

SCHWERMETALLGEHALTE  
IN BÖDEN, PFLANZEN, FLIESSGEWÄSSERN UND SEDIMENTEN  
UNTERSCHIEDLICH BELASTETER REGIONEN  
SÜDSARDINIENS.

UNTERSUCHUNGEN ZUR REGIONALEN DIFFERENZIERUNG  
UND ZEITLICHEN VERÄNDERUNG,  
SOWIE ZUR  
GEOÖKOLOGISCHEN RELEVANZ VON SCHWERMETALLVERLAGERUNGEN

**HABILITATIONSSCHRIFT**

zur Erlangung des akademischen Grades

doctor rerum naturalium habitatus (Dr. rer. nat. habil.)

vorgelegt der

Mathematisch-Naturwissenschaftlich-Technischen Fakultät

der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

von

Herrn Dr. rer. nat. Hans - Peter Harres

geb. am 15. Mai 1941 in Darmstadt

Gutachter

1. Prof. Dr. M. Frühauf, Univ. Halle
2. Prof. Dr. G. Gerold, Univ. Göttingen
3. Prof. Dr. O. Seuffert, Univ. Darmstadt

Halle (Saale): 17.12.1998

## VORWORT

Schwermetalle gelangten in den letzten Jahrzehnten in zunehmendem Maße durch vom Menschen ausgelöste Kreisläufe in die Umwelt. In dieser bilden sie ein latentes Problempotential. Da sie biologisch und chemisch nicht abgebaut werden können, reichern sie sich - sofern keine erosiven Austräge erfolgen - im Laufe der Zeit vor allem in Böden an. Böden wiederum prägen durch ihre chemischen, physikalischen und biologischen Eigenschaften den Stoffhaushalt von Landschaften. Somit können durch Schwermetalleinträge Wirkungszusammenhänge in Gang gesetzt werden, die zu kostenintensiven Folgeschäden in der belebten Umwelt führen und anthropogene Nutzungsansprüche einschränken. Eine notwendige Voraussetzung, um solche als negativ zu bewertenden Reaktionen zu erkennen und - wenn möglich - zu verhindern, ist die Kenntnis der räumlichen und funktionalen Beziehungen zwischen Schwermetallen einerseits und den einzelnen Teilgliedern von Geoökosystemen andererseits. Dadurch kommt solchen Untersuchungen ein besonderes Gewicht zu.

Im Zusammenhang mit diesem Problemkreis wurden zwischen 1981 und 1994 umfangreiche Untersuchungen in drei Beispielräumen in Südsardinien durchgeführt. Diese Untersuchungen dienten u.a. dazu, die regionalen Differenzierungen von Schwermetallgehalten und deren zeitliche Veränderungen festzustellen sowie mögliche Wechselbeziehungen zwischen einzelnen Teilgliedern von Geoökosystemen zu erfassen.

Die Durchführung und Fertigstellung dieser Arbeiten wäre ohne die Mithilfe vieler nicht möglich gewesen. Daher sei mein Dank an dieser Stelle meinem akademischen Lehrer, Prof. Dr. O. Seuffert, ausgesprochen, der mich während der Geländearbeiten für das von der Deutschen Forschungsgemeinschaft finanzierte Projekt „Geoökodynamik“ mit den sardischen Untersuchungsgebieten und ihrer speziellen Problematik vertraut machte. Otmar Seuffert gewährte mir daneben die Möglichkeit, parallel zu diesen Arbeiten mit eigenen Untersuchungen zu beginnen und gab mir immer wieder die Gelegenheit von seinem eigenen reichen wissenschaftlichen Erfahrungsschatz zu profitieren. Darüber hinaus danke ich ihm für die fachlichen Hinweise und kritischen Auseinandersetzungen bei Grundsatz- und Detailfragen.

Danken möchte ich aber auch den sardischen Kollegen Prof. Dr. A. Aru von der Universität Cagliari, Dr. S. Vacca von der ENTE Flumendosa und den Mitarbeitern der Forstbehörde in Pixnamanna für ihre Unterstützung. Die umfangreiche chemische Analytik wäre nicht durchführbar gewesen ohne die Hilfe von Dr. M. Höllwarth, der es mir ermöglichte, das Zentrallabor des Umweltamtes der Stadt Darmstadt zu nutzen. Dabei half mir in vielen Fällen Herr H. Schäfer bei analytischen Problemen. Beiden sei an dieser Stelle ebenfalls gedankt. Ebenso gebührt Prof. Dr. H.M. Ortner und Dr. P. Hoffman aus dem Fachbereich Materialwissenschaften für die Erlaubnis zur Nutzung der AAS-Geräte, Prof. Dr. K.H. Lieser und Frau Bowitz vom Inst. für Kernchemie sowie Prof. Dr. W.F. Müller und Herr R. Apfelbach vom Mineralogischen Institut für die RFA-Analysen Dank.

Die Probengewinnung und -aufbereitung wie auch die Durchführung der Aufwuchsversuche stützte sich auf die Mitarbeit zahlreicher Geographiestudentinnen und -studenten. Stellvertretend seien hier Edelgart Böhnke, Hanns Friedrich, Michael Kolmer und Tanja Traiser genannt.

Besonderen Dank verdient daneben vor allem Martin Sauerwein für seinen selbstlosen Einsatz bei der Datenverarbeitung sowie Michael Döringer, Holger Paul, Martin Sauerwein und Ulrike Simons für ihr Engagement bei der kartographischen Aufbereitung der vielschichtigen Datensätze.

Nicht zuletzt gilt mein Dank meiner Familie, die mich in jeder Weise unterstützte und über einen langen Zeitraum andere Belastungen weitgehend von mir fern gehalten hat.

