,09	0,13	2,35	0,55	6,8	0,06	824	1,9	3,9	1,7	974	9,2	22
T 2	298	0,06	0,19	1,82	1,76	5,4	0,08	467	1,3	3,4	3,9	1.100	7,2	32
T 3	312	0,17	0,21	3,08	0,33	4,4	0,04	428	5,2	4,5	4,3	995	17	54
T 4	762	0,61	0,27	14	1,08	7,6	0,12	1.494	16	26	6	1.318	104	57
T 5	169	0,12	0,15	3,7	0,19	6,1	0,05	292	5,6	11	2,6	1.061	30	34
T 6	452	0,29	0,13	11	0,4	7,6	0,09	813	8,6	23	4,7	1.215	58	38
T 7	256	0,15	0,19	1,67	0,21	5,8	0,07	369	1,7	3	3,9	1.014	9,2	44
T 8	235	0,14	0,16	2,71	0,28	5,6	0,05	454	3,2	4,2	2,9	1.001	19	29
T 9	210	0,08	0,22	1,36	0,39	5,4	0,07	366	1,2	4,5	3,7	961	5,8	37
T 10	119	0,07	0,19	2,06	0,12	5,5	0,06	186	5,2	6,3	1,9	939	14	22
T 11	277	0,16	0,13	1,86	0,16	4,8	0,05	456	2,7	5,6	2,5	1.074	7,1	32
T 12	369	0,19	0,19	3,76	0,38	6,7	0,09	521	3,6	6,7	5,4	1.141	20	30
1	411	0,18	0,15	1,27	0,43	4,9	0,06	570	3,2	4,2	5,4	913	10,3	21
2	315	0,08	0,16	1,04	0,29	5,6	0,05	310	3	3,7	3,8	952	9	18
A	386	0,15	0,21	0,87	0,34	6,5	0,06	499	0,3	1,5	6,6	1.085	1,5	34
RE	334	0,14	0,16	0,76	0,32	6,4	0,06	460	0,3	1,5	5,8	948	1,4	31

3.5.5 Leoben-Donawitz

Auf einer Talterasse des Vordernbergbaches in Donawitz (Bezirk Leoben, Stmk.) befinden sich die Werkanlagen der VA-Stahl Donawitz. Dies ist ein sehr alter Industriestandort, an dem seit dem Mittelalter Eisen produziert bzw. verarbeitet wird. Heute steht am Standort ein Eisen und Stahl produzierendes Werk mit allen dafür kennzeichnenden Industrieelementen (Sinteranlage, Hochofen, Schmelze, Gießerei, Walzwerke). Zusätzlich wird eine außerordentlich große werkeigene Halde betrieben.

Geomorphologisch gesehen liegt das Werk in einem relativ engen Talabschnitt, der in NW-SO-Richtung verläuft und nur in dieser Richtung offen ist. Dies ist auch die Richtung der Talwinde, mit komplex schwankenden Tagesverläufen. Zudem gibt es häufig Inversionswetterlagen und Nebelbildung (ca. 150 Tage/Jahr).

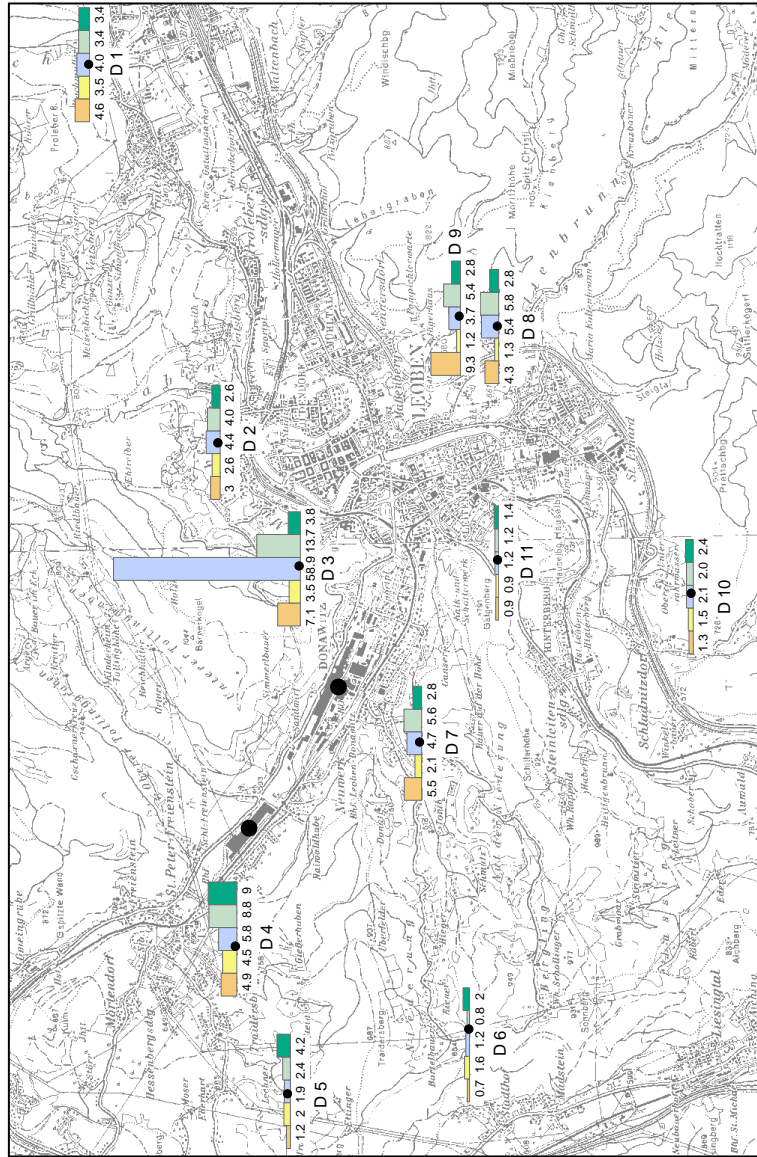
Aufgrund von Emissionen an Schwefel- und Stickstoffverbindungen, Schwermetallen und toxischen organischen Verbindungen (Dioxinen, Furanen) wurde die Umgebung des Schwerindustriestandortes regelmäßig untersucht (z. B. UMWELTBUNDESAMT 1992a, 1996a, c, NEINAVAIE & PIRKL 1996). Vor allem die Sinteranlage beeinträchtigt die Luftgütesituation nachhaltig (UMWELTBUNDESAMT 1998a).

Daneben gibt es im unmittelbar angrenzenden Leoben eine größere Anzahl an Mittel- und Kleinbetrieben (Brauerei, Holzfabrik etc.) sowie eine hohe Siedlungsdichte mit potenziellen, bislang eher unbeachteten Emissionsquellen.

SCHWERMETALLKONZENTRATIONEN IN MOOSEN

Raum Leoben-Donawitz

Vielfaches des Österreich-Medians der Aufsammlung 2000



umweltbundesamt

Abbildung 31: Lage der Probenahmepunkte und Darstellung ausgewählter Schwermetalle in Moosen in der Region Leoben-Donawitz. Die Balken und darunter liegenden Zahlen repräsentieren das Vielfache des österreichischen Medians für Elemente mit erhöhten Konzentrationen. Standortcode entsprechend Anhang 5.

Räumliche Depositionsmuster

Die für die Immissionen im Raum Donawitz maßgeblichen Elemente sind: S, Fe, Cr, Ni, Cd, Mo, Zn und Hg und As. Diese Elemente sind vor allem charakteristische Bestandteile von Stäuben der Sinteranlagen und der Stahlproduktion (UMWELTBUNDESAMT 1998a) und liegen an fast allen Untersuchungspunkten großteils deutlich über dem österreichischen Mittelwert.

Ein signifikanter Zusammenhang zwischen Entfernung vom Werk und Elementkonzentration besteht aber nur für S und Mo (siehe Abbildung 32). Dies steht mit den komplizierten Ausbreitungsbedingungen in dieser Gegend Verbindung. Die Konzentrationen an den Sammelpunkten sind nicht bloß eine Funktion in Abhängigkeit von der Entfernung vom Werk, wie das an einigen anderen Industriestandorten der Fall ist, sondern sind vor allem auch durch die Windrichtungen bestimmt. Diese wiederum folgen den Orientierungen der einzelnen Täler. NEINAVAIE & PIRKL (1996) verweisen auch auf die verschiedenen produktionsbedingten Emissionsformen und damit verbundenen Partikelgrößen. Kleine Partikel aus Hochtemperaturprozessen werden weiter verbreitet, wodurch sich die Ausbreitungs- und räumlichen Depositionsmuster weiter komplizieren.

Sehr werknahe Standorte haben trotzdem z. B. deutlich höhere Fe- oder Cr-Werte als werkferne (siehe Abbildung 31, Tabelle 15). Dasselbe gilt für die Hg-Emissionen aus der Sinteranlage (D 4, D 5; Standortcodes siehe Anhang 5). Bei den weiter entfernten Sammelpunkten hängt die Konzentration auch stark von ihrer Lage ab. Die Standorte D 6 und D 10 zeigen bei vergleichbarer Entfernung wie D 8 und D 9 deutlich geringere Konzentrationen. D 8 und D 9 liegen aber exakt in der Verlängerung des Vordernbergertales. D 8 weist zusätzlich eine Exposition Richtung Werk auf, und somit auch noch höhere Fe-, Cr- und S-Werte als D 9. Besonders auffallend ist dieses Phänomen bei Standort D 11, der vom Galgenberg Richtung Werk abgeschirmt wird und trotz relativer geringer Luftlinien-Entfernung allgemein niedrigere Konzentrationen aufweist.

Die stark erhöhten Hg-Werte an den Standorten D 4 und D 5 in St. Peter-Freienstein spiegeln eindeutig Hg-Emissionen aus der Sinteranlage wider. Beide Sammelpunkte sind die der Sinteranlage am nächsten liegenden Probestellen. Besonders am Standort D 4 sind die Konzentrationen enorm ($0,45 \mu\text{g/g TG}$). Dies ist der mit Abstand höchste Wert aller Sammelpunkte in ganz Österreich. Auch in UMWELTBUNDESAMT (1996a) wies ein Sammelpunkt für Fichtennadeln an ähnlicher Stelle die bei weitem höchsten Hg-Werte auf. Bereits 1996 wurde in der o. g. Studie auf die Bedenklichkeit der landwirtschaftlichen Nutzung angrenzender Flächen verwiesen. In D 4 weist auch Cd die höchsten im Raum Leoben-Donawitz gemessenen Werte auf. Auch dies stimmt mit den Ergebnissen in UMWELTBUNDESAMT (1996a) überein. Ähnliches gilt für Pb.

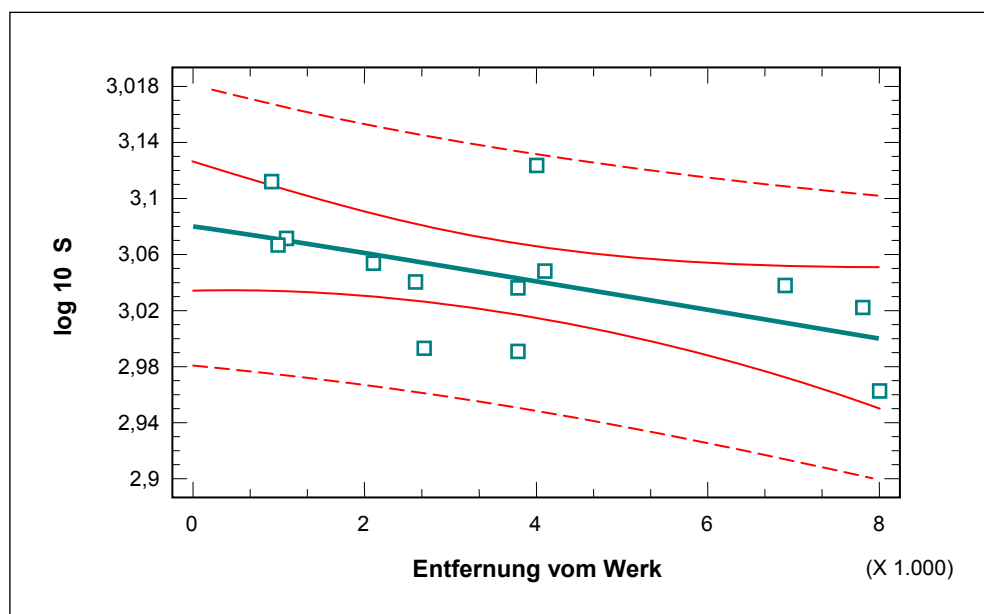


Abbildung 32: Abnahme der S-Konzentrationen mit zunehmender Entfernung vom LD-Stahlwerk in Leoben-Donawitz; $R^2 = 29\%$.

Der Sammelpunkt D 3 liegt am Annaberg in unmittelbarer Umgebung der Schlackenhalde. Der Standort wird in der Clusteranalyse deutlich von allen anderen getrennt. Die gemessenen extrem hohen Konzentrationen in D 3 sind nicht auf aktuelle Werkemissionen zurückzuführen (wie an allen anderen Standorten), sondern hier gibt es großflächig frei liegende Halde, auf denen die Staubentwicklung vor allem in Trockenphasen sehr hoch ist. Fast alle Elemente weisen an diesem Standort Höchstwerte auf. Die Cr-Konzentrationen sind absoluter Spitzenwert aller bisher in Österreich gemessenen Konzentrationen und liegen 50-mal über dem österreichischen Mittelwert, Pb und Cd sind immerhin dreifach erhöht. Diese Schwermetallablagerungen sind wahrscheinlich zumindest in der näheren Umgebung ökotoxikologisch relevant und sollten unter Kontrolle gebracht werden.

D 7, D 8, D 9 und mit Einschränkung D 11 (siehe oben) könnten unmittelbaren Depositionen des Stahlwerkes unterliegen (Standortcodes siehe Anhang 5).

Die Clusteranalyse (siehe Abbildung 33) sowie die gemessenen Konzentrationen lassen den Schluss zu, dass die Standorte D 6 und D 10 (sowie die in der Clusteranalyse mitberücksichtigten Sammelpunkte der Schwermetallaufsammlung im Oktober 2000 mit der Nummer 12 und 13) noch immer werkbeeinflusst sind, dass es sich aber aufgrund der Entfernung vermutlich um Depositionen von Stäuben mit anderer Partikelgröße als in Werknähe handelt (siehe auch NEINAVAI & PIRKL 1996).

D 1 und D 2 könnten auch von lokalen, nicht industriellen Prozessen (z. B. Hausbrand, Verkehr) beeinflusst sein (siehe auch Abbildung 31).

Die Donawitz nahe liegenden „Hintergrundstandorte“ der Österreich-Aufsammlung (132-1/Trofaiach und 133-1/Niklasdorf) zeigen gleichfalls bei den kritischen Elementen noch erhöhte Werte. Im Vergleich mit der Aufsammlung von 1995 sind die Werte an diesen Standorten bei Pb, Cu und Cr gesunken, bei Hg und Fe gleich geblieben und bei allen anderen Elementen gestiegen.

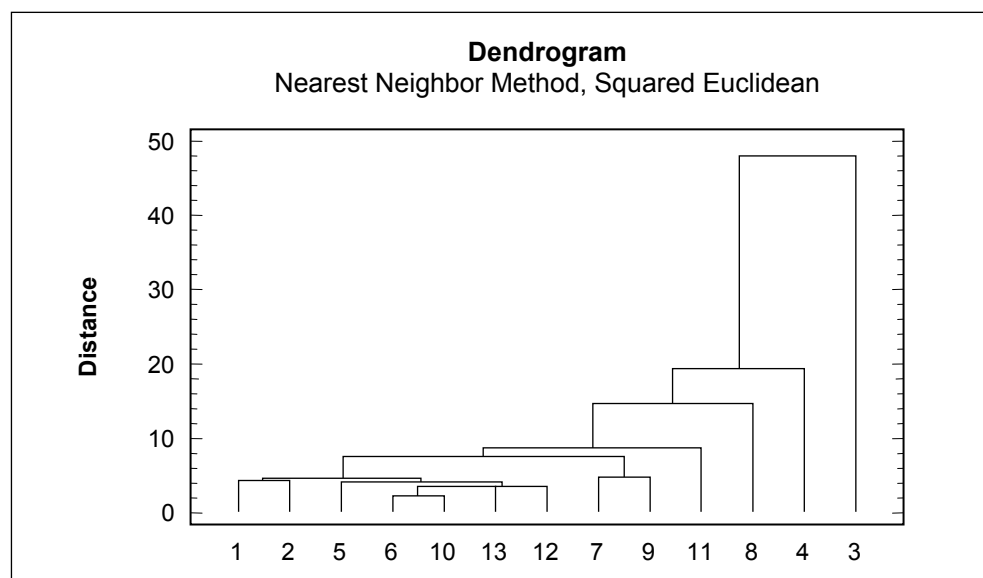


Abbildung 33: Graphische Darstellung der Clusteranalyse (Dendrogramm) der einzelnen Standorte im Untersuchungsgebiet Leoben-Donawitz; D 12 entspricht Standort 132-1, D 13 entspricht 133-1. Standortcode entsprechend Anhang 5.

Zusammenfassend kann angemerkt werden, dass vor allem die Hg-Immissionen in der Nähe der Sinteranlage bedenklich erscheinen. Auch bei Fe, Cr, Ni, Cd und S sind die aktuellen Immissionen immer noch überdurchschnittlich. Während die Emissionen dieser Stoffe seit langer Zeit bekannt sind, sollte in Zukunft auch auf Mo geachtet werden, das bislang in keiner Untersuchung aufscheint, aber offensichtlich zu den aktiv freigesetzten Schwermetallen gehört. Die Halde als Quelle von enormen Schwermetallfreisetzungen ist ein Problemfeld, das dringender Lösung bedarf.

Tabelle 15: Schwermetall- und Schwefelkonzentrationen in Moosen in der Umgebung von Leoben-Donawitz; 1 = Standort 132-1; 2 = Standort 133-1 der Österreich-Aufsammlung von 2000; A = Median aller Österreichwerte; RE = Mittelwerte der Raumeinheit 6 (Zentralalpen); Konzentrationen in $\mu\text{g/g}$ TG. Standortcode entsprechend Anhang 5.

	Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mo	Ni	Pb	S	V	Zn
D 1	242	0,46	0,63	0,37	2,91	6,6	1.402	0,17	0,9	3,6	7,2	1.090	1,27	47
D 2	365	0,3	0,46	0,23	3,24	5,5	1.655	0,13	0,91	2,5	6,8	985	1,24	65
D 3	1.120	0,71	0,63		43	9	5.601	0,19	1,99	5,8	18	1.179	9,7	90
D 4	536	0,49	0,81	0,19	4,2	7,1	3.591	0,45	0,99	2,9	13	1.292	1,98	67
D 5	188	0,12	0,36	0,21	1,37	4,5	984	0,21	0,39	2	6,6	1.098	1	43
D 6	119	0,07	0,28	0,23	0,84	6,6	314	0,1	0,36	2,2	4,4	1.086	0,6	56
D 7	669	0,55	0,38	0,65	3,42	5,5	2.277	0,14	1,31	7,3	6,5	1.166	2,02	39
D 8	891	0,43	0,23	1,26	3,94	5,7	2.376	0,14	0,77	18	4,6	1.329	2,95	35
D 9	768	0,93	0,22	0,65	2,68	5,2	2.194	0,14	0,9	2,7	7,1	1.118	2,7	35
D 10	280	0,13	0,27	0,35	1,53	6,2	838	0,12	0,41	2,8	6,9	978	1,12	45
D 11	95	0,09	0,16	0,14	0,85	4,6	471	0,07	1,26	1,4	2,2	1.132	0,41	31
1	319	0,09	0,2	0,24	0,93	4,2	531	0,08	0,4	1,4	7,6	917	1,25	36
2	358	0,14	0,3	0,42	2,23	6,6	1.080	0,19	0,8	3,1	11,8	1.052	1,56	53
A	386	0,15	0,21	0,34	0,87	6,5	499	0,06	0,31	1,5	6,6	1.085	1,5	34
RE	334	0,14	0,16	0,32	0,76	6,4	460	0,06	0,31	1,5	5,8	948	1,4	31



3.5.6 Linz

Die Landeshauptstadt von Oberösterreich ist im Vergleich mit anderen ähnlichen Industriestandorten (z. B. Donawitz) ein eher junger Standort der Schwerindustrie. Es sind primär die Großbetriebe der VOEST Alpine AG und der ehemaligen Chemie Linz Holding AG, die jahrelang Emittenten verschiedenster Luftschadstoffe waren. Daneben gibt es aber auch die für einen industriellen Ballungsraum typischen Kleinemittenten (Hausbrand, Verkehr, div. Klein- und Mittelbetriebe) in großer Zahl. Die Umweltproblematik wird durch geomorphologische und klimatische Eigenheiten des Standortes verstärkt. Die Stadt ist an drei Seiten von Hügelketten umgeben, nur im Süden schließt die offene Traun-Ennsplatte an. Der Raum ist relativ windarm, was einen Austausch der Luftmassen erschwert. Zusätzlich fördert dies die Nebelbildung. Hauptwindrichtung ist aus NW, wobei die ins Linzer Becken einmündenden Talungen ein kompliziertes Tag-/Nachtluftwindssystem verursachen (MURSCH-RADLGRUBER et al. 1999).

Über die Immissionen im Raum Linz gibt es eine lange Tradition an Untersuchungen unter Verwendung von Bioindikatoren (GUSENLEITNER 1975, SCHWARZ 1988, ÖHLINGER & DÖBERL 1990, TÜRK et al. 1994, UMWELTBUNDESAMT 2009, ZECHMEISTER et al. 2002).

Ein umfassendes Sanierungskonzept zwischen 1986 und 2001 hat eine deutliche Verminderung insbesondere der Staubemissionen bewirkt.

SCHWERMETALLKONZENTRATIONEN IN MOOSEN

Raum Linz

Vielfaches des Österreich-Medians der Aufsammlung 2000

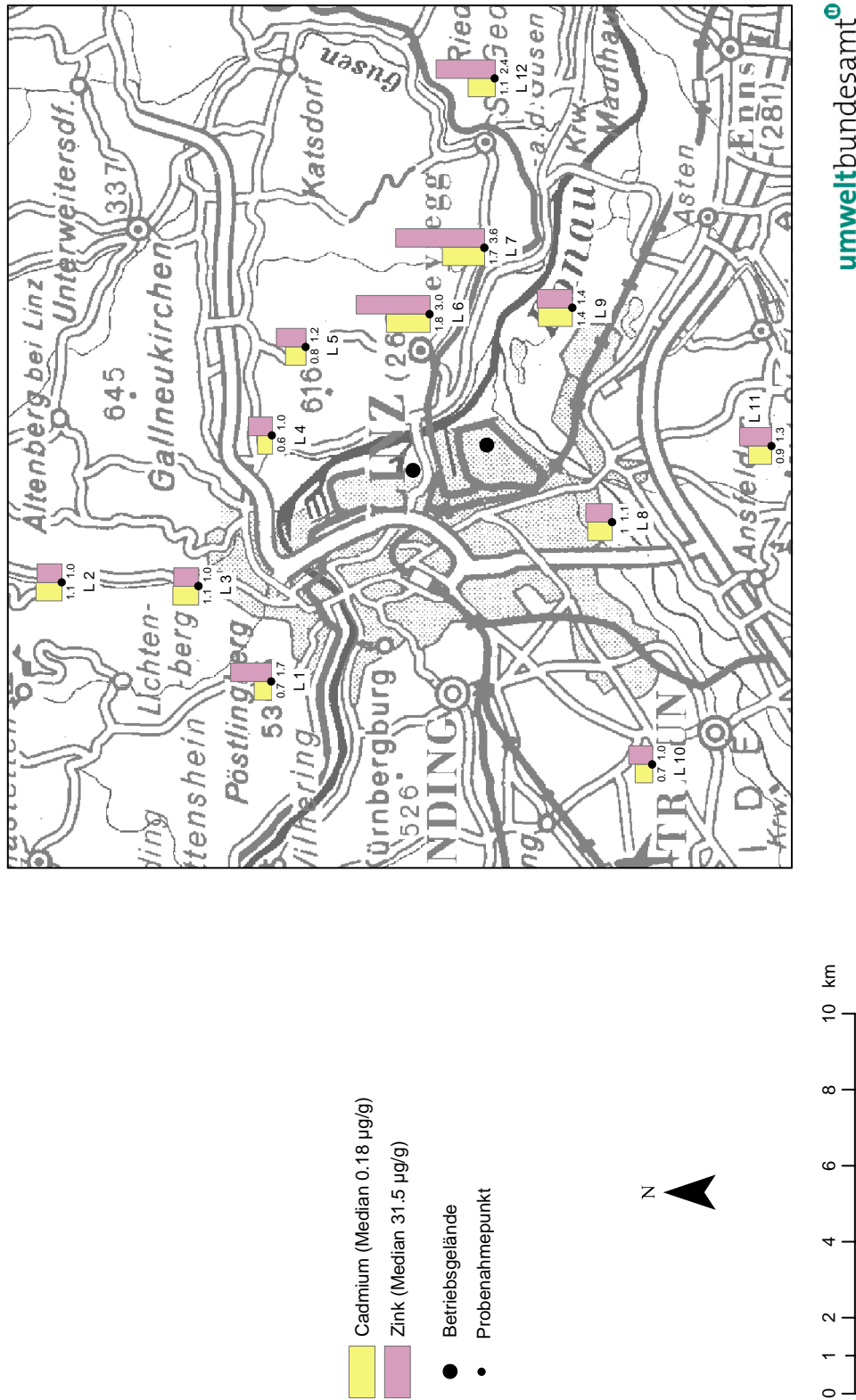


Abbildung 34: Lage der Probenahmepunkte und Darstellung ausgewählter Schwermetalle in Moosen in der Region Linz. Die Balken und darunter liegenden Zahlen repräsentieren das Vielfache des österreichischen Medians für Elemente mit erhöhten Konzentrationen. Standortcode entsprechend Anhang 5.

Ergebnisse

Mit wenigen Ausnahmen (siehe unten) sind die Schwermetall-Konzentrationen für einen Industriestandort niedrig (siehe Tabelle 16). Die meisten Werte schwanken um den Mittelwert der Österreich-Aufsammlung, die sich primär auf „Hintergrundstandorte“ bezieht. Nur bei Schwefel und Chrom liegen 80 % der Standorte über dem Mittelwert. Extreme Spitzenwerte wie bei den meisten anderen Industrieregionen fehlen völlig.

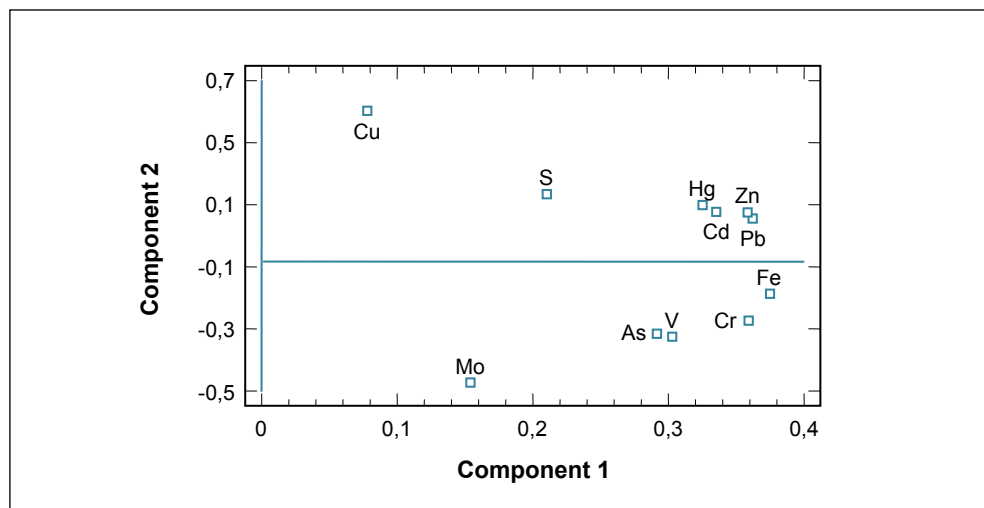


Abbildung 35: Graphische Darstellung der Hauptkomponentenanalyse der Schwefel- und Schwermetallkonzentrationen in der Region Linz; Komponente 1: 60,4 %; Komponente 2: 16,8 %.

Die Hauptkomponentenanalyse zeigt eine deutliche Gruppenbildung bei jenen Elementen (Fe, Cr, Zn, Pb, Hg, Cd, As, V), von denen Emissionen aus eisenproduzierenden Betrieben angenommen werden können (siehe Abbildung 35). Auch in der Korrelationsanalyse zeigen Fe, Cr, As, Pb, Hg und Zn eine starke Bindung. Auffallend ist auch die Koppelung zwischen S und Cd, möglicherweise aus Verbrennungsprozessen (Hausbrand), aber auch aus der Düngemittelindustrie stammend.

Kupfer zeigt keinerlei Korrelation und steht im Gegensatz zu allen anderen Industrieregionen völlig isoliert. Da die Werte aber alle um den Mittelwert schwanken, ist dem keine größere Bedeutung zuzumessen.

Räumliche Depositionsmuster

Die Standorte L 6 und L 7 in Steyregg und Luftenberg zeigen die höchsten Schwermetalleinträge bei fast allen untersuchten Elementen. Beide Standorte liegen östlich der Großbetriebe in unmittelbarer Hauptwindrichtung (siehe Abbildung 35). An dritter Stelle in der „Belastungskala“ folgt der bereits fast 10 km entfernte Sammelpunkt bei St. Georgen (L 12), der ebenfalls in östlicher Richtung liegt und volle Exposition (Sichtkontakt) zur VOEST Alpine AG hat. Die als am stärksten belastet ausgewiesenen Standorte am Pfenningberg liegen bei dieser Aufsammlung am etwas geschützten Ostabhang und folgen daher in der Reihenfolge der „Belastung“ erst hinter den oben genannten Standorten. Eine Aufsammlung an der exponierten W-Seite war unter den vorgegebenen Bedingungen nicht möglich. Die meisten Elementgehalte der genannten Standorte liegen stärker über dem Durchschnitt, vor allem beim ökotoxikologisch relevanten Blei.

Die Sammelpunkte L 1 und L 2 stehen im Einflussbereich größeren Verkehrsaufkommens (Pendler-Haupttrouten ins Mühlviertel). L 10 weist hohe Werte bei Cr und Mo auf. L 8 und L 9 zeigen trotz Werknähe keine Immissionswirkung, ähnliches gilt für L 11 (Standortcodes siehe Anhang 5).

Diesen Ergebnissen folgend, kann als grundlegende Ausbreitungstendenz von Emissionen die Richtung nach Osten gesehen werden; d. h. östlich der Großbetriebe liegende Standorte sind generell stärker belastet als solche, die nördlich bzw. südlich der VOEST Alpine AG liegen. Daher ist auch verständlich, dass mit Ausnahme von As kein allgemeiner Zusammenhang zwischen Schwermetallkonzentrationen und Entfernung vom Werk besteht.

Vergleich mit Daten des Magistrat Linz

Im Sommer 2000 wurden für eine vom Magistrat der Stadt Linz (Amt für Natur und Umweltschutz, Naturkundliche Station) in Auftrag gegebene Studie, Moose an 11 Standorten im gesamten Stadtgebiet von Linz aufgesammelt (ZECHMEISTER et al. 2002). Die gesammelten Indikatorarten waren dieselben wie in dieser Studie, die Aufsammlung erfolgte nach den international gültigen Richtlinien. Die Proben wurden im Labor des OÖ. Amtes für Luftreinhaltung und Energietechnik, Abteilung Umweltschutz (Mag. K. Jäger) analysiert. Der Aufschluss erfolgte nach den in diesem Labor gültigen Vorschriften im Mikrowellenofen mit $\text{HNO}_3/\text{H}_2\text{O}/\text{HF}$ Gemisch. Dieser Aufschluss unterscheidet sich aber grundlegend von dem in der vorliegenden Studie verwendeten (siehe Kapitel 2.3). Wie bereits frühere Erfahrungen gezeigt haben (z. B. UMWELTBUNDESAMT 1997, ZEILER et al. 1997, BLEISE & SMODIS 1999, Suchara pers. Mitt.), gehen beim Mikrowellenaufschluss mit HF-Gemisch deutlich mehr Ionen in Lösung.

Die Konzentrationen aus der Analytik des Landes Oberösterreich liegen daher mit Ausnahme von Zn und Hg meist deutlich über jenen des Umweltbundesamt. Es besteht überdies nur für die Elemente Fe, Cr, Mo und As ein statistisch signifikanter Zusammenhang für die Messungen an den einzelnen sechs Vergleichsstandorten. Dieser würde zumindest für diese vier Metalle mittels Regressionsgleichung oder Umrechnungsquotienten einen Vergleich der beiden Datensätze erlauben.

Ein weiterer Vergleich bzw. eine adäquate Einbindung der Daten aus der Moosaufsammlung aus dem Jahr 2000 auf Linzer Stadtgebiet ist daher nur sehr eingeschränkt möglich. Grundsätzlich zeigen sich aber Parallelen zur Studie im Auftrag des Magistrat Linz.

Vergleich mit Leoben-Donawitz

In Leoben-Donawitz steht ein Tochterbetrieb der VOEST Alpine AG in Linz. Beide Werke verwenden ähnliche Produktionsverfahren, allerdings mit unterschiedlich effizienter Abluftreinigung. Während die Sinteranlage (eine der Hauptquellen von Schwermetallemissionen) in Linz mit einem dort entwickelten, neuen Abgasreinigungsverfahren (AIRFINE®) ausgerüstet ist, steht eine diesbezügliche Ausrüstung der Sinteranlage in Donawitz noch aus (UMWELTBUNDESAMT 1998a).

Dies äußert sich beim direkten statistischen Vergleich (Vorzeichentest) annähernd gleich weit entfernter Standorte unter Berücksichtigung der Hauptwindrichtungen. Dabei weisen alle Donawitz-Standorte signifikant höhere Werte auf als die Linz-Standorte.

Nur Schwefel zeigt beim direkten Standortvergleich in Linz signifikant höhere Werte als in Donawitz, alle anderen Elemente sind in Donawitz höher.

Beim Vergleich der aktuellen Werte und Berichten aus der Literatur bzw. mit anderen Industrieregionen muss zusammenfassend festgestellt werden, dass die Maßnahmen zur Verbesserung der Staubemissionen erfolgreich sind, und dass offensichtlich die aktuellen Immissionen zumindest im Linzer Großraum deutlich verringert wurden. Dies wird auch durch den Vergleich mit den Daten aus der Untersuchung im Jahre 1995 bestätigt. Auswirkungen von Emissionen aus dem industriellen Ballungsraum Linz auf weiter entfernte Gebiete können aber aufgrund der Ergebnisse der österreichweiten Moosstudie nicht völlig ausgeschlossen werden (siehe auch Kapitel 3.3, UMWELTBUNDESAMT 1997, 1998b).

Tabelle 16: Schwermetall- und Schwefelkonzentrationen in Moosen in und um Linz; 1 = Standort 33-1 der Österreich-Aufsammlung von 2000; A = Median aller Österreichwerte; RE = Mittelwerte der Raumeinheit 4 (Nördliches Alpenvorland); Konzentrationen in µg/g Trockengewicht. Standortcode entsprechend Anhang 5.

Proben	Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mo	Ni	Pb	S	V	Zn
L 1	122		0,13	0,18	0,98	7,7	301	0,06	0,29	1,1	4,4	1.119	1,1	53
L 2	169	0,09	0,19		0,78	7,3	285	0,03	0,32	0,7	3,1	1.258	0,7	32
L 3	94	0,08	0,19		0,7	5,3	217	0,05	0,19	0,6	3,4	1.408	0,6	32
L 4	160	0,13	0,11	0,15	0,91	3,8	402	0,05	0,26	0,9	4,8	1.053	0,9	31
L 5	213		0,15		2,43	4,6	532	0,04	0,23	1	4	1.207	1,8	38
L 6	502	0,31	0,32	0,24	1,91	6,6	1.260	0,08	0,38	1,5	13	1.455	1,9	95
L 7	210	0,16	0,31		2,1	6,6	1.154	0,1	0,57	1,2	12	1.342	1,6	114
L 8	363	0,18	0,18	0,22	1,48	4,7	605	0,05	0,41	1,1	5,4	1.317	1,3	34
L 9	250	0,18	0,25	0,19	1,23	4,4	548	0,04	0,71	1	3,6	1.280	1	45
L 10	531	0,21	0,13	0,18	1,36	4,7	642	0,03	0,73	1	3,3	1.242	1,2	31
L 11	128	0,11	0,17	0,25	0,58	8	233	0,04	0,24	1,5	5,1	1.279	0,6	41
L 12	194	0,13	0,2	0,12	1,27	5,7	751	0,08	0,31	1	7,6	1.307	1	76
1	392	0,07	0,1	0,28	1,05	5,3	487	0,03	0,22	1	3,9	857	1,4	32
A	386	0,15	0,21	0,34	0,87	6,5	499	0,06	0,31	1,5	6,6	1.085	1,5	34
RE	383	0,13	0,31	0,43	0,91	5,8	541	0,05	0,29	1,8	6,4	1.179	1,2	35

3.5.7 Wien-Schwechat

Der Großraum Wien stellt naturgemäß eine Quelle verschiedenster ökotoxikologisch relevanter Emissionen dar. In Bezug auf Schwermetalle werden vor allem Hausbrand und Verkehr genannt, aber auch eine große Anzahl verschiedenster Klein- und Mittelbetriebe. Die agrarische Nutzung in der weiteren Umgebung Wiens (Wiener Becken, Marchfeld, Weinviertel) ist sehr intensiv und überwiegend von hohem Pestizid- und Düngemittleinsatz geprägt. Aufgrund der ebenen Lage und fehlender Abschirmung (z. B. durch Berge) unterliegt der Großraum Wien aber auch zum Teil beträchtlichen Immissionen aus dem Ferntransport, primär aus den östlich angrenzenden Nachbarländern (siehe z. B. UMWELTBUNDESAMT 1997).

Umweltklimatisch gesehen ist die Stadt Wien aufgrund der relativ großen Zahl an windreichen Tagen günstig gelegen. Austauscharme Wetterlagen und Inversionsbildung treten vor allem im Winter auf, sind aber im Vergleich zu anderen Beckenlagen (z. B. Linz) selten. Die Hauptwindrichtungen sind im Sommer primär aus NW, im Winter eher aus SW.

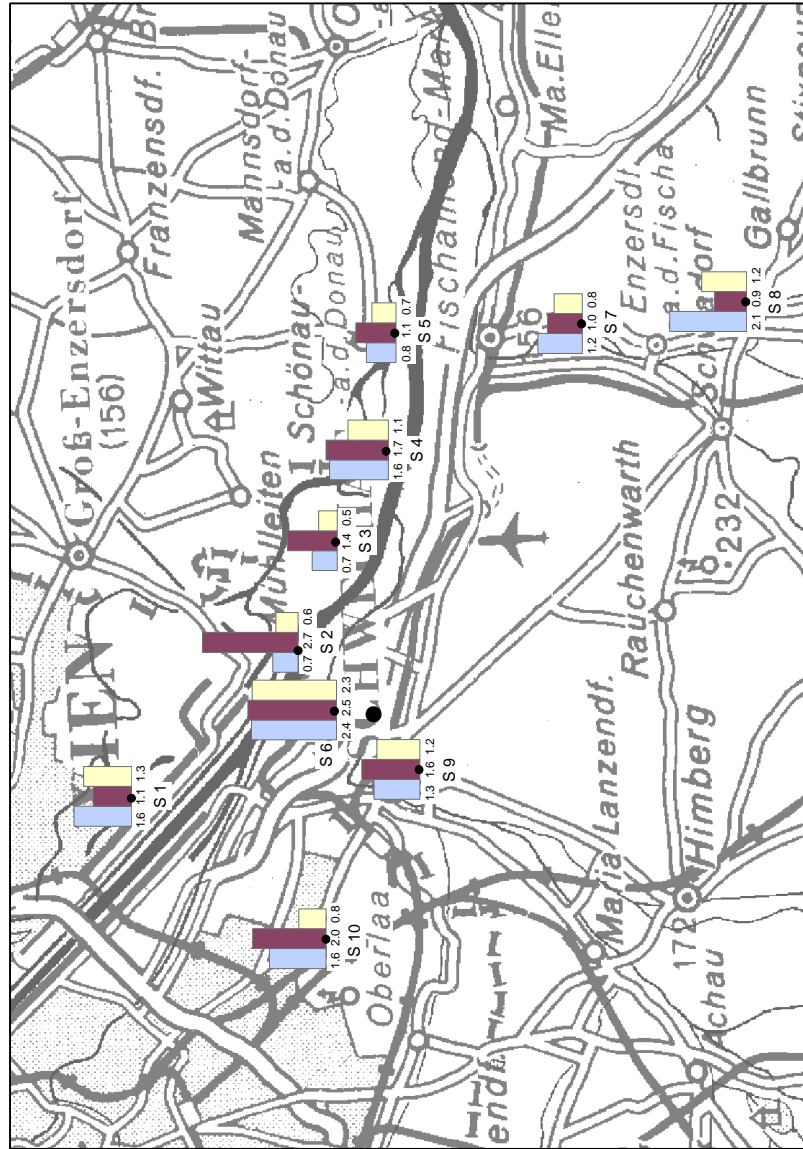
In dieser Untersuchung wurde die Raffinerie Schwechat als möglicher Emittent von Schwermetallen getestet. Hinweise dafür ergaben sich aus einer Reihe von Untersuchungen (siehe UMWELTBUNDESAMT 1992a). Die Untersuchungspunkte liegen daher primär entlang der NW-SO-Achse um die Raffinerie in Schwechat. Aufgrund der Landnutzung in der näheren Umgebung des Werkes (intensiv verbaute Stadt, intensive agrarische Nutzung, weiträumiges Flughafenareal) war eine optimale Verteilung der Probepunkte nur eingeschränkt möglich (Verteilung der Sammelpunkte siehe Abbildung 36).