# INHALT

Vorwort		
Gliederung		I
Abbildungsverzeichnis		IV
Tabellenverzeichnis		XII
Verzeichnis der Fotos		XIX
1	EINLEITUNG	01
1.1	Problemstellung	01
1.2	Zielsetzung	04
1.2.1	Ziele der Vor- und Repräsentanzuntersuchungen	04
1.2.2	Erfassung von einzugsgebietsinternen Schwermetалldifferenzierungen	06
1.2.3	Erfassung von Wechselbeziehungen zwischen Bodenschwermetallgehalten und anderen Teilgliedern der Geoökosysteme	06
2	GRUNDLAGEN ZUR BEURTEILUNG VON SCHWERMETALLEN IN ÖKOSYSTEMEN	07
2.1	Physikalisch-chemische Charakteristika	07
2.2	Allgemeines	08
2.3	Transportwege und anthropogene Schwermetallquellen	10
2.4	Ökotoxikologische Relevanz ausgewählter Elemente	11
3	DER EINFLUß VON ÖKOSYSTEMKOMPARTIMENTEN AUF DIE SCHWERMETALLVERTEILUNG	16
3.1	Böden	16
3.1.1	Zum Problem der „Pflanzenverfügbarkeit“ von Schwermetallen	24
3.1.2	Elementkonzentrationen der Böden und Pflanzenverfügbarkeit als Maßstab für die Bewertung von Schwermetallgehalten	27
3.2	Pflanzen	28
3.2.1	Möglichkeiten des Schwermetalleintrags in Pflanzen	28
3.2.2	Stofftransport innerhalb der Pflanzen	30
3.2.3	Einfluß von Schwermetallgehalten auf Pflanzenwachstum und Pflanzenerträge	30
3.3	Oberflächengewässer und Sedimente	31
3.4	Atmosphärische Spurenstoffeinträge	33
4	MATERIAL UND METHODE	35
4.1	Voruntersuchungen und Methodenabsicherung	35
4.1.1	Auswahl der Probenstellen und der Untersuchungsobjekte	35
4.1.1.1	Böden	35
4.1.1.2	Wasser- und Sedimentproben	36
4.1.1.3	Vegetationsproben	36
4.1.1.4	Immissionen	37
4.1.2	Untersuchungen zur Repräsentanz der Proben	38

4.1.2.1	Böden .....	38
4.1.2.2	Wasserproben.....	41
4.1.2.3	Vegetationsproben .....	44
4.2	Probenahme und Probenvorbereitung .....	55
4.2.1	Böden, Sedimente und Höhlenlehme .....	55
4.2.2	Wasser- und Schwebstoffproben aus der fließenden Welle.....	55
4.2.3	Pflanzenproben .....	56
4.2.4	Immissionsproben.....	56
4.2.5	Nahrungsmittel .....	56
4.3	Analytik.....	57
4.3.1	Böden, Sedimente und Schwebstoffe .....	57
4.3.2	Wasser- und Immissionsproben .....	57
4.3.3	Pflanzen-, Aufwuchs- und Pecorinoproben .....	58
4.4	Fehlerbetrachtung zur Schwermetall- und Bodenanalytik.....	58
4.4.1	Böden und Sedimente.....	58
4.4.2	Wasserproben.....	61
4.4.3	Pflanzenproben .....	63
4.5	Wachstumsversuche auf unterschiedlich belasteten Böden .....	64
4.5.1	Auswahl und Vorbehandlung des Pflanzenmaterials.....	65
4.5.2	Ansatz, Aufbau und Verlauf der Aufwuchsversuche .....	66
4.6	Erfassung von Rahmenbedingungen zur Beurteilung der Schwermetallgehalte .....	69
4.7	Methoden der statistischen Auswertung .....	69
4.7.1	Problematik der Normalverteilung.....	70
4.7.1.1	Häufigkeitsverteilungen der Schwermetallgehalte .....	70
4.7.2	Korrelationen .....	70
4.7.3	Lineare Regressionen .....	72
4.7.4	Nichtparametrische Tests mehrerer Variablen .....	72
4.7.5	Boxplots.....	73
5	DIE UNTERSUCHUNGSGEBIETE.....	74
5.1	Lage der Arbeitsgebiete .....	74
5.2	Naturräumliche Strukturen und Nutzungsmuster Südwestsardiniens.....	74
5.3	Die einzelnen Arbeitsgebiete in Südwestsardinien und ihre Strukturen.....	79
5.3.1	Forstschutzgebiet Pixinamanna .....	79
5.3.2	Bergbauregion im Einzugsgebiet des Riu Sa Duchessa/Marganei.....	82
5.3.2.1	Die Entwicklung des Bergbaus im Einzugsgebiet .....	82
5.3.2.2	Die Naturraumstrukturen des Einzugsgebietes.....	84
5.3.3	Industriezone um Portoscuso .....	89
6	ERGEBNISSE UND DEREN INTERPRETATION.....	95
6.1	Forstschutzgebiet Pixinamanna .....	95
6.1.1	Böden und Bodengesellschaften .....	95
6.1.1.1	Analysedaten der Bodenmischproben der Oberböden .....	102
6.1.1.2	Analysedaten der Bodenprofile .....	109
6.1.2	Wasserproben.....	113
6.1.2.1	Schwebstoffe.....	123
6.1.3	Sedimentproben.....	124
6.1.4	Schwermetallgehalte der gewaschenen Pflanzenproben .....	127

6.1.5	Immissionsproben.....	134
6.1.6	Zusammenfassung .....	136
6.2	Das Einzugsgebiet des Riu Sa Duchessa/Marganei.....	137
6.2.1	Böden und Bodengesellschaften .....	137
6.2.1.1	Analysedaten der Bodenmischproben der Oberböden .....	142
6.2.1.2	Analysedaten der Bodenprofile .....	152
6.2.2	Wasserproben.....	159
6.2.2.1	Schwebstoffe.....	173
6.2.3	Sedimentproben.....	178
6.2.4	Höhlenlehme .....	181
6.2.5	Ausgewählte Untersuchungen im Vorflutgebiet des Riu Sa Duchessa.....	181
6.2.6	Schwermetallgehalte der gewaschenen Pflanzenproben .....	188
6.2.7	Immissionsproben.....	208
6.2.8	Lebensmittelproben.....	222
6.2.9	Zusammenfassung .....	222
6.3	Die Region um Portoscuso .....	224
6.3.1	Böden und Bodengesellschaften .....	224
6.3.1.1	Analysedaten der Bodenmischproben der Oberböden .....	228
6.3.1.2	Analysedaten der Bodenprofile .....	237
6.3.2	Wasserproben.....	241
6.3.3	Sedimentproben.....	245
6.3.4	Schwermetallgehalte der gewaschenen Pflanzenproben .....	246
6.3.5	Immissionsproben.....	268
6.3.6	Zusammenfassung .....	268
6.4	Aufwuchsversuche auf Böden aus den drei Einzugsgebieten .....	270
6.4.1	Zusammenfassung .....	287
7.	ZUSAMMENFASSENDE DISKUSSION DER ERGEBNISSE IM HINBLICK AUF DIE REGIONALE UND ZEITLICHE SCHWERMETALLBELASTUNG .....	289
7.1	Aspekte der "Ist-Belastung": Böden .....	289
7.2	Aspekte des Eintrags, der Umverteilung und des Austrages.....	308
7.2.1	Pflanzenproben .....	309
7.2.2	Immissionsproben.....	336
7.2.3	Wasserproben.....	337
7.3	Aspekte der zeitlichen Veränderung der Schwermetallgehalte.....	339
7.4	Aspekte der Pflanzenverfügbarkeit .....	343
7.4.1	Ergebnisse des Extraktionsverfahrens .....	343
7.4.2	Korrelative Zusammenhänge zwischen den Eluatgehalten und den Pflanzenproben .....	347
7.5	Aspekte einer potentiellen Belastung von Nahrungspflanzen.....	350
7.5.1	Schwermetallgehalte in den Aufwuchsproben .....	350
8.	ZUSAMMENFASSUNG .....	354
QUELLENVERZEICHNIS		
A) Literatur	.....	367
B) Karten und Luftbilder	.....	387
Erklärung	.....	XXII
Lebenslauf	.....	XXIII

## ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Die im Anhang aufgeführten Abbildungen, Tabellen und Fotos sind mit ihrer jeweiligen Nummer **fett und mit römischen Ziffern** dargestellt. Alle anderen Darstellungen finden sich im Textband.

3.1/1	Zink-, Cadmium-, Kupfer- und Bleikonzentrationen in der Gleichgewichtslösung eines lehmigen Unterbodens bei Zugabe von 5% Torf oder Heu .....	21
3.1/2	pH abhängige Konzentrationskurven von Zink und Cadmium in der Gleichgewichtslösung bei unterschiedlichen Gesamtgehalten in Böden .....	22
3.1.1/1	Schematische Darstellung der die Schwermetallverfügbarkeit beeinflussenden Parameter .....	24
3.1.1/2	Beeinflussung der Mineral- und Schwermetallaufnahme der Pflanzen durch Standortfaktoren (links) und verschiedene Bodenfaktoren sowie durch Düngung (rechts). .....	26
3.2.1/1	Apoplastischer und symplastischer Weg von Nähr- und Schadstoffen in der Wurzel .....	29
4.1.1.1/1	Lage der Entnahmestellen der Bodenproben im Einzugsgebiet der Torrente Pixinamanna.....	I
4.1.1.1/2	Lage der Entnahmestellen der Bodenproben im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	I
4.1.1.1/3	Lage der Entnahmestellen der Bodenproben außerhalb des engeren Untersuchungsgebietes von Portoscuso.....	II
4.1.1.1/4	Lage der Entnahmestellen der Bodenproben in der Industriezone von Portoscuso .....	II
4.1.1.2/1	Entnahmestellen der Wasserproben am Pixinamanna.....	III
4.1.1.2/2	Entnahmestellen der Wasserproben am Riu sa Duchessa .....	III
4.1.1.2/3	Entnahmestellen der Wasserproben am Riu Cixerri.....	IV
4.1.1.2/4	Entnahmestellen der Wasserproben im Bereich des Ringkanals von Portoscuso .....	IV
4.1.1.3/1	Entnahmehöhe der Blattproben ausgewählter Pflanzen .....	37
4.1.1.3/2	Entnahmestellen von <i>Inula viscosa</i> in Pixinamanna .....	V
4.1.1.3/3	Entnahmestellen von <i>Pistazia lentiscus</i> in Pixinamanna.....	V
4.1.1.3/4	Entnahmestellen von <i>Arbutus unedo</i> in Pixinamanna.....	VI
4.1.1.3/5	Entnahmestellen von <i>Quercus ilex</i> in Pixinamanna .....	VI
4.1.1.3/6	Entnahmestellen von <i>Inula viscosa</i> und <i>Pistazia lentiscus</i> im Marganei.....	VII
4.1.1.3/7	Entnahmestellen von <i>Arbutus unedo</i> im Marganei.....	VII
4.1.1.3/8	Entnahmestellen von <i>Quercus ilex</i> im Marganei.....	VIII
4.1.1.3/9	Entnahmestellen von <i>Euphorbia dendroides</i> und <i>Asphodelus microcarpus</i> im Marganei.....	VIII
4.1.1.3/10	Entnahmestellen von <i>Inula viscosa</i> in der Industriezone von Portoscuso .....	IX
4.1.1.3/11	Entnahmestellen von <i>Pistazia lentiscus</i> in der Industriezone von Portoscuso .....	X
4.1.1.3/12	Entnahmestellen von <i>Arbutus unedo</i> in der Industriezone von Portoscuso .....	XI
4.1.1.3/13	Entnahmestellen von <i>Vitis vinifera hort.</i> in der Industriezone von Portoscuso .....	XII
4.1.1.4/1	Lage der Immissionsstationen im Forstschutzgebiet .....	XIII
4.1.1.4/2	Lage der Immissionsstationen im Marganei.....	XIII
4.1.2.1/1	Vergleich der Schwermetallgehalte von Mischproben mit Einzelproben aus 4 Quadranten einer 10 m <sup>2</sup> großen Fläche.....	38
4.1.2.1/2	Blei- und Kupfergehalte im Umfeld einzelner Probestellen .....	39