SCHWERMETALLKONZENTRATIONEN IN MOOSEN

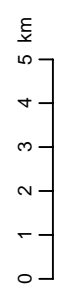
Raum Schwechat

Vielfaches des Österreich-Medians der Aufsammlung 2000



- Chrom (Median 0.73 µg/g)
- Molybdän (Median 0.26 µg/g)
- Vanadium (Median 1.27 µg/g)

- Betriebsgelände
- Probenahmepunkt



umweltbundesamt

Abbildung 36: Lage der Probenahmepunkte und Darstellung ausgewählter Schwermetalle in Moosen in der Region Wien-Schwechat. Die Balken und darunter liegenden Zahlen repräsentieren das Vielfache des österreichischen Medians für Elemente mit erhöhten Konzentrationen. Standortcode entsprechend Anhang 5.

Ergebnisse

Die in dieser Untersuchung gefundenen Konzentrationen der meisten untersuchten Elemente liegen an vielen Sammelpunkten unter den österreichischen Mittelwerten.

Schwefel (Verbrennungsprozesse aller Art) und Molybdän sind bei den primär anthropogen bedingten Elementen generell etwas erhöht. Für gleichfalls erhöhte Fe- und Cr-Werte gibt es zwei Interpretationen: einerseits lassen sie sich mit einem in der Region typischen, hohen Anteil an Bodestaub erklären, andererseits sind Fe und Cr auch typische Bestandteile von Emissionen aus Kohlefeuerung. Arsen liegt bei fast allen Sammelpunkten über dem Mittelwert.

Die Schwermetallkonzentrationen von V und Ni, für welche die Raffinerie als potenzieller Emittent in Frage kommt, liegen mit wenigen werknahe Ausnahmen unter dem österreichischen Durchschnitt. Für Mo besteht ein Zusammenhang zwischen der Entfernung von der Raffinerie Schwechat und den Elementkonzentrationen in den Moosen. Demnach kann auch für Mo die Raffinerie als potenzielle Quelle angenommen werden. Die Konzentrationen steigen bis zum dreifachen österreichischen Mittelwert an. Nur As ist relativ deutlich erhöht. Ob dies mit Emissionen aus der Raffinerie oder dem Flugverkehr (siehe auch Linz) in Zusammenhang gebracht werden kann, ist aus den vorliegenden Daten nicht zu beurteilen. Grundsätzlich kam es aufgrund effizienter Maßnahmen in den letzten Jahren zu kontinuierlichen Reduktionen der Staubemissionen, die Ni- und V-Emissionen liegen deutlich unter den Emissionsgrenzwerten (UMWELTBUNDESAMT 2000b).

Korrelations- und Hauptkomponentenanalyse zeigen kein typisches „Industriemuster“ sondern große Ähnlichkeit mit Ergebnissen der Auswertung der gesamtösterreichischen Daten (siehe Abbildung 38).

Räumliche Depositionsmuster

Der einzige Sammelpunkt mit erhöhten Konzentrationen bei V, Cr, Ni und Mo ist S 6 (Mannswörth), ca. 500 m nördlich der Raffinerie gelegen. Hier kommt eindeutig der Einfluss der Raffinerie zum Tragen. Die Werte sind aber im Vergleich mit anderen Industriestandorten als eher gering einzustufen. Der gleichfalls relativ werknahe Standort S 9 in Schwechat ist bei keinem Element auffällig. S 9 liegt abseits der Hauptwindrichtungen.

Die Clusteranalyse (siehe Abbildung 37) zeigt besonders eine Gruppierung der Sammelpunkte S 6, S 7 und S 8. Diese sind entweder werknahe (S 6), bzw. exakt in SO-Richtung (S 7, S 8; Standortcodes siehe Anhang 5). Diese Gruppierung könnte aber auch einen Zusammenhang zum Flughafen Wien-Schwechat aufzeigen. Alle drei Standorte liegen auf den Hauptanflugrichtungen. S 1 (Lobau, NW des Ölhafens) wird als Gegenpol abgespalten. Hier scheinen primär andere Einflussfaktoren einzuwirken, Cd und S sind etwas erhöht.

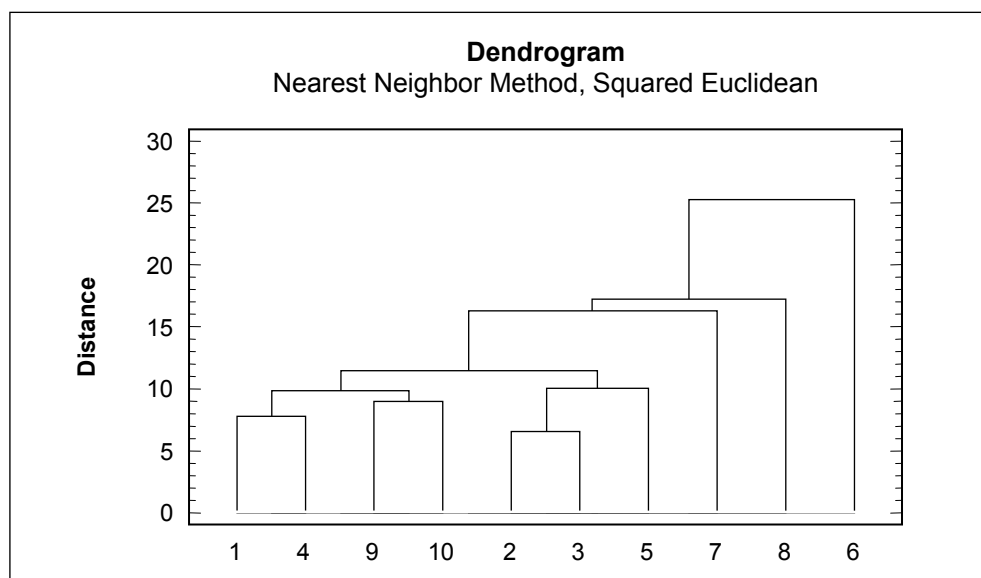


Abbildung 37: Graphische Darstellung der Clusteranalyse der untersuchten Standorte im Raum Wien-Schwechat. Standortcode entsprechend Anhang 5.

S 10 am Zentralfriedhof zeigt Werte, wie sie für ein Hintergrundgebiet üblich sind. Auch die Sammelpunkte am nördlichen Donauufer bzw. in der unteren Lobau (S 2, S 3, S 4, S 5) sind unauffällig.

Bei einem Vergleich der Werte der Österreich-Aufsammlung mit den Standorten in der weiteren Umgebung von Schwechat sind die Werte der Aufsammlung von 2000 gegenüber 1995 an fast allen Standorten bei fast allen Metallen gesunken. Nur an Sammelpunkt 59-1 (Reisenberg) sind Cu, Zn und Co leicht gestiegen. Dieser Sammelpunkt musste aber gegenüber 1995 deutlich verlegt werden, der Unterschied könnte daher darin begründet sein.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die Immissionen der Elemente V, Ni, Cr und Mo zwar mit der Raffinerie Schwechat in Zusammenhang gebracht werden können, aber relativ gering sind. Die Abnahme der untersuchten Elemente (z. B. V, Ni, Cr, Mo) erfolgt relativ rasch mit der Entfernung von der Raffinerie, innerhalb weniger Kilometer werden Hintergrundwerte erreicht. Erhöhte Werte im weiteren Umfeld von Wien (siehe Österreichstudie) lassen sich demnach nicht mit Emissionen aus der Raffinerie, bzw. wahrscheinlich nicht einmal aus dem engeren Wiener Raum erklären.

Werden die Daten aus der Umgebung der Raffinerie Schwechat mit jenen aus grenznahen Gebieten (z. B. Wolfsthal; 61-1; siehe Tabelle 17), die im Einflussbereich der Raffinerie Bratislava stehen verglichen, so zeigt sich, dass bei ca. gleicher Entfernung (10 km) die Konzentrationen der auf Schwechat bezogenen Standorte (S 5, S 7) deutlich niedriger sind als jene in Wolfsthal. Daraus kann geschlossen werden, dass die Emissionen aus Bratislava massiv über jene aus Schwechat liegen.

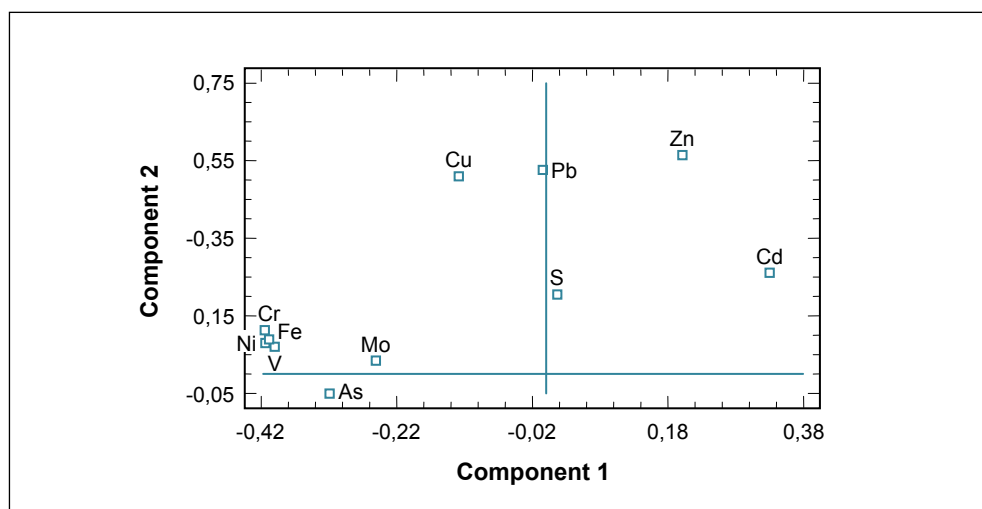


Abbildung 38: Graphische Darstellung der Hauptkomponentenanalyse der Schwefel- und Schwermetallkonzentrationen im Raum Wien-Schwechat.

Tabelle 17: Schwermetall- und Schwefelkonzentrationen in Moosen in der Region um Wien-Schwechat; 1 = Standort 59-1, Standort 2 = 61-1 der Österreich-Aufsammlung von 2000; A = Median aller Österreichwerte; RE = Mittelwerte der Raumeinheit 2 (Pannonikum); Konzentrationen in $\mu\text{g/g}$ TG. Standortcode entsprechend Anhang 5.

Proben	Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mo	Ni	Pb	S	V	Zn
S 1a	185	0,13	0,23	0,15	0,69	5,4	326	0,03	0,28	0,9	4,8	1.245	1	34
S 1b	350	0,28	0,16	0,28	1,17	5,3	626	0,05	0,28	1,5	5,9	1.013	1,7	27
S 2	125	0,13	0,17	0,13	0,51	4,5	237	0,04	0,69	0,8	3	1.140	0,8	30
S 3a	257	0,21	0,15	0,19	0,78	5,5	431	0,06	0,4	1	5,3	1.195	1,2	29
S 3b	145	0,14	0,17	0,15	0,51	5,1	266	0,03	0,36	0,7	3,1	1.122	0,7	28
S4	421	0,33	0,17	0,35	1,19	5,2	718	0,05	0,45	1,3	5,9	1.187	1,4	26
S 5	186	0,15	0,15	0,14	0,6	3,6	286	0,04	0,29	0,7	4,2	1.025	0,9	22
S 6a	705	0,37	0,1	0,38	1,72	5,7	931	0,06	0,64	2,2	5,1	1.005	3	23
S 6b	824	0,44	0,11	0,44	1,98	5,7	1.107	0,06	1,08	2,2	4,7	1.208	2,9	27
S 7	303	0,25	0,18	0,23	0,9	5,4	488	0,05	0,25	0,9	8,9	1.136	1	41
S 8	662	0,75	0,13	0,38	1,56	4,2	1.008	0,05	0,23	1,6	3,8	1.223	1,6	23
S 9	353	0,25	0,11	0,21	0,93	4,8	517	0,05	0,42	1,1	4,2	1.147	1,5	24
S 10	286	0,23	0,14	0,16	1,15	5,9	644	0,04	0,53	1	4,2	1.081	1	30
1	910	0,58	0,2	0,61	1,9	8	1.246	0,07	0,5	2,3	8	1.757	2,4	58
2	657	0,25	0,3	0,44	1,5	7,7	873	0,08	0,4	3,3	11,6	1.327	5,4	37
A	386	0,15	0,21	0,34	0,87	6,5	499	0,06	0,31	1,5	6,6	1.085	1,5	34
RE	715	0,38	0,2	0,52	1,43	5,9	906	0,06	0,31	1,93	7,4	1.263	2,2	32,7

3.6 Abschätzung der Depositionsraten

3.6.1 Allgemeines

Die flächenbezogene Quantifizierung der Einträge von Schwermetallen ist ein wichtiger Aspekt der Umweltkontrolle. Bislang wurden Depositionsdaten primär über Bergerhoff-Messbecher ermittelt. Die Genauigkeit dieser Daten ist jedoch umstritten (siehe z. B. THÖNI 1996, THÖNI et al. 1996), außerdem sind die technischen Messungen personell und kostenmäßig sehr aufwändig.

Die über Biomonitoring gewonnenen Daten können bei den meisten Methoden nicht flächenbezogen ausgewertet werden. Hierin liegt ein großer Vorteil der Moosmethode gegenüber anderen. Es gibt eine Vielzahl an Untersuchungen, in denen Daten aus der Moosmethode mit jenen aus technischen Sammelgeräten verglichen und signifikante Zusammenhänge erkannt wurden (Literaturüberblick siehe ZECHMEISTER et al. 2003).

Aus groben Schätzungen in der Anfangsphase (z. B. 'Mooskonzentration mg kg^{-1} * atmosphärische Deposition m^2a^{-1} '; RÜHLING et al. 1987) ergaben sich in letzter Zeit relativ stabile Umrechnungsfaktoren. Mittels der folgenden Formel kann die Flächendeposition annähernd gut ermittelt werden.

$$D = C \times A/E$$

D Deposition

C Konzentration im Moos

A Jährlicher Biomassezuwachs der Monitoringart pro Flächeneinheit

E Aufnahmeeffizienzfaktor für das jeweilige Schwermetall

Die Daten für den jährlichen Biomassezuwachs der Monitoringarten sollten bei punktbezogenen Berechnungen aufgrund der teilweise hohen Variabilität stets neu ermittelt werden. In der vorliegenden Studie wurde daher an 55 Standorten flächenbezogen gesammelt. Nur für diese Standorte ist die Berechnung konkreter Depositionsdaten zulässig.

Für regionale oder nationale Berechnungen wurden und werden auch immer wieder Durchschnittsdaten der Biomasse herangezogen (wie z. B. UMWELTBUNDESAMT 1997, ZECHMEISTER 1998). Die Gültigkeit dieser Berechnungen ist umstritten (siehe auch Kapitel 3.6.3 und Kapitel 4).

Die Aufnahmeeffizienzfaktoren beschreiben die durchschnittliche Aufnahmekapazität der Monitoringarten für die einzelnen Schwermetalle. Nur Pb wird annähernd zu 100 % aufgenommen, alle anderen Elemente haben geringere Bindungskapazität. Die Gründe dafür sind vielfältig: Sie liegen vor allem in der unterschiedlichen Affinität der einzelnen Schwermetalle zu den Ionenauschkapazitäten in den Zellwänden der Moose, der Bindungsform der Elemente (der Aufnahmemechanismus von Anionen ist z. B. ungeklärt) bzw. der Konkurrenz durch andere Ionen (z. B. Na^+ , Br^+ , Cl^- in küstennahen Gebieten). Auch Auswaschungseffekte spielen eine Rolle.

Als Effizienzfaktoren wurden in dieser Studie verwendet:

As (25 %), Cd (60 %), Co (60 %), Cr (65 %), Cu (35 %), Fe (70 %), Mo (60 %), Ni (50 %), Pb (100 %), V (60 %) und Zn (60 %).

Für Al, Hg und S liegen keine adäquaten Untersuchungen und somit keine Effizienzfaktoren vor. Von einer Berechnung der Depositionsraten wurde in diesen Fällen Abstand genommen.

Die Werte wurden aus ZECHMEISTER et al. (2003) übernommen und sind das Resultat einer Vielzahl an Untersuchungen aus allen Teilen Europas (z. B. STEINNES 1985, ROSS 1990, GJENGEDAHL & STEINNES 1990, BERG et al. 1995, THÖNI et al. 1996, BERG & STEINNES 1997, UMWELTBUNDESAMT 1997, ČEBURNIS & VALIULIS 1999).

Die Umrechnung von Konzentrations- zu Depositionsdaten hat sich bereits international etabliert und wird im Rahmen der europäischen Moosstudie in einigen Ländern praktiziert (z. B. SUCHAROVÁ & SUCHARA 1998, WAPPELHORST et al. 2000). Die Berechnung von Depositionsdaten aus den Konzentrationen in Moosen ist auch erklärtes Ziel im Rahmen des UN/ECE-ICP Vegetation Projektes (REYNOLDS et al. 2000).

Die Genauigkeit und Gültigkeit dieser Berechnungen wird in Kapitel 4 diskutiert.

3.6.2 Berechnung der Depositionsdaten an konkreten Standorten

An 55 Standorten wurde flächenbezogen gesammelt und aufbereitet. Die Ergebnisse der Biomassezuwächse sind für die einzelnen Arten in Kapitel 3.7 dargestellt.

Die daraus berechneten Depositionswerte für die einzelnen Standorte sind in Anhang 3 aufgelistet.

Alle Depositionsdaten korrelieren signifikant mit den Konzentrationsdaten, wengleich der Korrelationskoeffizient für Cu deutlich niedriger ist als für alle anderen Metalle.

Es wurde ein Vergleich durchgeführt, bei dem einmal mit den konkreten Messergebnissen der Biomassezuwächse und ein anderes Mal mit den Mittelwerten von 2000 gerechnet wurde. Es ergab sich insgesamt kein signifikanter Unterschied (Unterschätzung zu Überschätzung = 26 zu 29) zwischen beiden Methoden. Im direkten Vergleich der Depositionsdaten nach derselben Methode ergab sich auch bei keinem Metall ein signifikanter Unterschied. Diese Parallele erklärt sich aus der Tatsache, dass die Biomassezuwächse an den einzelnen Standorten auch die Grundlage zur Mittelwertberechnung waren. Die Schwankungen an den einzelnen Standorten waren also in Summe Null.

Schwankungen im Jahresverlauf, welche auf klimatische Ereignisse und deren Auswirkungen auf das Wachstum zurückgeführt werden können, werden in Kapitel 3.8 besprochen.

3.6.3 Berechnung von Depositionsdaten auf regionaler und nationaler Ebene

Es wurden sowohl für die einzelnen Raumeinheiten als auch für das gesamte Bundesgebiet Depositionswerte berechnet (siehe Tabelle 18).

Dabei wurden einerseits nur die Standorte berücksichtigt, für die konkrete Biomassezuwächse aus dem Aufsammlungsjahr 2000 vorliegen. Andererseits wurden alle Standorte verwendet, unter Einbeziehung der Mittelwerte der Biomassezuwächse der einzelnen Monitoringarten.

Bei Vergleich der Ergebnisse der regionalen Depositionen basierend auf den (relativ wenigen) konkreten Biomassezuwächsen mit denen von allen Standorten (unter Einbeziehung der mittleren Biomasse), ergeben sich statistisch signifikante Unterschiede für die Raumeinheiten 1, 2, 4 und 7. Dies bedeutet, dass auch für eine regionale und nationale Berechnung von Depositionsdaten nur konkret gemessene Biomassedaten verwendet werden sollten. Dies steht deutlich im Gegensatz zur aktuellen Praxis der Berechnungen in vielen Ländern.

Tabelle 18: Schwermetalldepositionen in den einzelnen Raumeinheiten und Österreich gesamt (Berechnungen basieren auf konkreten Messungen der Biomassezuwächse); Depositionen in $\mu\text{g m}^{-2} \text{a}^{-1}$; Mw. = Mittelwert; Md. = Median; St.abw. = Standardabweichung; A = Österreich gesamt.

		As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mo	Ni	Pb	V	Zn
A	Mw.	86	39	70	189	2.072	10.1571	63	367	836	332	6.293
	Md.	48	33	46	143	1.954	69.580	52	255	890	286	6.038
	St.abw.	80	16	56	151	683	88.209	42	253	385	236	2.327
1	Mw.	26	29	36	81	1.594	41.466	21	194	588	164	5.358
	Md.	25	28	38	78	1.564	35.367	21	199	596	166	5.117
	St.abw.	7	3	7	13	269	12.899	6	22	118	15	713
2	Mw.	237	48	135	328	2.438	194.624	78	606	1.282	610	8.367
	Md.	247	40	95	289	2.454	158.791	85	576	980	513	7.937
	St.abw.	85	22	56	110	387	67.439	25	185	620	235	2.907
3	Mw.	79	34	89	217	1.660	117.282	73	323	647	303	5.353
	Md.	21	24	45	58	1.239	27.211	34	164	361	118	4.636
	St.abw.	104	21	89	281	832	159.486	76	298	529	338	2.446
4	Mw.	45	36	59	152	1.372	76.848	53	290	645	216	5.191
	Md.	39	33	41	143	1.501	65.792	33	260	526	208	5.542
	St.abw.	29	19	37	112	260	54.824	40	141	293	98	2.177
5	Mw.	53	50	44	158	2.178	62.918	65	268	812	322	6.579
	Md.	48	42	43	156	2.065	64.263	56	228	890	286	6.075
	St.abw.	27	35	16	123	782	24.694	43	141	349	276	2.342
6	Mw.	50	28	49	118	1.695	62.925	78	332	586	291	5.140
	Md.	42	24	47	88	1.558	58.153	36	245	433	171	3.937
	St.abw.	26	15	23	73	553	33.703	124	274	374	387	2.620
7	Mw.	41	35	48	107	2.222	53.346	50	269	706	279	4.621
	Md.	31	32	34	92	2.044	39.652	40	188	484	174	4.456
	St.abw.	31	17	32	64	669	37.927	26	189	469	238	571

3.6.4 Vergleich mit den Depositionsdaten von 1995

3.6.4.1 Punktbezogener Vergleich

Bei der Aufsammlung 1995 wurde an 51 Standorten flächenbezogen gesammelt. Damals diente diese Art der Beprobung nur zu Testzwecken, und war primär für die grundsätzliche Fragestellung der Variabilität der Biomassezuwächse gedacht. Im Jahr 2000 wurden die flächenbezogenen Aufsammlungen gleichmäßig über das

Bundesgebiet und die Raumeinheiten verteilt. An 26 Standorten der flächenbezogenen Beprobung von 1995 wurde auch 2000 gesammelt. Der direkte Vergleich der Depositionsdaten ist daher auch nur an diesen Standorten zulässig.

Die Depositionsdaten sind mit Ausnahme von Cu im Jahr 2000 deutlich niedriger als 1995. Nur Co und As unterscheiden sich nicht signifikant. Die Cu-Depositionen sind an den Vergleichsstandorten im Jahr 2000 signifikant höher.

3.6.4.2 Raumeinheiten- bzw. Österreich-Vergleich

Aus oben genannten Gründen gelten als Grundlage des Vergleichs sowohl für das Jahr 2000 als auch für 1995 nur Standorte mit gemessenen Wuchsdaten. Dadurch ergeben sich für das Jahr 1995 leichte Abweichungen zu den Angaben aus UMWELTBUNDESAMT (1997).

Die Depositionen bei Cd, Co, Cr, Fe, Ni, Mo, Pb und Zn sind signifikant niedriger als 1995. Die Cu- und As-Depositionen sind hingegen im Jahr 2000 signifikant höher als 1995 (siehe Tabelle 19).

Die Depositionsdaten bestätigen somit ausnahmslos die Ergebnisse der Konzentrationsdaten.

Tabelle 19: Vergleich der Gesamt-Depositionsdaten für Österreich aus den Aufsammlungen von 1995 und 2000; Depositionen in $\mu\text{g m}^{-2} \text{a}^{-1}$; Mw = Mittelwert; Md = Median; Min. = minimaler Wert; Max. = maximaler Wert; St.abw. = Standardabweichung.

		Pb	V	Zn	Fe	Cu	Cr	Ni	Cd	Mo	Co	As
2000	Mw.	836	332	6.293	101.571	2.072	189	367	39	63	70	86
	Md.	890	286	6.038	69.580	1.954	143	255	33	52	46	48
	St.abw.	385	236	2.327	88.209	683	151	253	16	42	56	80
	Min.	346	107	3.158	24.836	1.177	51	128	16	12	21	15
	Max.	1.563	1.146	11.794	393.473	4.466	703	1.166	73	204	252	300
1995	Mw.	1.586	573	8.198	140.830	1.586	261	490	65	115	82	81
	Md.	1.620	455	7.305	91.200	1.448	208	465	62	107	65	44
	St.abw.	517	363	2.963	133.863	535	194	274	27	70	61	90
	Min.	334	157	2.654	37.083	560	53	129	14	19	20	20
	Max.	2.657	1.580	17.268	714.100	2.940	922	1428	129	328	332	361

3.7 Analyse der Biomassezuwächse der Monitoringarten

Für die Berechnung der Depositionsdaten sind Angaben zum jährlichen Biomassezuwachs der Monitoringarten notwendig (siehe Kapitel 3.6). Wie in der Literatur mehrfach erwähnt (UMWELTBUNDESAMT 1997, ZECHMEISTER 1998, ZECHMEISTER et al. 2003) sind diese Berechnungen umso vertrauenswürdiger, je mehr entsprechende Daten vorliegen. Da dies aus Kostengründen nicht für jeden Standort möglich war, wurde zumindest an einem repräsentativen Teil der Probenahmeflächen (= 55 Standorte) eine Analyse der Biomassezuwächse durchgeführt.

Die Auswahl der Standorte erfolgte einerseits adäquat der Gesamtzahl der einzelnen Moosarten, andererseits wurde auf eine über das gesamte Bundesgebiet gleichmäßige Verteilung Rücksicht genommen. Dadurch sollten möglichst alle klimatischen und geologischen Räume sowie die wichtigsten Habitattypen abgedeckt werden.

Da Moose in besonders hohem Maße auf mikroklimatische Unterschiede in ihrem Wachstum reagieren (z. B. BUSBY et al. 1978, CALLAGHAN et al. 1978, FURNESS & GRIME 1982, SVEINBJÖRNSON & OECHEL 1992; siehe auch Kapitel 3.8), wurden pro Standort zumeist fünf Teilproben mittels eines PVC-Rohres mit 10 cm Durchmesser aufgesammelt und getrennt analysiert. Dies sollte eine allfällige Variabilität an den Probennahmepunkten ausgleichen. Aus diesen Teilproben wurde ein Mittelwert gewonnen, der dann auch in die Berechnungen Eingang fand. Die interne Variabilität der Teilproben war deutlich geringer als die Variabilität zwischen den einzelnen Standorten.

Die Mittelwerte sind für jede Art als „Box and Whisker Plots“ graphisch dargestellt.

3.7.1 Pleurozium schreberi

Diese Moosart ist die am meisten verwendete und daher auch die am öftesten flächenbezogen gesammelte. Die Biomasse wurde an 33 Standorten (= 161 Teilproben) ermittelt.

Die durchschnittliche Biomasse beträgt $97,4 \pm 32,2 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Bei der relativ großen Zahl an untersuchten Populationen ist die Variabilität – von einigen besonders starkwüchsigen Ausreißern abgesehen – relativ gering.

Die Variabilität zwischen den einzelnen Raumeinheiten ist interessanterweise deutlich geringer als innerhalb der Raumeinheiten (ANOVA; Multiple Range Test). Dies zeigt einmal mehr, dass das Makroklima, welches in den Raumeinheiten durchaus unterschiedlich ist, einen geringeren Einfluss auf das Mooswachstum hat als das Mikroklima, das innerhalb einer Raumeinheit eine große Variationsbreite haben kann.

Ein signifikanter Unterschied besteht allerdings zwischen den Raumeinheiten 3 (SÖ Alpenvorland) und 7 (Südalpen), wobei in Raumeinheit 7 der Zuwachs signifikant höher ist. Raumeinheit 3 hat ein trocken-warmes Klima, *Pleurozium schreberi* ist daher aus klimatischen Gründen in dieser Raumeinheit am Rande des noch möglichen Vorkommens. Das feucht-warme Klima an den besammelten Standorten der Raumeinheit 7 hingegen fördert das Wachstum besonders (siehe Tabelle 20).

Tabelle 20: Annueller Biomassezuwachs ($\text{g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) von *Pleurozium schreberi* in den einzelnen Raumeinheiten; Mw. = Mittelwert; St.abw. = Standardabweichung.

Raumeinheit	1	3	4	5	6	7
Mw.	91,2	61,1	87,6	109,8	100,4	130,1
St.abw.	12,9	11,5	16,5	59,1	32,6	27,1

Die Biomassezuwächse dieser Untersuchung sind deutlich geringer als die durchschnittliche Biomasse bei der Aufsammlung von 1995 (t-Test, Mann-Whitney-Test; siehe auch Tabelle 21). Die Gründe dafür bleiben spekulativ, könnten aber mit dem relativ trockenen Sommer im Sammeljahr im Zusammenhang stehen. Da im Jahr 1995 diese Untersuchungen nur zu Testzwecken liefen, wurde außerdem nur an besonders „guten“ Standorten gesammelt.

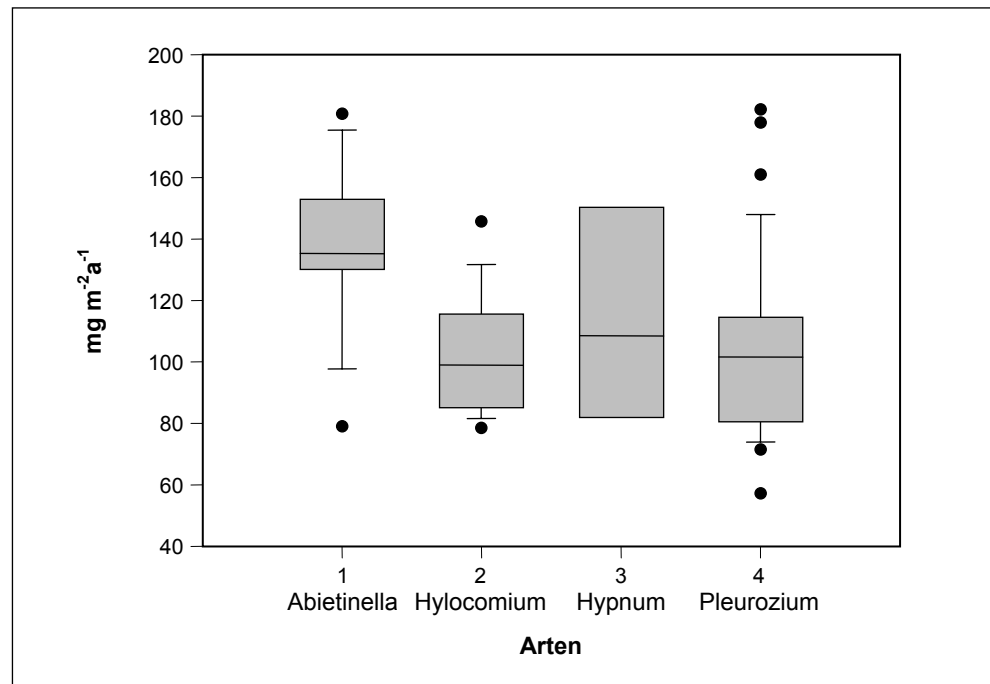


Abbildung 39: Annuelle Biomassezuwächse der einzelnen Monitoringarten.

3.7.2 Hylocomium splendens

An 12 Standorten (= 44 Teilproben) wurde das Wachstum dieser Moosart untersucht.

Die durchschnittliche Biomasse beträgt $95,6 \pm 21,1 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$.

Im Vergleich mit der Aufsammlung von 1995 (siehe Tabelle 21) unterscheiden sich die Mittelwerte signifikant (t-Test), nicht jedoch die Mediane (Mann-Whitney-Test). Der Unterschied beruht primär auf den im Jahr 1995 gefundenen Extremwerten, wie auch der signifikante Unterschied der Standardabweichungen (F-Test) zeigt.

3.7.3 Hypnum cupressiforme agg.

Entsprechend der geringen Gesamtzahl an Standorten mit dieser Monitoringart wurde das Wachstum nur an 3 Standorten (= 12 Teilproben) untersucht.

Die durchschnittliche Biomasseproduktion beträgt $119,3 \pm 55,5 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Trotz der geringen Probenzahl besteht eine hohe Variabilität.

Im Vergleich mit der Aufsammlung von 1995 (siehe Tabelle 21) gibt es aber keine signifikanten Unterschiede bei t-Test (Mittelwert), Mann-Whitney-Test (Median) und F-Test (Standardabweichung).

3.7.4 Abietinella abietina

Diese Moosart wurde an 9 Standorten (= 46 Teilproben) untersucht. Der Vergleich des Mooswachstums von *Abietinella* an unterschiedlichen Aufsammlungsterminen ist in Kapitel 3.8 getrennt dargestellt.

Das durchschnittliche jährliche Mooswachstums aller untersuchten Standorte mit *Abietinella abietina* beträgt $134,9 \pm 28,8 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. *Abietinella* ist somit in der Aufsammlung 2000 die produktivste Moosart. Die Zuwachsraten der einzelnen Teilproben an einem Standort, aber auch jene der einzelnen Standorte im Vergleich zeigen nur geringe Unterschiede. Dies deutet auf gut vergleichbare (mikro)klimatische Bedingungen auf den einzelnen Trockenrasen hin. Die Unterschiede bei den Biomassezuwächsen in den einzelnen Jahreszeiten können aber beträchtlich sein (siehe dazu Kapitel 3.8).

Der Vergleich mit den Daten von 1995 (siehe Tabelle 21) zeigt keinerlei signifikante Unterschiede bei Mittelwert, Median oder Standardabweichung.

Tabelle 21: Vergleich der annualen Biomassezuwächse der Aufsammlungen von 2000 und 1995 ($\text{g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$).

	A.a.		H.s.		H.c.		P.s.	
	2000	1995	2000	1995	2000	1995	2000	1995
Mw.	134,9	137,8	95,6	144,8	119,3	175,9	97,4	172,2
St.abw.	28,8	43,9	21,1	73,9	55,5	56,3	32,2	48,4
Min.	71,5	96,7	70,9	76	63,5	92,9	47,9	89
Max.	179,5	213	142,3	260,1	174,4	243	180,1	254,2

A.a. *Abietinella abietina*

H.s. *Hylocomium splendens*

H.c. *Hypnum cupressiforme* agg.

P.s. *Pleurozium schreberi*

Mw. Mittelwert

St.abw. Standardabweichung

Min. minimaler Wert

Max. maximaler Wert

3.8 Räumliche und zeitliche Variabilität von Moosproben

3.8.1 Fragestellung

Stärker als bei Gefäßpflanzen ist für das Wachstum von Moosen neben dem Großklima das Mikroklima verantwortlich (z. B. BUSBY et al. 1978, CALLAGHAN et al. 1978, FURNESS & GRIME 1982, BROWN 1984, PROCTOR 1982, 1990, BROWN & BATES 1990, SVEINBJÖRNSON & OECHEL 1992, ZECHMEISTER 1995a, b, 1998). Unterschiedliche Wachstumsraten verändern aber bei gleichen Depositionen die gemessenen

Konzentrationen. Dieses Problem ist bei internationalen Studien, die einen Vergleich der Konzentrationen mit großer geographischer Ausdehnung durchführen (z. B. RÜHLING & STEINNES 1998) besonders ausgeprägt und wurde bereits aufgezeigt (ZECHMEISTER 1998, ZECHMEISTER et al. 2002).

Nicht nur das Mikroklima sondern auch die Depositionsmuster von Schwermetallen stehen in engem Zusammenhang zur (Mikro)Topographie (CHAMBERLAIN 1966, CLOUGH 1975, UMWELTBUNDESAMT 1994). Aufgrund der Erfahrung aus anderen Biomonitoring-Projekten ist die Streuung der Depositionen auf kleinem Raum bekannt. Aus diesem Grund wird in den internationalen Richtlinien zur Aufsammlung die Beprobung durch Teilproben in einem Umkreis von 50 m empfohlen. Konkrete Daten aus dem Moos-Projekt liegen aber nicht vor.

Kontrovers ist die Diskussion über die Variabilität der Konzentrationen in den Moosen zu unterschiedlichen Jahreszeiten. Ein Großteil der Arbeiten zeigt die Saisonalität der Konzentrationen in Moosen auf (z. B. KIRCHHOFF & RUDOLPH 1989, MARKERT & WECKERT 1989a, b, 1993, ZECHMEISTER 1994, UMWELTBUNDESAMT 1994). Es gibt jedoch auch widersprüchliche Meinungen dazu (z. B. THÖNI et al. 1996, BERG & STEINNES 1997, FERNANDEZ & CARBALLEIRA 2002) und auch keine Empfehlung in der internationalen Studie (UN/ECE ICP Vegetation Programme: heavy metals), die dieses Phänomen berücksichtigt.

Durch die vorliegenden Untersuchungen sollten folgende Fragen geklärt werden:

1. Wie groß ist die Variabilität zwischen einzelnen Teilproben eines Standortes?
2. Wie groß ist die Variabilität zwischen unterschiedlichen Beprobungsterminen einer Sammelperiode?
3. Welche der beiden unter 1 und 2 genannten Variabilitäten ist größer?
4. Welche Rolle spielt der Biomassezuwachs der Indikatorart *Abietinella abietina* (Hedw.) Fleisch. während des Aufsammlungszeitraumes auf die Schwermetallkonzentration?
5. Welche Bedeutung haben der trockene Eintrag bzw. starke Regenfälle?

Diese Fragen wurden deshalb besonders akut, da Frühling und Sommer 2000 von einer extremen Trockenheit geprägt waren und der Einfluss dieses außergewöhnlichen Wetters nicht abschätzbar war. Um eine Fehlinterpretation der Daten zu vermeiden sollten diese Fragen in einer Zusatzstudie geklärt werden.

Die Frage nach der Variabilität der Teilproben eines Standortes wurde mittels getrennter Analyse der Teilproben von 16 Standorten, verstreut über ganz Österreich, untersucht. Alle anderen Fragestellungen wurden durch Mehrfachbeprobung des Standortes „Blumau“ (siehe unten) geklärt.

Die Ergebnisse dieser Studie wurden größtenteils bereits vor Erscheinen dieses Berichtes international publiziert (ZECHMEISTER et al. 2002c).

3.8.2 Die Untersuchungsgebiete und Methodik

Für die Frage nach der Variabilität der Teilproben wurden folgende Standorte untersucht:

11-1, 14-1, 16-1, 22-1, 25-1, 36-1, 39-1, 40-1, 76-1, 77-1, 94-1, 128-1, 157-2, 169-2, 178-1, 186-1 (Standortcodes siehe Anhang 1).



Pro Standort wurden zwischen drei und fünf Teilproben analysiert; die Einzeldaten sind jeweils in Anhang 2 aufgelistet.

Für die restlichen Fragen (einschl. Frage 1, s. o.) wurde als Untersuchungsgebiet der Standort „Blumau“ ausgewählt. An diesem Standort ist die ausgewählte Indikatorart in ausreichender Menge vorhanden, sodass eine mehrfache Probenahme auch ohne Gefährdung der Bestände möglich war. Das Untersuchungsgebiet liegt im Südlichen Wiener Becken (Naturraum Steinfeld). Das Gebiet ist sehr niederschlagsarm und geologisch durch ausgedehnte Kalkschotterterrassen geprägt. Die Böden sind flachgründige Rendzinen mit schwacher Wasserspeicherkapazität. Die Probefläche im Steinfeld ist physiognomisch sehr homogen und entspricht einem sekundären Trockenrasen mit größeren natürlichen Lücken, die meist von Moosen bedeckt sind.

Die Proben wurden am 3. Juli, 3. August, 7. September und 3. Oktober 2001 gesammelt.

Es wurden zu jedem Sammeltermin jeweils fünf Teilproben der Monitoringart *Abietinella abietina* in einem den gesamten Untersuchungszeitraum gleichbleibenden Kreis von 50 m Durchmesser genommen. Die Teilproben wurden mittels eines PVC-Rohres (Durchmesser 10 cm) flächenbezogen gesammelt und getrennt verpackt.

Die lebende Biomasse wurde von den abgestorbenen Teilen getrennt, die annuellen Zuwächse der einzelnen Moosproben wurden bestimmt und die Teilproben dementsprechend aufgearbeitet. Diese Arbeit erfolgte nach den Erfahrungen und der Methode von ZECHMEISTER (1995a, 1998; UMWELTBUNDESAMT 1997).