4.1.2.1/3	Schwermetalltiefenverteilungskurven ausgewählter Profile in Pixinamanna .....	40
4.1.2.2/1	Querprofile ausgewählter Elemente am Pixinamanna (Wasserprobestelle 10) und am Riu sa Duchessa (Marganei, Wasserprobestelle 21).....	42
4.1.2.2/2	Tagesgänge ausgewählter Elemente am Pixinamanna (Wasserprobestelle 10) und am Riu sa Duchessa (Marganei, Wasserprobestelle 21).....	43
4.1.2.3/1	Differenzierte Erfassung elementbezogener Blattaufgaben bei verschiedenen Pflanzen in Pixinamanna und im Marganei.....	46
4.1.2.3/2	Eisengehalte der orientiert entnommenen Pflanzenproben in Pixinamanna .....	49
4.1.2.3/3	Kupfergehalte der orientiert entnommenen Pflanzenproben in Pixinamanna.....	50
4.1.2.3/4	Zinkgehalte der orientiert entnommenen Pflanzenproben in Pixinamanna.....	50
4.1.2.3/5	Cadmiumgehalte der orientiert entnommenen Pflanzenproben in Pixinamanna .....	50
4.1.2.3/6	Eisengehalte der orientiert entnommenen Pflanzenproben im Marganei .....	51
4.1.2.3/7	Kupfergehalte der orientiert entnommenen Pflanzenproben im Marganei.....	51
4.1.2.3/8	Cadmiumgehalte der orientiert entnommenen Pflanzenproben im Marganei.....	51
4.1.2.3/9	Eisengehalte der orientiert entnommenen Pflanzenproben bei Portoscuso .....	52
4.1.2.3/10	Kupfergehalte der orientiert entnommenen Pflanzenproben bei Portoscuso.....	53
4.1.2.3/11	Cadmiumgehalte der orientiert entnommenen Pflanzenproben bei Portoscuso.....	53
4.5.2/1	Modell des Beleuchtungstisches und der Lage der Schalen beim Aufwuchsversuch mit Kresse .....	66
4.5.2/2	Verlaufdiagramm der Kressetests .....	67
4.7.1.1/1	Häufigkeitsverteilungen von Chrom und Zink in Oberböden.....	71
4.7.1.1/2	Häufigkeitsverteilungen von Pflanzen und Wasserproben.....	71
4.7.5/1	Kenngößen eines Boxplots .....	73
5.1/1	Lage der Arbeitsgebiete .....	74
5.2/1	Geologischer Aufbau Sardiniens.....	76
5.2/2	Klimadiagramme von Cagliari und Iglesias .....	77
5.3.1/1	Geländemodell des gebirgigen Teils des Einzugsgebietes Pixinamanna .....	79
5.3.1/2	Lage der Längs- und Querprofile im Einzugsgebiet Pixinamanna .....	80
5.3.1/3	Längsprofil durch das Einzugsgebiet der Torrente Pixinamanna.....	81
5.3.2.2/1	Längsprofil durch das Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	85
5.3.2.2/2	Erzschlamm- und Wasserkreislauf unterhalb des Bergwerkes von Barraxiutta .....	86
5.3.2.2/3	Lage der Profilschnitte und vereinfachte Geologische Karte des Einzugsgebietes des Riu sa Duchessa .....	87
5.3.2.2/4	Lage der Halden und Schuttfächer des Erzbergbaus .....	88
5.3.3/1	Fördergebiet Sulcis - Iglesiente.....	90
5.3.3/2	Bestand und Planung (1990) in der Industriezone von Portoscuso .....	91
5.3.3/3	Längsprofil durch das Arbeitsgebiet in der Industriezone von Portoscuso.....	92
5.3.3/4	Lage der Profilschnitte im Arbeitsgebiet von Portoscuso .....	93
6.1.1/1	Bodenkarte des Einzugsgebietes von Pixinamanna .....	96
6.1.1/2	Querprofil KL im Einzugsgebiet Pixinamanna .....	97
6.1.1/3	Querprofil IJ im Einzugsgebiet Pixinamanna.....	98
6.1.1/4	Querprofil GH im Einzugsgebiet Pixinamanna.....	99
6.1.1/5	Querprofil EF im Einzugsgebiet Pixinamanna.....	100
6.1.1/6	Aufschluß an der Probestelle 87 (Einzugsgebiet Pixinamanna) .....	101
<b>6.1.1.1/1</b>	<b>Korngrößenverteilungsdiagramme 1 ausgewählter Böden in Pixinamanna .....</b>	<b>XIV</b>
<b>6.1.1.1/2</b>	<b>Korngrößenverteilungsdiagramme 2 ausgewählter Böden in Pixinamanna .....</b>	<b>XV</b>
<b>6.1.1.1/3</b>	<b>Korngrößenverteilungsdiagramme 3 ausgewählter Böden in Pixinamanna .....</b>	<b>XVI</b>