Aufgrund zu geringer Probenmenge mussten in zwei Fällen Teilproben zusammengelegt werden (Sammeltermin 1: Probe 2 und 3; Sammeltermin 2: Probe 4 und 5).

3.8.3 Ergebnisse

3.8.3.1 Biomassebestimmung

In Tabelle 22 sind einerseits die Gewichte der Biomasse der einzelnen Teilproben aufgelistet sowie jene der Biomasse pro Flächeneinheit (g m^{-2}). Unter Einbeziehung des Alters der Teilproben wurden auch die annuellen Biomassezuwächse errechnet ($\text{g m}^{-2} \text{a}^{-1}$).

Friedman's Rangsummenanalyse zeigt einen statistisch signifikanten Unterschied zwischen den vier Sammelterminen. Die Standardabweichungen der vier Termine sind nicht signifikant verschieden (Cochran's C-Test).

Die Variabilität zwischen den Sammelterminen ist größer als zwischen den einzelnen Teilstandorten innerhalb eines Sammeltermines, wobei letztere jedoch teilweise beträchtlich ist und für Einzelproben über 100 % liegt.

3.8.3.2 Konzentrationen der Schwermetalle

In Tabelle 23 sind die Schwermetallkonzentrationen an den Teilstandorten zu den einzelnen Sammelterminen angegeben.

Vergleich der Variabilität der Teilproben mit jener der Standorte untereinander

Bei Vergleich aller in Österreich untersuchten Teilstandorte ist für alle Elemente die Varianz zwischen den Teilproben geringer als jene zwischen den einzelnen Standorten.

Die Schwankungsbreiten sind durchschnittlich gering, nur in Einzelfällen gibt es gravierend abweichende Teilproben. Besonders stark sind die Unterschiede manchmal bei Blei, obwohl in Summe auch bei diesem Metall die Varianz zwischen den Teilproben signifikant ($F = 2,6$; $P < 0,05$) geringer ist als zwischen den Standorten.

Der Vergleich der Teilstandorte am Standort Blumau zeigt an den Sammelterminen 1 und 2 eine deutlich höhere Variabilität als bei den Terminen 3 und 4.

Vergleich der Sammeltermine

Beim Vergleich der Schwermetallkonzentrationen zu den einzelnen Sammelterminen zeigen sich im statistischen Sinne keine signifikanten Unterschiede zwischen den Sammelterminen. Dies liegt aber z. T. an den strengen Maßstäben der gewählten Tests.

Wenn die Konzentrationen jedes einzelnen Metalls in eine Ordinalskala umgewandelt und dann die einzelnen Ränge zu den verschiedenen Terminen verglichen werden, gibt es aber sehr wohl auch statistisch signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Terminen für den „Gesamtpool“ aller Metalle.

Außer Cd und As zeigen alle Schwermetalle die höchsten Konzentrationen an Sammeltermin 2 (August). Beim Vergleich der Summe aller Metalle sind die Konzentrationen wie folgt (in abnehmender Reihenfolge): 3. August, 3. Juli, 7. September, 3. Oktober 2001.

Vergleich der Unterschiede Sammeltermine/Teilstandorte

Es sollte ermittelt werden, ob die Variabilität zwischen den einzelnen Terminen oder die Variabilität zwischen den einzelnen Teilproben größer ist.

Die Variabilität zwischen den Sammelterminen ist für Cu, Hg, Mo, Pb und Zn größer als jene zwischen den Teilflächen eines Sammeltermines. Bei allen anderen Schwermetallen (Al, As, Cd, Co, Cr, Fe, Ni und V) ist die Variabilität zwischen den Teilflächen größer als zwischen den einzelnen Terminen.

Flächendepositionen

Mittels der in Kapitel 3.6 ausführlich erläuterten Formel $D = C \times B/E$ wurden aus der Konzentration (C) unter Einbeziehung der annualen Biomasse (B) und eines Effizienzfaktors (E), Depositionen berechnet. Konzentrationen und Biomasse wurden aus der gegenständlichen Untersuchung genommen, die Effizienzfaktoren sind in Kapitel 3.5 aufgelistet.

Die Werte für die Depositionen sind in Tabelle 24 angegeben.



Signifikante Unterschiede gab es zwischen den einzelnen Sammelterminen für die Depositionen der Elemente Al, Cd, Cr, Cu und Ni, nicht aber für As, Co, Fe, Hg, Mo, Pb, V und Zn.

Die Variabilität ist bei allen Teilproben zwischen den Sammelterminen größer als zwischen den Teilproben.

Die Depositionswerte zeigen, bezogen auf den gesamten Untersuchungszeitraum, eine Zunahme.

3.8.4 Diskussion

Das Untersuchungsjahr 2000 zeichnete sich durch extreme klimatische Bedingungen aus. Bis Anfang August waren die Niederschläge sehr niedrig und lagen zum Teil deutlich unter dem langjährigen Durchschnitt

(http://www.zamg.ac.at/klija_uebersicht_frm.htm).

Dies spiegelt sich in den relativ niedrigen Biomassezuwächsen von *Abietinella abietina* zu den Sammelterminen Anfang Juli und Anfang August wider, die sich signifikant von denen im September und Oktober unterscheiden. Im Vergleich mit früheren Untersuchungen sind die Werte der Sammeltermine 1 und 2 um 50 % geringer, während die Konzentrationen z. B. der Aufsammlung 4 exakt vergleichbar sind ($144 \text{ mg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$; ZECHMEISTER 1998). Die extreme klimatische Situation verstärkt das natürliche Phänomen des nicht kontinuierlichen Wachstums.

Die Biomassezuwächse der einzelnen Teilstandorte an einem Sammeltermin sind überwiegend homogen. Einzelproben können aber sehr große Abweichungen aufweisen (siehe Tabelle 22). Dies zeigt einerseits die grundsätzliche Vergleichbarkeit der einzelnen Teilflächen des Untersuchungsgebietes, belegt aber einmal mehr die mögliche Variabilität in Bezug auf Mikrotopographie und Mikroklima auf einer oberflächlich gesehen sehr homogenen Fläche. Für die Schwankungen spielen wahrscheinlich auch populationsgenetisch bedingte Unterschiede eine Rolle (z. B. BISCHLER & BOISSELIER-DUBAYLE 1997, WYATT 1994).

Die gemessenen Konzentrationen sind zu den ersten beiden Sammelterminen tendenziell höher als jene der späteren Aufsammlungen. Da die Konzentrationen meist invers zu den Biomassedaten sind, liegt der Schluss nahe, dass diese unterschiedlichen Werte auf unterschiedliche Biomassezuwächse zurückzuführen sind.

Auch die Variabilität zwischen den einzelnen Teilstandorten ist primär auf die unterschiedlichen Biomassezuwächse an den Teilstandorten zurückzuführen (siehe Tabelle 22).

Die Schwankungen zwischen den einzelnen Teilstandorten sind für Cu, Hg, Mo, Pb und Zn höher als diejenigen zwischen den einzelnen Sammelterminen. Dies ist im Fall von Pb etwas widersprüchlich zu den Ergebnissen von MARKERT & WECKERT (1989b), wenngleich auch in ihrer Arbeit Pb die höchsten Fluktuationen aufweist. Die Abweichungen könnten aber damit im Zusammenhang stehen, dass die vorliegende Arbeit nur den Zeitraum von vier Monaten umfasst. MARKERT & WECKERT (1989b) verwenden allerdings auch ein akrokarpes Moos (aus der Gattung *Polytrichum*), welches sich durch ein stark abweichendes Aufnahmeverhalten von Schwermetallen auszeichnet.

Dass bei den Konzentrationen zwischen den einzelnen Sammelterminen keine statistisch signifikanten Unterschiede bestehen, deckt sich mit den Arbeiten von THÖNI et al. (1996), BERG & STEINNES (1997) und FERNANDEZ & CARBALLEIRA (2002). Dies kann aber auch auf die rigiden statistischen Test zurückgeführt werden, die aufgrund der kleinen Datenmenge verwendet werden mussten. Die Summe aller Metalle zeigt signifikante Unterschiede.

Primär bewirkt das Wachstum der Moose eine Ausdünnung der Konzentrationen (siehe auch GERDOL et al. 2002). Die Depositionsberechnungen zeigen aber, dass über den gesamten Untersuchungszeitraum hinweg eine Zunahme der Depositionen erfolgt, welche sich durch eine ausschließliche Bewertung der Konzentration nicht beobachten lassen.

Die Berechnung der Depositionsdaten zeigt deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Sammelterminen für Al, Cd, Cr, Cu und Ni, was im Widerspruch zu den Konzentrationsdaten steht.

Möglicherweise ist aber diese Unstimmigkeit auch auf ungenaue Effizienzfaktoren begründet. Wie aus der Literatur (z. B. ROSS 1990, GJENGDAHL & STEINNES 1990, BERG et al. 1995) ersichtlich, sind diese von Klima und Art abhängig und somit vielleicht für die kontinentale Art *Abietinella abietina* nicht gültig (siehe auch Kapitel 4).

Die Art der Deposition (Regen, trocken, okkult) dürfte die Konzentrationen deutlich beeinflussen (STEINNES 1985, ZECHMEISTER et al. 2003). In dieser Studie dürfte vor allem über den Wind vertragener Bodestaub eine größere Rolle spielen. Dieser wird vor allem durch die Metalle Al, Cr oder Fe induziert (STEINNES 1995, ČEBURNIS et al. 1999, FERNANDEZ & CARBALLEIRA 2001, FIGUEIRA et al. 2002, GERDOL et al. 2002). Gerade diese Elemente zeigen aber zwischen den einzelnen Teilproben eine höhere Variabilität als zwischen den Sammelterminen. Trocken deponierte Partikel bleiben oft nur lose auf der Oberfläche und werden nicht von den Ionenaustauschkapazitäten der Zellwände fixiert. Starke Regenfälle können diese Partikel dann auswaschen (ČEBURNIS & VALIULIS 1999). Dies dürfte in der vorliegenden Untersuchung eingetreten sein. Die starken Regenfälle im August, nach der längeren Trockenphase im Frühsommer haben zu einem Auswaschen der Partikel und somit zu einer Verringerung der Konzentrationen zu den Sammelterminen September und Oktober 2001 geführt. Dieses Phänomen muss im Allgemeinen in allen Gebieten mit geringen Niederschlägen berücksichtigt werden (FIGUEIRA et al. 2002). In Gebieten mit höheren Niederschlägen und/oder hoher relativer Luftfeuchtigkeit kann es aber als vernachlässigt werden.

3.8.5 Schlussfolgerungen

Die vorliegende Arbeit hat für weitere Studien im Sinne der „Moosmethode“ folgende Konsequenzen aufgezeigt:

1. Obwohl die Untersuchung keine signifikanten Unterschiede zwischen den Sammelterminen für einzelne Metalle ergab, sollte aufgrund des nicht kontinuierlichen Mooswachstums bei künftigen Untersuchungen auf die Einhaltung einer möglichst kurzen Zeitspanne bei der Aufsammlung geachtet werden. Dies gilt vor allem innerhalb klimatisch vergleichbarer Regionen (Pannonikum, Böhmisches Masse etc.). Sollen die Depositionen des Beprobungsjahres mit berücksichtigt werden, wird ein später Herbsttermin vorgeschlagen (ähnlich MARKERT & WECKERT 1989b), da dann das Mooswachstum bereits abgeschlossen ist.

2. Die Einbeziehung der Biomasse in die Interpretation der Konzentrationen scheint für künftige Untersuchungen unerlässlich, da sich dadurch die Ergebnisse oft deutlich verändern.
3. Die Kalkulation von Depositionswerten aus Konzentration und Biomasse findet immer mehr Anwendung (z. B. UMWELTBUNDESAMT 1997, SUCHAROVA & SUCHARA 1998, WAPPELHORST 1999). Es sollte die Gültigkeit dieser Angaben aber weiterhin kritisch betrachtet werden. Die Berechnungen sollten primär auf konkreten Biomassedaten der einzelnen Standorte basieren, wie dies in der gegenständlichen Studie auch praktiziert wurde.
4. Werden Proben nach starken Regenfällen, die einer längeren Trockenperiode folgen, genommen, so sollten die Ergebnisse kritisch betrachtet werden.

Tabelle 22: Lebende Biomasse von Abietinella abietina auf den Teilflächen zu den einzelnen Sammelterminen im Jahr 2001 (Sammelfläche PVC-Rohr mit 10 cm Durchmesser); Berechnung der lebenden Biomasse pro m² und des annualen Biomassezuwuchses pro m²; alle Gewichtsangaben in mg.

Termin/ Teilfläche	Gewicht (D = 10 cm)	Termin	Biomasse	Jährlicher Zuwachs
1/1	0,914	3. Juli	116,4	58,2
1/2	0,538		68,5	34,3
1/3	0,465		59,2	29,6
1/4	1,501		191,1	95,6
1/5	1,945		247,6	123,8
2/1	0,902	3. August	114,8	57,4
2/2	1,139		145,0	72,5
2/3	0,837		106,6	53,3
2/4	0,669		85,2	42,6
2/5	0,758		96,5	48,3
3/1	1,115	7. September	142,0	71,0
3/2	2,638		335,9	167,9
3/3	1,212		154,3	77,2
3/4	1,694		215,7	107,8
3/5	2,068		263,3	131,7
3/6	2,343		298,3	149,2
4/1	2,113	3. Oktober	269,0	134,5
4/2	2,288		291,3	145,7
4/3	2,527		321,7	160,9
4/4	1,873		238,5	119,2
4/5	2,571		327,4	163,7



Tabelle 23: Schwermetallkonzentrationen an den Teilflächen (TF) zu den einzelnen Sammelterminen (T);
Konzentrationen in mg/kg TG.

T	TF	Pb	V	Zn	Fe	Cu	Al	Cr	Ni	Cd	Mo	Co	Hg	As
1/	1	4,6	0,94	106	478	9,3	365	1,03	1,39	0,14	0,33	0,25	0,12	0,19
1/	2 + 3	10,2	1,70	260	581	9,8	492	1,06	1,58	0,20	0,67	0,34	0,07	0,47
1/	4	8,1	1,40	84,7	477	6,9	370	0,90	1,13	0,26	0,43	0,29	0,06	0,24
1/	5	9,1	1,23	40,8	411	5,9	324	0,69	0,97	0,21	0,34	0,28	0,08	0,11
2/	1	13,3	1,68	49,5	619	7,5	464	0,95	1,26	0,23	0,46	0,37	0,10	0,39
2/	2	9,6	1,39	40,8	461	6,7	367	0,86	1,15	0,20	0,36	0,29	0,07	0,10
2/	3	13,3	1,55	57,4	558	8,3	462	1,19	1,81	0,19	0,67	0,33	0,09	0,18
2/	4 + 5	19,5	1,91	50,2	983	10,9	605	1,17	1,50	0,23	0,51	0,47	0,11	1,23
3/	1	8,3	1,37	41,5	509	7,3	406	0,90	1,12	0,22	0,47	0,24	0,08	0,20
3/	2	7,8	1,29	38,9	488	6,3	381	0,86	1,14	0,19	0,31	0,32	0,07	0,20
3/	3	9,8	1,59	38,4	556	7,0	443	1,38	1,34	0,60	0,29	0,32	0,08	0,53
3/	4	6,5	1,13	67,0	315	8,1	402	0,94	4,04	0,62	0,34	0,32	0,07	0,20
3/	5	6,4	1,22	66,0	449	7,1	402	0,91	3,33	0,38	0,37	0,31	0,06	0,17
4/	1	6,9	1,09	30,1	388	6,5	351	0,81	1,13	0,23	0,30	0,28	0,06	0,14
4/	2	8,7	1,38	37,0	499	6,6	429	1,00	1,34	0,21	0,31	0,27	0,06	0,17
4/	3	8,5	1,49	38,6	550	6,5	444	0,91	1,21	0,21	0,32	0,32	0,07	0,17
4/	4	7,9	1,44	44,3	591	6,4	466	1,01	1,28	0,28	0,36	0,34	0,07	0,22
4/	5	7,2	1,26	47,6	551	5,9	434	1,00	1,19	0,42	0,28	0,31	0,06	0,22

Tabelle 24: Berechnung der Flächendeposition ($\text{mg m}^{-2} \text{a}^{-1}$) an den Teilstandorten (TF) zu den einzelnen Sammelterminen (T).

T/TF	Pb	V	Zn	Fe	Cu	Al	Cr	Ni	Cd	Mo	Co	Hg	As
1/1	267	47	6.495	23.861	559	30.328	58	81	9	17	6	17	44
1/3	326	90	13.837	26.494	891	22.433	52	101	10	35	18	6	61
1/4	772	222	13.492	65.178	1.890	50.466	132	216	41	68	46	14	92
1/5	1.126	254	8.427	72.677	2.073	57.242	132	239	43	70	57	24	55
2/1	766	160	4.733	50.796	1.222	38.023	84	145	22	44	36	15	91
2/1	695	167	4.929	47.747	1.379	37.986	96	167	25	44	35	12	29
2/3	709	138	5.095	42.465	1.267	35.170	98	193	17	59	29	11	38
2/5	886	144	3.802	63.801	1.412	39.243	82	136	18	39	36	12	224
3/1	589	163	4.908	51.663	1.487	41.174	99	159	26	55	29	15	57
3/2	1.316	360	10.894	117.112	3.024	91.383	222	384	53	86	88	29	134
3/3	752	204	4.942	61.256	1.544	48.851	164	207	77	38	42	16	164
3/4	701	203	12.047	48.484	2.509	61.935	156	872	111	61	58	18	85
3/5	848	268	14.485	84.422	2.676	75.622	184	876	83	80	68	21	91
3/6	1.359	426	9.119	129.525	2.712	112.125	273	444	77	102	100	38	101
4/1	940	244	6.737	74.572	2.495	67.512	167	305	52	67	63	19	76
4/2	1.263	335	8.989	103.759	2.741	89.347	224	390	52	76	65	23	99
4/3	1.371	400	10.347	126.391	2.994	102.099	225	390	57	86	85	28	110
4/4	949	286	8.808	100.745	2.178	79.299	186	304	56	71	68	22	107
4/5	1.176	344	12.985	128.942	2.781	101.548	252	390	116	77	85	26	144

4 SCHLUSSFOLGERUNGEN, AUSBLICK UND PROBLEME

Die mit Moosen gemessenen Schwermetalldepositionen der Aufsammlung 2000 sind im Vergleich mit früheren Untersuchungen im Allgemeinen rückläufig, wenngleich dieser Rückgang verflacht. Dieses Ergebnis wird durch Untersuchungen in zahlreichen europäischen Ländern bestätigt (BERG & STEINNES 1997, RÜHLING & STEINNES 1998, LUFTGÜTEBERICHT SAARLAND 1999). Es ist dies auf Verbesserungen im Bereich der emissionsmindernden Maßnahmen – sowohl in der Gesetzgebung als auch der technischen Umsetzung – zurückzuführen. Letzteres betrifft vorwiegend den industriellen Bereich. Unter Berücksichtigung der Tatsache, dass die Biomasse der Monitoringarten 2000 durchschnittlich geringer war als 1995, sind die Abnahmen gegenüber 1995 möglicherweise noch deutlicher, als dies aus den Konzentrationsdaten allein ersichtlich ist.

Bei einzelnen Schwermetallen sind allerdings die Konzentrationen gestiegen. Obgleich seit Einführung des bleifreien Benzins die Pb-Depositionen dramatisch gesunken sind, ist der Straßenverkehr nach wie vor eine bedeutende Emissionsquelle für Schwermetalle. Die in dieser Studie ersichtlichen, deutlich gestiegenen Cu-Werte sind voraussichtlich primär auf den Straßenverkehr zurückzuführen, dasselbe dürfte auch für Cd und Zn gelten. Wie diese und andere Studien gezeigt haben, kann Antimon als ausgezeichneter Indikator für Verkehr herangezogen werden und sollte daher in künftigen Untersuchungen zusätzlich zu den üblicherweise analysierten Elementen standardmäßig ins Programm aufgenommen werden. Dadurch können auch Verschiebungen von Emissionen zwischen verschiedenen Quellen eher erkannt werden. Derzeit kann leider in vielen Fällen nicht unterschieden werden, ob die Abnahme in einem Bereich (z. B. Industrie) nicht durch die Zunahme in einem anderen (z. B. Verkehr) überdeckt wird.

Grundsätzlich sind die Schwermetalldepositionen in weiten Teilen Österreichs gering, es gibt jedoch einzelne Problemregionen. Die Emittenten in diesen Gebieten sind entweder Standorte bedeutender Industrien (z. B. in Reutte, Treibach-Althofen, Donawitz) oder eine Summe an kleineren Emittenten. Letzteres trifft überwiegend auf Ballungsräume zu, ist aber keinesfalls auf städtische Lebensräume beschränkt. Das Tiroler Unter-Inntal oder die Vorarlberger Bodenseeregion sind zwei markante Beispiele. Der wesentliche Teil an erhöhten Konzentrationen ist „hausgemacht“, also auf lokale Emissionsquellen zurückzuführen (inkl. Transit-Verkehr). Ferntransport spielt in Regionen mit deutlich erhöhten Niederschlägen (z. B. Bregenzer Wald, Salzkammergut, Mariazeller Land) und im Osten Österreichs (aus den östlich angrenzenden Nachbarländern) eine bedeutende Rolle. Dies betrifft aber meist vereinzelte Metalle und scheint zumindest teilweise rückläufig zu sein (siehe auch ZECHMEISTER 1995b, Kapitel 3.2, Kapitel 3.3).

Die Schwermetallimmissionen in einzelnen Industrieregionen sind trotz emissionsmindernder Maßnahmen und dadurch rückläufiger Tendenzen noch immer enorm. Die Untersuchungen an Hintergrundstandorten haben bereits mehrfach den Einfluss von Industriegebieten (z. B. in Brixlegg, Treibach-Althofen, Reutte) erahnen lassen. Die industrienahen Beprobungen haben dies bestätigt. Die Depositionswerte nehmen zwar exponentiell und daher relativ rasch mit der Entfernung von den Industriestandorten ab. Dennoch ist in den meisten Fällen selbst nach einer Entfernung von 16 bis 20 km noch kein Hintergrundwert erreicht. Die dadurch bedingte Problematik ist nicht mehr als rein lokales Phänomen einzustufen. Auch hier kann die Moosmethode dazu dienen, aktuelle Emissionen zu erfassen und somit Entwicklungen in positiver wie negativer Richtung aufzuzeigen.

Die Berechnung von flächenbezogenen Depositionswerten aus den Konzentrationsdaten ist zwar möglich, in der Praxis stößt sie aber auf größere Hindernisse. Dafür ist die Bestimmung der annualen Biomasse von Moosen notwendig, die im Gegensatz zu vielen früheren Untersuchungen regelmäßig durchgeführt werden sollte. Es liegen dazu auch umfassende Daten vor (UMWELTBUNDESAMT 1997, ZECHMEISTER 1998, GERDOL et al. 2002). Diese Biomasseanalysen sind auch für den Vergleich der Konzentrationen notwendig (siehe Kapitel 3.8). Die Plausibilität der Effizienzfaktoren ist aber zu hinterfragen. In einer Reihe von wissenschaftlichen Untersuchungen wurde versucht, die mit dem Bergerhoff-Verfahren gewonnenen Depositionsdaten mit jenen von Moosen zu korrelieren (siehe dazu Kapitel 3.6). Beim Vergleich der über Konzentrationen berechneten Werte mit jenen von Bergerhoff-Sammlern wurde in dieser Studie festgestellt, dass die über Moose berechneten Ergebnisse meist deutlich unter den mit Bergerhoff-Sammlern gemessenen Werten liegen. Der Unterschied liegt vielfach im „Faktor-10-Bereich“. Je größer die Depositionen (z. B. in den Industrieregionen), umso größer ist der Unterschied. Dies liegt aber sicher nicht an einer begrenzten Aufnahmefähigkeit der Moose für Schwermetalle, weil im Experiment selbst bei deutlich höheren Konzentrationen noch immer freie Aufnahmekapazitäten vorliegen (z. B. RÜHLING & TYLER 1970). Ähnliche Erfahrungen wurden z. B. auch am Integrated Monitoring Standort „Zöbelboden“ gemacht (Zechmeister unpubl.). Obgleich, z. T. ausgehend von den in Österreich gemachten Erfahrungen, gerade in jüngerer Vergangenheit in immer mehr internationalen Studien Depositionen (SUCHAROVA & SUCHARA 1998, WAPPELHORST 1999) aus Konzentrationen in Moosen berechnet werden, sollten diese Werte auch künftig kritisch betrachtet werden. Der Vergleich von berechneten Depositionswerten sollte derzeit daher primär dazu dienen, Konzentrationen unter Berücksichtigung des Wachstums zu vergleichen (siehe Kapitel 3.8). Von einem Schluss auf echte Depositionswerte muss allerdings vorerst abgeraten werden. Abhilfe können nur exakte Vergleiche zwischen Bergerhoff-Daten und Moosdaten schaffen. Außerdem dürften klimatische und geologische Variabilitäten sowie Emissionsquellen und Ausbreitungsmuster der einzelnen Schwermetalle zu unterschiedlichen Korrelationen zwischen mit Moosen und der Bergerhoff-Methode erfassten Depositionsdaten führen (siehe auch BERG et al. 1995 ONIANWA 2001).

Die Bedeutung effizienter Probenahme durch ein kalibriertes Labor und ein gut eingespieltes Team hat sich erneut bestätigt. GPS-Verortung wird in künftigen Untersuchungen das Wiederfinden von Probepunkten deutlich verbessern und sollte nicht zuletzt aufgrund erschwinglicher Kosten für die Geräte künftig zum Standardinventar gehören. Es ersetzt aber nicht BearbeiterInnen mit tieferem bryologischem Verständnis. In einem fünfjährigen Beprobungsintervall müssen immer wieder Probenahmepunkte verschoben werden (siehe Kapitel 2). Nur durch erfahrene BearbeiterInnen können adäquate Ersatzstandorte gefunden werden. Dadurch ist gewährleistet, dass Änderungen in den Konzentrationen auf Immissionen und nicht auf divergierende mikroklimatische Verhältnisse zurückzuführen sind (siehe dazu auch Kapitel 3.8).

Wie die vorliegende Studie gezeigt hat, eignen sich Moose vorzüglich für die Immissionskontrolle, sowohl an emittentennahen Standorten als auch im Bereich von Hintergrunddepositionen. Moose sollten daher als Standardverfahren in die Immissionskontrolle integriert werden.

5 LITERATURVERZEICHNIS

- ADRIANO, D. C. (1986): Trace elements in the terrestrial environment. Springer. N.Y.
- AMT DER KÄRNTNER LANDESREGIERUNG (2001): Luftreinhaltung und Immissionsschutz. Homepage. <http://umwelt.ktn.gv.at/luft/arnst>.
- AMT DER SALZBURGER LANDESREGIERUNG (1993): Salzburger Bodenzustandsinventur. Amt der Salzburger Landesregierung. Salzburg.
- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG (2001): Immissionsbelastung in den Tiroler Bezirken. Amt der Tiroler Landesregierung. Innsbruck.
- BARRIE, L. A. & SCHEMENAUER, R. S. (1989): Wet deposition of heavy metals. In: PACYNA, J.M. & OTTAR, B. 1989. (eds.): Control and fate of atmospheric trace metals. Kluwer Academic Press. Dordrecht. pp. 203–231.
- BATES, J. & FARMER, A. (1992): Bryophytes and lichens in a changing environment. Clarendon Press, Oxford.
- BÄRLOCHER, F. (1999): Biostatistik. Thieme Verlag. Stuttgart.
- BERG, T. & STEINNES, E. (1997): Recent trends in atmospheric deposition of trace elements in Norway as evident from the 1995 moss survey. *Science of the Total Environment*, 208:197–206.
- BERG, T.; RØSET, O. & STEINNES, E. (1995): Moss (*Hylocomium splendens*) used as biomonitor of atmospheric trace element deposition: estimation of uptake efficiencies. *Atmospheric Environment* 29: 353–360.
- BIEGALSKI, S. R.; LANDSBERGER, S. & HOFF, R. M. (1998): Source-receptor modeling using trace metals in aerosols collected at three rural Canadian Great Lakes sampling stations. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 48: 227–237.
- BISCHLER, H. & BOISSELIER-DUBAYLE, M. C. (1997): Population genetics and variation in liverworts. *Advances in Bryology* 6: 1–34.
- BLEISE, A. & SMODIŠ, B. (1999): Intercomparison run NAT-5 for the determination of trace and minor elements in two lichen samples. Report. NAHRES 46. IAEA. Vienna.
- BROWN, D. H. (1984): Uptake of mineral elements and their use in pollution monitoring. In DYER, A. F. & DUCKET, J. G. (eds.): The experimental biology of bryophytes. Academic Press. London. pp. 55–62.
- BROWN, D. H. & BATES J. W. (1990): Bryophytes and nutrient cycling. *Botanical J. of the Linnean Society* 104: 129–147.
- BURTON, M. A. S. (1990): Terrestrial and aquatic bryophytes as monitors of environmental contaminants in urban and industrial areas. *Botanical Journal of the Linnean Society* 104: 267–280.
- BUSBY, J. R.; BLISS, L. C. & HAMILTON, C. D. (1978): Microclimate control of growth rates and habitats of the boreal forest mosses, *Tomenthypnum nitens* and *Hylocomium splendens*. *Ecological Monographs* 48: 95–110.
- 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.

- ČEBURNIS, D. & VALIULIS, D. (1999): Investigation of absolute metal uptake efficiency from precipitation in moss. *The Science of the Total Environment* 226: 247–253.
- ČEBURNIS, D.; STEINNES, E. & KVIETKUS, K. (1999): Estimation of metal uptake efficiencies from precipitation in mosses in Lithuania. *Chemosphere* 38: 445–455.
- CHAMBERLAIN, A. C. (1966): Transport of *Lycopodium* spores and other small particles to rough surfaces. *Proceedings Royal Society A*. 295: 45–70.
- CHIARADIA, M. & CUPELIN, F. (2000): Gas-to-particle conversion of mercury, arsenic and selenium through reactions with traffic-related compounds (Geneva). Indications from lead isotopes. *Atmospheric Environment*, 34: 327–332.
- CLOUGH, W. S. (1975): The deposition of particles on moss and grass surface. *Atmospheric Environment* 9: 1113–1119.
- CHRISTEN, H. R. (1973): Grundlagen der allgemeinen und anorganischen Chemie. Sauerländer. Salle.
- FERNANDEZ, J. A. & CARBALLEIRA, A. (2001): A comparison of indigenous mosses and topsoils for use in monitoring atmospheric heavy metal deposition in Galicia (northwest Spain). *Environmental Pollution* 114: 431–441.
- FERNANDEZ, J.A. & CARBALLEIRA, A. (2002): Biomonitoring metal deposition in Galicia (NW Spain) with mosses: factors affecting bioconcentration. *Chemosphere* 46: 535–542.
- FIGUEIRA, R.; SERGIO, C. & SOUSA, A.J. (2002): Distribution of trace metals in moss biomonitors and assessment of contamination sources in Portugal. *Environmental Pollution* 118: 153–163.
- FRAHM, J.-P. (1998): Moose als Bioindikatoren. Quelle u. Mayer, Wiesbaden.
- FURNESS, S.B. & GRIME, J.P. (1982): Growth rate and temperature responses in bryophytes. *Journal of Ecology* 70: 525–536.
- GARCIA, R.; MAIZ, I. & MILLAN, E. (1996): Heavy metal contamination analysis of roadsoils and grasses from Gipuzkoa (Spain). *Environmental Technology* 17:763–770.
- GERDOL, R.; BRAGAZZA, L.; MARCHESINI, R.; ABER, R.; BONETTI, L.; LORENZONI, G.; ACHILLI, M.; BUFFONI, A.; DE MARCO, N.; FRANCHI, M.; PISON, S.; GIAQUINTA, S.; PALMIERI, F. & SPEZZANO, P. (2000): Monitoring of heavy metal deposition in Northern Italy by moss analysis. *Environmental Pollution* 108: 201–208.
- GERDOL, R.; BRAGAZZA, L. & MARCHESINI, R. (2002): Element concentrations in the forest moss *Hylocomium splendens*: variation associated with altitude, net primary production and soil chemistry. *Environmental Pollution* 116: 129–135.
- GJENGEDAL, E. & STEINNES, E. (1990): Uptake of metal ions in moss from artificial precipitation. *Environmental Monitoring and Assessment* 14: 77–87.
- GUSENLEITNER, J. (1975): Immissionsbedingte Schwermetallablagerungen an Pflanzen im Zentralraum Oberösterreichs. Veröffentlichungen Landw.-Chem. BVA Linz. Band 10.
- HACKL, A. & MAUSCHITZ, G. (2001): Emissionen aus Anlagen der Österreichischen Zementindustrie III. Jahresreihe 1997–1999. Bericht. Weitra/Wien.
- HALBWACHS, G. (Hg.) (1992): Das immissionsökologische Projekt Arnoldstein. Carinthia II, Heft 39. Klagenfurt.

- HALLERAKER, J.H.; REIMANN, C.; DECARITAT, P.; FINNE, T.E.; KASHULINA, G.; NISKAAVAARA, H. & BOGATYREV, I. (1998): Reliability of moss (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) as a bioindicator of atmospheric chemistry in the Barents region: Interspecies and field duplicate variability. *The Science of the Total Environment* 218: 123–139.
- HEDDERSON, T. A.; CHAPMAN, R. & COX, C. J. (1998): Bryophytes and the origins and diversification of land plants: new evidence from molecules. In: Bates, J. W., Ashton, N. W. & Duckett, J. G. (eds.): *Bryology for the twenty-first century*. Maney Publ, Leeds. pp. 65–77.
- HERPIN, U.; MARKERT, B.; SIEWERS, U. & LIETH, H. (1994): Monitoring der Schwermetallbelastung in der Bundesrepublik Deutschland mit Hilfe von Moosanalysen. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit; Ökologie, Forschungsbericht 108 02 087.
- HERPIN, U.; SIEWERS, U.; KREIMES, K. & MARKERT, U. (2001): Biomonitoring – evaluation and assessment of heavy metal concentrations from two German moss monitoring surveys. In: BURGA, C. A. & KRATOCHWIL A. (eds.): *Biomonitoring: General and applied aspects on regional and global scales*. Kluwer, Dordrecht, pp.73–95.
- JARADAT, Q. M. & MOMANI, K. A. (1999): Contamination of roadside soil, plants, and air with heavy metals in Jordan, a comparative study. *Turkish Journal of Chemistry*. 23: 209–220.
- KIRCHHOFF, M. & RUDOLPH, H. (1989): Schwermetallgehalte von Sphagnen aus verschiedenen Mooren Schleswig-Holsteins. *Telma* 19: 113–135.
- KOSTKA-RICK, R.; LEFFLER, U.S.; MARKERT, B.; HERPIN, U.; LUSCHE, M. & LEHRKE, J. (2001): Biomonitoring zur wirkungsbezogenen Ermittlung der Schadstoffbelastung in terrestrischen Ökosystemen. *Z. Umweltchem.Ökotox.* 12: 5–12.
- KOVAR, A. & PUXBAUM, H. (1992): *Nasse Depositionen im Ostalpenraum*. Bericht 14/92. TU. Wien.
- 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.
- LEHNINGER, A. L. (1977): *Biochemie*. Verlag Chemie. Weinheim.
- LUFTGÜTEBERICHT (1999): *Immissionsnetz Saar – IMESA*. Ministerium für Umwelt des Saarlandes. Bericht. Saarbrücken. Ministerium Saarland.
- MÄGDEFRAU, K. (1982): Life-forms of bryophytes. In: SMITH, A. J. E., (ed.): *Bryophyte ecology*. Chapman and Hall, London. pp. 45–58.
- MARKERT, B. (1992): Presence and significance of naturally occurring chemical elements of the periodic system in the plant organism and consequences for future investigations on inorganic environmental chemistry in ecosystems. *Vegetatio* 103: 1–30.
- MARKERT, B. & WECKERT, V. (1989a): Fluctuations of element concentrations during the growing season of *Polytrichum formosum* (Hedw.). *Water, Air and Soil Pollution* 43: 177–189.
- MARKERT, B. & WECKERT, V. (1989b): Use of *Polytrichum formosum* (moss) as a passive biomonitor for heavy metal pollution (cadmium, copper, lead and zinc). *The Science of the Total Environment* 86: 289–294.

- MARKERT, B. & WECKERT, V. (1993): Time- and site-integrated long-term biomonitoring of chemicals by mean of mosses. *Toxicol. Environm. Chem.* 40: 43–56.
- MARKERT, B.; BREURE, T. & ZECHMEISTER, H. G. (2002): Definitions, strategies and principles for bioindication / biomonitoring the environment. In: BREURE, A.M.; MARKERT, B.A. & ZECHMEISTER H.G. (eds.): *Bioindicators/Biomonitorers (principles, assessment, concepts)*. Elsevier. Amsterdam. (in press)
- MARTIN, M. & COUGHTREY, P. (1982): Biological monitoring of heavy metal pollution. *Land and air. Appl. Sc. Publ. N.Y.*
- MERIAN, E. (ed.) (1991): *Metals and their compounds in the environment*. VCH. Weinheim.
- DE MIGUEL, E.; LAMAS, J. F.; CHACON, E.; BERG, T.; LARSEN, S.; ROYSET, O. & VADSET, M. (1997): Origin and patterns of distribution of trace elements in street dust: unleaded petrols and urban lead. *Atmospheric Environment* 31: 2733–2740.
- MURSCH-RADLGRUBER, E.; GEPP, W. & MURSCH-RADLGRUBER, G. (1999): Wärmeinsel Linz und belüftungsrelevante Strömungssysteme. Endbericht. Univ. Bodenkultur Wien, Wien.
- MUTSCH, F. (1992): Österreichische Waldbodenzustandsinventur Teil VI: Schwermetalle. *Mitteilungen der FBVA* 168: 145–192.
- NEINAVAI, H. & PIRKL, H. (1996): Bewertung von Schwermetallverteilungen in Böden und Flußsedimenten mit Hilfe angewandt mineralogischer und geostatistischer Werkzeuge. *Berichte der Geologischen Bundesversuchsanstalt* 34: 1–67.
- 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.
- ONIANWA, P.C. (2001): Monitoring atmospheric metal pollution: a review of the use of mosses as indicators. *Environmental Monitoring and Assessment* 71: 13–50.
- ÖHLINGER, R.H. & DÖBERL, H. (1990): Immissionskontrollen an standardisierten Kulturpflanzen im Stadtgebiet von Linz. *Mag. Linz, Amt f. Natur- und Umweltschutz. Grüne Reihe* 2. Linz.
- PACZYNA, J. M. & OTTAR, B. (1989): (eds.). *Control and fate of atmospheric trace metals*. Kluwer Academic Press. Dordrecht.
- PROCTOR, M. C. F. (1982): Physiological Ecology: Water relations, light and temperature responses, carbon balance. In: Smith, A. J. E., (ed.) *Bryophyte Ecology*. Chapman and Hall, London, pp. 333–381.
- PROCTOR, M. C. F. (1990): The physiological basis of bryophyte production. *Botanical Journal of the Linnean Society* 104: 61–77.
- RAMADAN, Z.; SONG, X. H. & HOPKE, P. K. (2000): Identification of sources of Phoenix aerosol by positive matrix factorization. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 50: 1308–1320.
- REIMANN, C.; NISKAVAARA, H.; KASHULINA, G.; FILZMOSER, P.; BOYD, R.; VOLDEN, T.; TOMILINA, O. & BOGATYREV, I. (2001): Critical remarks on the use of terrestrial moss (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) for monitoring of airborne pollution. *Environmental Pollution* 113: 41–57.
- REYNOLDS, B.; MILLS, G. & PUGH, B. (2000): Monitoring of atmospheric heavy-metal deposition in Europe using bryophytes. *Experimental Protocol. 2000/2001 Survey*. Bangor.

- ROSS, H. B. (1990): On the use of mosses (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) for estimating atmospheric trace metal deposition. *Water, Air, Soil Pollution* 50: 63–76.
- RUPPERT, H. (1991): Natürliche Spurenmetallgehalte im Boden und ihre anthropogene Überprägung. *Mitt. Österr. Geolog. Ges.* 83: 243–265.
- RÜHLING, Å. & STEINNES, E. (eds.). (1998): Atmospheric heavy metal deposition in Europe 1995–1996. *Nord 1998:15*. Nordic Council of Ministry, Copenhagen.
- RÜHLING, Å.; RASMUSSEN, L.; PILEGAARD, K.; MÄKINEN, A. & STEINNES, E. (1987): Survey of atmospheric heavy metal deposition in the Nordic countries in 1985 – monitored by moss analysis. *Nordisk Ministerråd, NORD 1987, 21*: 1–44.
- RÜHLING, Å. & TYLER, G. (1970): Sorption and retention of heavy metals in the woodland moss *Hylocomium splendens* (Hedw.) Br. et Sch. *Oikos* 21: 92–97.
- SCHMID-GROB, I.; THÖNI, L. & HERTZ, J. (1992): Applicability of the moss *Hypnum cupressiforme* Hedw. s.l. for biomonitoring of heavy metals: 2. A comparison with the moss *Hylocomium splendens* (Hedw.) Schimp. and the freights in bulk precipitation in Switzerland. *Metal compounds in environment and life* 4: 153–162.
- SCHWARZ, F. (1988): Linzer Umweltbericht 1988. Ökologie I (Flora-Vegetation, Lebensräume-Biotope-Landschaft, Bioindikation, Linzer Waldzustand). *Mag. Linz*.
- SMITH, A. J. E. (1982): *Bryophyte ecology*. Chapman u. Hall, London.
- STEINNES, E. (1985): Use of mosses in heavy metal deposition studies. *EMEP/CCC Report 3/85*: 161–170.
- STEINHAUSER, F. (1972): Niederschlagskarte von Österreich für das Normaljahr 1901–1950. Maßstab 1:500.000. Hydrographisches Zentralbüro im BM für Land- und Forstwirtschaft. Wien.
- STREIT, B. (1994): *Lexikon Ökotoxikologie*. VCH. Weinheim.
- SVEINBJÖRNSON, B. & OECHEL, W. C. (1992): Controls on growth and productivity of bryophytes: environmental limitations under current and anticipated conditions. In: BATES, J. W. & FARMER, A. (eds.): *Bryophytes and lichens in a changing environment*. Clarendon Press, Oxford. pp. 77–102.
- SUCHAROVÁ, J. & SUCHARA, I. (1998): Biomonitoring of the atmospheric deposition of metals and sulphur compounds using moss analysis in the Czech Republic. Results of the international biomonitoring programme 1995. Research Institute of ornamental gardening Pruhonice. Report. Pruhonice.
- SUTHERLAND, R. A.; TOLOSA, C. A.; TACK, F. M. G. & VERLOO, M. G. (2000): Characterization of selected element concentrations and enrichment ratios in background and anthropogenically impacted roadside areas. *Archives of Environmental Contamination & Toxicology*. 38: 428–438.
- TAKEDA, K.; MARUMOTO, K.; MINAMIKAWA, T.; SAKUGAWA, H. & FUJIWARA, K. (2000): Three-year determination of trace metals and the lead isotope ratio in rain and snow depositions collected in Higashi-Hiroshima. *Japan. Atmospheric Environment*, 34: 4525–4535.
- TAYLOR, F.G. & WHITERSPOON, J. P. (1972): Retention of simulated fallout particles by lichens and mosses. *Health Physics* 23: 867–869.
- THALMANN, F.; SCHERMANN, O.; SCHROLL, E. & HAUSBERGER, G. (1989): *Geochemischer Atlas der Republik Österreich*. Geologische Bundesanstalt. Wien.



- THÖNI, L. (1996): Vergleich von Elementkonzentrationen in drei Biomonitoringmoosen untereinander und mit Depositionsfrachten im Bulksammler nach Bergerhoff. Bericht. BUWAL. Zürich.
- THÖNI, L.; SCHNYDER, N. & KRIEG, F. (1996): Comparison of metal concentrations in three species of mosses and metal freights in bulk precipitations. *Fresenius J. Anal. Chem.* 354: 703–708.
- TÜRK, R.; WITTMANN, H.; ROTH, S. & WÖGERER, I. (1994): Die Luftqualität im Stadtgebiet von Linz – Untersuchungen über den epiphytischen Flechtenbewuchs in Bezug zur Schadstoffbelastung. *Naturk. Jahrbuch der Stadt Linz* 37–39.
- UMWELTBUNDESAMT (1990a): Nowak, H.: Vereinfachte Landschaftsgliederung in Österreich. Interne Berichte, Bd. IB-0228. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (1990b): Montanwerke Brixlegg – Wirkungen auf die Umwelt. Monographien, Bd. M-025. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (1991): Vogel, W.; Kienzl, K. & Riss, A.: Die Treibacher Chemischen Werke – Wirkungen auf die Umwelt. Monographien, Bd. M-026. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (1992a): Berger, B.; Brandstetter, K.; Chovanec, A.; Grath, J.; Hackl, J.; Hammer-Kossina, I.; Hojesky, H.; Kasperowski, E.; Kienzl, K.; König, U.; Radunsky, K.; Riss, A.; Vogel, W.; Weihs, S. & Weiss, P. Bericht über die Umweltsituation an ausgewählten langjährigen Industriestandorten. Interner Bericht. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (1992b): Weiss, P. & Riss, A.: Schadstoffe im Raum Linz. Teil A und B. Monographien, Bd. M-020. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (1993): Kasperowski, E.; Dvorak, A. & Riss, A. Schwermetalle in Böden im Raum Arnoldstein. Monographien, Bd. M-033. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (1994): Zechmeister, H. G.: Biomonitoring der Schwermetalldepositionen mittels Moosen in Österreich. Monographien, Bd. M-042. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (1995a): Winiwarter, W. & Schneider, M.: Abschätzung der Schwermetallemissionen in Österreich. Reports, Bd. R-0108. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (1995b): Reiter, B. & Stroh, R.: Behandlung von Abfällen in der Zementindustrie. Monographien, Bd. M-072. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (1996a): Weiss, P. & Trimbacher, C.: Nadeloberflächenparameter und Elementgehalte von Fichtennadeln ausgewählter Industriestandorte. Reports, Bd. R-0154. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (1996b): Trimbacher, C.: Zur Beeinflussung von Fichtennadelwachsen im Raum Arnoldstein. Berichte, Bd. BE-062. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (1996c): Thanner, G. & Moche, W.: Dioxinmissionen in Leoben-Donawitz. Berichte, Bd. BE-066. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (1996d): Orthofer, R.: Abschätzung der Emissionen von ausgewählten Schwermetallen in die Atmosphäre für Österreich im Stichjahr 1994 gemäß CORINAIR 1994. Berichte. Umweltbundesamt Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (1997): Zechmeister, H. G.: Schwermetalldepositionen in Österreich. Aufsammlung 1995. Monographien, Bd. M-094. Umweltbundesamt, Wien.

- UMWELTBUNDESAMT (1998a): Gara, S. & Schrimpf, S.: Behandlung von Reststoffen und Abfällen in der Eisen- und Stahlindustrie. Monographien, Bd. M-092. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (1998b): Weiss, P.: Persistente organische Schadstoffe in Hintergrund-Waldgebieten Österreichs. Monographien, Bd. M-097. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (1999): Stubenvoll, J.; Winter, B. & Wiesenberger, H.: Stand der Technik in der Sekundärkupfererzeugung im Hinblick auf die IPPC-Richtlinie. Monographien, Bd. M-0115. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2000a): Neinavaie, H.; Pirkel, H. & Trimbacher, C.: Herkunft und Charakteristik von Stäuben. Berichte, Bd. BE-0171. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2000b): Ecker, A. & Winter, B.: Stand der Technik bei Raffinerien im Hinblick auf die IPPC-Richtlinie. Monographien, Bd. M-0119. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2001): Umweltsituation in Österreich. 6. Umweltkontrollbericht. Umweltbundesamt Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2009): Offenthaler, I.; Reisenberger, J.; Schröder, P. et al.: Bioindikation durch Blatt- und Nadelanalysen von Bäumen im Raum Linz. Reports, Bd. REP-0110. Umweltbundesamt, Wien.
- VERNET, J.P. (1991): Heavy metals in the environment. Elsevier. Amsterdam.
- VERRY, E.S. & VERMETTE, S.J. (eds.) (1992): The deposition and fate of trace metals in our environment. USDA-Forest service. MN.
- WAPPELHORST, O. (1999): Charakterisierung atmosphärischer Depositionen in der Euroregion Neiße durch ein terrestrisches Biomonitoring. IHI-Schriften 13: 1–189.
- WAPPELHORST, O.; KORHAMMER, S.; LEFFLER, U. S. & MARKERT, B. (2000): Ein Moosbiomonitoring zur Ermittlung atmosphärischer Elementeträger in der Euroregion Neiße (D, PL, CZ). Z. Umweltchem. Ökotox. 12: 191–200.
- WEBER, L. (Hg.) (1997): Handbuch der Lagerstätten der Erze, Industriemineralien und Energierohstoffe Österreichs. Archiv für Lagerstättenforschung 19: 1–607 und Beilage.
- WOLTERBEEK, H.T.; KUIK, P.; VERBURG, T.G.; HERPIN, U.; MARKERT, B. & THÖNI, L. (1995): Moss interspecies comparison in trace element concentrations. Environmental Monitoring and Assessment 35: 263–286.
- WYATT, R. (1994): Population genetics of bryophytes in relation to their reproductive biology. Journal of the Hattori Botanical Laboratory 76: 147–157.
- ZECHMEISTER H. G. (1994): Survey of heavy metal deposition by using bryophytes as biomonitors at the Schulterberg profile. Phytos 34: 63–70.
- ZECHMEISTER, H. G. (1995a): Growth rates of five pleurocarpous moss species under various climatic conditions. Journal of Bryology 18: 455–468.
- ZECHMEISTER, H. G. (1995b): Correlation between altitude and heavy metal deposition in the Alps. Environmental Pollution 89: 73–80.
- ZECHMEISTER, H. G. (1998): Annual growth of four pleurocarpous moss species and their applicability for biomonitoring heavy metals. Environmental Monitoring and Assessment 52: 441–451.

- ZECHMEISTER, H. G.; GRODZINSKA, K. & SZAREK-LUKASZEWSKA, G. (2003): Bryophytes. In: Markert, B. A.; Breure, A. M. & Zechmeister H. G. (eds.): Bioindicators/Biomonitoring (principles, assessment, concepts). Elsevier. Amsterdam.
- ZECHMEISTER, H.G.; TRIBSCH, A. & HOHENWALLNER, D. (2002): Die Moosflora von Linz und ihre Bedeutung für die Bioindikation. Naturkundliches Jahrbuch der Stadt Linz 48.
- ZECHMEISTER, H.G.; HOHENWALLNER, D.; RISS, A. & HANUS-ILLNAR, A. (2002c): Variations in heavy metal concentrations in the moss species *Abietinella abietina* (Hedw.) Fleisch. according to sampling time, within site variability and increase in biomass. Science of the Total Environment 301: 55–65.
- ZEILER, E.; CAMPBELL, M.J. & DENKER, R. (1997): Use of two IAEA intercomparison studies to assess the appropriateness of modern analytical methods. Journal of Analytical Atomic Spectrometry 12: 1011–1015.

Rechtsnormen und Leitlinien

- Immissionsschutzgesetz Luft (IG-L; BGBl. I Nr. 115/1997 i.d.g.F.): Bundesgesetz zum Schutz vor Immissionen durch Luftschadstoffe, mit dem die Gewerbeordnung 1994, das Luftreinhaltegesetz für Kesselanlagen, das Berggesetz 1975, das Abfallwirtschaftsgesetz und das Ozongesetz geändert werden.
2. Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen (BGBl. Nr. 199/1984): Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über forstschädliche Luftverunreinigungen.

KARTEN

Verzeichnis der Karten

Karte 1a: Lage der Probenahmepunkte	141
Karte 1b: Moosarten	142
Karte 2a: Aluminium in Moosen	143
Karte 2b: Aluminium in Moosen – interpoliert	144
Karte 3a: Arsen in Moosen	145
Karte 3b: Arsen in Moosen – interpoliert	146
Karte 4a: Cadmium in Moosen	147
Karte 4b: Cadmium in Moosen – interpoliert	148
Karte 5a: Cobalt in Moosen	149
Karte 5b: Cobalt in Moosen – interpoliert	150
Karte 6a: Chrom in Moosen	151
Karte 6b: Chrom in Moosen – interpoliert	152
Karte 7a: Kupfer in Moosen	153
Karte 7b: Kupfer in Moosen – interpoliert	154
Karte 8a: Eisen in Moosen	155
Karte 8b: Eisen in Moosen – interpoliert	156
Karte 9a: Quecksilber in Moosen	157
Karte 9b: Quecksilber in Moosen – interpoliert	158
Karte 10a: Molybdän in Moosen	159
Karte 10b: Molybdän in Moosen – interpoliert	160
Karte 11a: Nickel in Moosen	161
Karte 11b: Nickel in Moosen – interpoliert	162
Karte 12a: Blei in Moosen	163
Karte 12b: Blei in Moosen – interpoliert	164
Karte 13a: Vanadium in Moosen	165
Karte 13b: Vanadium in Moosen – interpoliert	166
Karte 14a: Zink in Moosen	167
Karte 14b: Zink in Moosen – interpoliert	168
Karte 15a: Schwefel in Moosen	169
Karte 15b: Schwefel in Moosen – interpoliert	170
Karte 16a: Schwermetalldeposition in Österreich (Summe aller untersuchten Elemente) Abweichung vom Median	171

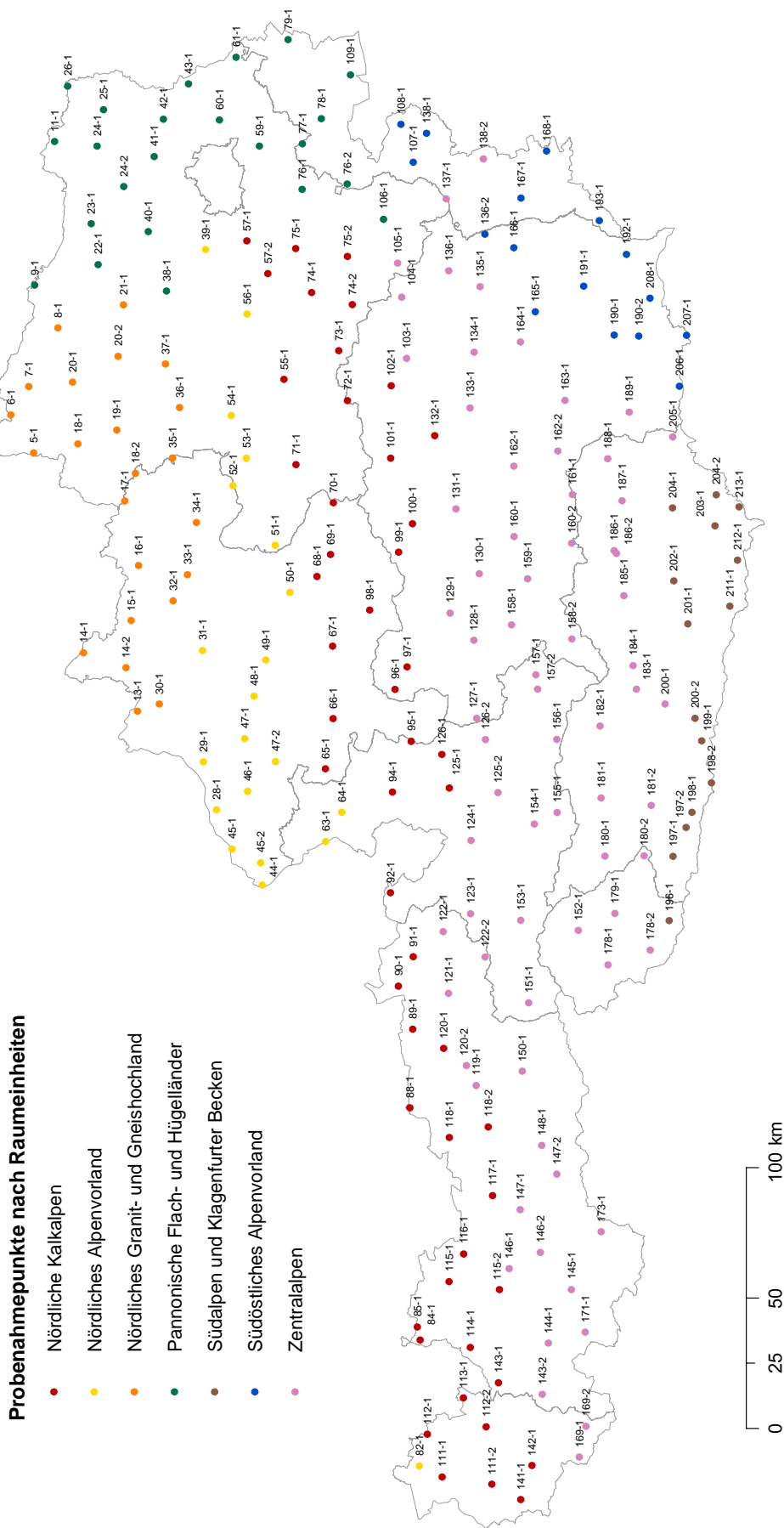


Karte 16b: Schwermetalldeposition in Österreich (Summe aller untersuchten Elemente) Abweichung vom Median – interpoliert	172
Karte 17a: Schwermetalldeposition in Österreich (Summe von Pb, Cd, Zn, Cu, Hg und S) Abweichung vom Median	173
Karte 17b: Schwermetalldeposition in Österreich (Summe von Pb, Cd, Zn, Cu, Hg und S) Abweichung vom Median – interpoliert.....	174
Karte 18a: Schwermetalldeposition in Österreich (Summe von As, Cr, Fe, Ni, V, Al und Co) Abweichung vom Median	175
Karte 18b: Schwermetalldeposition in Österreich (Summe von As, Cr, Fe, Ni, V, Al und Co) Abweichung vom Median – interpoliert	176
Karte 19: Veränderung von Arsen in Moosen 1995–2000	177
Karte 20: Veränderung von Cadmium in Moosen 1995–2000	178
Karte 21: Veränderung von Cobalt in Moosen 1995–2000	179
Karte 22: Veränderung von Chrom in Moosen 1995–2000	180
Karte 23: Veränderung von Kupfer in Moosen 1995–2000.....	181
Karte 24: Veränderung von Eisen in Moosen 1995–2000	182
Karte 25: Veränderung von Quecksilber in Moosen 1995–2000	183
Karte 26: Veränderung von Nickel in Moosen 1995–2000	184
Karte 27: Veränderung von Blei in Moosen 1995–2000	185
Karte 28: Veränderung von Vanadium in Moosen 1995–2000	186
Karte 29: Veränderung von Zink in Moosen 1995–2000	187
Karte 30: Veränderung von Schwefel in Moosen 1995–2000.....	188



Karte 1a

Lage der Probenahmepunkte (Aufsammlung 2000)

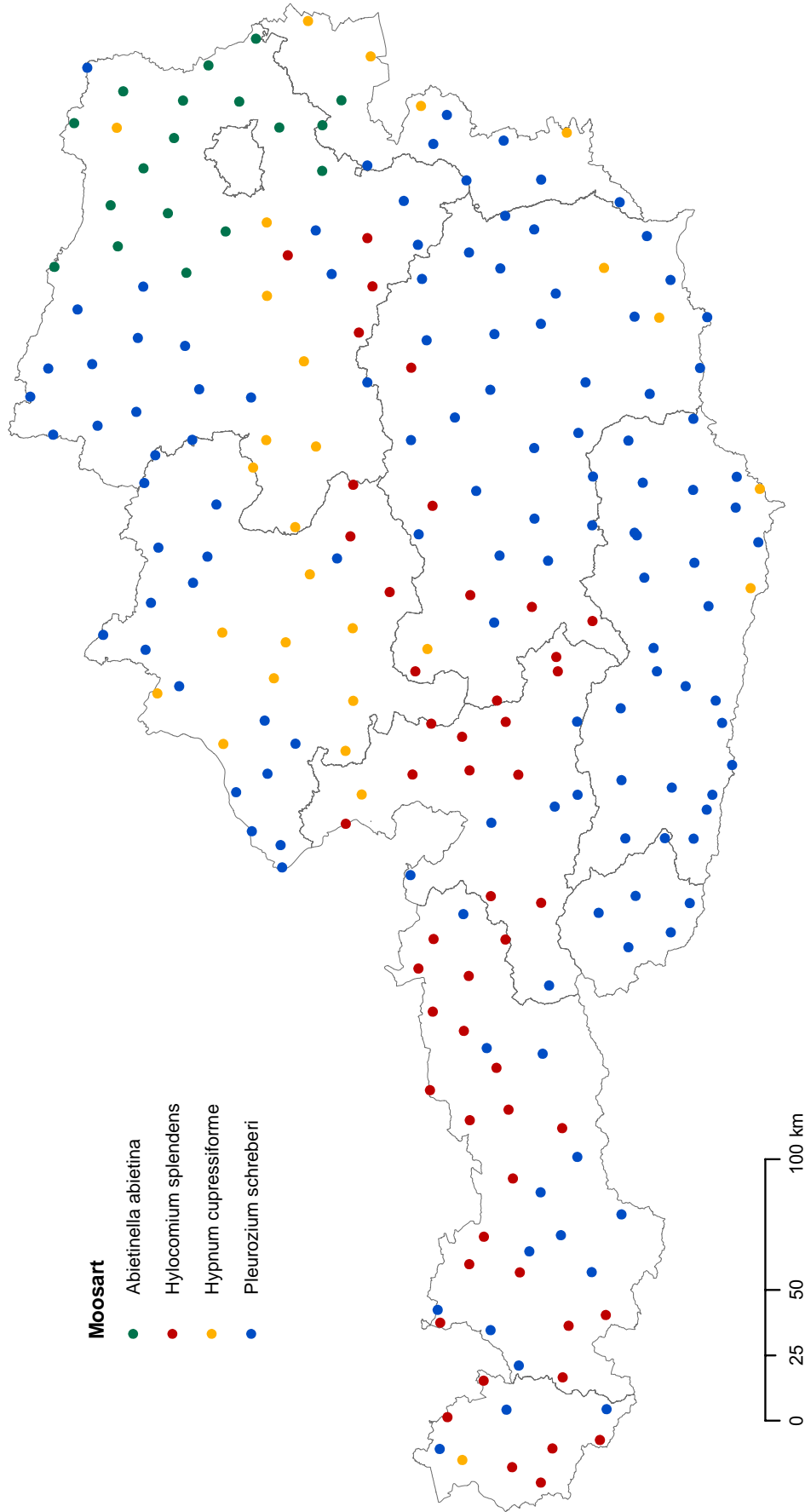


umweltbundesamt

Bearbeitung: Ingrid Roder, April 2006

Karte 1b

Moosarten (Aufsammlung 2000)



Karte 2a

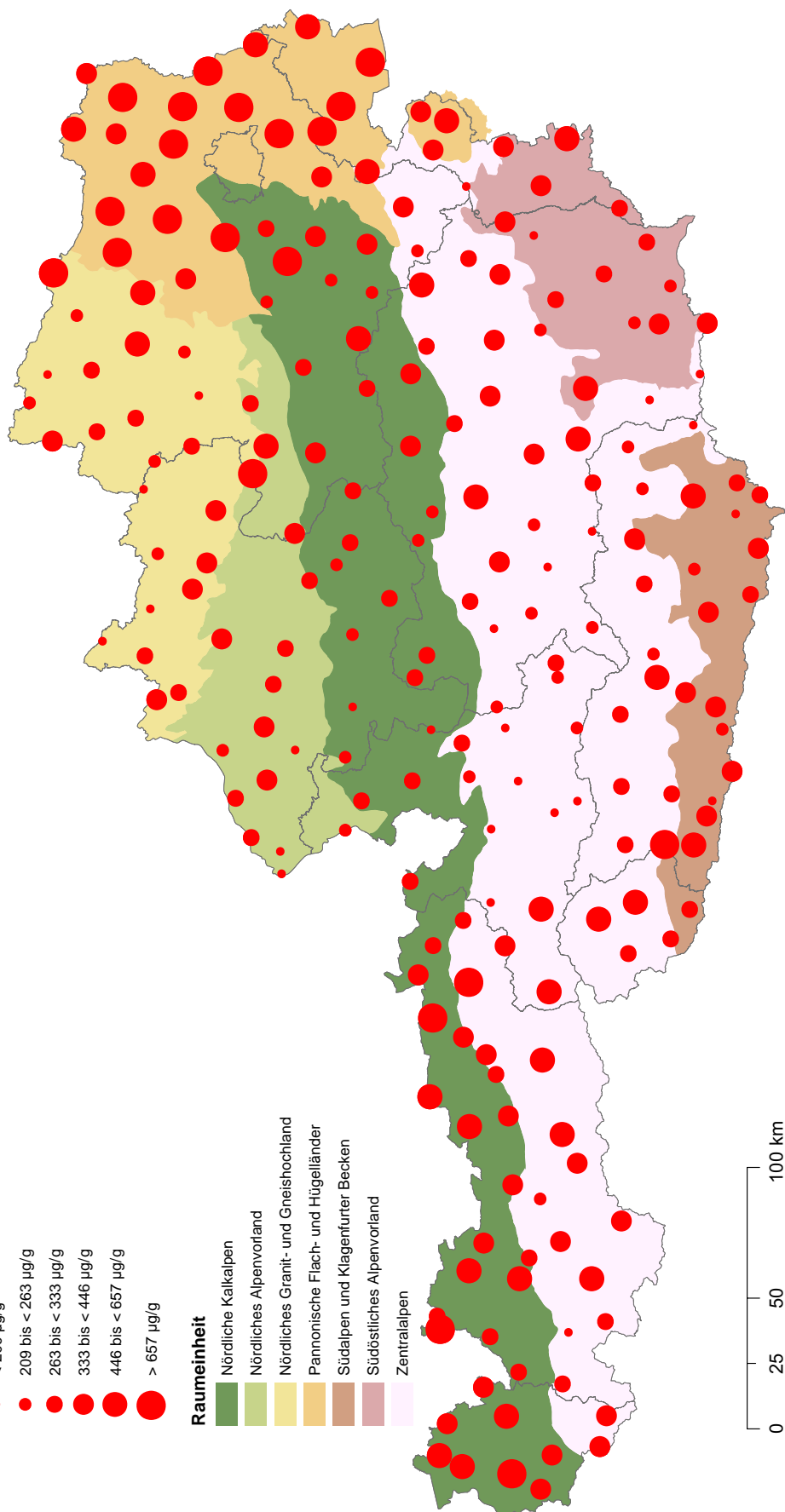
Aluminium in Moosen (Aufsammmlung 2000)

Aluminium (Österreich-Median 2000: 327 µg/g)

- < 209 µg/g
- 209 bis < 263 µg/g
- 263 bis < 333 µg/g
- 333 bis < 446 µg/g
- 446 bis < 657 µg/g
- > 657 µg/g

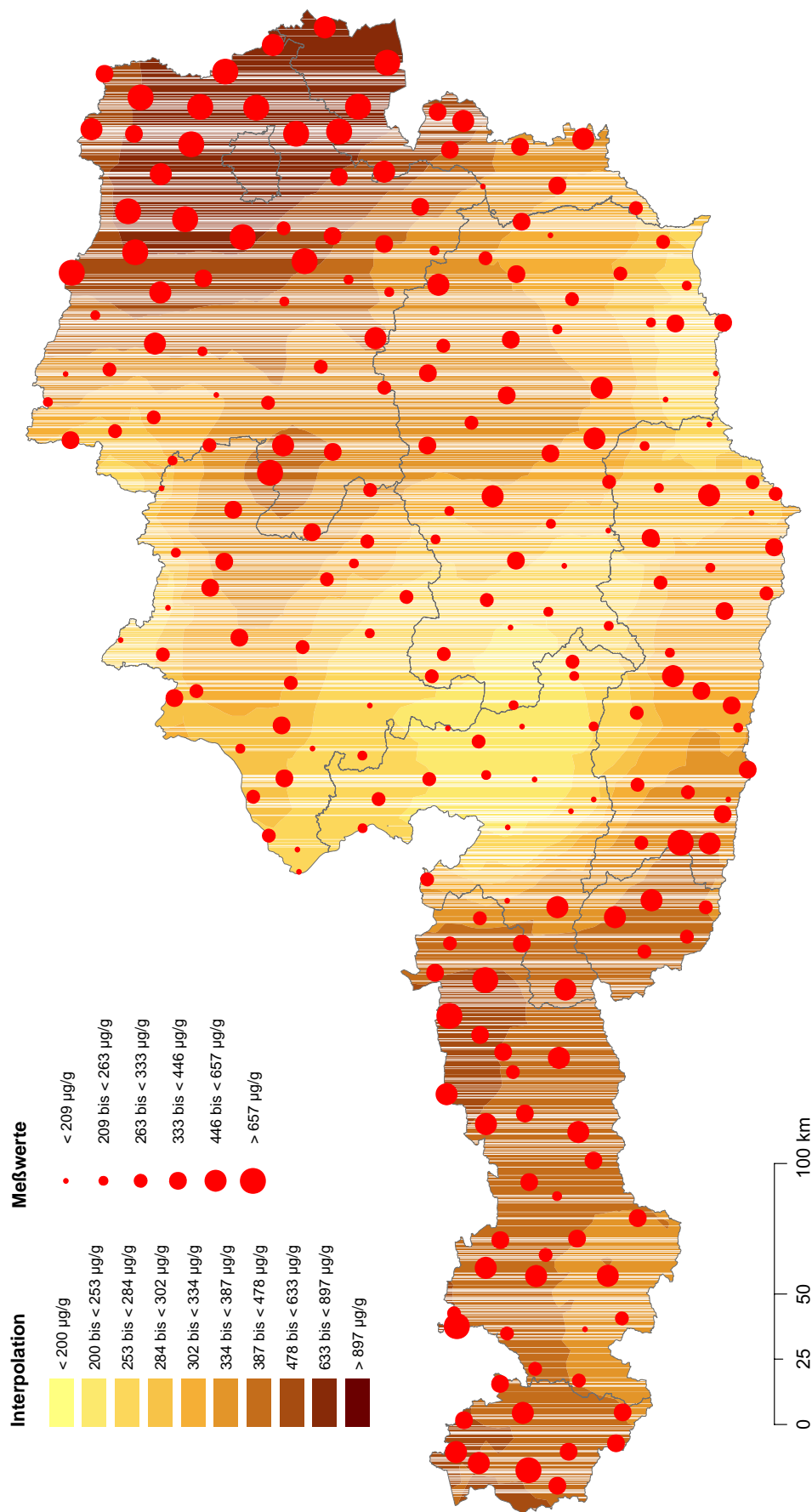
Raumeinheit

- Nördliche Kalkalpen
- Nördliches Alpenvorland
- Nördliches Granit- und Gneishochland
- Pannonische Flach- und Hügelländer
- Südalpen und Klagenfurter Becken
- Südöstliches Alpenvorland
- Zentralalpen



Karte 2b

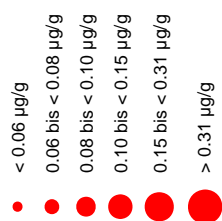
Aluminium in Moosen (Aufsammmlung 2000) interpoliert



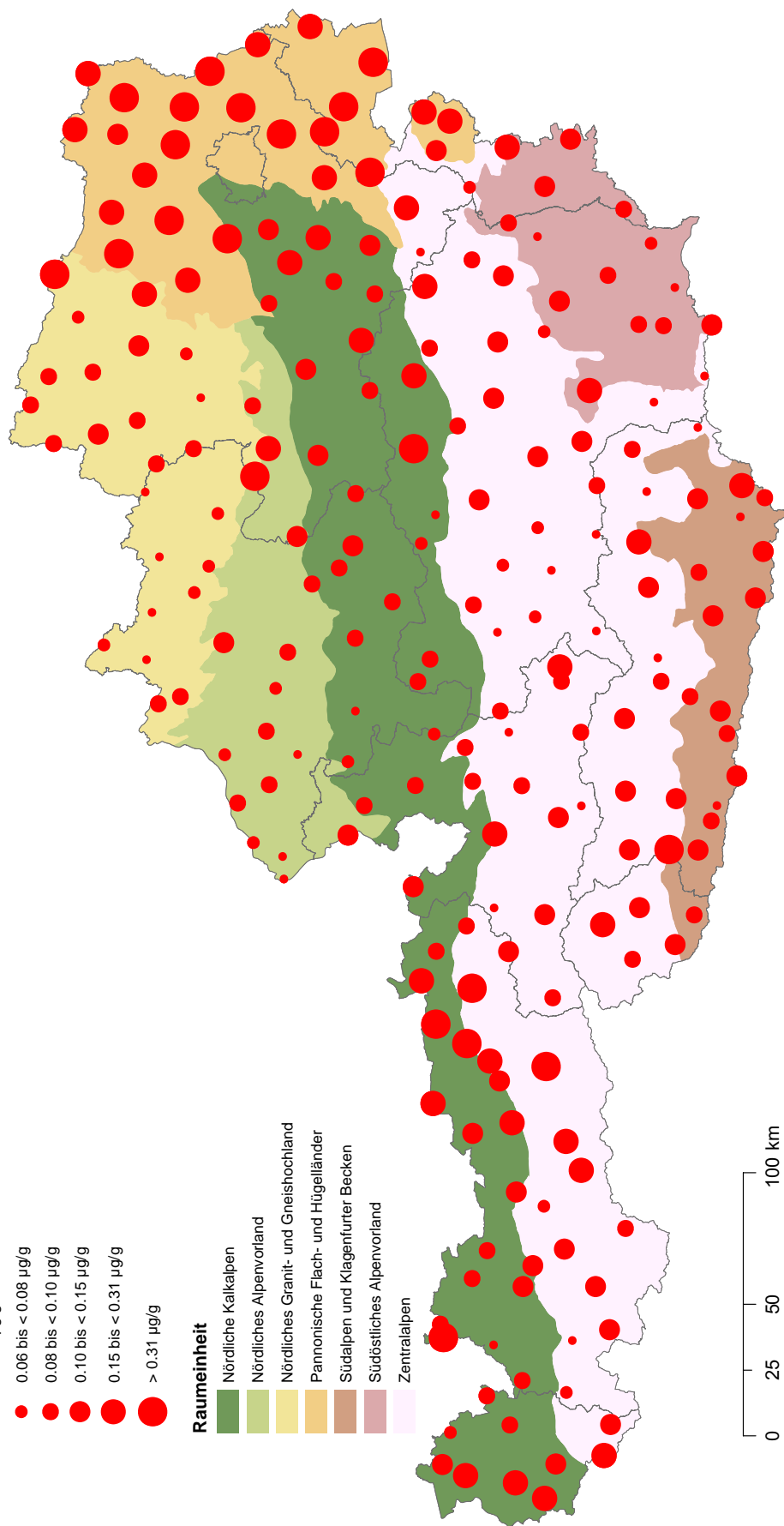
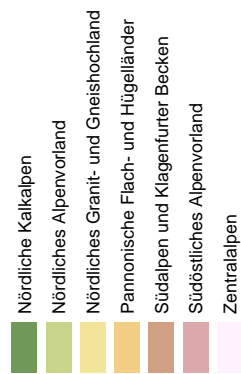
Karte 3a

Arsen in Moosen (Aufsammlung 2000)

Arsen (Österreich-Median 2000: 0.1 µg/g)



Raumeinheit

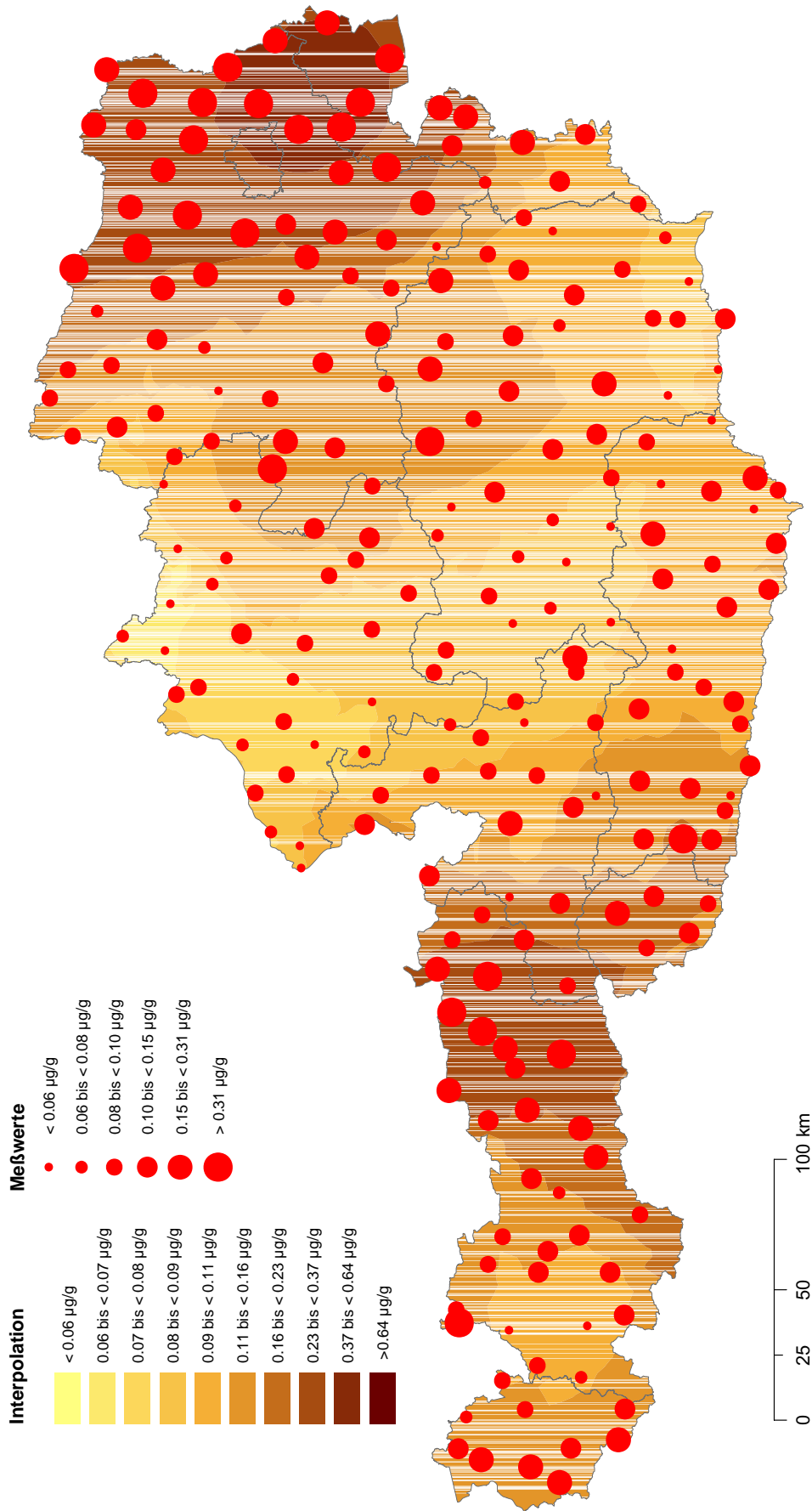


Bearbeitung: Ingrid Roder, April 2006

umweltbundesamt

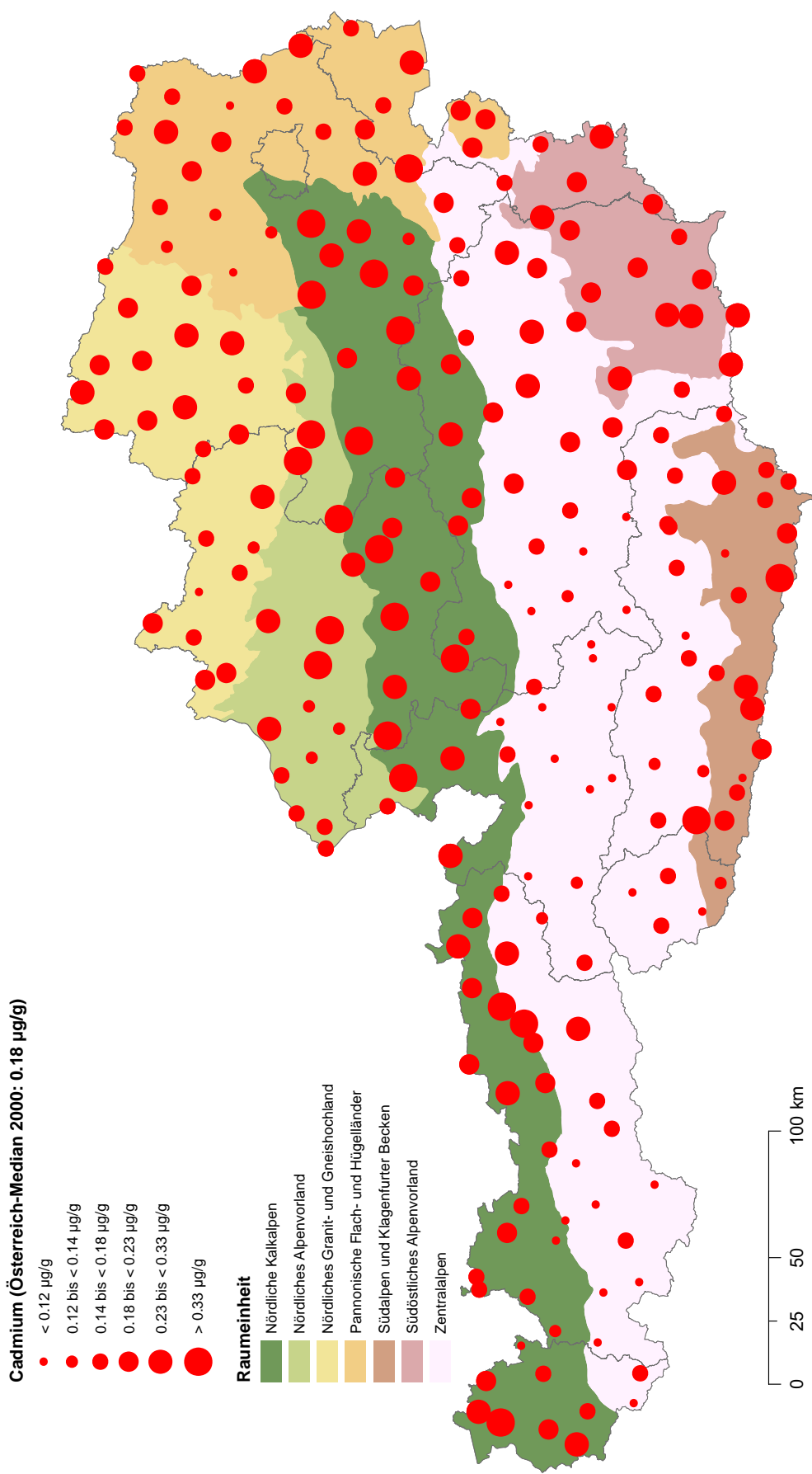
Karte 3b

Arsen in Moosen (Aufsammlung 2000) interpoliert



Karte 4a

Cadmium in Moosen (Aufsammlung 2000)