6.1.1.1/4	Korngrößenverteilungsdiagramme 4 ausgewählter Böden in Pixinamanna .....	<b>XVII</b>
6.1.1.1/5	Korngrößenverteilungsdiagramme 5 ausgewählter Böden in Pixinamanna .....	<b>XVIII</b>
6.1.1.1/6	Korngrößenverteilungsdiagramme 6 ausgewählter Böden in Pixinamanna .....	<b>XIX</b>
6.1.1.1/7	Korngrößenverteilungsdiagramme 7 ausgewählter Böden in Pixinamanna .....	<b>XX</b>
6.1.1.1/8	Eisenkonzentrationen der Oberböden in Pixinamanna .....	105
6.1.1.1/9	Cadmiumgehalte der Oberböden in Pixinamanna .....	106
6.1.1.1/10	Niederschlagssummen Oktober 1983 - April 1984 im Einzugsgebiet Pixinamanna.....	107
6.1.1.1/11	Bleigehalte der Oberböden in Pixinamanna.....	107
6.1.1.2/1	Tiefenbezogene Verteilungskurven (1) von Schwermetallen in ausgewählten Profilen Pixinamannas.....	110
6.1.1.2/2	Tiefenbezogene Verteilungskurven (2) von Schwermetallen in ausgewählten Profilen Pixinamannas.....	111
6.1.1.2/3	Tiefenbezogene Verteilungskurven (3) von Schwermetallen in ausgewählten Profilen Pixinamannas.....	112
6.1.2/1	Jahresniederschlagsverteilung Pixinamanna 1980.....	<b>XXI</b>
6.1.2/2	Jahresniederschlagsverteilung Pixinamanna 1981 .....	<b>XXI</b>
6.1.2/3	Fließstrecken der Hauptgerinne im Einzugsgebiet Pixinamanna zwischen dem 26.02. und 26.04.1981.....	114
6.1.2/4	Gewässerparameter im Bachsystem Pixinamanna vom 26.02. bis zum 26.04.1981 .....	115
6.1.2/5	Schwermetallgehalte der unfiltrierten Wasserproben im Längsprofil des Pixinamanna am 26. 02. 1981.....	116
6.1.2/6	Fließstrecken der Hauptgerinne im Einzugsgebiet Pixinamanna zwischen dem 06.11. und 28.11.1982.....	118
6.1.2/7	Jahresniederschlagsverteilung Pixinamanna 1982.....	<b>XXI</b>
6.1.2/8	Jahresniederschlagsverteilung Pixinamanna 1983.....	<b>XXI</b>
6.1.2/9	Jahresniederschlag Pixinamanna 1984 .....	<b>XXII</b>
6.1.2/10	Fließstrecken der Hauptgerinne im Einzugsgebiet Pixinamanna zwischen dem 10.11. 1983 und dem 07.04.1984.....	120
6.1.2/11	Schwermetallverteilung am 11.11.1983 in einem Längsprofil des Pixinamanna .....	121
6.1.2/12	Schwermetallverteilung am 25.03.1984 in einem Längsprofil des Pixinamanna .....	121
6.1.2/13	Jahresniederschlag Pixinamanna 1985 .....	<b>XXII</b>
6.1.2/14	Jahresniederschlag Pixinamanna 1986 .....	<b>XXII</b>
6.1.2/15	Jahresniederschlag Pixinamanna 1987 .....	<b>XXII</b>
6.1.2/16	Jahresniederschlag Pixinamanna 1988 .....	<b>XXIII</b>
6.1.2/17	Jahresniederschlag Pixinamanna 1989 .....	<b>XXIII</b>
6.1.2/18	Fließstrecken der Hauptgerinne im Einzugsgebiet Pixinamanna am 08.03.1986 .....	122
6.1.3/1	Chrom-, Eisen-, Nickel- und Kupfergehalte in Sedimenten des Pixinamanna zwischen dem 05.07.1986 und dem 11.03. 1988.....	125
6.1.3/2	Zink-, Cadmium-, Quecksilber- und Bleigehalte in Sedimenten des Pixinamanna zwischen dem 05.07.1986 und dem 11.03. 1988.....	126
6.1.4/1	Eisenkonzentrationen von <i>Inula viscosa</i> (07/86) im Einzugsgebiet des Pixinamanna.....	128
6.1.4/2	Kupferkonzentrationen von <i>Inula viscosa</i> (07/86) im Einzugsgebiet des Pixinamanna.....	128
6.1.4/3	Zinkkonzentrationen von <i>Inula viscosa</i> (07/86) im Einzugsgebiet des Pixinamanna.....	130
6.1.4/4	Bleikonzentrationen von <i>Inula viscosa</i> (07/86) im Einzugsgebiet des Pixinamanna.....	130
6.1.4/5	Eisenkonzentrationen von <i>Pistazia lentiscus</i> (07/86) im Einzugsgebiet des Pixinamanna.....	130
6.1.4/6	Eisenkonzentrationen von <i>Pistazia lentiscus</i> (11/86) im Einzugsgebiet des Pixinamanna.....	130

6.1.4/7	Kupferkonzentrationen von <i>Pistazia lentiscus</i> (03/87) im Einzugsgebiet des Pixinamanna.....	131
6.1.4/8	Eisenkonzentrationen von <i>Arbutus unedo</i> (03/87) im Einzugsgebiet des Pixinamanna.....	132
6.1.4/9	Eisenkonzentrationen von <i>Quercus ilex</i> (07/86 und 03/87) im Einzugsgebiet des Pixinamanna .....	133
6.1.4/10	Kupfer- (07/86 und 03/87) und Zinkkonzentrationen (11/86 und 03/87) von <i>Quercus ilex</i> im Einzugsgebiet des Pixinamanna.....	133
<b>6.1.5/1</b>	Jahresniederschlagsverteilung Pixinamanna 1990.....	<b>XXIII</b>
6.2.1/1	Querprofil KL im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa.....	138
6.2.1/2	Querprofil MN im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	139
6.2.1/3	Querprofil OP im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa.....	140
6.2.1/4	Querprofil OR im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa.....	141
<b>6.2.1.1/1</b>	Korngrößenverteilungsdiagramme 1 ausgewählter Böden im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	<b>XXIV</b>
<b>6.2.1.1/2</b>	Korngrößenverteilungsdiagramme 2 ausgewählter Böden im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	<b>XXV</b>
<b>6.2.1.1/3</b>	Korngrößenverteilungsdiagramme 3 ausgewählter Böden im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	<b>XXVI</b>
<b>6.2.1.1/4</b>	Korngrößenverteilungsdiagramme 4 ausgewählter Böden im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	<b>XXVII</b>
<b>6.2.1.1/5</b>	Korngrößenverteilungsdiagramme 5 ausgewählter Böden im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	<b>XXVIII</b>
<b>6.2.1.1/6</b>	Korngrößenverteilungsdiagramme 6 ausgewählter Böden im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	<b>XXIX</b>
<b>6.2.1.1/7</b>	Korngrößenverteilungsdiagramme 7 ausgewählter Böden im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	<b>XXX</b>
<b>6.2.1.1/8</b>	Korngrößenverteilungsdiagramme 8 ausgewählter Böden im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	<b>XXXI</b>
<b>6.2.1.1/9</b>	Korngrößenverteilungsdiagramme 9 ausgewählter Böden im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	<b>XXXII</b>
6.2.1.1/10	Eisenkonzentrationen der Oberböden im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	146
6.2.1.1/11	Nickelkonzentrationen der Oberböden im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	147
6.2.1.1/12	Kupferkonzentrationen der Oberböden im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	148
6.2.1.1/13	Zink- und Cadmiumkonzentrationen der Oberböden im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	148
6.2.1.1/14	Quecksilberkonzentrationen der Oberböden im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	149
6.2.1.1/15	Bleigehalte der Oberböden im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	150
6.2.1.2/1	Tiefenbezogene Verteilungskurven der Schwermetalle im Profil 62.....	153
6.2.1.2/2	Tiefenbezogene Verteilungskurven von Schwermetallen ausgewählter Profile (1) im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	154
6.2.1.2/3	Tiefenbezogene Verteilungskurven von Schwermetallen ausgewählter Profile (2) im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	155
6.2.1.2/4	Tiefenbezogene Verteilungskurven von Schwermetallen ausgewählter Profile (3) im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	156
6.2.1.2/5	Tiefenbezogene Verteilungskurven von Schwermetallen ausgewählter Profile (4) im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	157
<b>6.2.2/1</b>	Jahresniederschlagsverteilung S. Giovanni (Domusnovas) 1983.....	<b>XXXIII</b>
6.2.2/2	Fließstrecken der Hauptgerinne im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa zwischen dem 09.11. 1983 und dem 05.04.1984.....	161
6.2.2/3	Elementgehalte unfiltrierter Proben aus der fließenden Welle des Riu sa Duchessa zwischen dem 09.11.1983 und dem 28.03.1984 .....	162