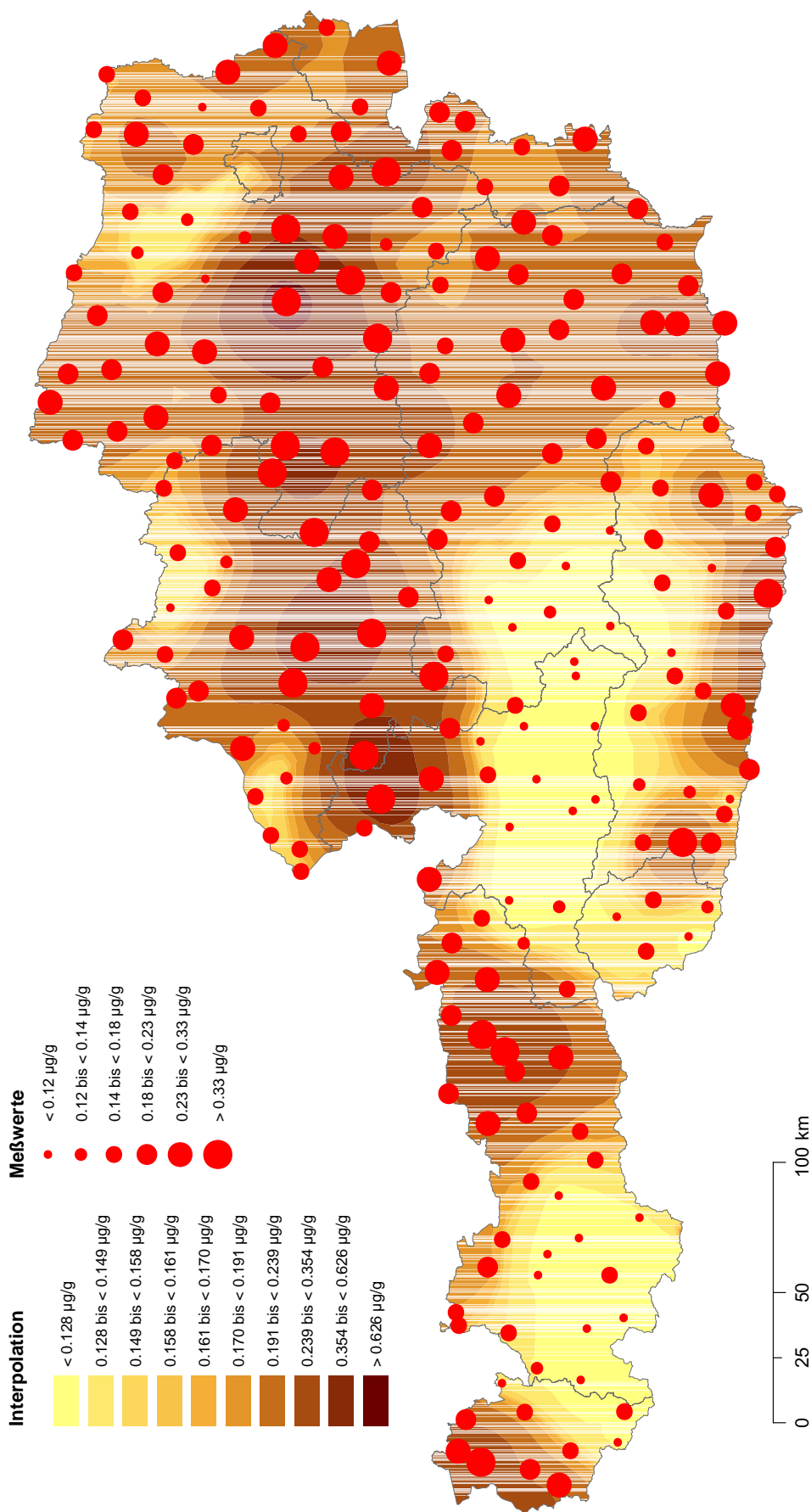


umweltbundesamt

Bearbeitung: Ingrid Roder, April 2006

Karte 4b

Cadmium in Moosen (Aufsammmlung 2000) interpoliert



Karte 5a

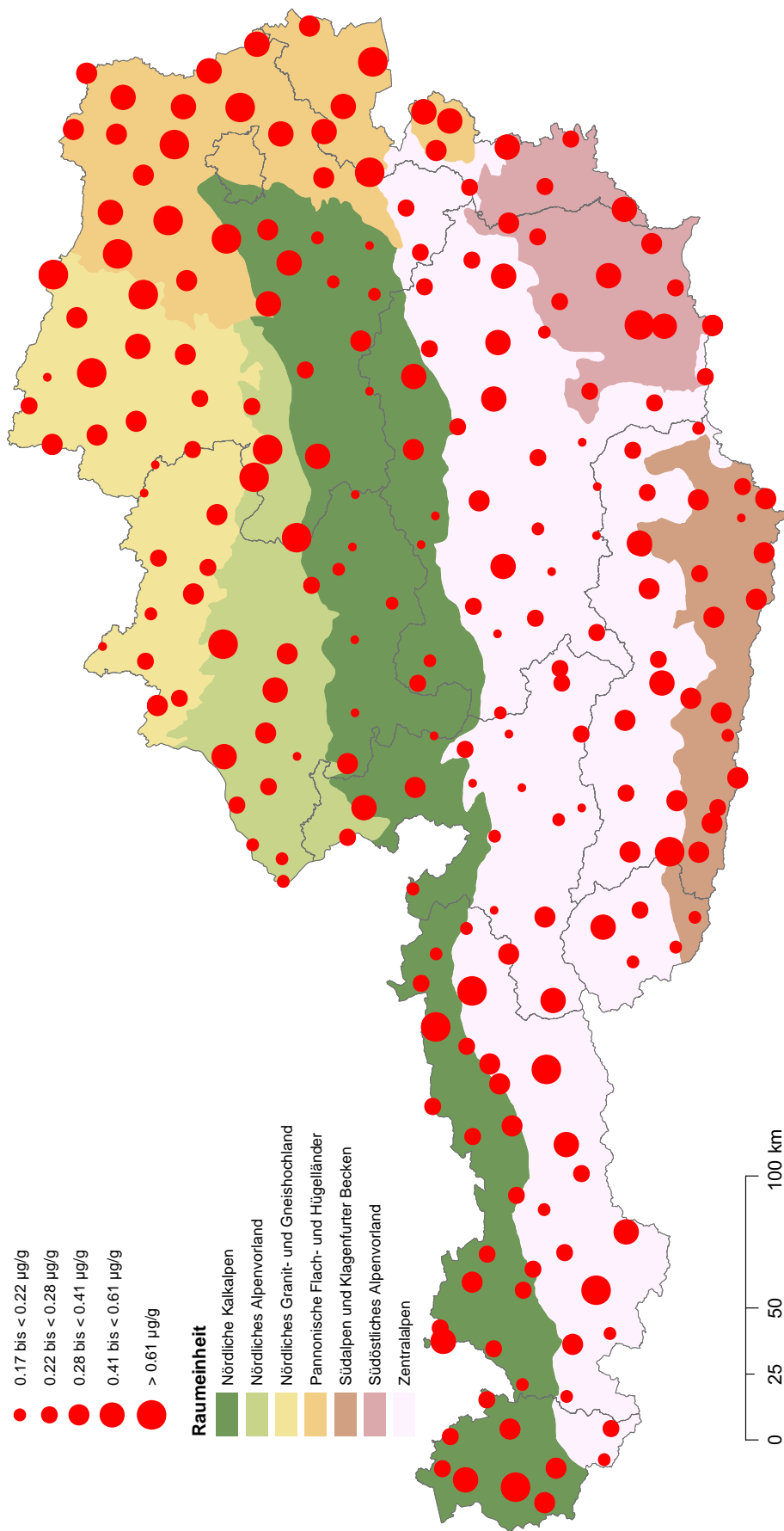
Cobalt in Moosen (Aufsammlung 2000)

Cobalt (Österreich-Median 2000: 0.28 µg/g)

- < 0.17 µg/g
- 0.17 bis < 0.22 µg/g
- 0.22 bis < 0.28 µg/g
- 0.28 bis < 0.41 µg/g
- 0.41 bis < 0.61 µg/g
- > 0.61 µg/g

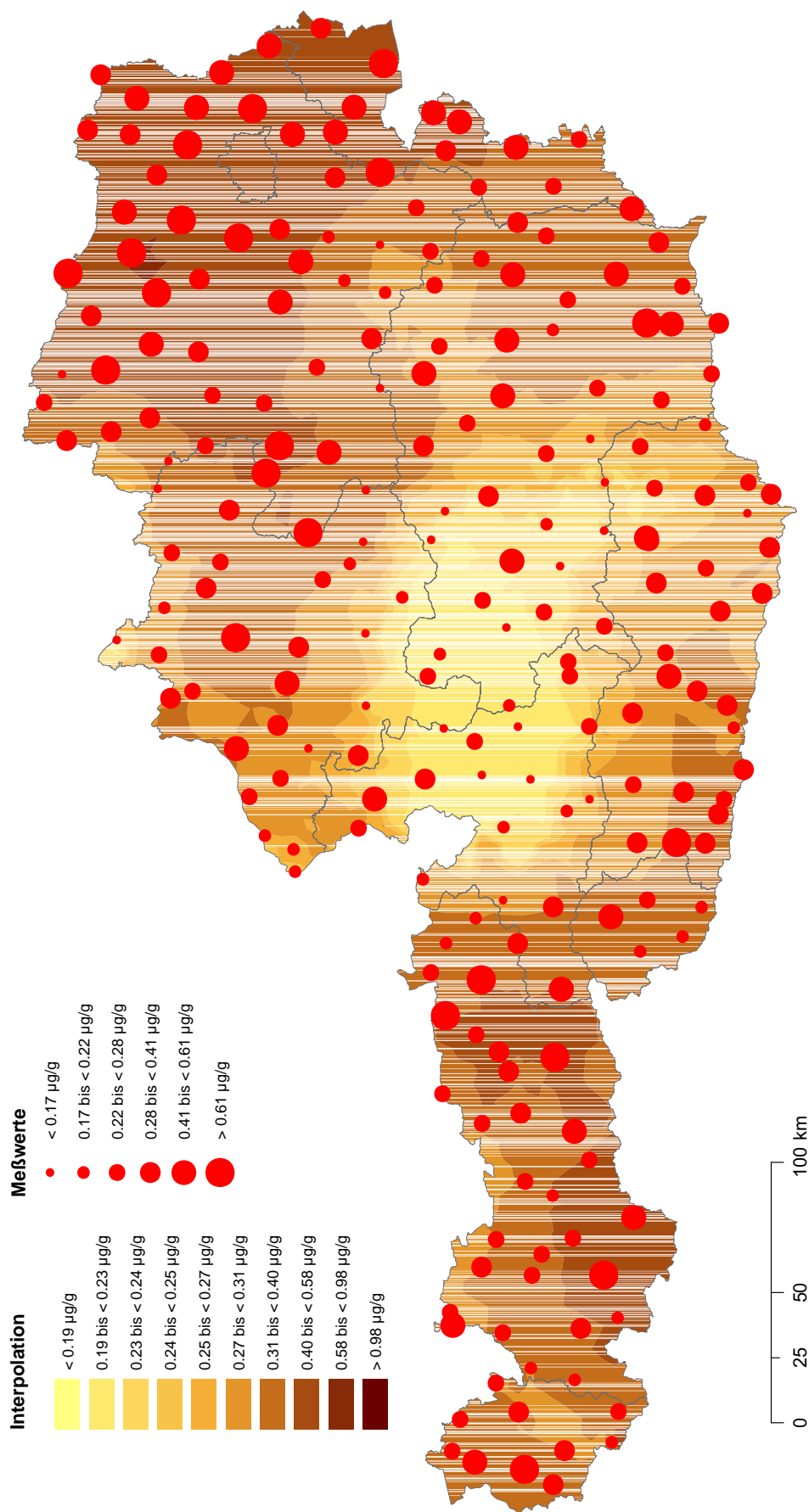
Raumeinheit

- Nördliche Kalkalpen
- Nördliches Alpenvorland
- Nördliches Granit- und Gneishochland
- Pannonische Flach- und Hügelländer
- Südalpen und Klagenfurter Becken
- Südöstliches Alpenvorland
- Zentralalpen



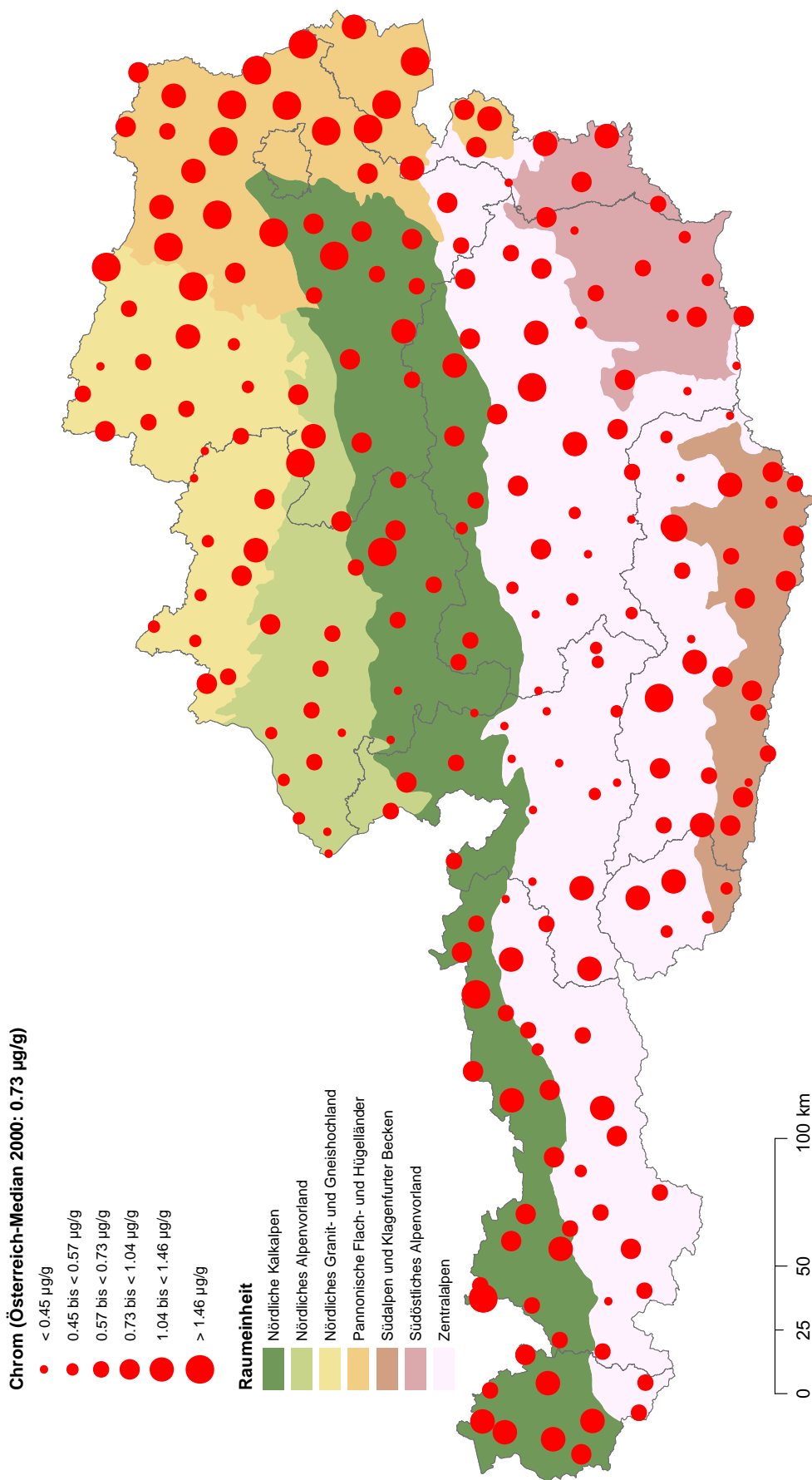
Karte 5b

Cobalt in Moosen (Aufsammlung 2000) interpoliert



Karte 6a

Chrom in Moosen (Aufsammlung 2000)

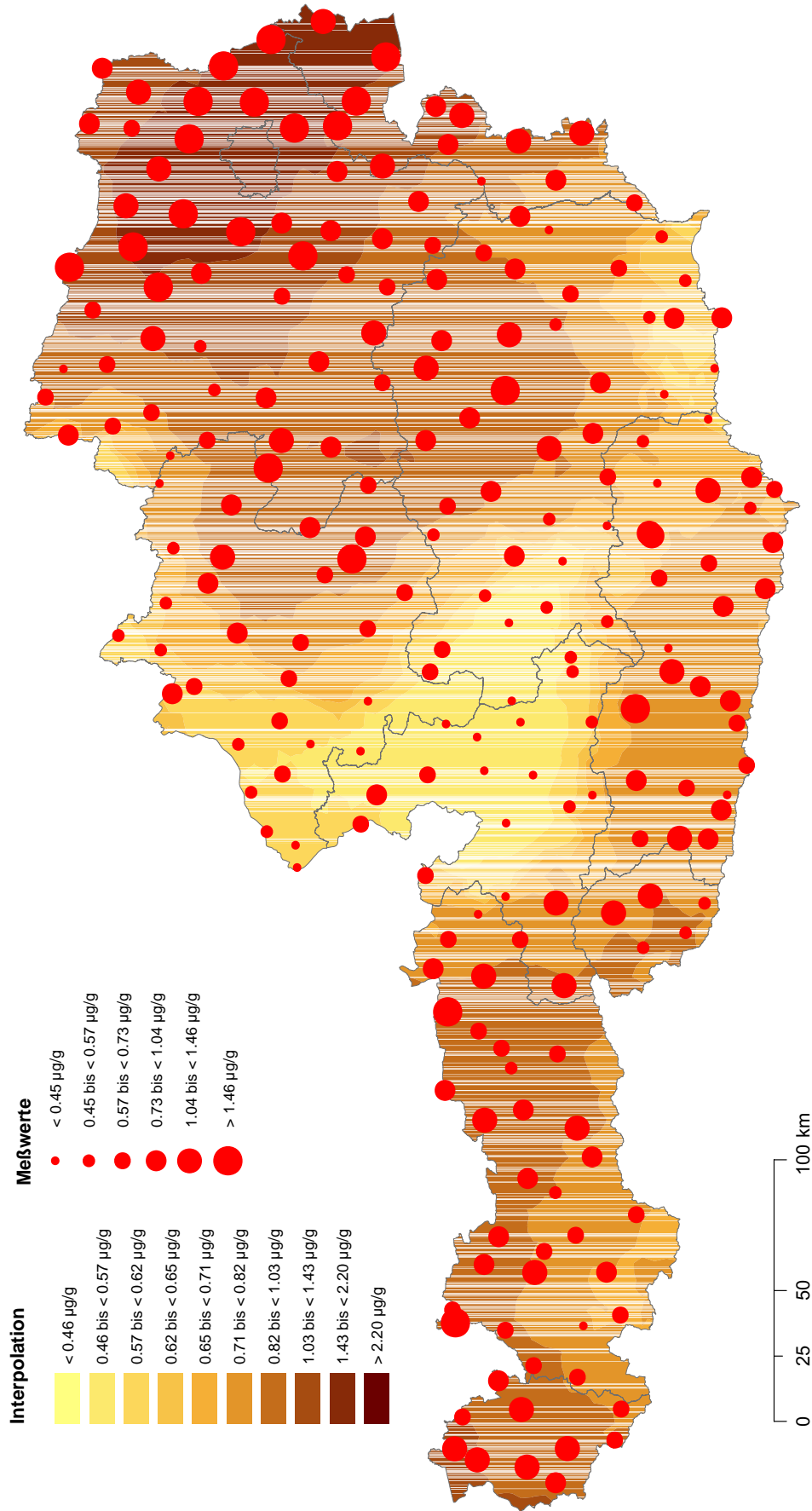


umweltbundesamt

Bearbeitung: Ingrid Roder, April 2006

Karte 6b

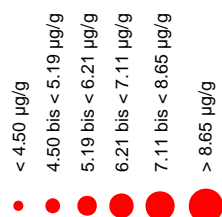
Chrom in Moosen (Aufsammlung 2000) interpoliert



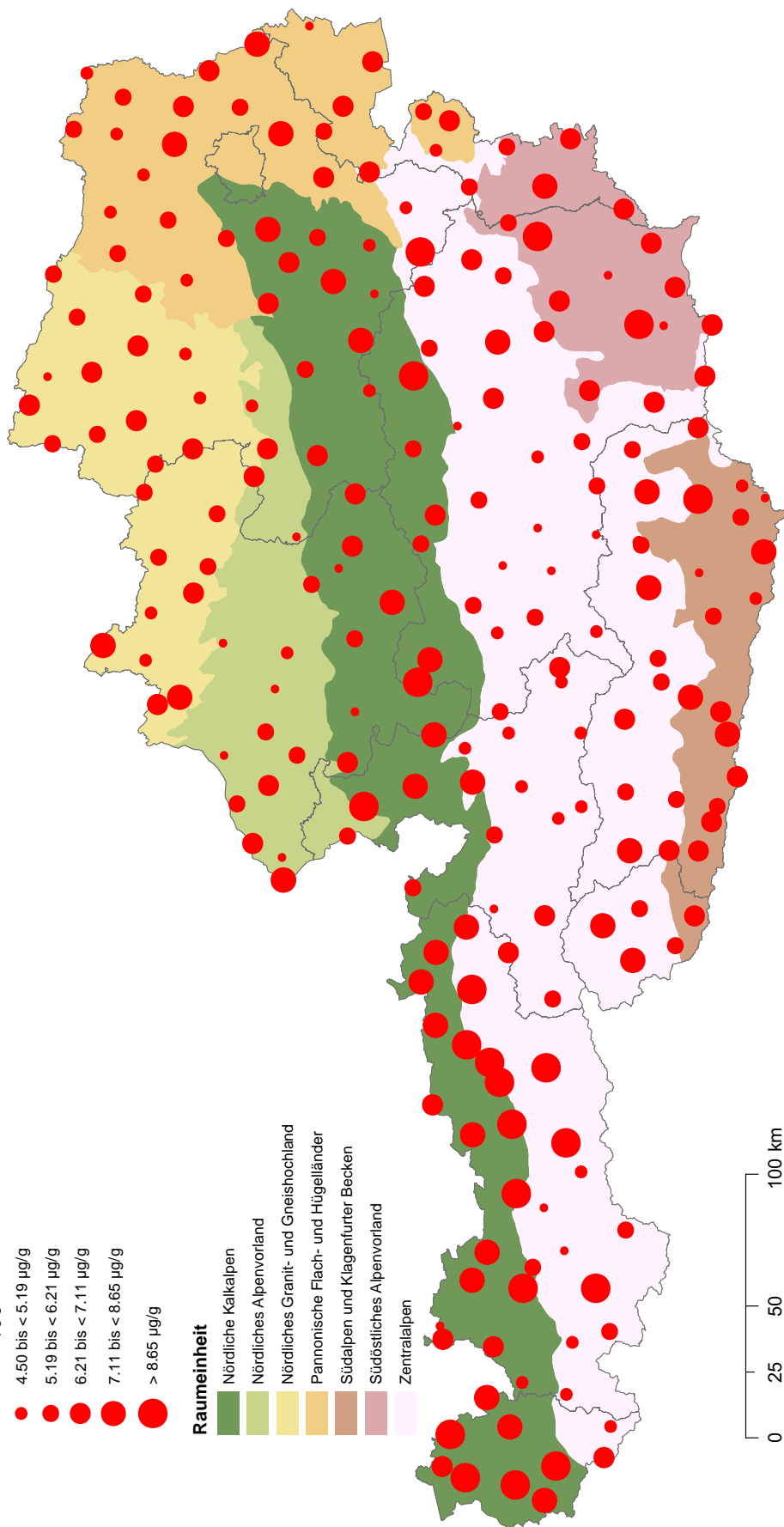
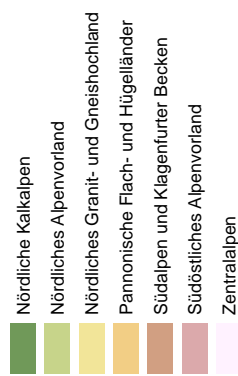
Karte 7a

Kupfer in Moosen (Aufsammlung 2000)

Kupfer (Österreich-Median 2000: 6.13 µg/g)

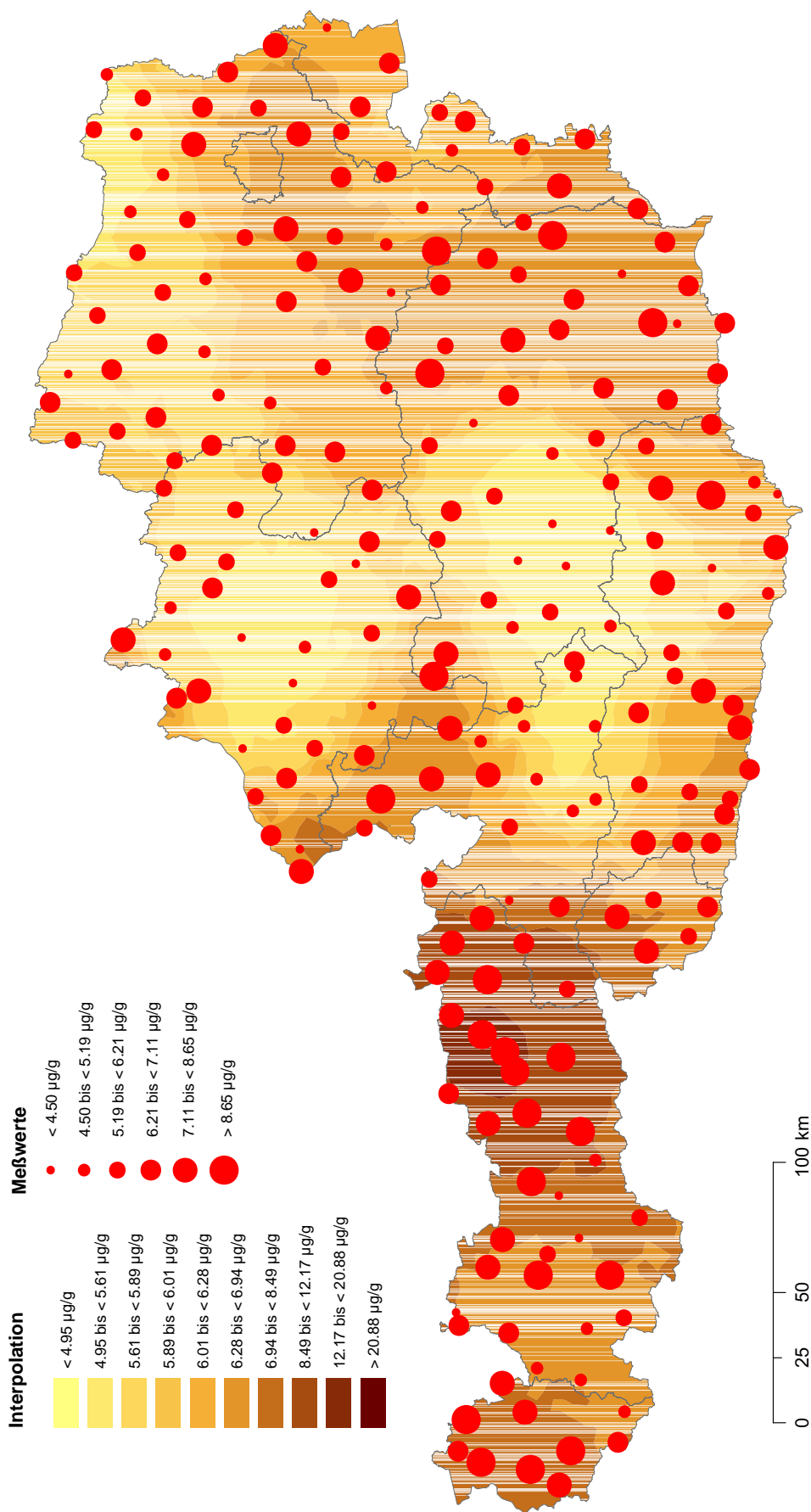


Raumeinheit



Karte 7b

Kupfer in Moosen (Aufsammlung 2000) interpoliert



Karte 8a

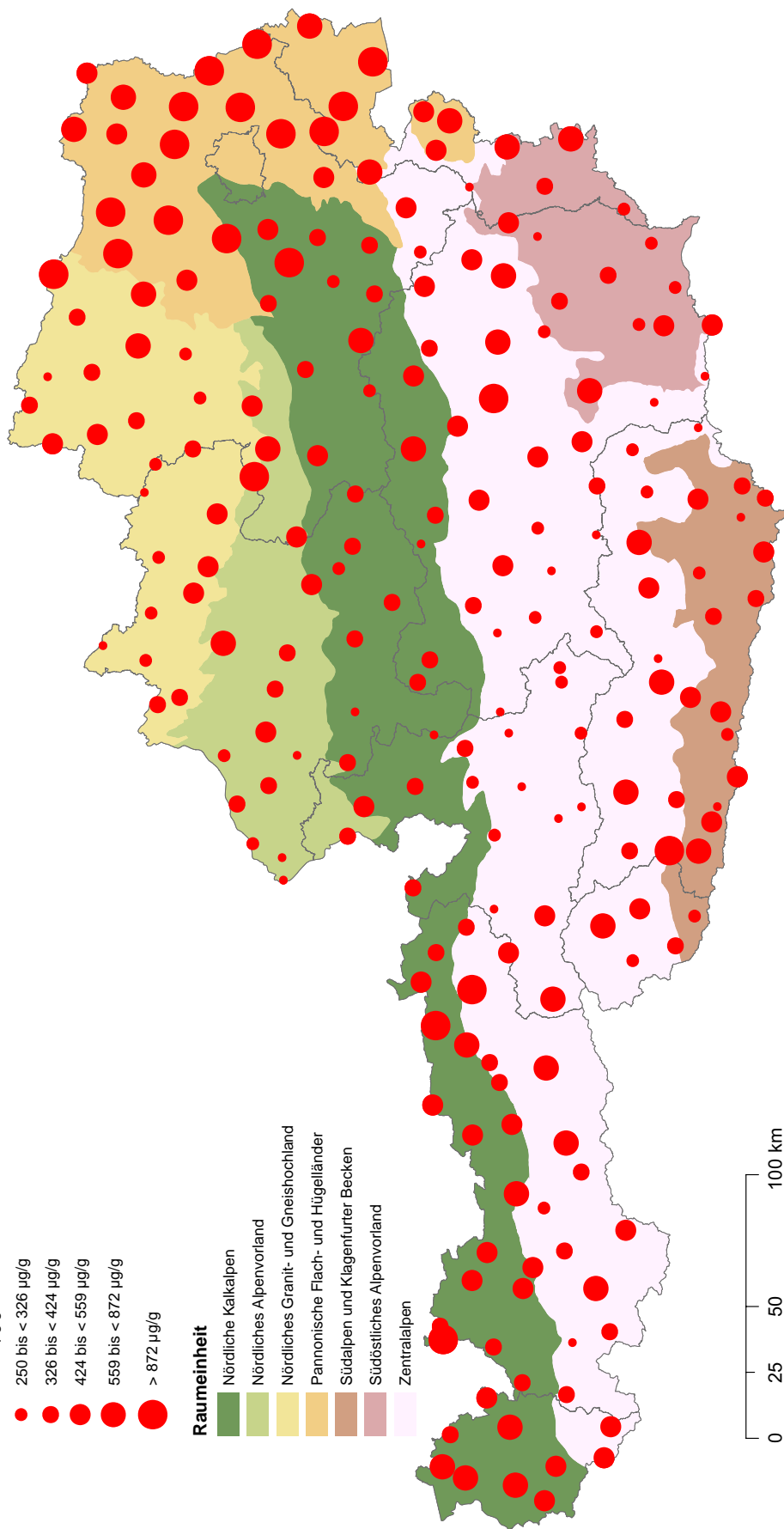
Eisen in Moosen (Aufsammlung 2000)

Eisen (Österreich-Median 2000: 409 µg/g)

- < 250 µg/g
- 250 bis < 326 µg/g
- 326 bis < 424 µg/g
- 424 bis < 559 µg/g
- 559 bis < 872 µg/g
- > 872 µg/g

Raumeinheit

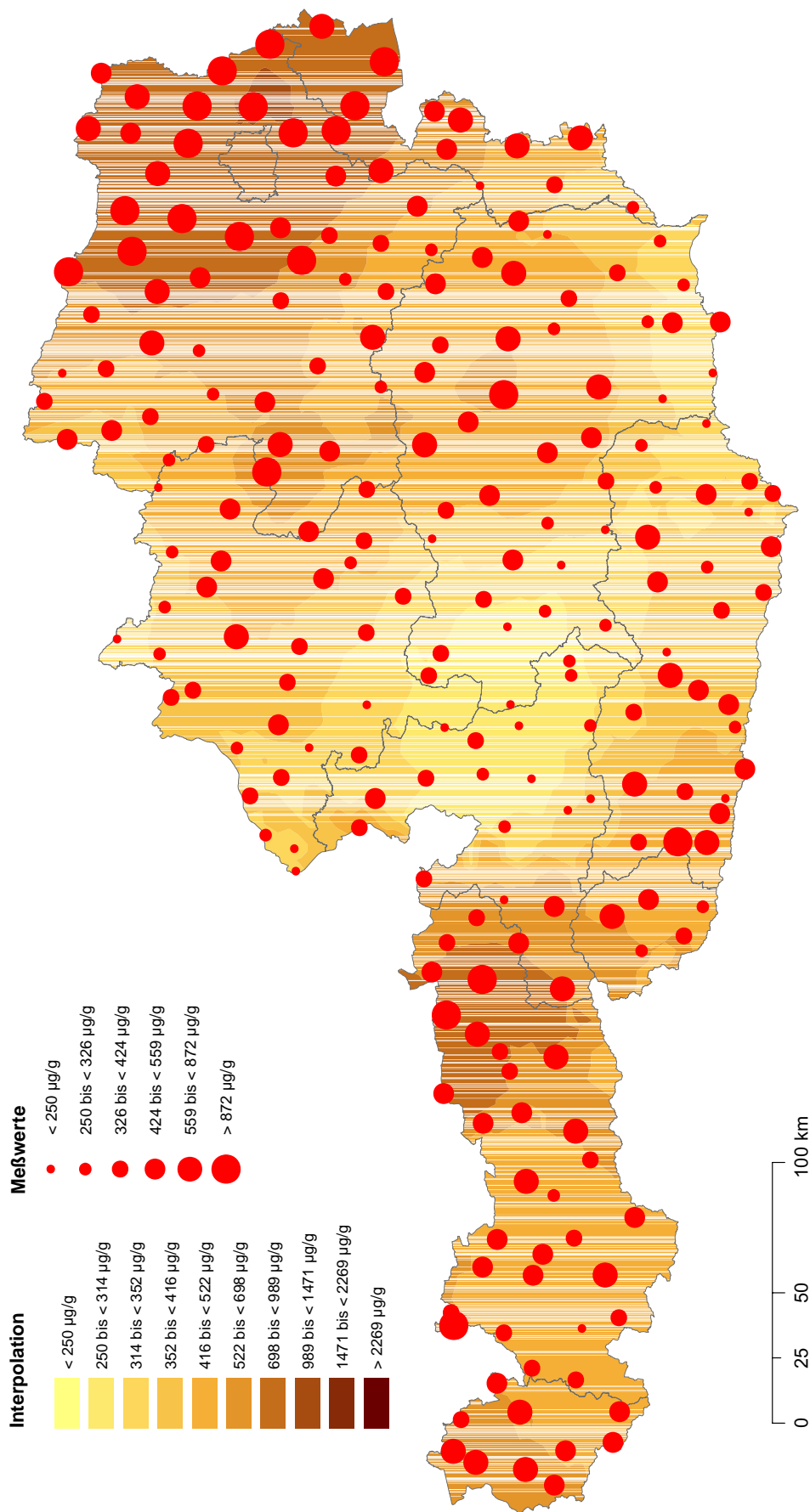
- Nördliche Kalkalpen
- Nördliches Alpenvorland
- Nördliches Granit- und Gneishochland
- Pannonische Flach- und Hügelländer
- Südalpen und Klagenfurter Becken
- Südöstliches Alpenvorland
- Zentralalpen



Bearbeitung: Ingrid Roder, April 2006

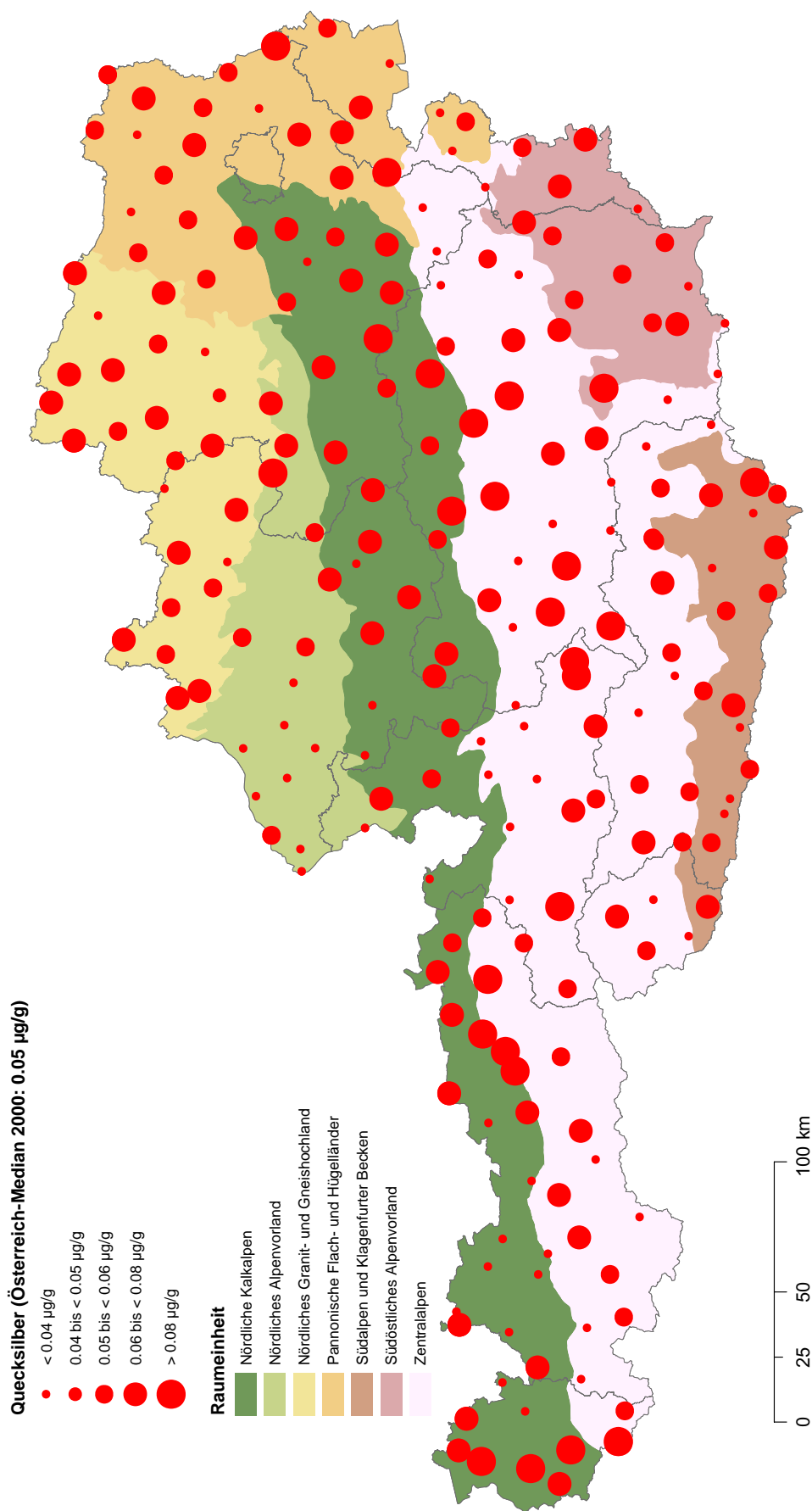
Karte 8b

Eisen in Moosen (Aufsammlung 2000) interpoliert



Karte 9a

Quecksilber in Moosen (Aufsammlung 2000)

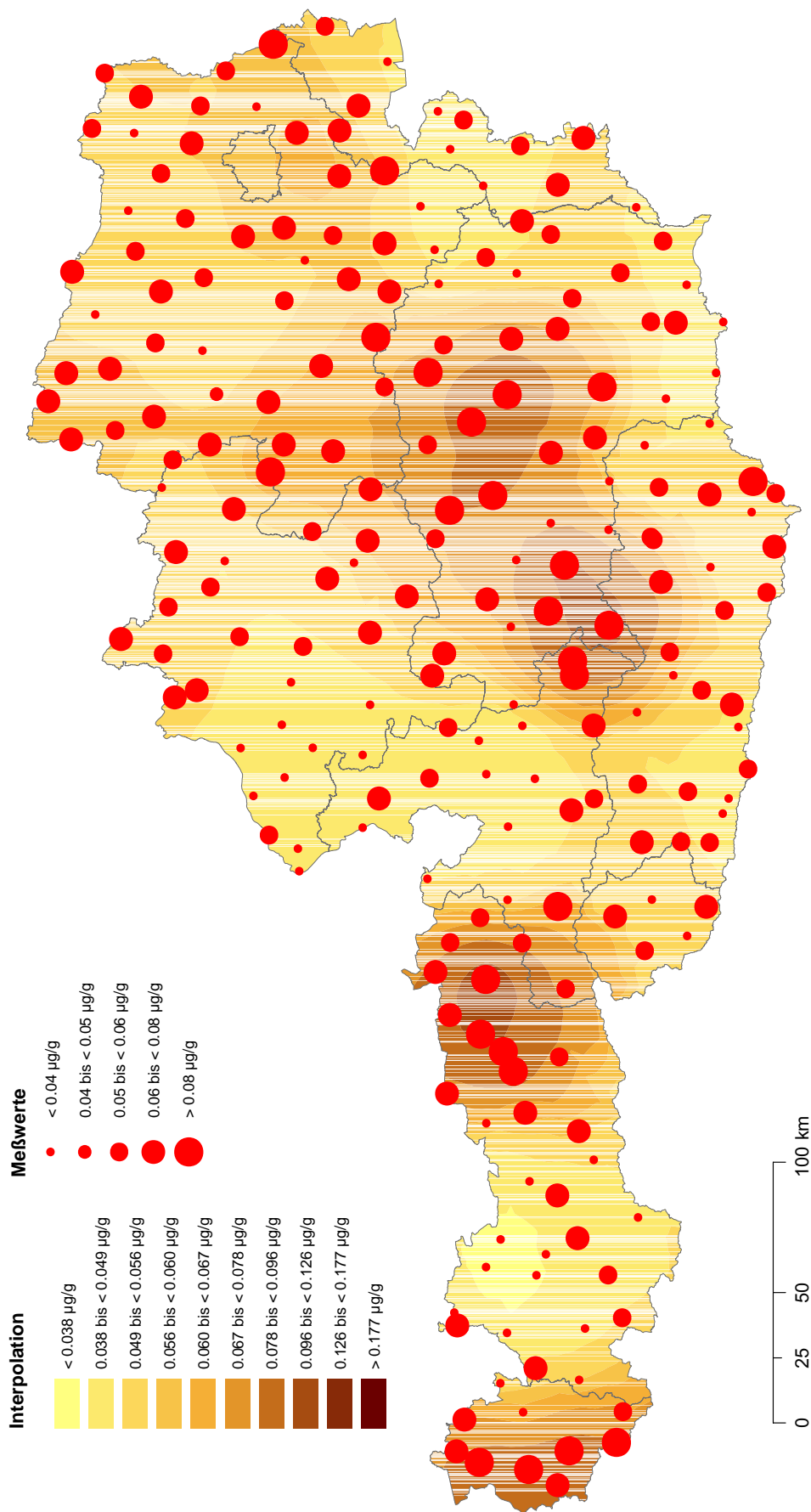


umweltbundesamt

Bearbeitung: Ingrid Roder, April 2006

Karte 9b

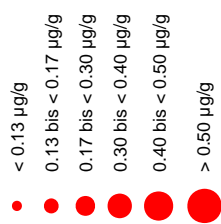
Quecksilber in Moosen (Aufsammlung 2000) interpoliert



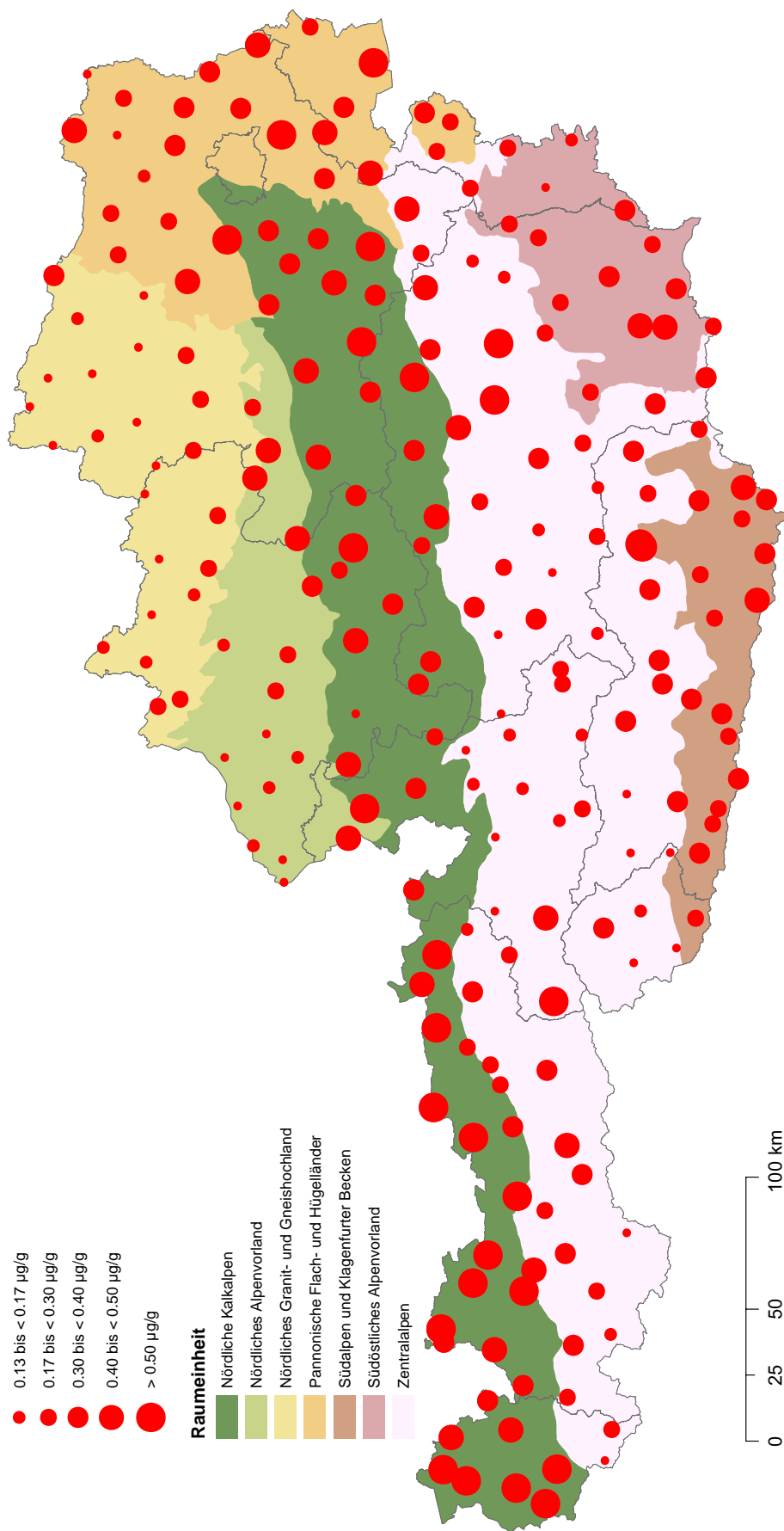
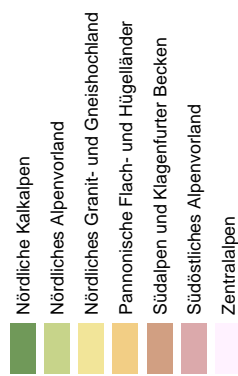
Molybdän in Moosen (Aufsammlung 2000)

Karte 10a

Molybdän (Österreich-Median 2000: 0.26 µg/g)



Raumeinheit

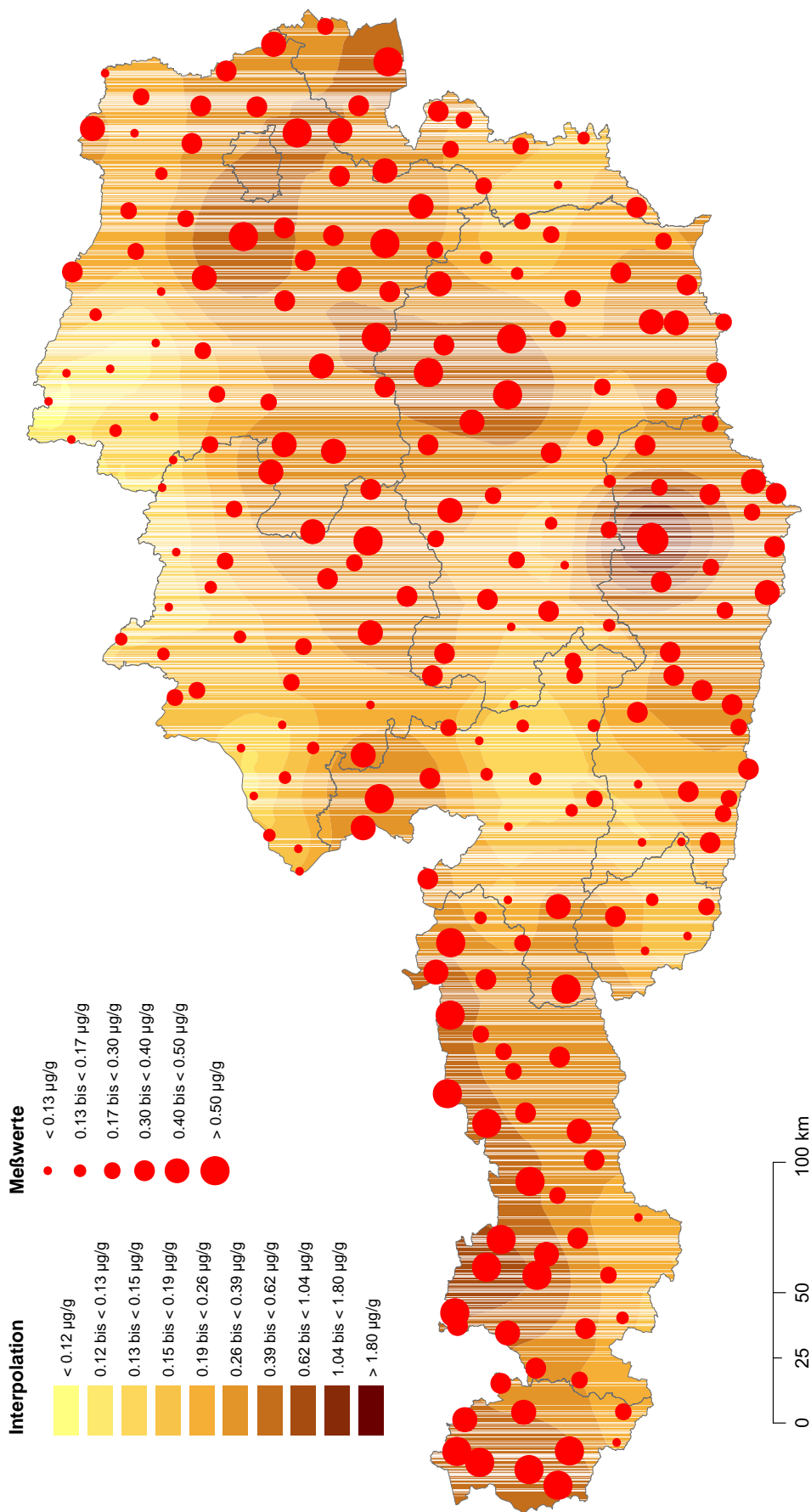


Bearbeitung: Ingrid Roder, April 2006

umweltbundesamt

Karte 10b

Molybdän in Moosen (Aufsammlung 2000) interpoliert



Karte 11a

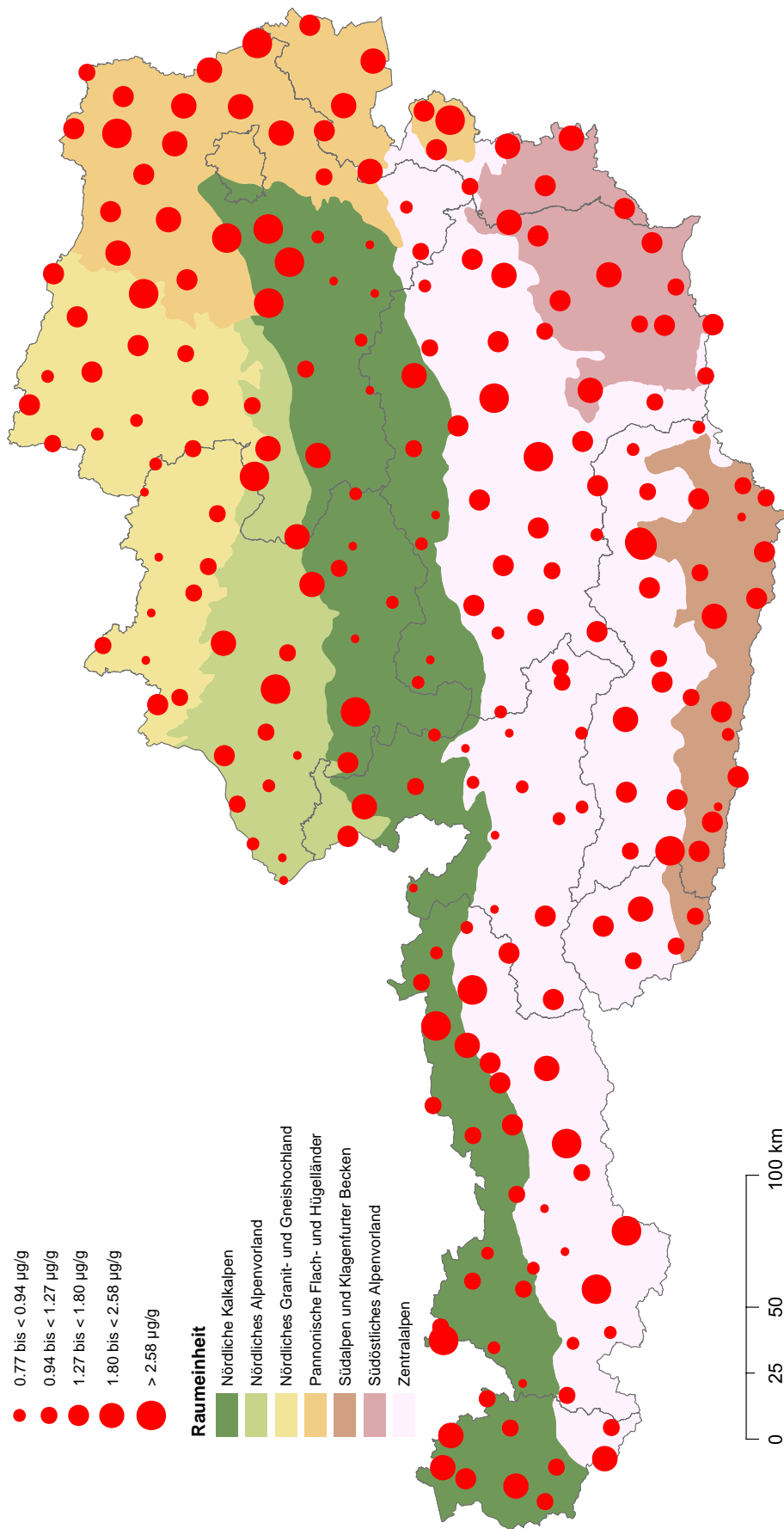
Nickel in Moosen (Aufsammmlung 2000)

Nickel (Österreich-Median 2000: 1.26 µg/g)

- < 0.77 µg/g
- 0.77 bis < 0.94 µg/g
- 0.94 bis < 1.27 µg/g
- 1.27 bis < 1.80 µg/g
- 1.80 bis < 2.58 µg/g
- > 2.58 µg/g

Raumeinheit

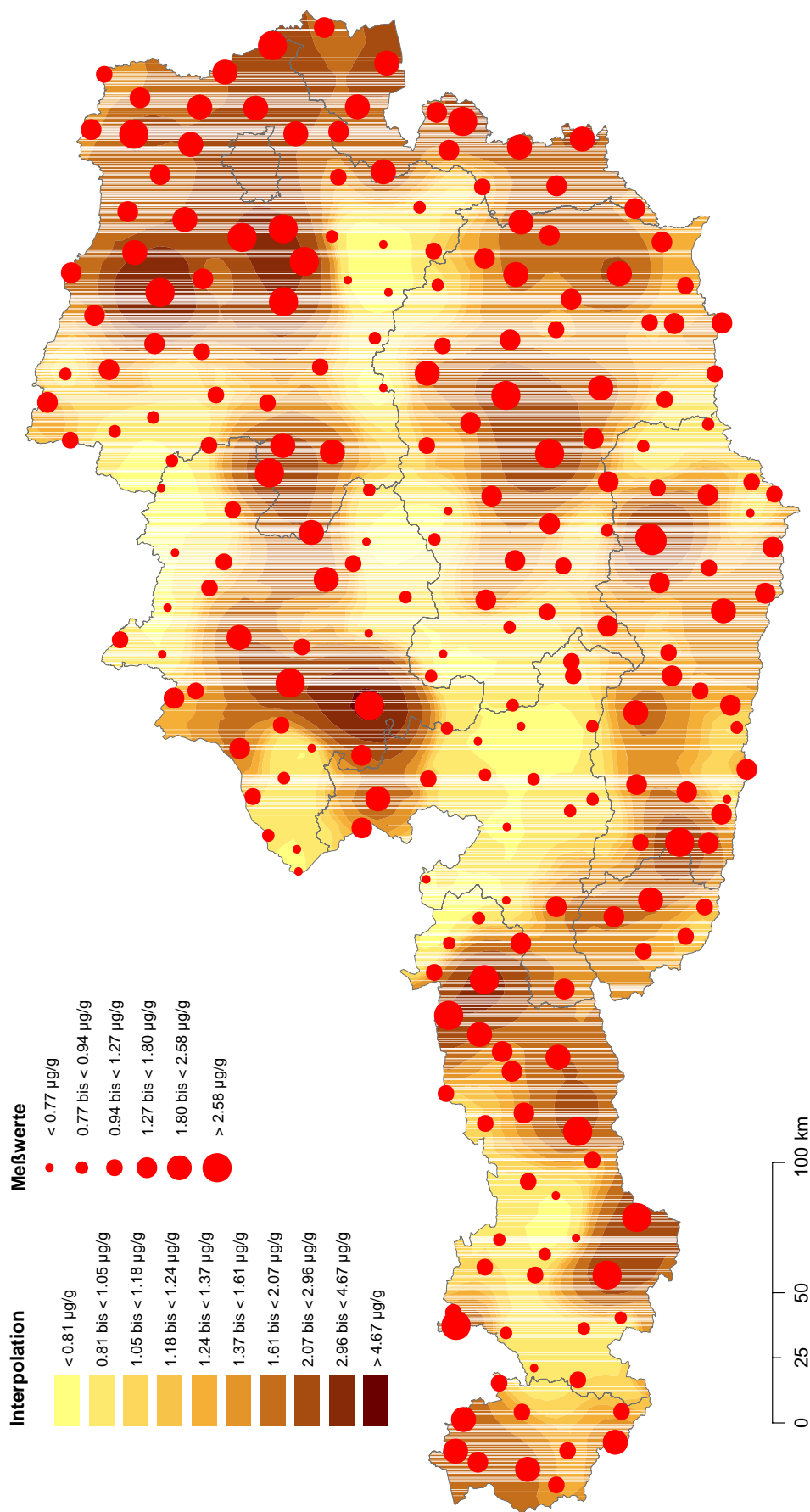
- Nördliche Kalkalpen
- Nördliches Alpenvorland
- Nördliches Granit- und Gneishochland
- Pannonische Flach- und Hügelländer
- Südalpen und Klagenfurter Becken
- Südöstliches Alpenvorland
- Zentralalpen



Bearbeitung: Ingrid Roder, April 2006

Nickel in Moosen (Aufsammmlung 2000) interpoliert

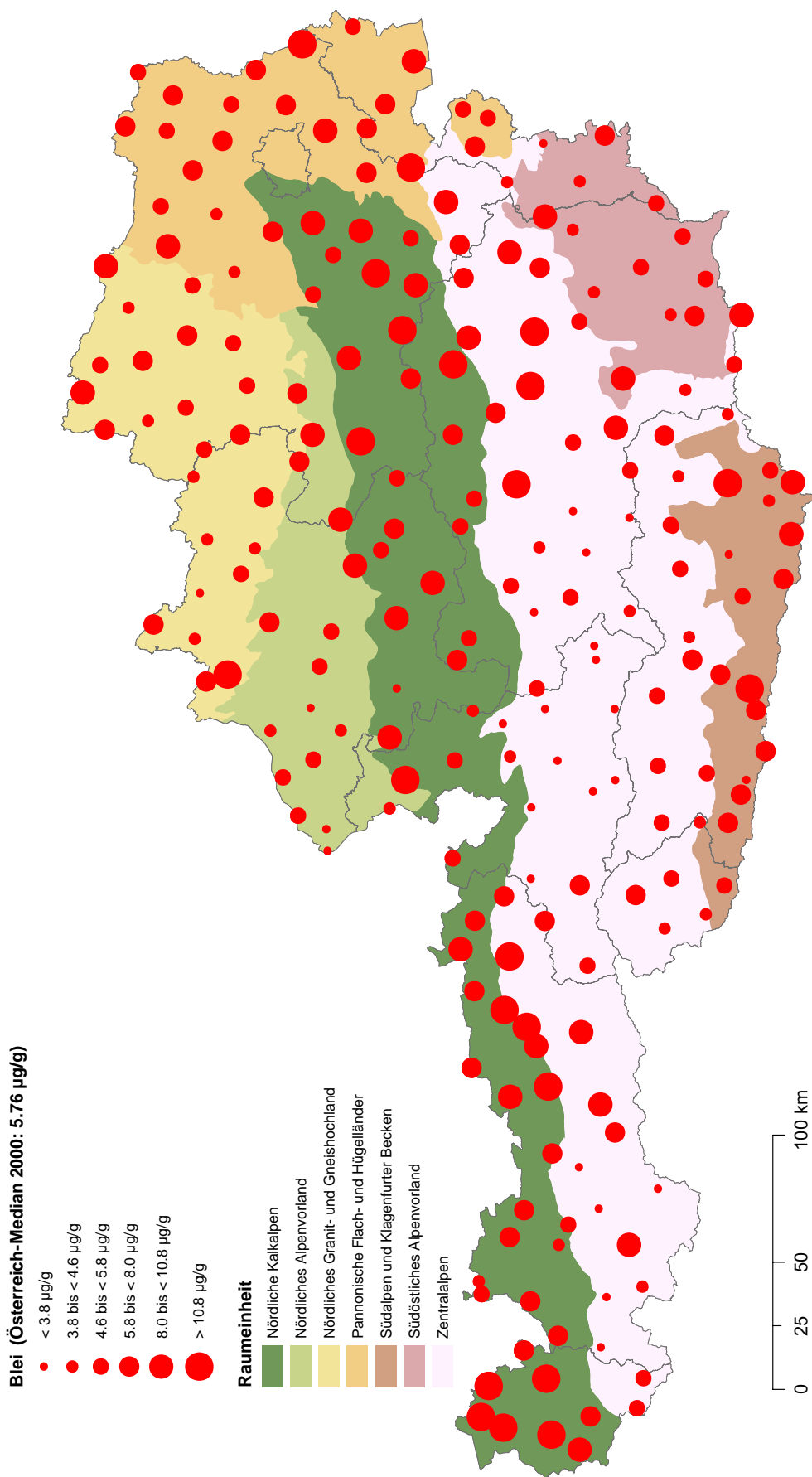
Karte 11b



Bearbeitung: Ingrid Roder, April 2006

Blei in Moosen (Aufsammlung 2000)

Karte 12a

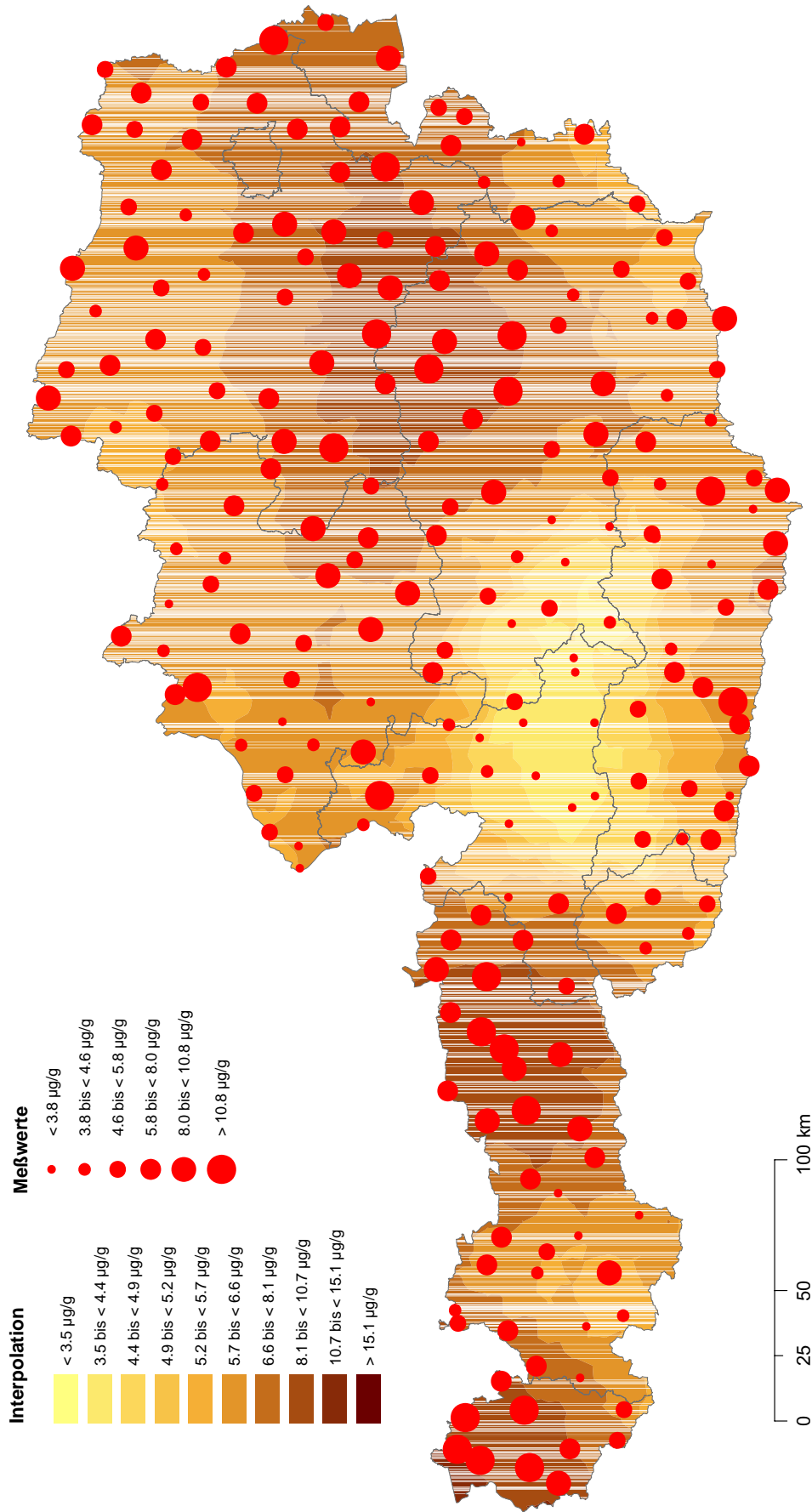


Bearbeitung: Ingrid Roder, April 2006

umweltbundesamt

Blei in Moosen (Aufsammlung 2000) interpoliert

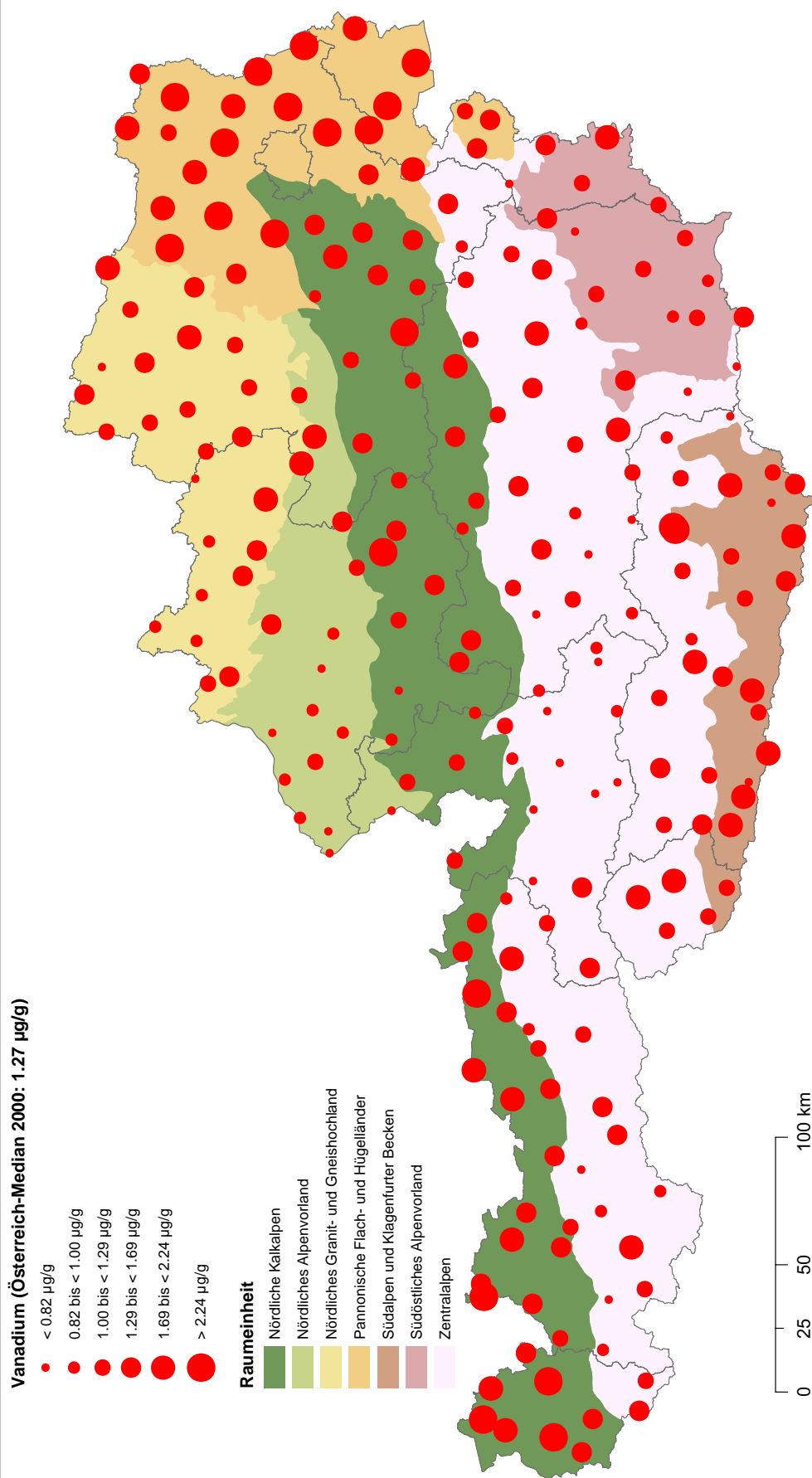
Karte 12b



Bearbeitung: Ingrid Roder, April 2006

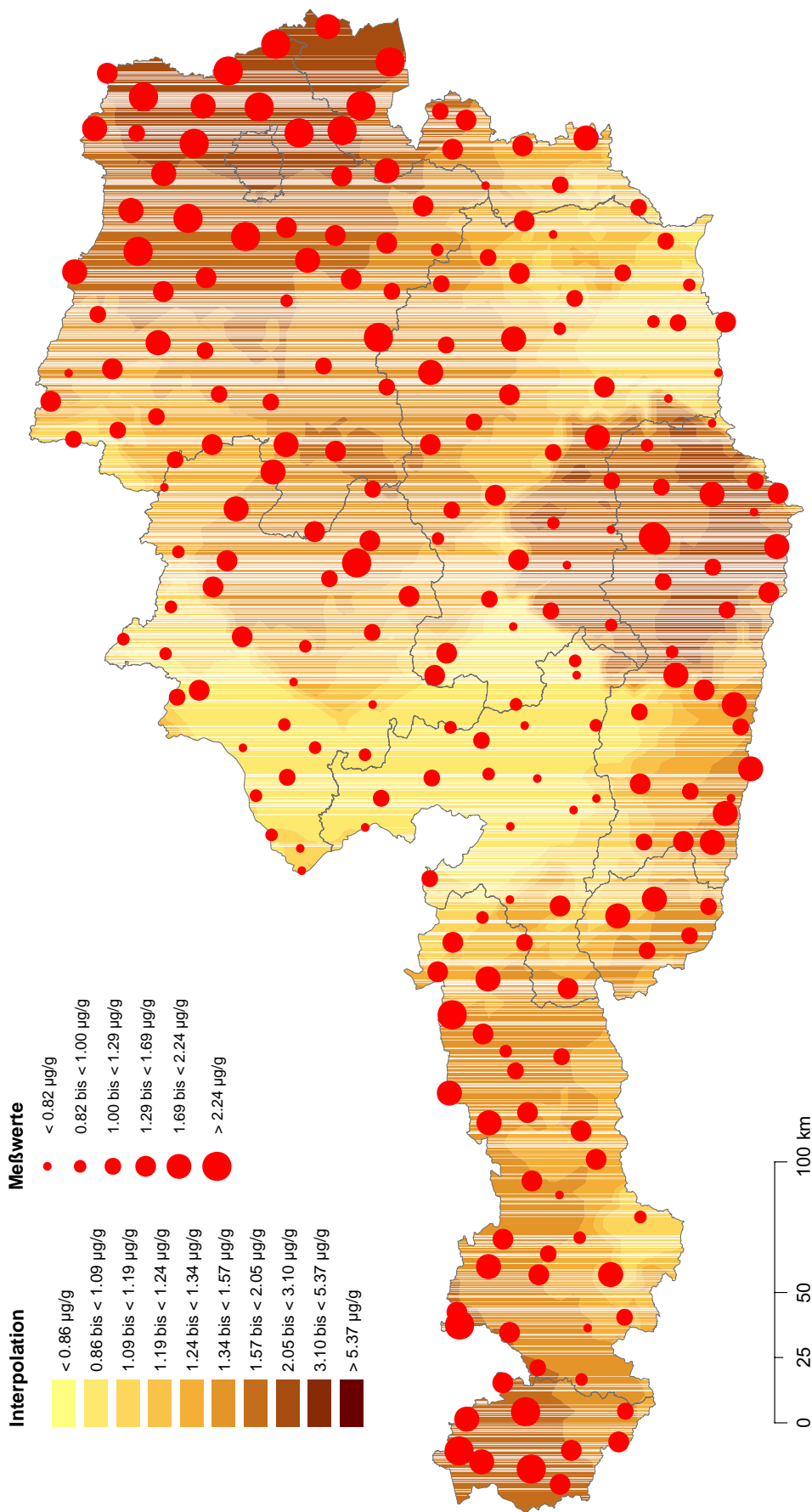
Karte 13a

Vanadium in Moosen (Aufsammmlung 2000)



Vanadium in Moosen (Aufsammlung 2000) interpoliert

Karte 13b



Karte 14a

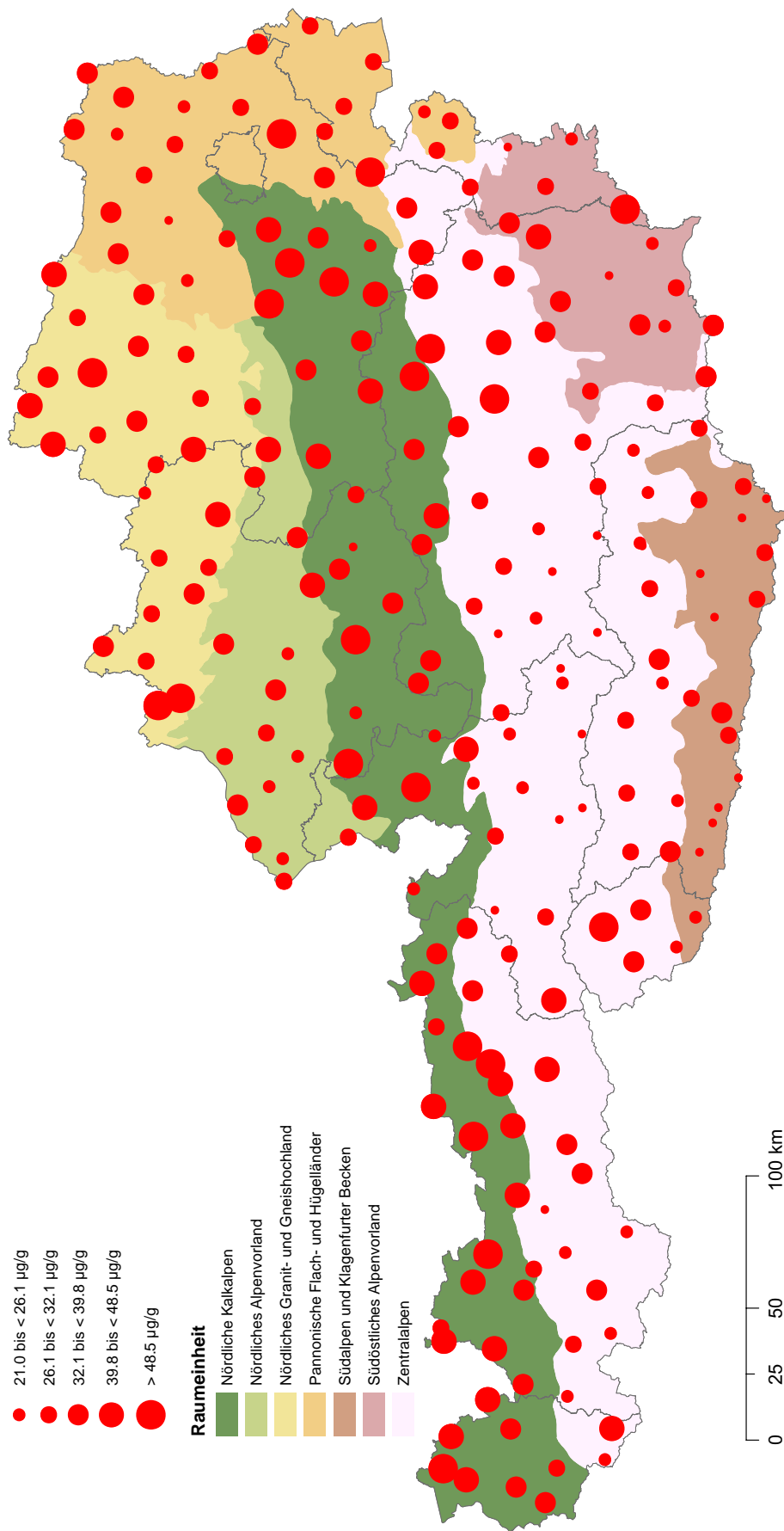
Zink in Moosen (Aufsammlung 2000)

Zink (Österreich-Median 2000: 31.5 µg/g)

- < 21.0 µg/g
- 21.0 bis < 26.1 µg/g
- 26.1 bis < 32.1 µg/g
- 32.1 bis < 39.8 µg/g
- 39.8 bis < 48.5 µg/g
- > 48.5 µg/g