6.2.2/4	Elementgehalte unfiltrierter Proben aus der fließenden Welle des Riu sa Duchessa vom 30.11.1983 und 28.03.1984 .....	163
6.2.2/5	Elementgehalte filtrierter Proben aus der fließenden Welle des Riu sa Duchessa vom 09.11.1983 .....	164
<b>6.2.2/6</b>	Jahresniederschlagsverteilung S. Giovanni (Domusnovas) 1985.....	<b>XXXIII</b>
<b>6.2.2/7</b>	Jahresniederschlagsverteilung S. Giovanni (Domusnovas) 1986.....	<b>XXXIII</b>
<b>6.2.2/8</b>	Jahresniederschlagsverteilung S. Giovanni (Domusnovas) 1987.....	<b>XXXIII</b>
6.2.2/9	Fließstrecken der Hauptgerinne im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa vom 26.11.1986 und 28.03.1987.....	166
6.2.2/10	Längsprofil unfiltrierter Wasserproben des Riu sa Duchessa vom 26.11.1986 .....	167
6.2.2/11	Längsprofil filtrierter Wasserproben des Riu sa Duchessa vom 28.03.1987 .....	167
<b>6.2.2/12</b>	Jahresniederschlagsverteilung S. Giovanni (Domusnovas) 1988.....	<b>XXIV</b>
6.2.2/13	Fließstrecken der Hauptgerinne im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa vom 12.03. und 19.03.1988 .....	169
<b>6.2.2/14</b>	Jahresniederschlagsverteilung S. Giovanni (Domusnovas) 1989.....	<b>XXIV</b>
6.2.2/15	Fließstrecken der Hauptgerinne im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa im März 1989 .....	170
6.2.2/16	Schwermetallgehalte unfiltrierter Wasserproben an den Probestellen 20 und 21 zwischen dem 13. und 29.03.1989.....	170
6.2.2/17	Fließstrecken der Hauptgerinne im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa im Juni 1989 .....	172
<b>6.2.2/18</b>	Jahresniederschlagsverteilung S. Giovanni (Domusnovas) 1990.....	<b>XXIV</b>
6.2.2/19	Fließstrecken der Hauptgerinne im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa im April 1990 .....	172
6.2.2/20	Längsprofil unfiltrierter Wasserproben des Riu sa Duchessa vom 05.04.1990 .....	173
6.2.2/21	Fließstrecken der Hauptgerinne im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa im Januar 1991.....	173
6.2.3/1	Beschaffenheit der Fließgerinne im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa. ....	178
6.2.3/2	Elementgehalte in Sedimenten des Riu sa Duchessa vom 19.03.1988 und 09.01.1991.....	179
6.2.5/1	Geologische Karte der Einzugsgebiete vom Flumini Mannu und Riu Cixerri.....	182
6.2.5/2	Schwermetallgehalte der fließenden Welle des Riu S. Giovanni und Riu Cixerri vom 16.03.1989.....	183
6.2.5/3	Schwermetallgehalte der fließenden Welle des Riu S. Giovanni und Riu Cixerri vom 11.09.1992.....	183
6.2.5/4	Wasserphysikalische und -chemische Parameter aus der fließenden Welle des Riu S. Giovanni und Riu Cixerri vom 16.03.1989.....	184
6.2.5/5	Wasserphysikalische und -chemische Parameter aus der fließenden Welle des Riu S. Giovanni und Riu Cixerri vom 11.09.1992.....	185
6.2.5/6	Elementgehalte in Sedimenten des Riu S. Giovanni und Riu Cixerri zwischen dem 28.03.1984 und 17.03.1989.....	186
6.2.6/1	Schwermetallgehalte von <i>Inula viscosa</i> (3/86; 7/86) im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	189
6.2.6/2	Schwermetallgehalte von <i>Pistazia lentiscus</i> (7/86) im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	192
6.2.6/3	Schwermetallgehalte von <i>Pistazia lentiscus</i> (11/86) im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	193
6.2.6/4	Eisen-, Zink-, Quecksilber- und Bleigehalte von <i>Pistazia lentiscus</i> (3/87) im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	194
6.2.6/5	Eisen-, Zink-, Cadmium- und Bleigehalte von <i>Arbutus unedo</i> (7/86) im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	197
6.2.6/6	Eisen-, Zink-, Cadmium- und Bleigehalte von <i>Arbutus unedo</i> (11/86) im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	197
6.2.6/7	Eisen-, Zink-, Cadmium- und Bleigehalte von <i>Arbutus unedo</i> (3/87) im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	198

6.2.6/8	Eisen-, Zink-, Cadmium- und Bleigehalte von <i>Arbutus unedo</i> (1/91) im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	198
6.2.6/9	Eisengehalte von <i>Quercus ilex</i> im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa zwischen Juli 1986 und Januar 1991 .....	200
6.2.6/10	Chrom- und Nickelgehalte von <i>Quercus ilex</i> im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa im März und Juli 1987 .....	201
6.2.6/11	Kupfergehalte von <i>Quercus ilex</i> im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa zwischen März 1986 und Januar 1991 .....	202
6.2.6/12	Zinkgehalte von <i>Quercus ilex</i> im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa zwischen Juli 1986 und Januar 1991 .....	203
6.2.6/13	Cadmiumgehalte von <i>Quercus ilex</i> im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa zwischen März 1986 und Januar 1991 .....	204
6.2.6/14	Quecksilbergehalte von <i>Quercus ilex</i> im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa zwischen Juli 1986 und Januar 1991 .....	205
6.2.6/15	Bleigehalte von <i>Quercus ilex</i> im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa zwischen März 1986 und Januar 1991 .....	206
6.2.7/1	Immissionswerte der Station 1 zwischen Juli 1986 und Januar 1991 .....	209
6.2.7/2	Immissionswerte der Station 2 zwischen Juli 1986 und Januar 1991 .....	210
6.2.7/3	Immissionswerte der Station 3 zwischen Juli 1986 und Januar 1991 .....	211
6.2.7/4	Immissionswerte der Station 4 zwischen Juli 1986 und Januar 1991 .....	212
6.2.7/5	Immissionswerte der Station 5 zwischen März 1987 und Januar 1991 .....	213
6.2.7/6	Immissionswerte der Station 6 zwischen März 1988 und Januar 1991 .....	214
6.2.7/7	Immissionswerte der Station 7 zwischen Juli 1986 und Januar 1991 .....	214
6.2.7/8	Immissionswerte der Station 8 zwischen März 1987 und März 1989 .....	215
6.2.7/9	Immissionswerte der Station 9 zwischen Juli 1986 und Januar 1991 .....	216
6.2.7/10	Immissionswerte der Station 10 zwischen Juli 1986 und Januar 1991 .....	217
6.2.7/11	Vergleich der Chrom- und Eisengehalte aller Immissionsstationen zwischen Juli 1986 und Januar 1991 .....	219
6.2.7/12	Vergleich der Nickel- und Kupfergehalte aller Immissionsstationen zwischen Juli 1986 und Januar 1991 .....	219
6.2.7/13	Vergleich der Zink- und Cadmiumgehalte aller Immissionsstationen zwischen Juli 1986 und Januar 1991 .....	220
6.2.7/14	Vergleich der Quecksilber- und Bleigehalte aller Immissionsstationen zwischen Juli 1986 und Januar 1991 .....	220
6.3.1/1	Querprofil FG im Arbeitsgebiet von Portoscuso .....	224
6.3.1/2	Querprofil DE im Arbeitsgebiet von Portoscuso .....	225
6.3.1/3	Aufschluß nordwestlich von Paringianu an der Probestelle 20 .....	226
6.3.1/4	Aufschluß an der Probestelle 47 östlich von Paringianu .....	228
<b>6.3.1.1/1</b>	Korngrößenverteilungsdiagramme 1 ausgewählter Böden der Region um Portoscuso .....	<b>XXXV</b>
<b>6.3.1.1/2</b>	Korngrößenverteilungsdiagramme 2 ausgewählter Böden der Region um Portoscuso .....	<b>XXXVI</b>
<b>6.3.1.1/3</b>	Korngrößenverteilungsdiagramme 3 ausgewählter Böden der Region um Portoscuso .....	<b>XXXVII</b>
6.3.1.1/4	Eisenkonzentrationen der Oberböden im engeren und weiteren Arbeitsgebiet von Portoscuso .....	232
6.3.1.1/5	Zink- und Cadmiumkonzentrationen der Oberböden im engeren und weiteren Arbeitsgebiet von Portoscuso .....	234
6.3.1.2/1	Tiefenbezogene Verteilungskurven von Schwermetallen in ausgewählten Profilen im Arbeitsgebiet von Portoscuso .....	238
<b>6.3.2/1</b>	Jahresniederschlagsverteilung Carloforte 1986 .....	<b>XXXVIII</b>
<b>6.3.2/2</b>	Jahresniederschlagsverteilung Carloforte 1987 .....	<b>XXXVIII</b>
<b>6.3.2/3</b>	Jahresniederschlagsverteilung Carloforte 1988 .....	<b>XXXVIII</b>
<b>6.3.2/4</b>	Jahresniederschlagsverteilung Carloforte 1989 .....	<b>XXXVIII</b>