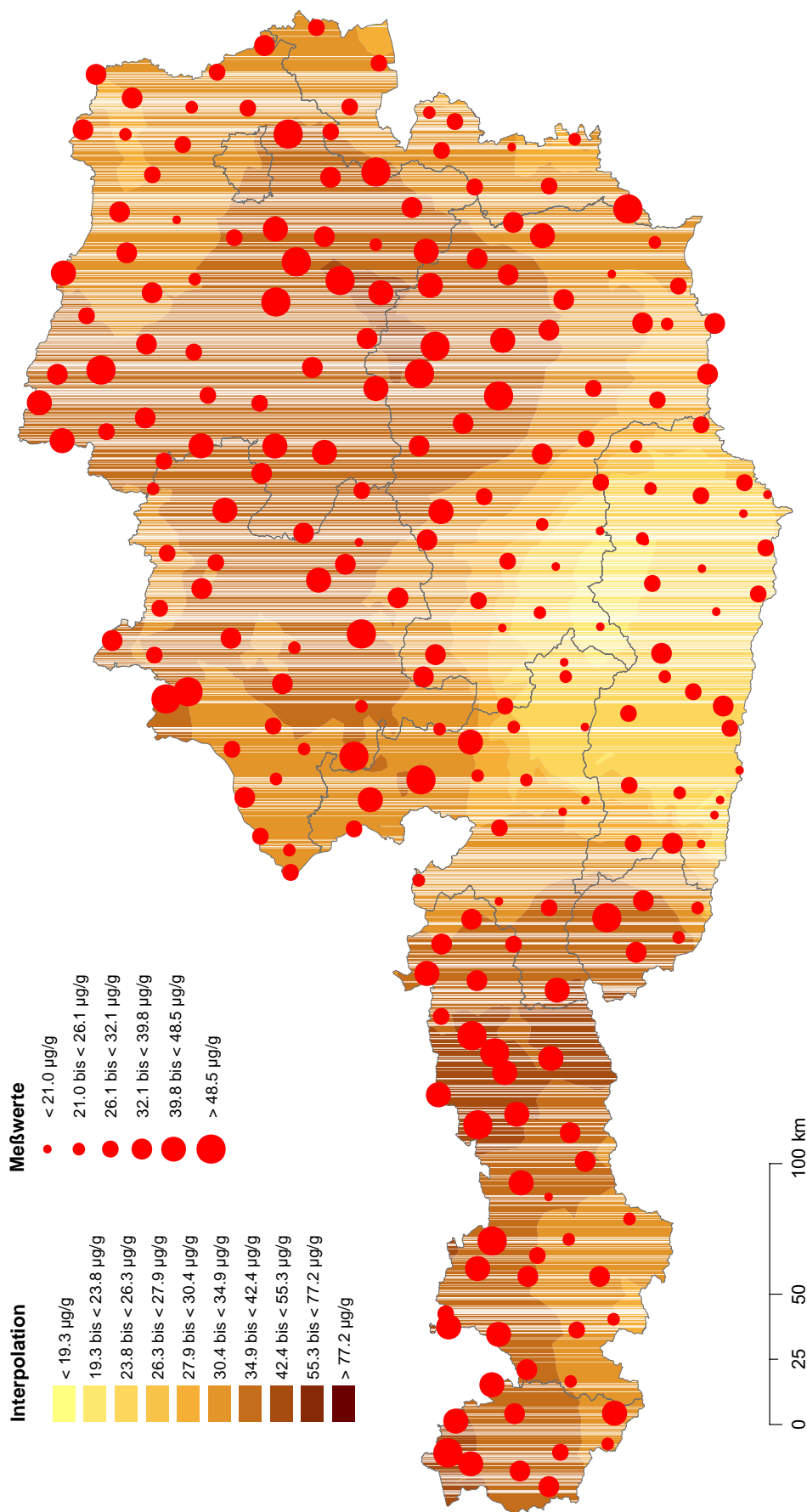
Raumeinheit

- Nördliche Kalkalpen
- Nördliches Alpenvorland
- Nördliches Granit- und Gneishochland
- Pannonische Flach- und Hügelländer
- Südalpen und Klagenfurter Becken
- Südöstliches Alpenvorland
- Zentralalpen



Zink in Moosen (Aufsammlung 2000) interpoliert

Karte 14b



Bearbeitung: Ingrid Roder, April 2006

Schwefel in Moosen (Aufsammlung 2000)

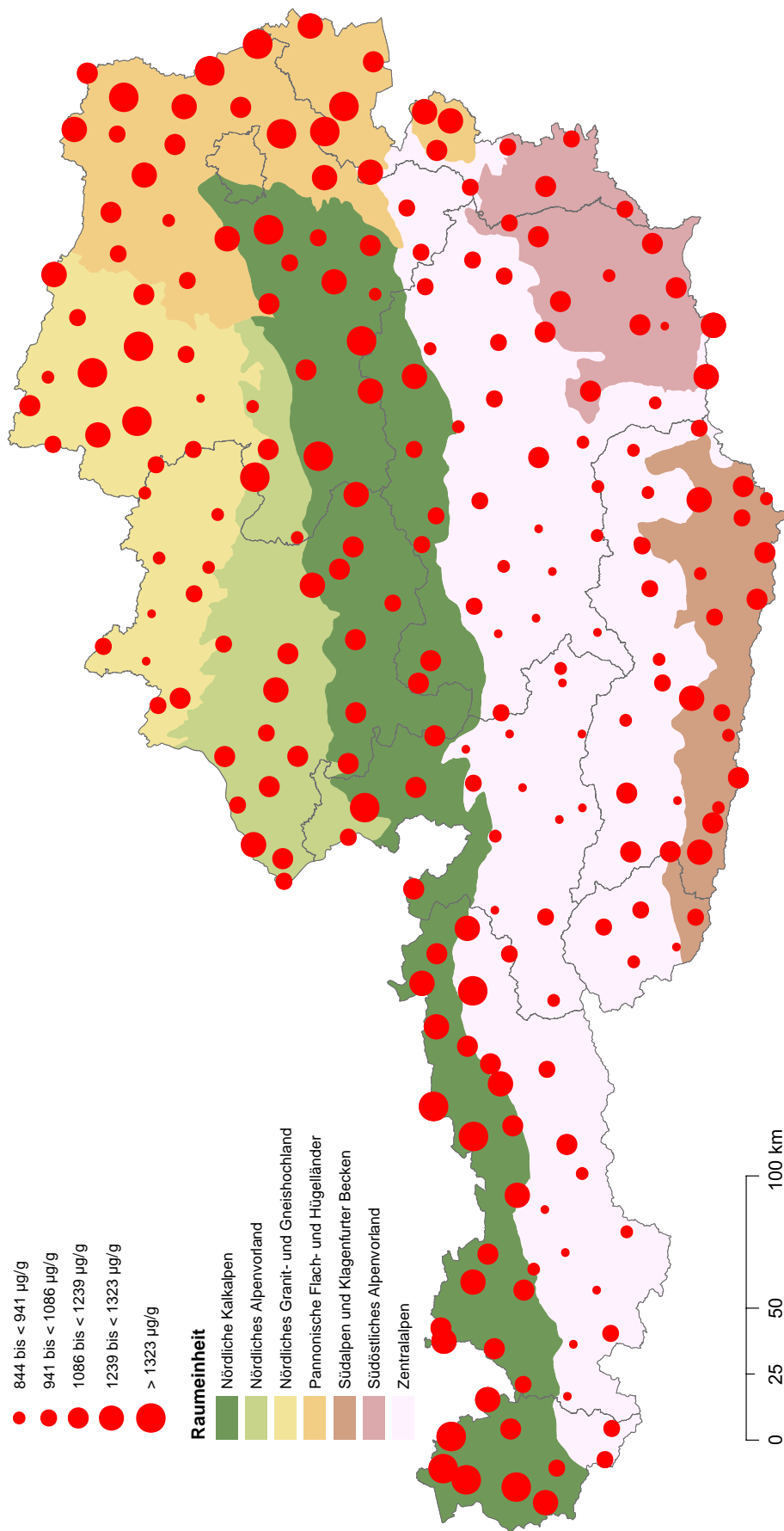
Karte 15a

Schwefel (Österreich-Median 2000: 1085 µg/g)

- < 844 µg/g
- 844 bis < 941 µg/g
- 941 bis < 1086 µg/g
- 1086 bis < 1239 µg/g
- 1239 bis < 1323 µg/g
- > 1323 µg/g

Raumeinheit

- Nördliche Kalkalpen
- Nördliches Alpenvorland
- Nördliches Granit- und Gneishochland
- Pannonische Flach- und Hügelländer
- Südalpen und Klagenfurter Becken
- Südöstliches Alpenvorland
- Zentralalpen

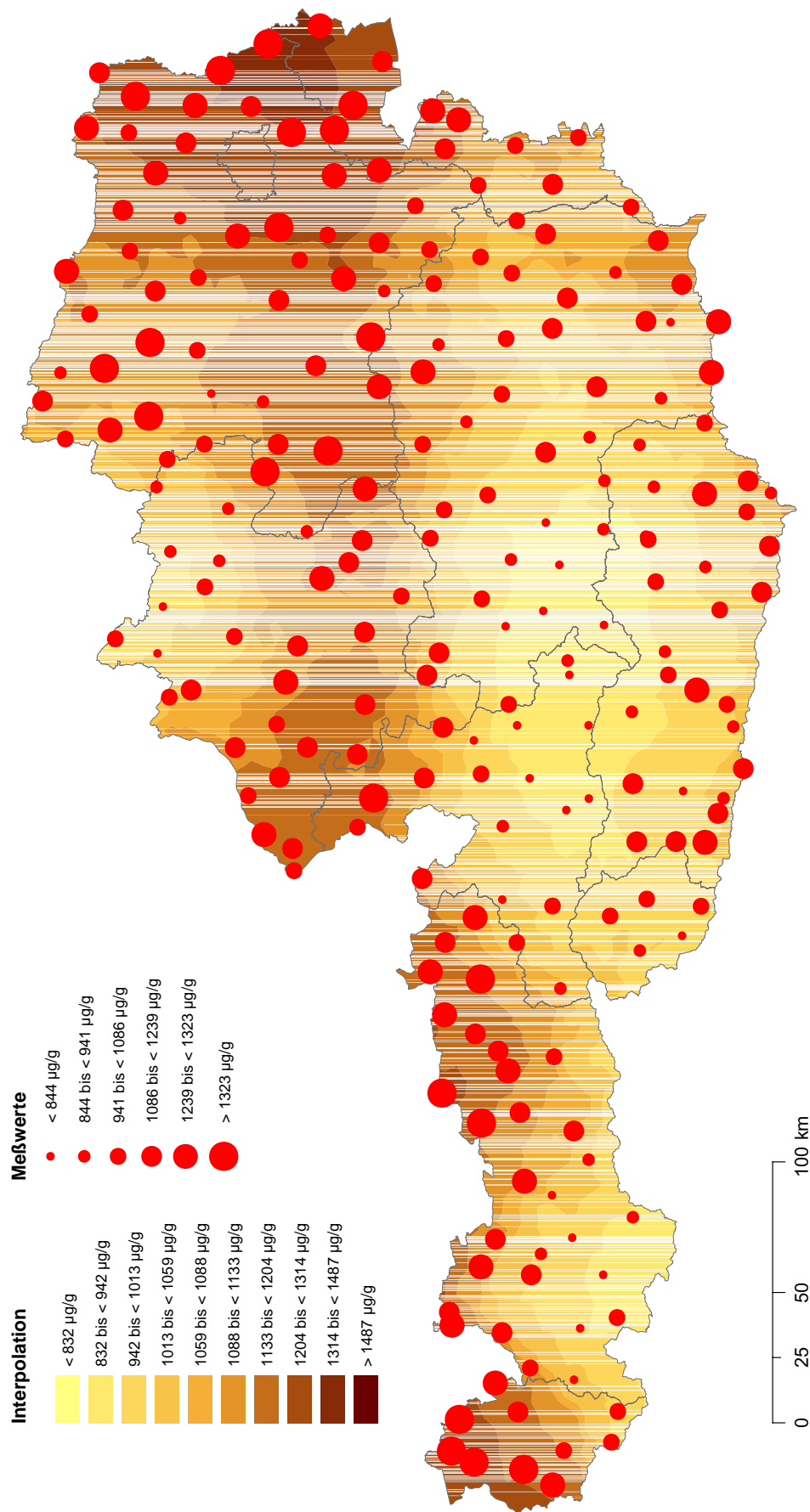


Bearbeitung: Ingrid Roder, April 2006

umweltbundesamt

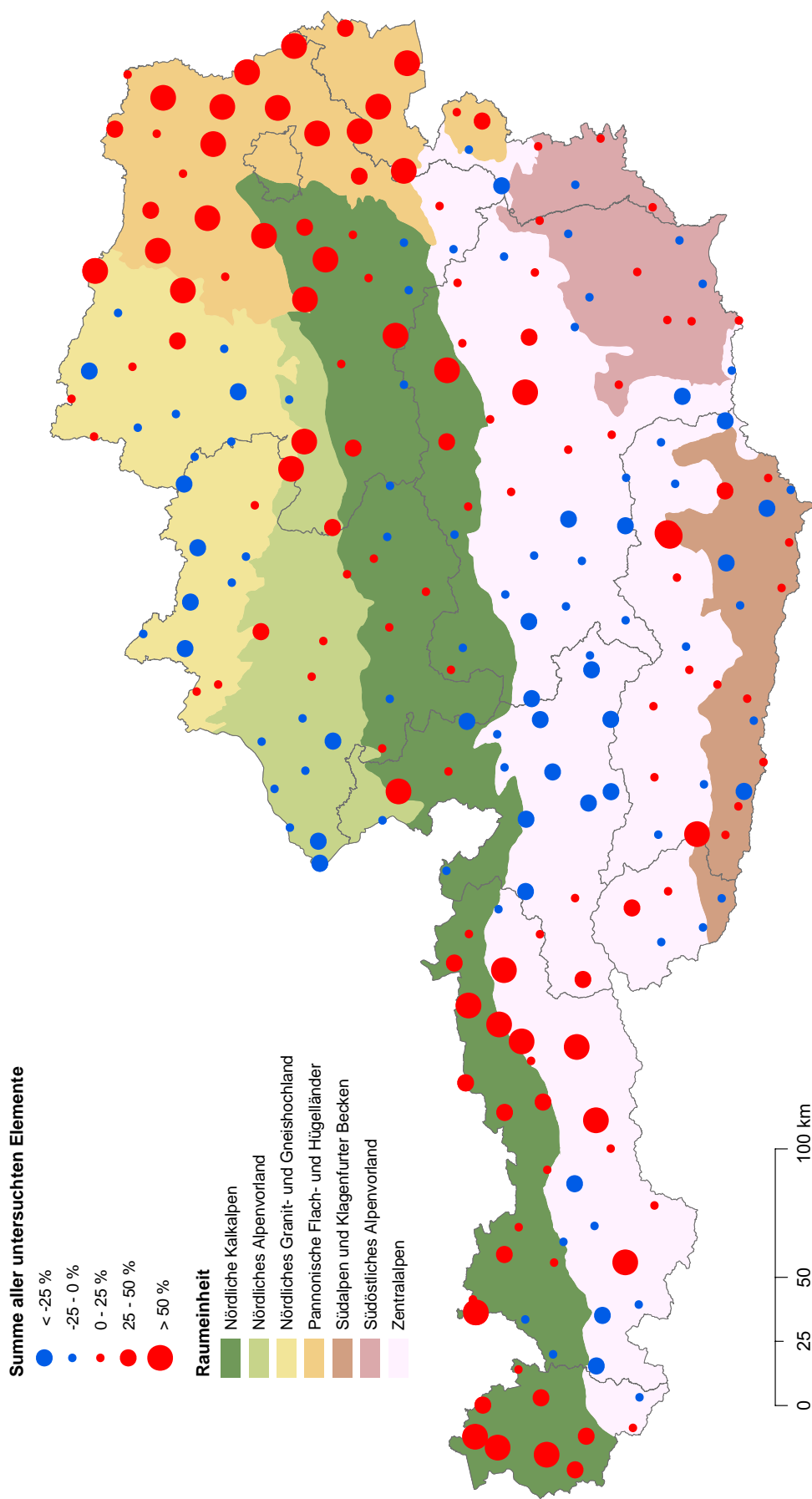
Karte 15b

Schwefel in Moosen (Aufsamlung 2000) interpoliert



Karte 16a

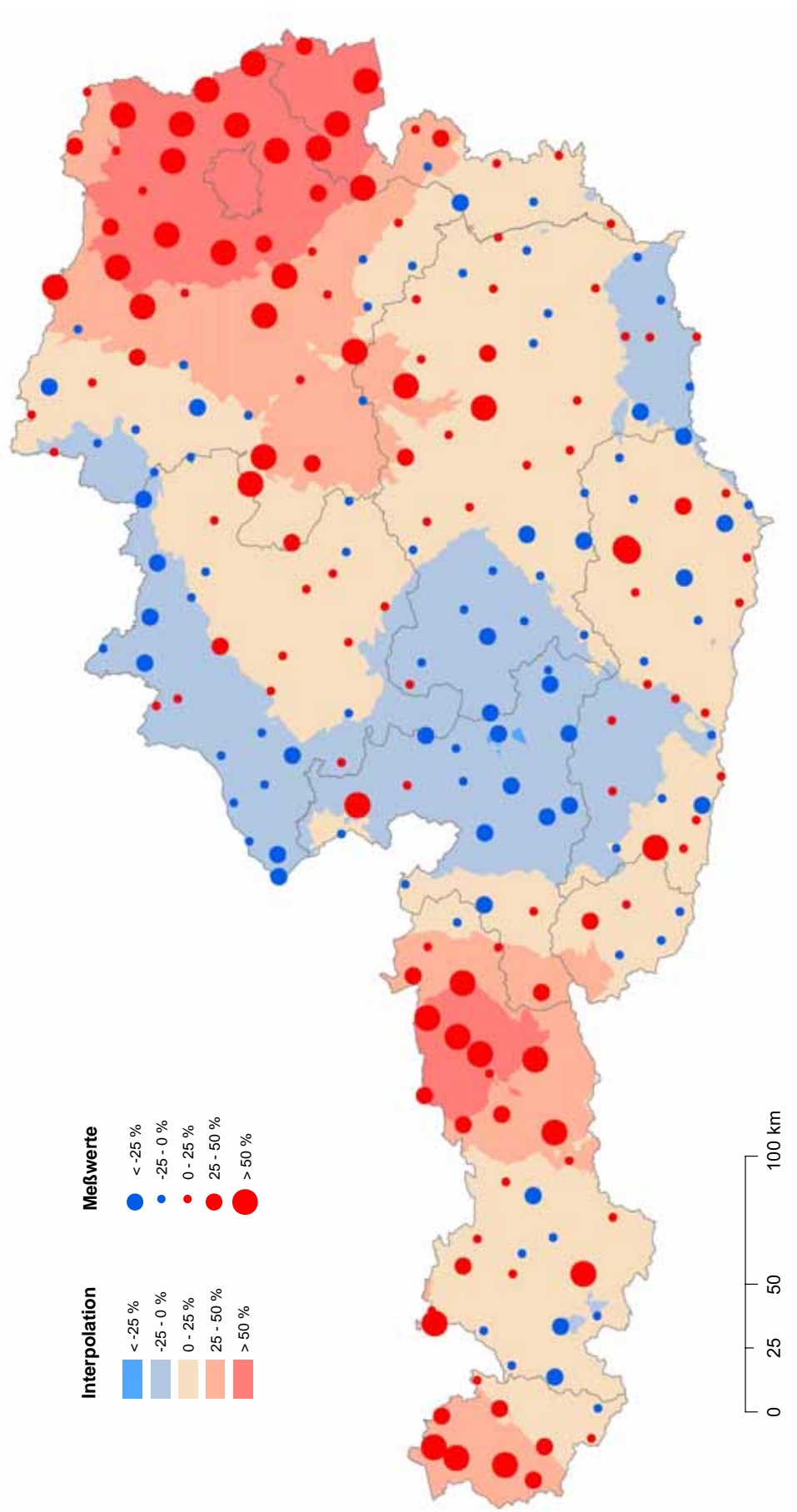
Schwermetalldeposition in Österreich (Summe aller untersuchten Elemente) Abweichungen vom Median



umweltbundesamt

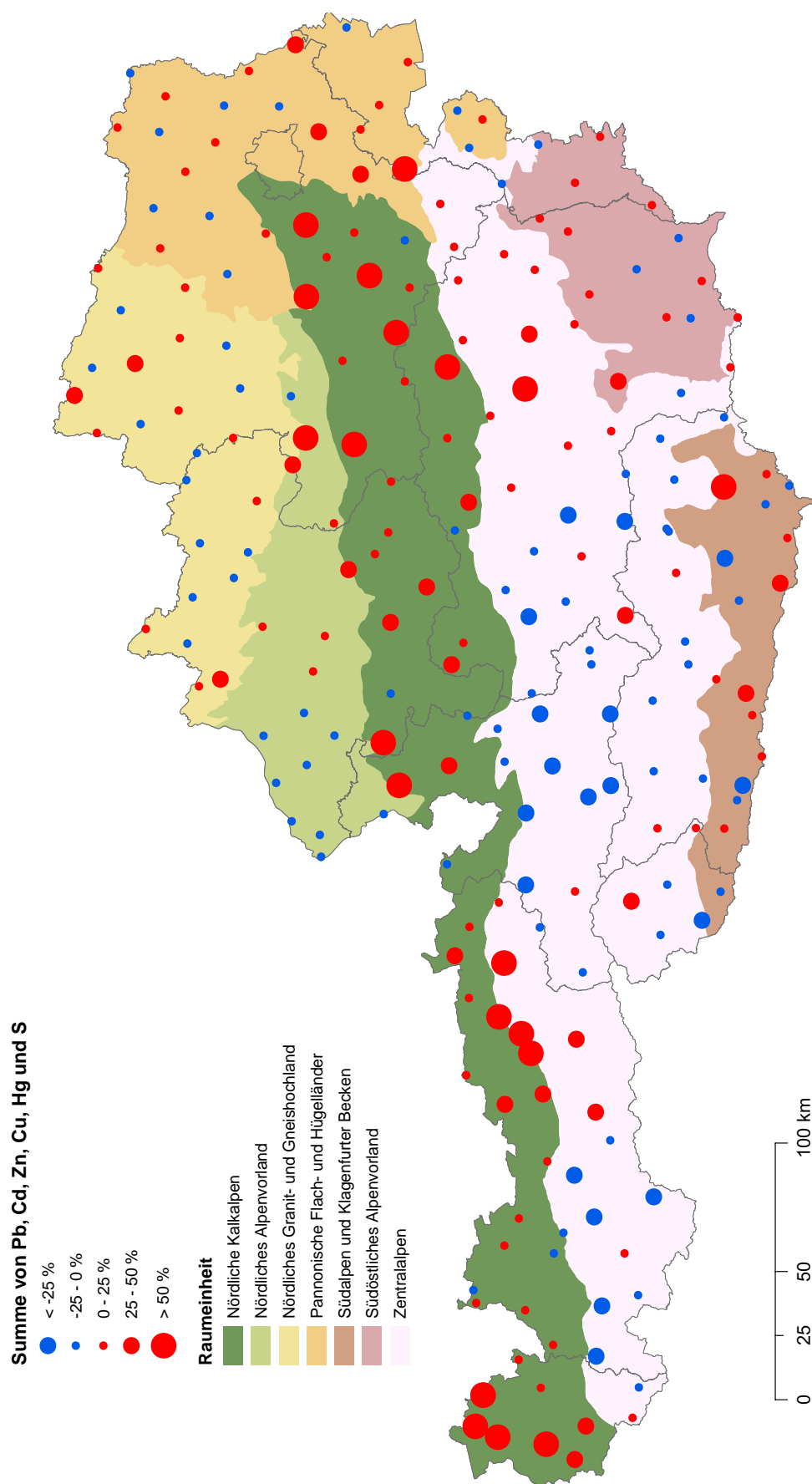
Bearbeitung: Ingrid Roder, April 2006

Schwermetalldeposition in Österreich (Summe aller untersuchten Elemente) Abweichungen vom Median – interpoliert Karte 16b

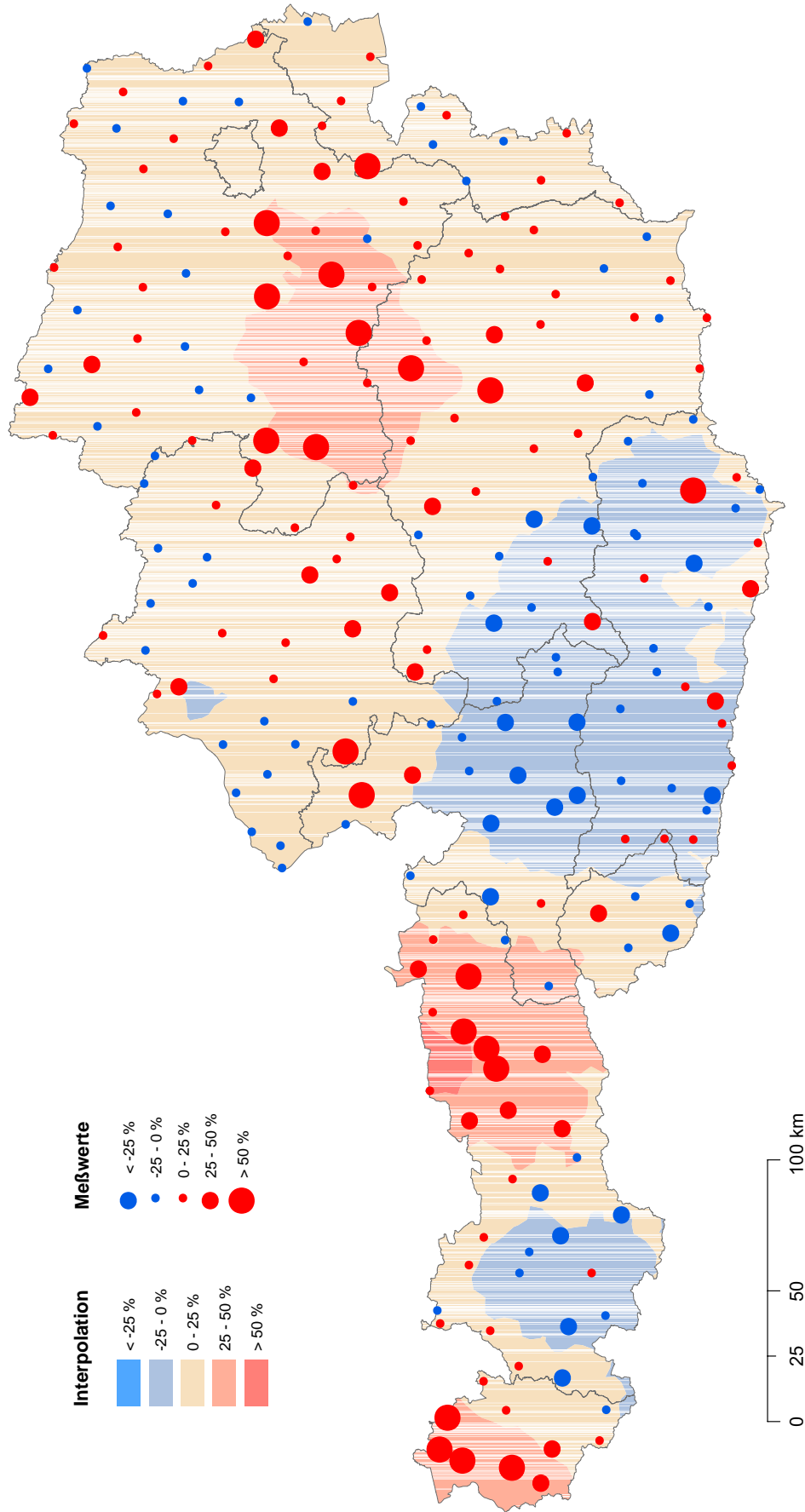


Karte 17a

Schwermetalldeposition in Österreich (Summe von Pb, Cd, Zn, Cu, Hg und S) Abweichungen vom Median

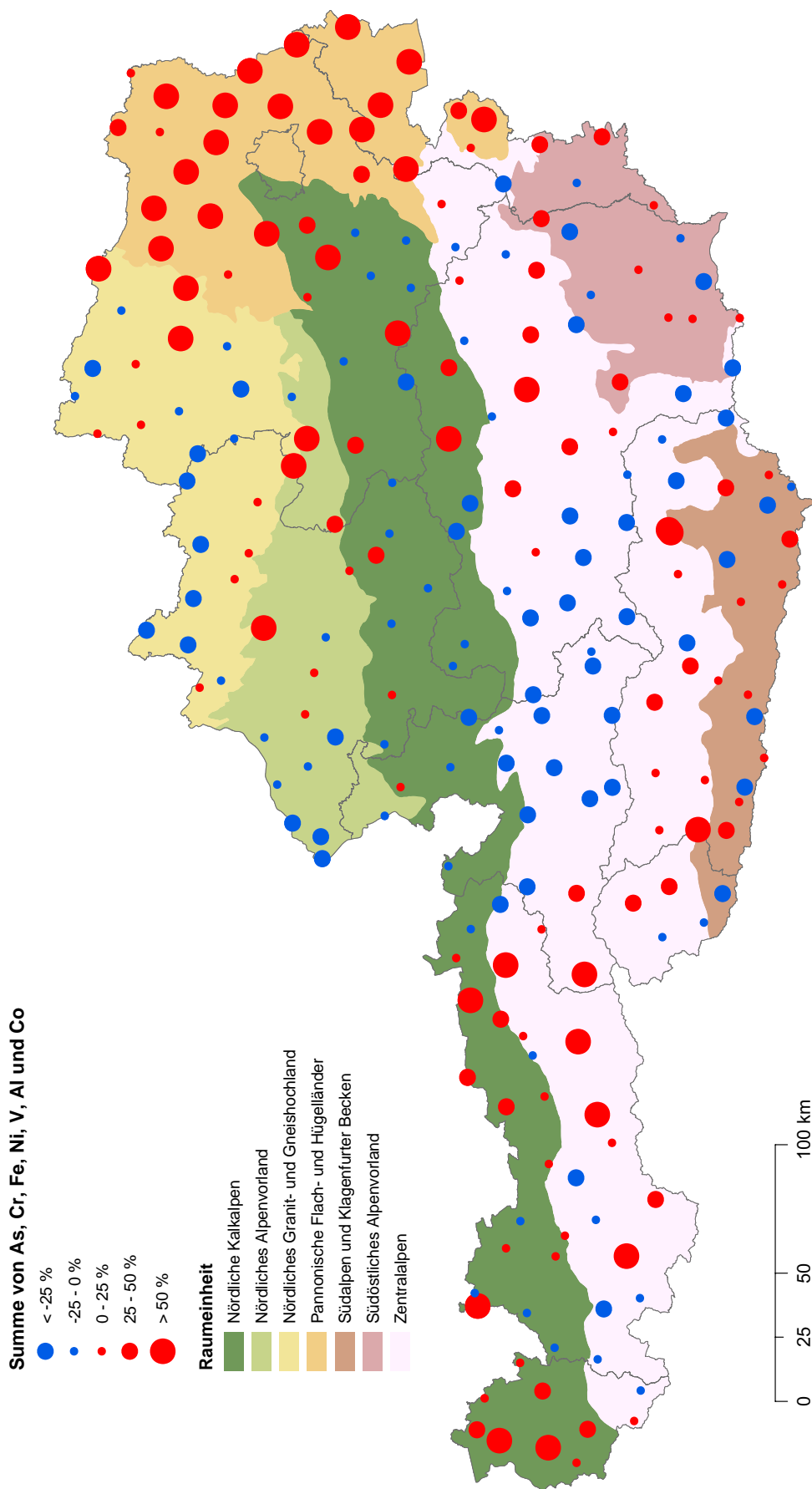


Schwermetalldeposition in Österreich (Summe von Pb, Cd, Zn, Cu, Hg und S) Abweichungen vom Median – interpoliert **Karte 17b**



Karte 18a

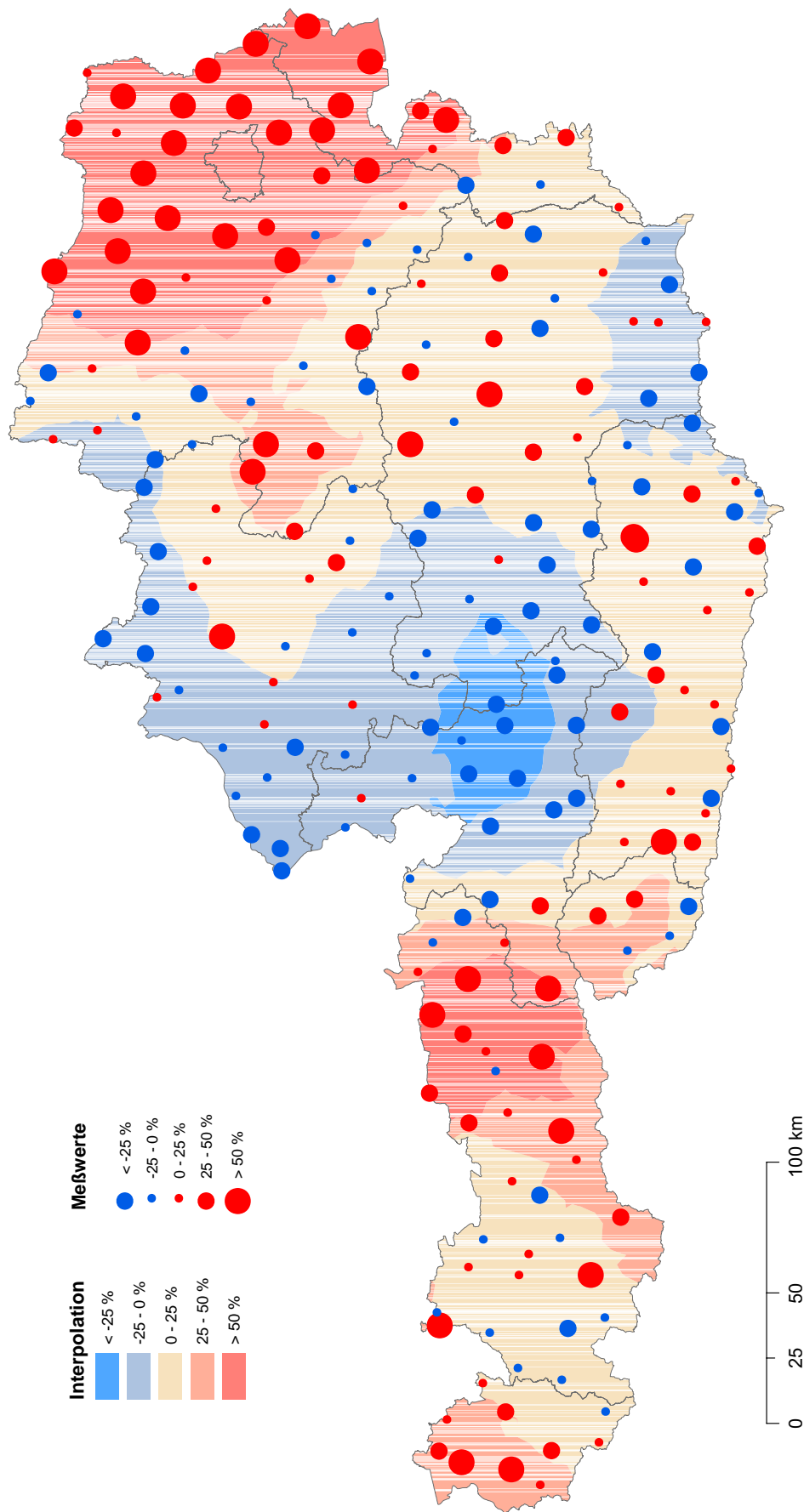
Schwermetalldeposition in Österreich (Summe von As, Cr, Fe, Ni, V, Al und Co) Abweichungen vom Median



umweltbundesamt

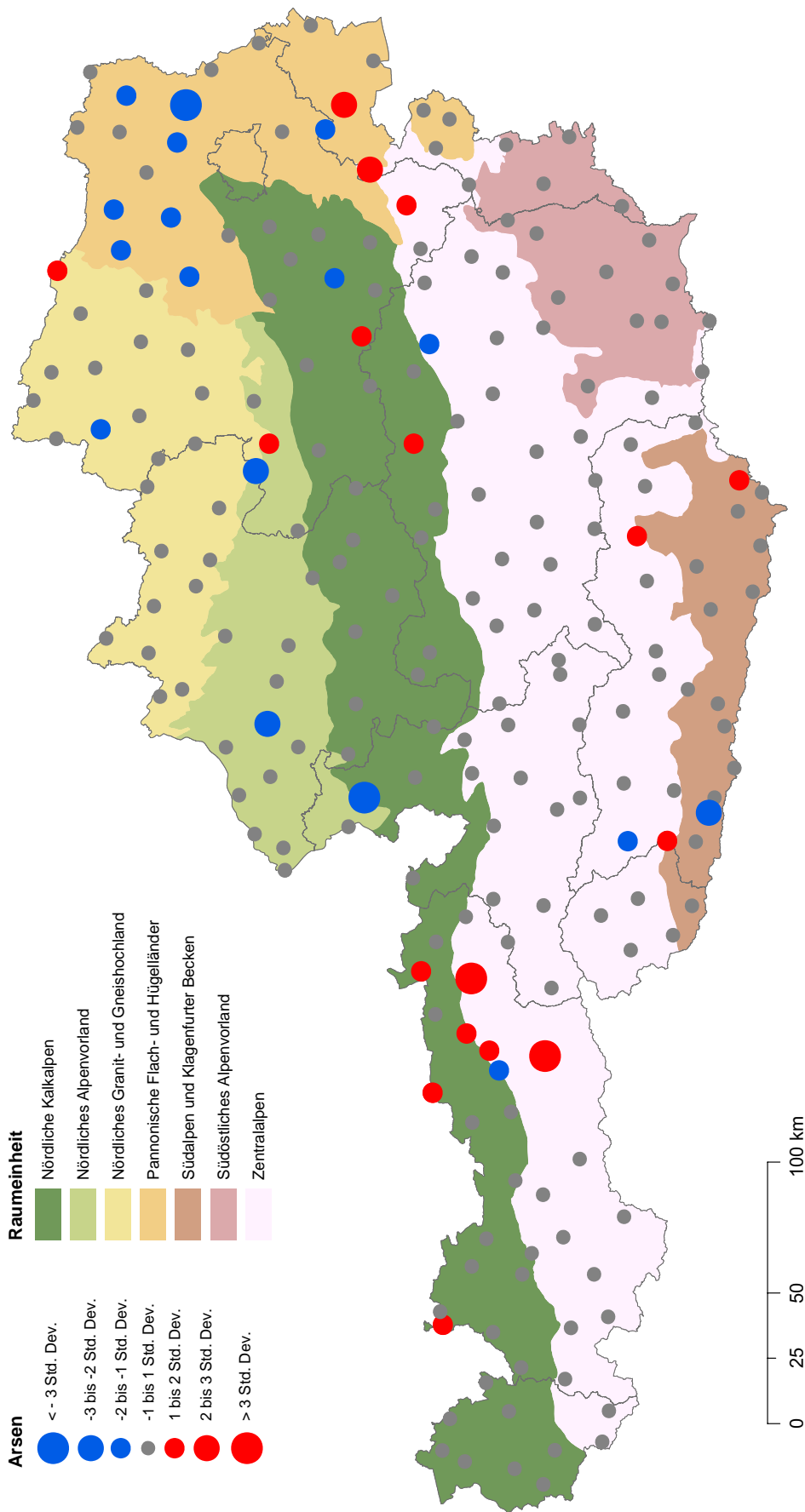
Bearbeitung: Ingrid Roder, April 2006

Schwermetalldeposition in Österreich (Summe von As, Cr, Fe, Ni, V, Al und Co) Abweichungen vom Median – interpoliert Karte 18b



Veränderung von Arsen in Moosen 1995 - 2000

Karte 19



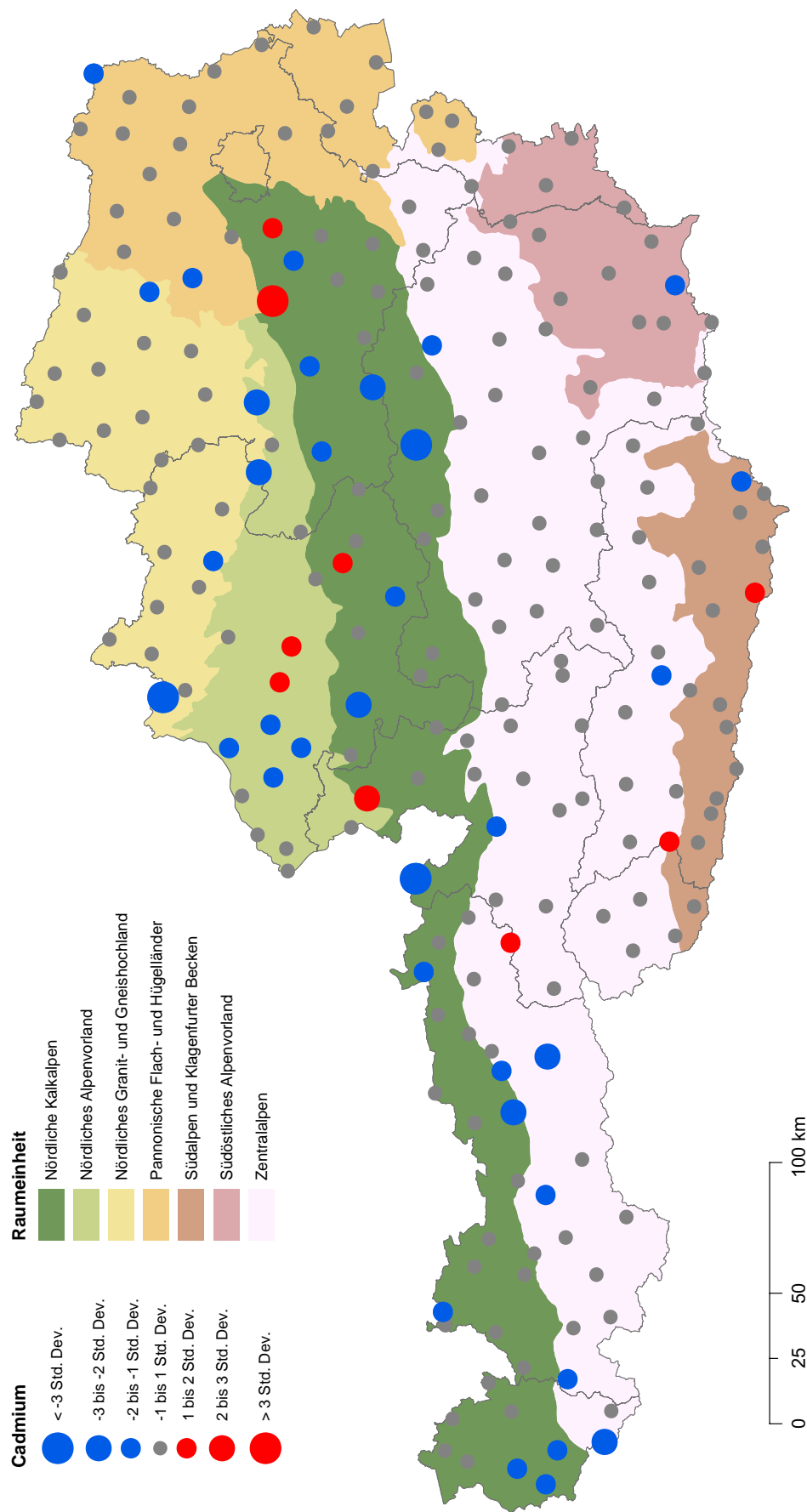
Bearbeitung: Ingrid Roder, April 2006

umweltbundesamt



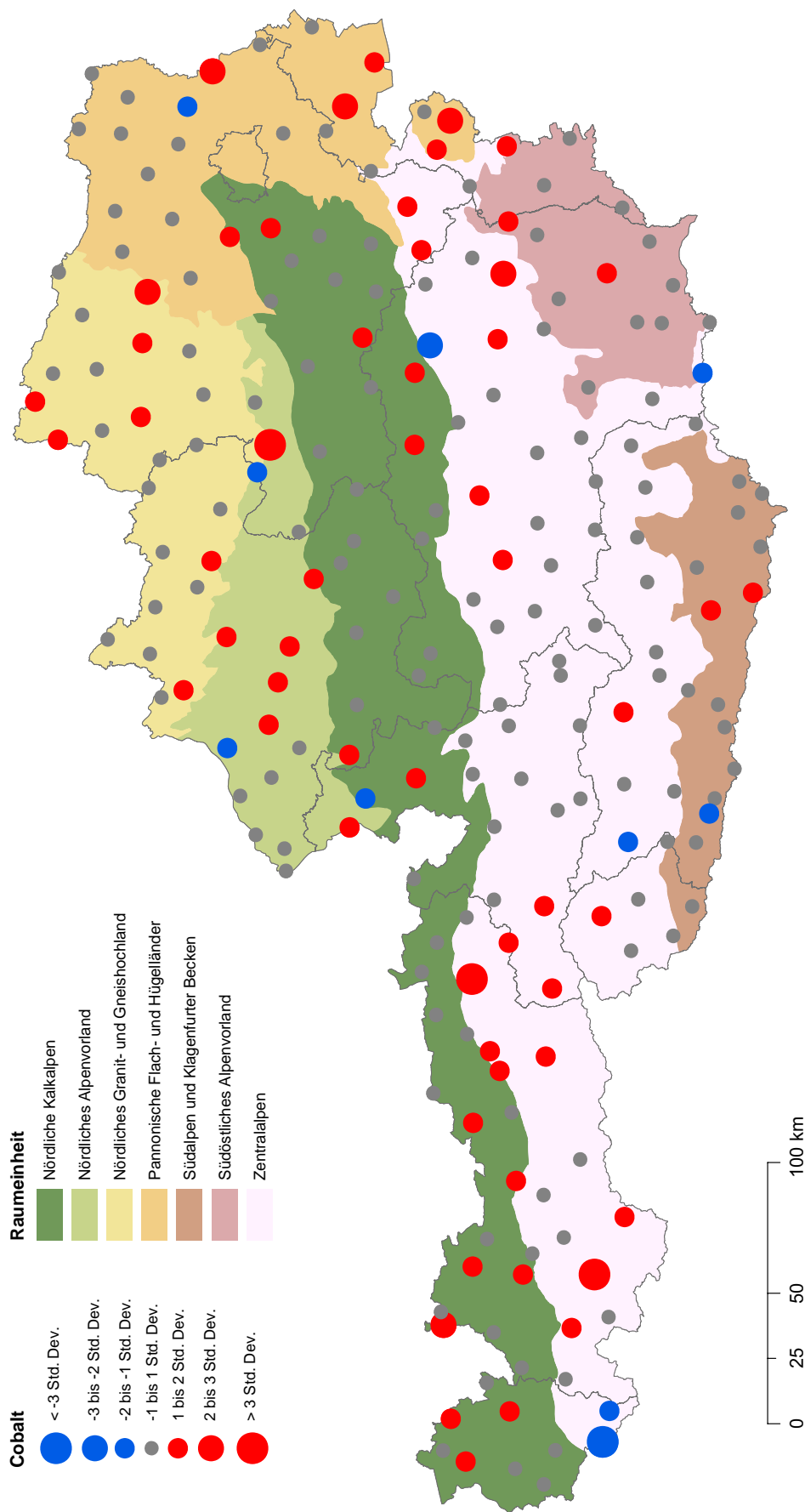
Karte 20

Veränderung von Cadmium in Moosen 1995 - 2000



Karte 21

Veränderung von Cobalt in Moosen 1995 - 2000

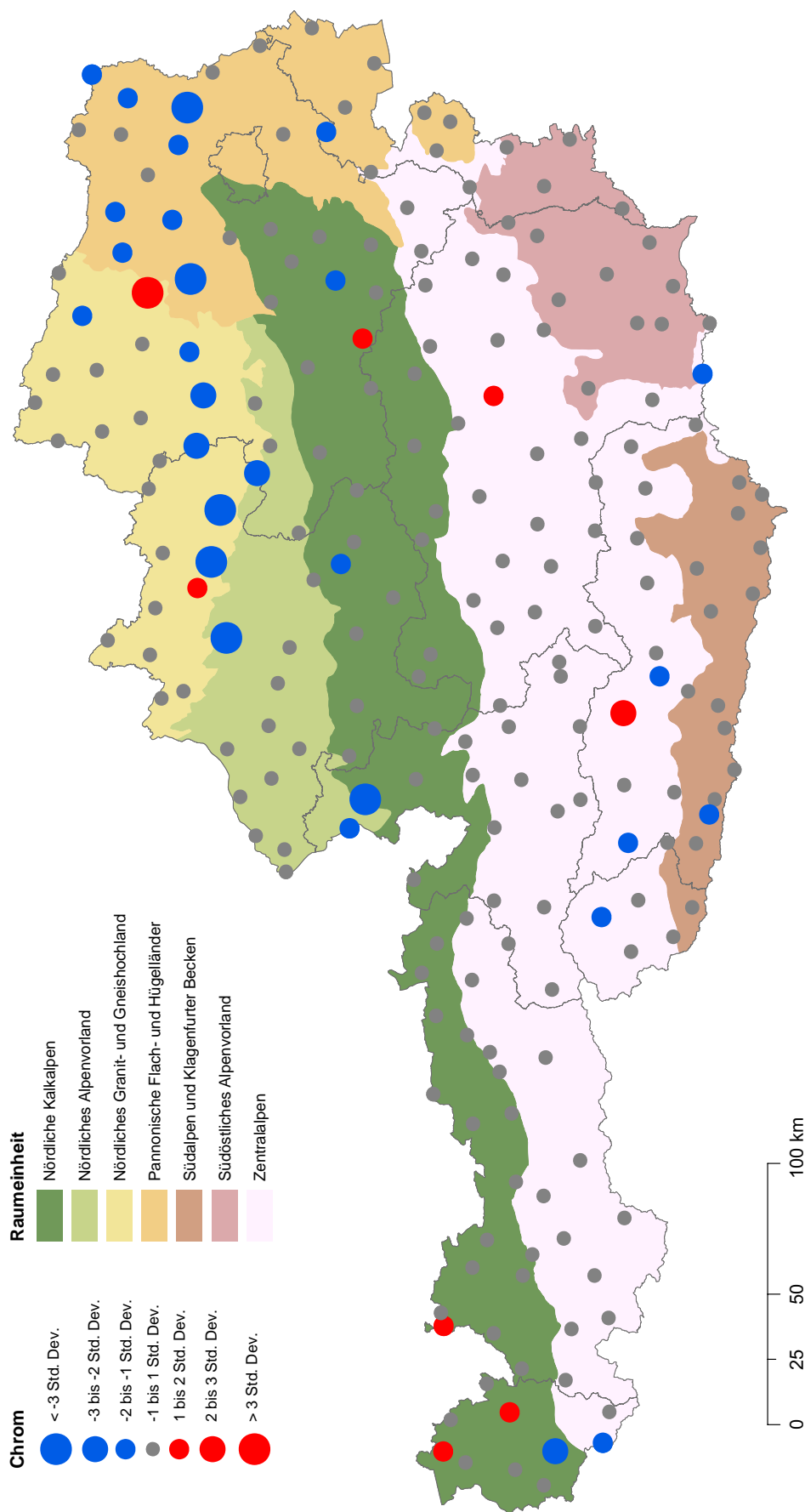


umweltbundesamt

Bearbeitung: Ingrid Roder, April 2006

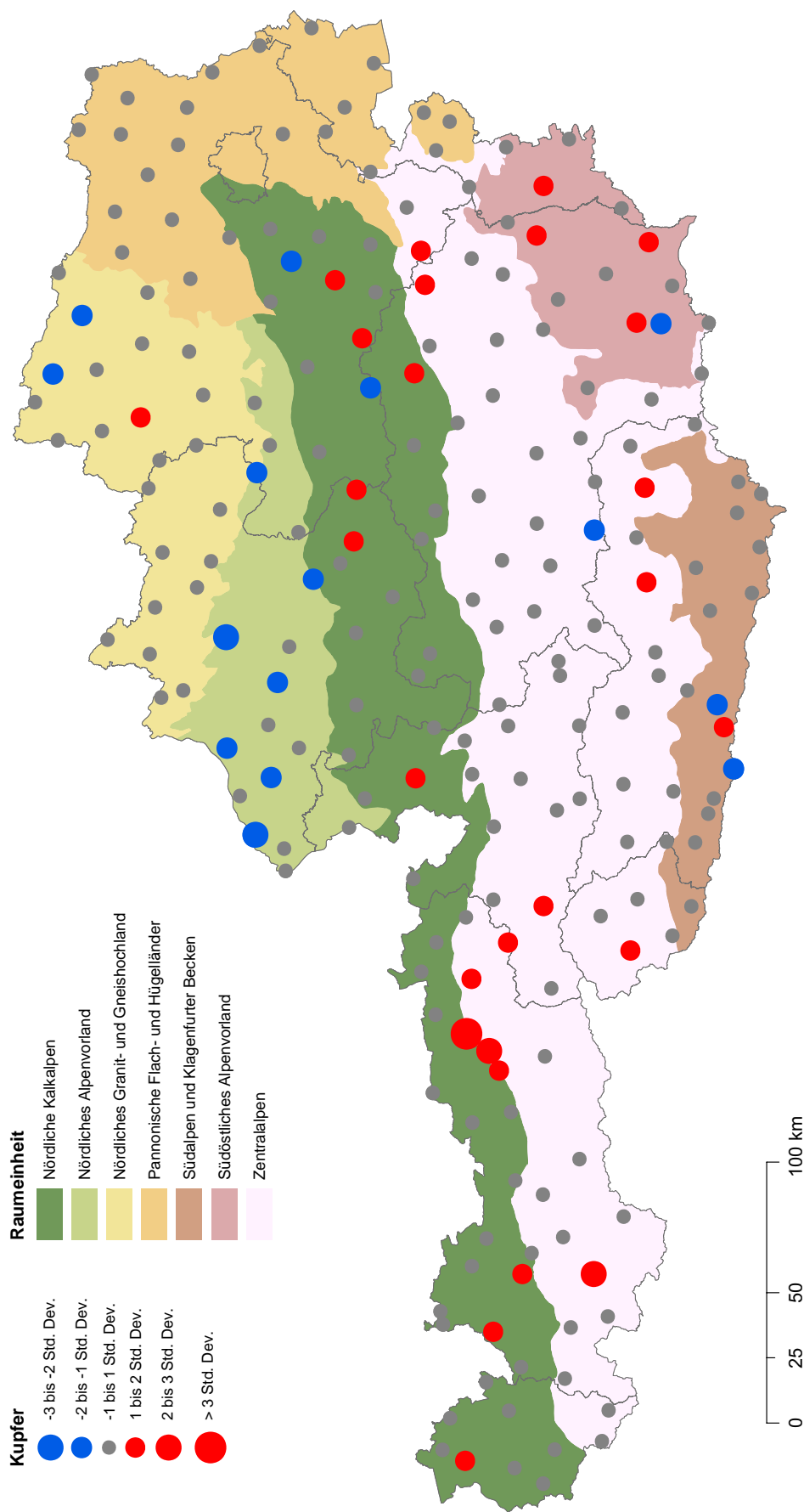
Karte 22

Veränderung von Chrom in Moosen 1995 - 2000



Veränderung von Kupfer in Moosen 1995 - 2000

Karte 23

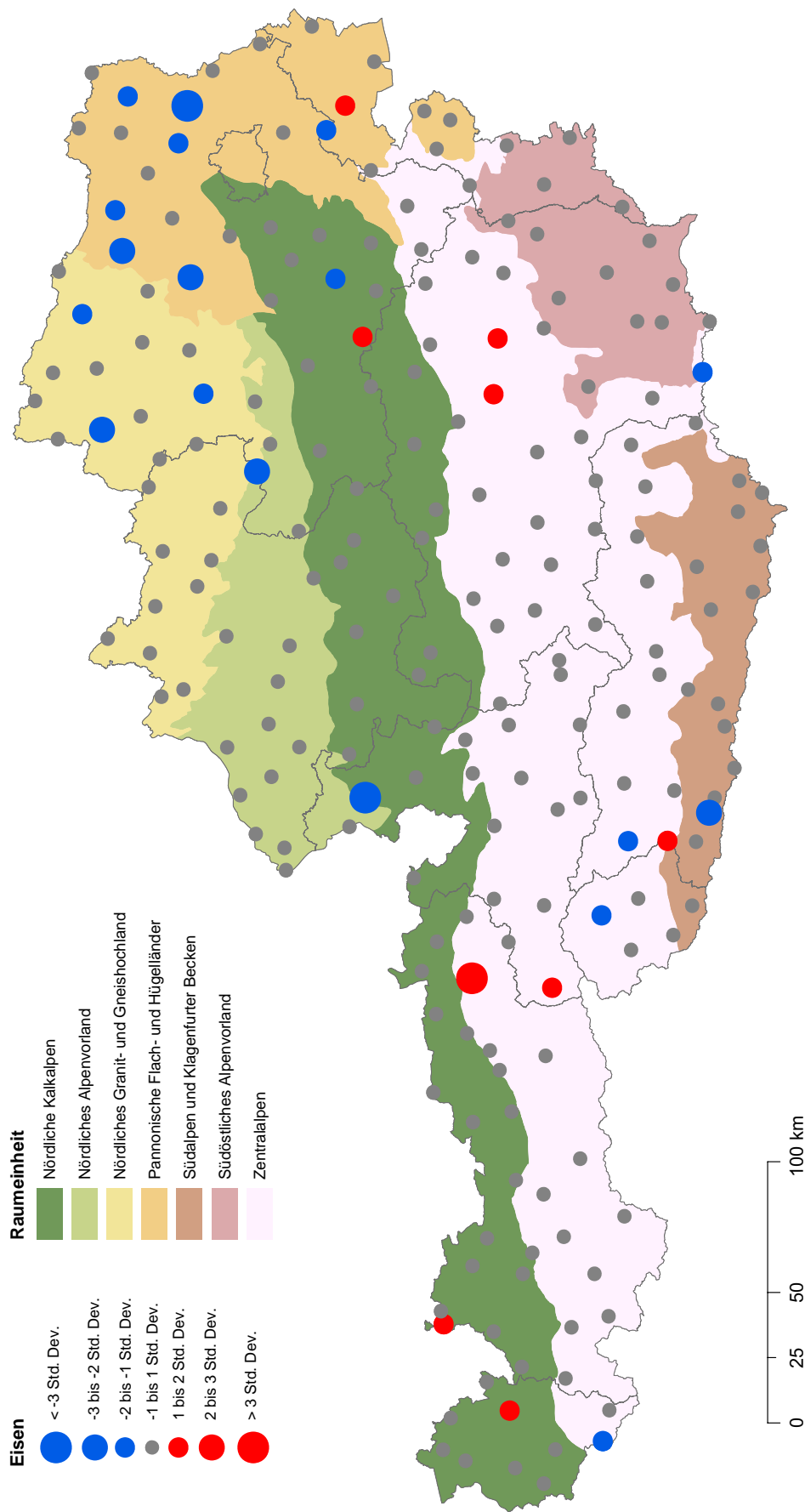


Bearbeitung: Ingrid Roder, April 2006

umweltbundesamt

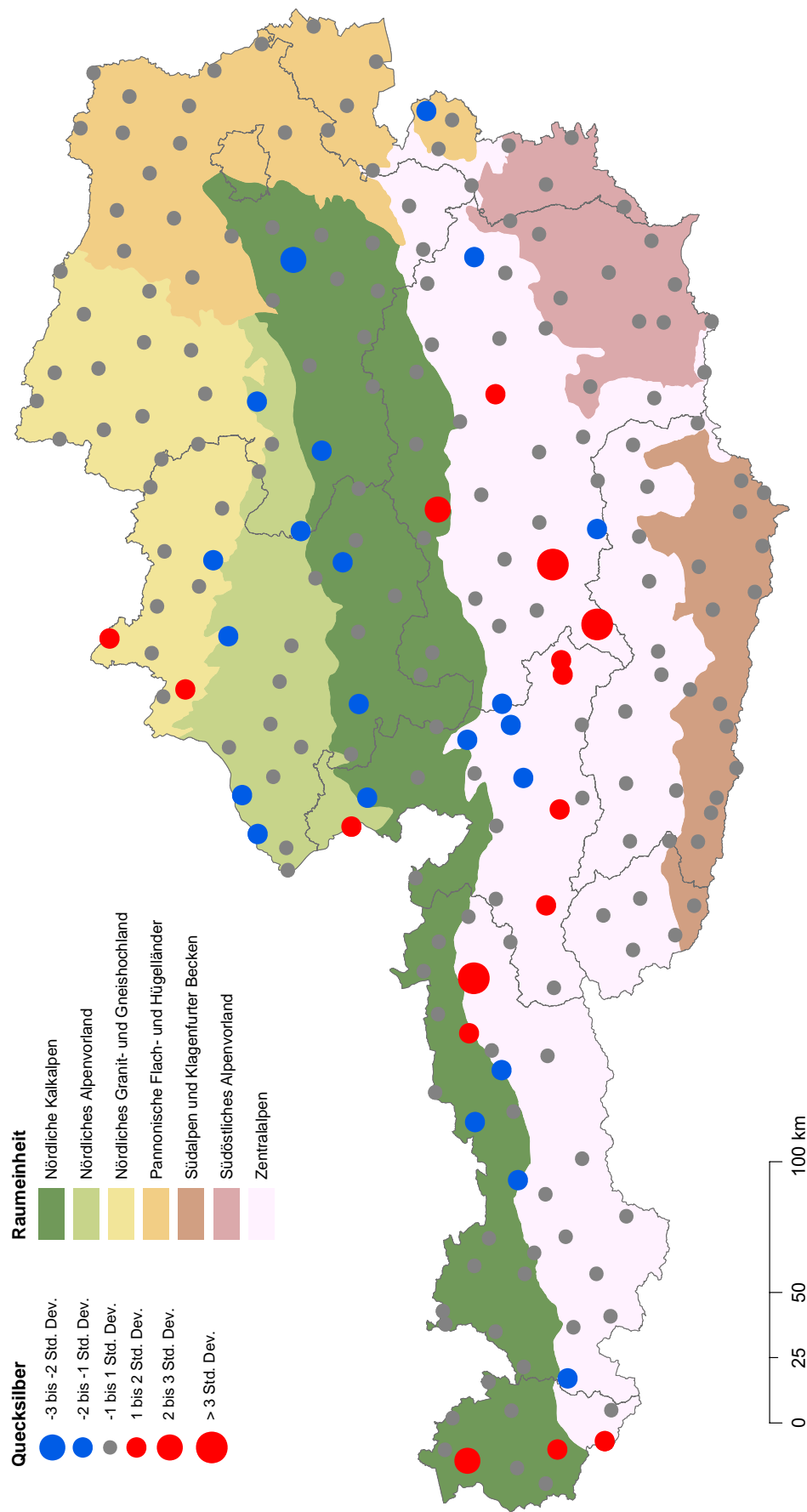
Karte 24

Veränderung von Eisen in Moosen 1995 - 2000



Veränderung von Quecksilber in Moosen 1995 - 2000

Karte 25



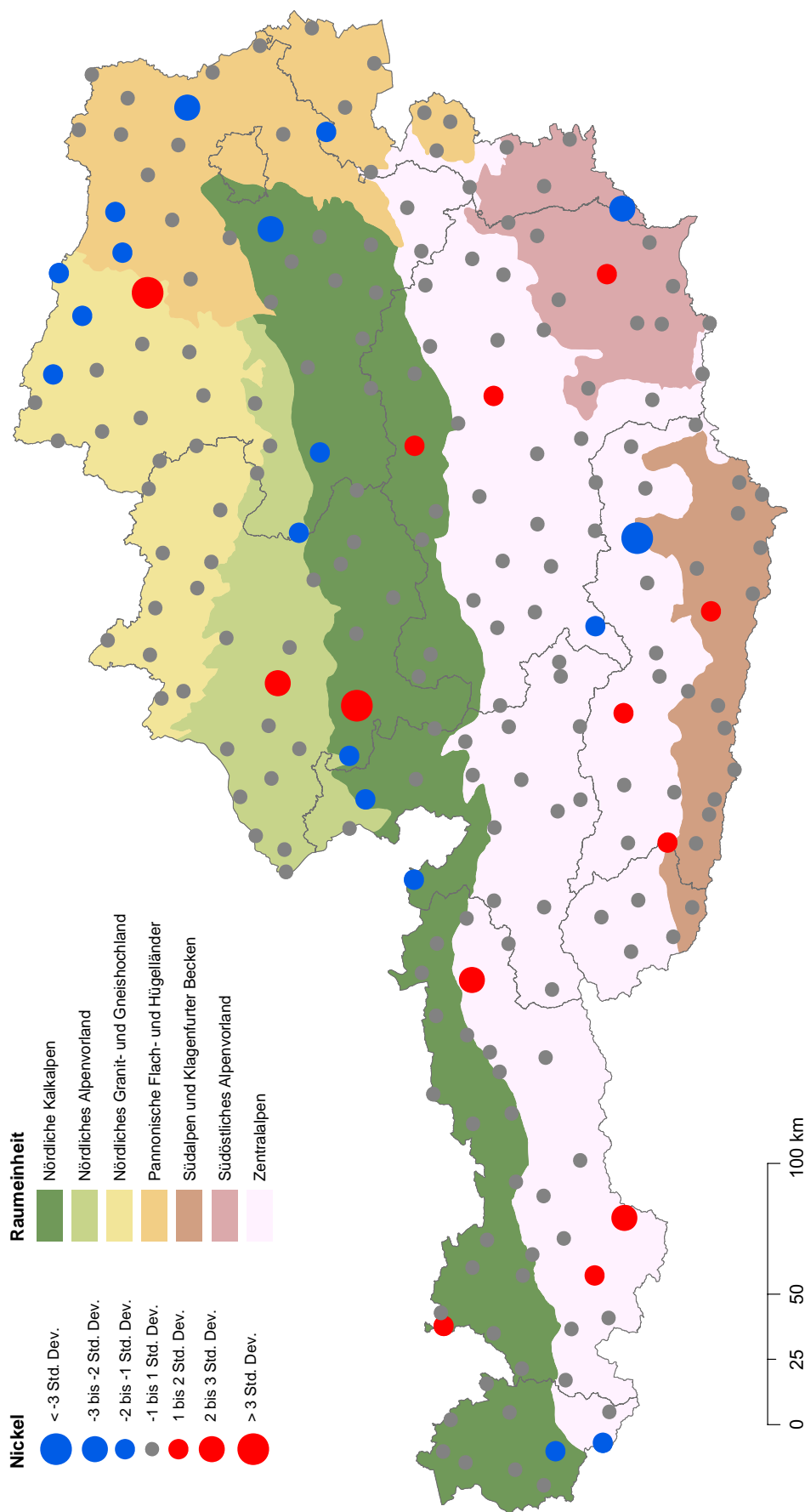
Bearbeitung: Ingrid Roder, April 2006

umweltbundesamt



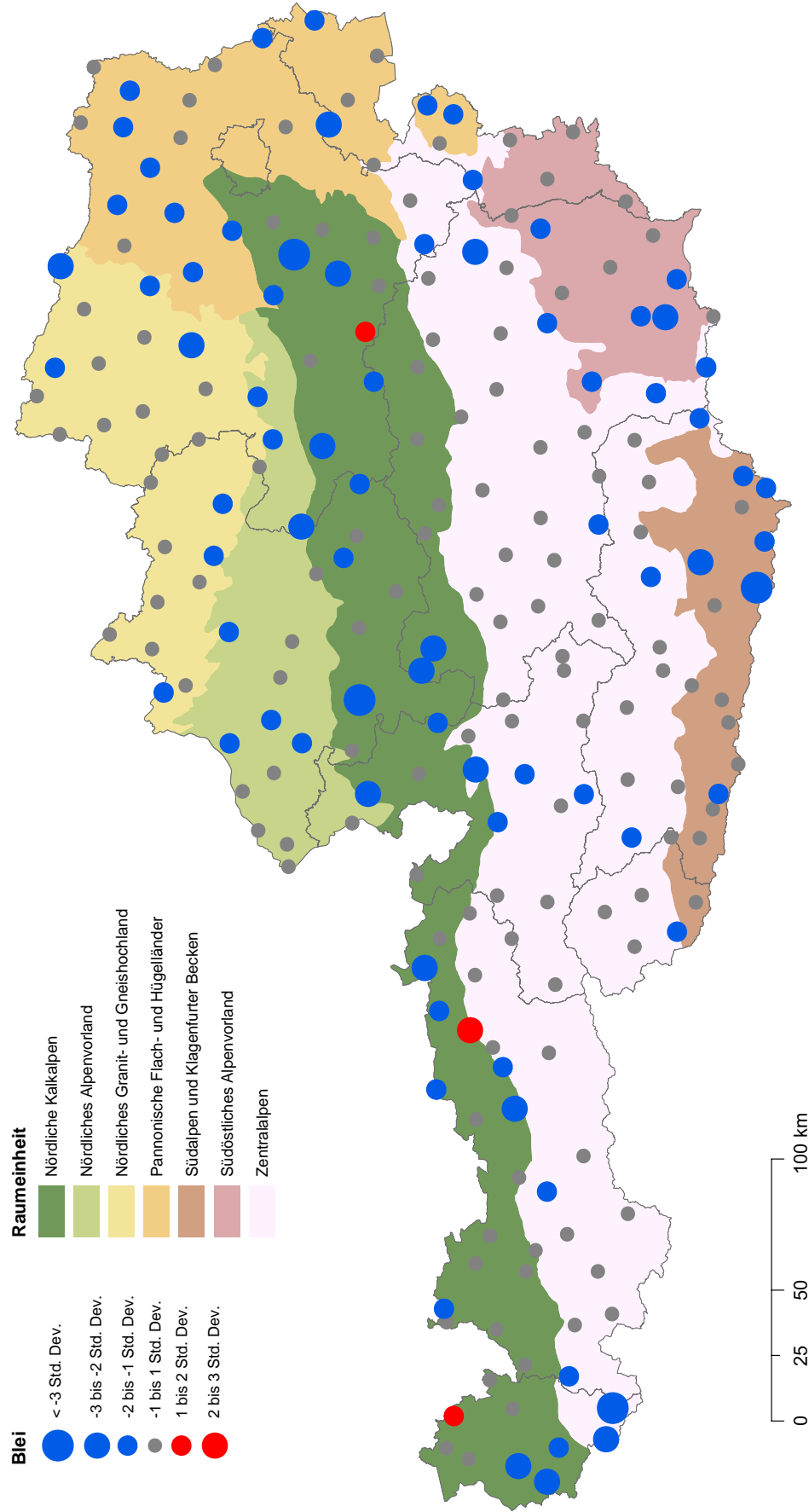
Karte 26

Veränderung von Nickel in Moosen 1995 - 2000



Veränderung von Blei in Moosen 1995 - 2000

Karte 27



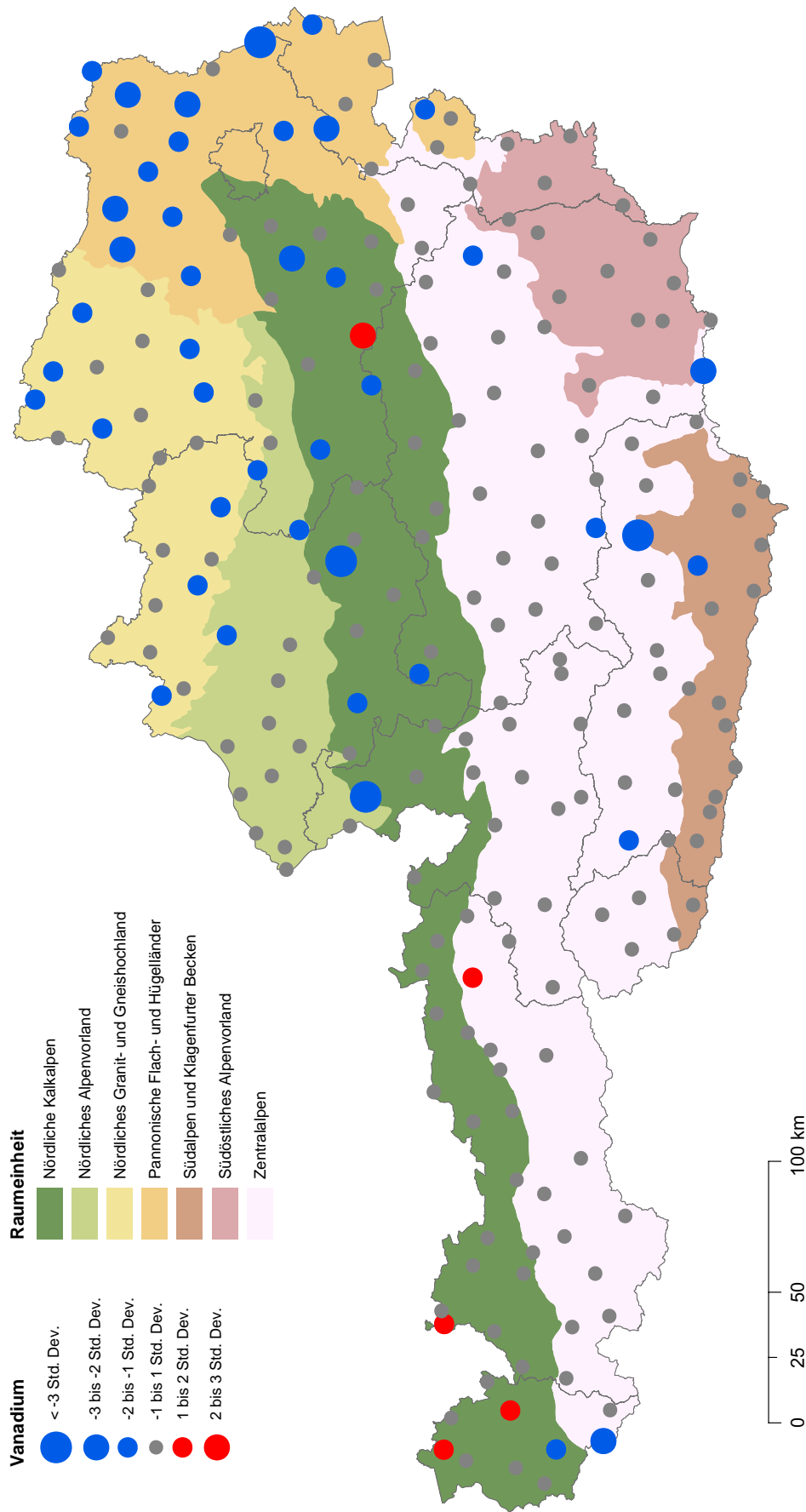
Bearbeitung: Ingrid Roder, April 2006

umweltbundesamt



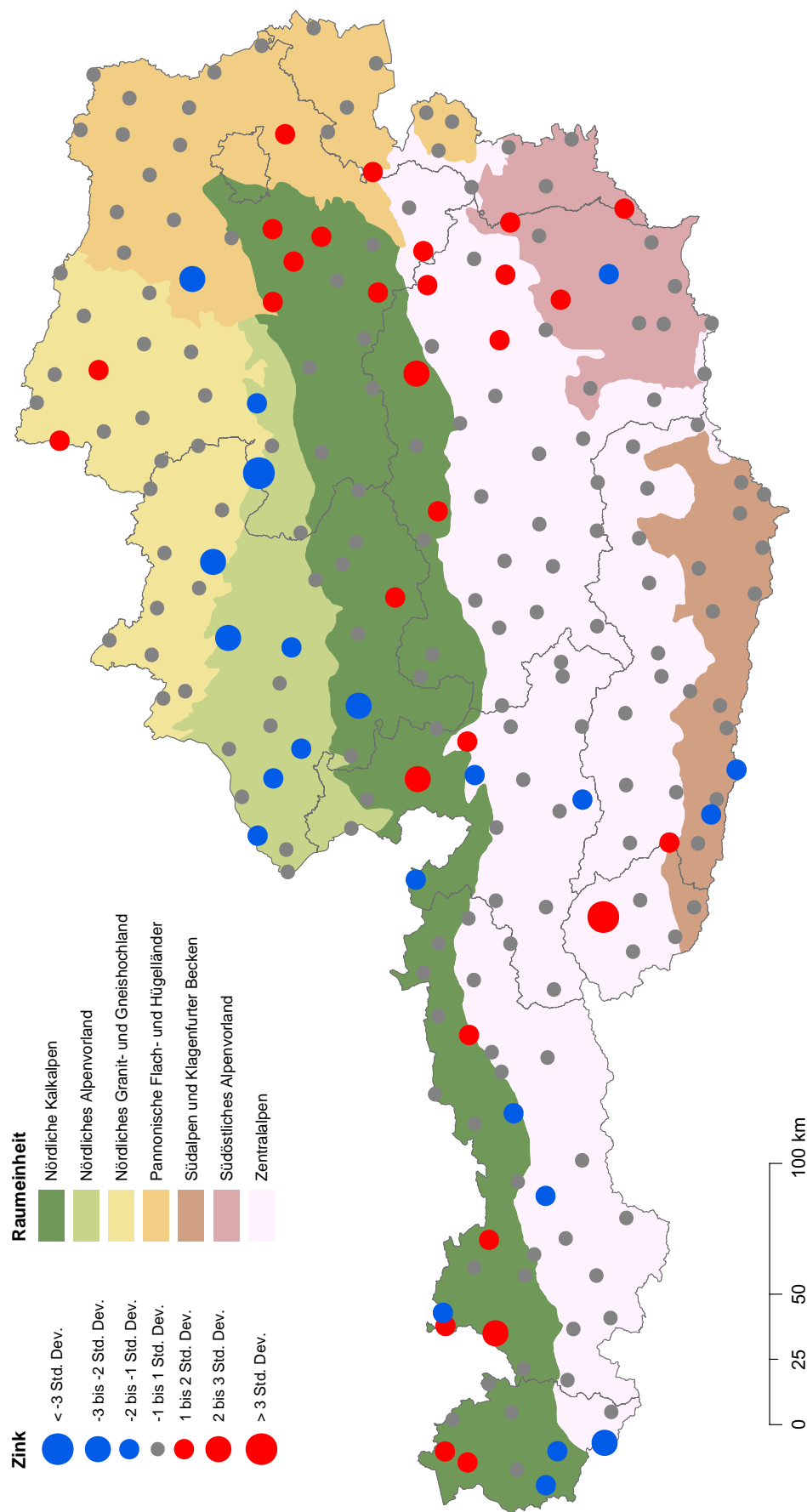
Karte 28

Veränderung von Vanadium in Moosen 1995 - 2000



Karte 29

Veränderung von Zink in Moosen 1995 - 2000

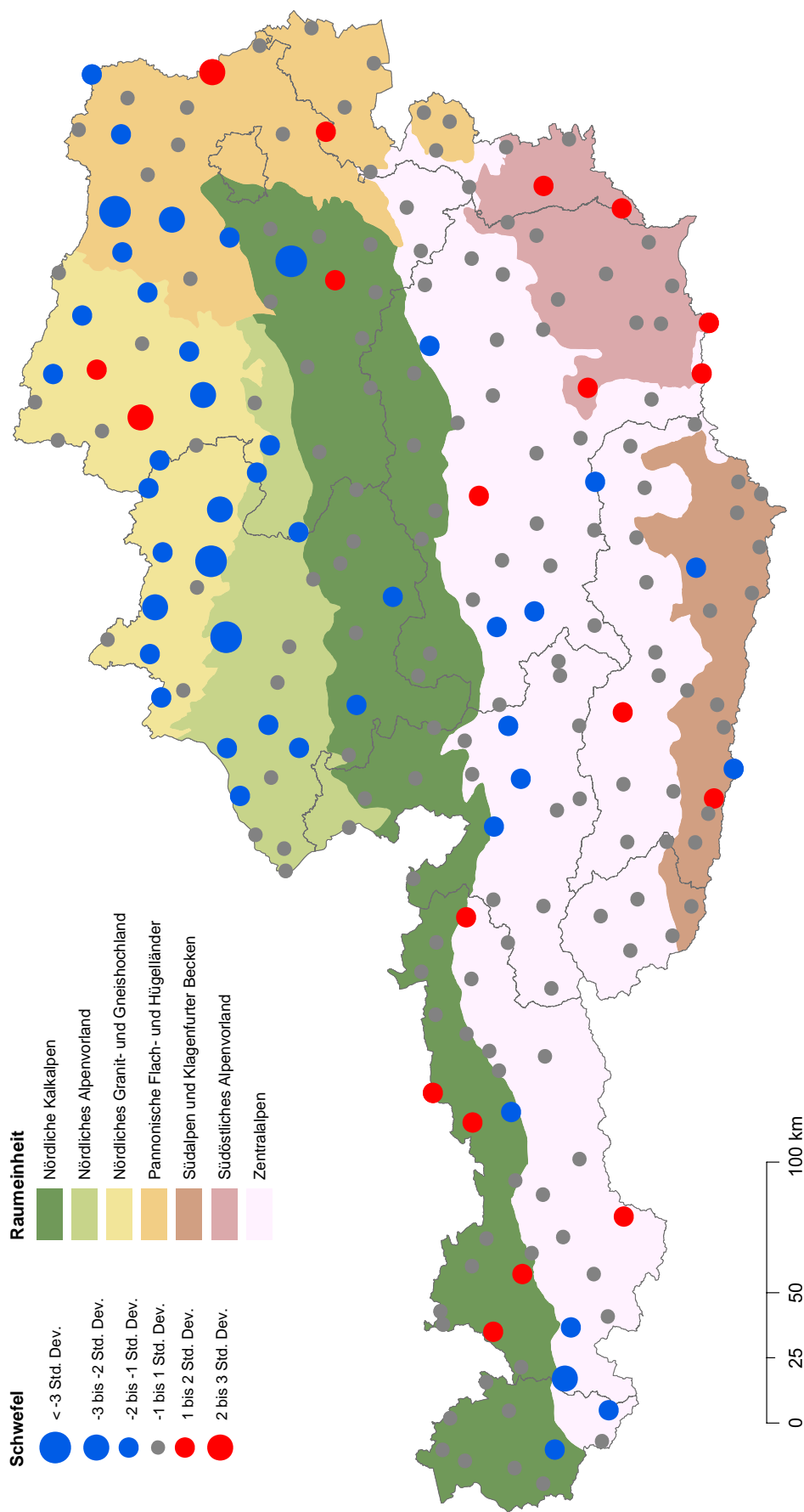


umweltbundesamt

Bearbeitung: Ingrid Roder, April 2006

Karte 30

Veränderung von Schwefel in Moosen 1995 - 2000



Umweltbundesamt GmbH

Spittelauer Lände 5
1090 Wien/Österreich

Tel.: +43-(0)1-313 04

Fax: +43-(0)1-313 04/4500

office@umweltbundesamt.at

www.umweltbundesamt.at

Der Report des Umweltbundesamt untersucht die Konzentrationen von 13 toxikologisch relevanten Metallen sowie von Schwefel in Moosen und schließt daraus auf ihren Eintrag aus der Atmosphäre. Regional erhöhte Werte einzelner Elemente finden sich im Rheintal, im Unterinntal, im Pannonischen Raum, um Treibach-Althofen, Leoben-Donawitz und Reutte. Die Deposition von Blei, Molybdän und Cadmium ist stark, von Quecksilber, Vanadium und Nickel leicht zurückgegangen. Eine Zunahme ist vor allem bei Kupfer und Kobalt feststellbar.

Die Analyse von 7 Industrieregionen ergab bei einigen Metallen ebenfalls erhöhte Werte, während der Raum Linz eine für eine Industrieregion vergleichsweise geringe Deposition von Metallen aufweist.

Der Report ist ein Beitrag für das Monitoring des ICP Vegetation im Rahmen der Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution der UN ECE.