<b>6.3.2/5</b>	Jahresniederschlagsverteilung Carloforte 1990.....	<b>XXXIX</b>
6.3.2/6	Elementgehalte unfiltrierter Proben aus der fließenden Welle des Ringkanals bei Portoscuso zwischen dem 30.03.1987 und dem 21.03.1994 .....	242
6.3.2/7	Wasserphysikalische und -chemische Parameter aus dem Fließwasserkörper des Ringkanals bei Portoscuso vom 21.3.1994 .....	244
6.3.3/1	Schwermetallgehalte in Sedimenten aus dem Ringkanal bei Portoscuso vom 07.04.1990.....	245
6.3.4/1	Eisenkonzentrationen von <i>Inula viscosa</i> (7/86) im Arbeitsgebiet von Portoscuso.....	247
6.3.4/2	Kupferkonzentrationen von <i>Inula viscosa</i> (7/86) im Arbeitsgebiet von Portoscuso. ....	248
6.3.4/3	Zink- und Cadmiumkonzentrationen von <i>Inula viscosa</i> (7/86) im Arbeitsgebiet von Portoscuso.....	250
6.3.4/4	Räumliches Verteilungsbild der Cadmiumkonzentrationen von <i>Inula viscosa</i> (7/86) im näheren Arbeitsgebiet von Portoscuso .....	251
6.3.4/5	Quecksilberkonzentrationen von <i>Inula viscosa</i> (7/86) im Arbeitsgebiet von Portoscuso.....	251
6.3.4/6	Elementkonzentrationen von <i>Pistazia lentiscus</i> (7/86) im näheren Arbeitsgebiet von Portoscuso .....	254
6.3.4/7	Elementkonzentrationen von <i>Pistazia lentiscus</i> (11/86) im näheren Arbeitsgebiet von Portoscuso .....	255
6.3.4/8	Elementkonzentrationen von <i>Pistazia lentiscus</i> (11/86) im erweiterten Arbeitsgebiet von Portoscuso.....	256
6.3.4/9	Elementkonzentrationen von <i>Pistazia lentiscus</i> (3/87) im näheren Arbeitsgebiet von Portoscuso .....	257
6.3.4/10	Elementkonzentrationen von <i>Pistazia lentiscus</i> (3/87) im erweiterten Arbeitsgebiet von Portoscuso.....	258
6.3.4/11	Cadmium-, Quecksilber- und Bleikonzentrationen von <i>Arbutus unedo</i> (7/86) im Arbeitsgebiet von Portoscuso.....	259
6.3.4/12	Cadmium- und Bleikonzentrationen von <i>Arbutus unedo</i> zwischen November 1986 und März 1989 im engeren Arbeitsgebiet von Portoscuso.....	261
6.3.4/13	Cadmium- und Bleikonzentrationen von <i>Arbutus unedo</i> zwischen November 1986 und März 1989 im weiteren Arbeitsgebiet von Portoscuso.....	262
6.3.4/14	Konzentrationen ausgewählter Schwermetalle auf den Blättern von <i>Vitis vinifera hort.</i> (7/86) im weiteren Arbeitsgebiet von Portoscuso .....	264
6.3.4/15	Konzentrationen von Eisen und Kupfer auf den Blättern von <i>Vitis vinifera hort.</i> (7/86) im weiteren Arbeitsgebiet von Portoscuso .....	265
6.3.4/16	Konzentrationen ausgewählter Schwermetalle auf den Blättern von <i>Vitis vinifera hort.</i> (7/86) im engeren Arbeitsgebiet von Portoscuso .....	265
6.4/1	Ausgewählte Beispiele verschiedener Keimungsraten und Wachstumsverläufe beim Kressetest (1) .....	271
6.4/2	Ausgewählte Beispiele verschiedener Keimungsraten und Wachstumsverläufe beim Kressetest (2) .....	272
6.4/3	Ausgewählte Beispiele verschiedener Keimungsraten und Wachstumsverläufe beim Kressetest (3) .....	273
6.4/4	Ausgewählte Beispiele verschiedener Keimungsraten und Wachstumsverläufe beim Kressetest (4) .....	273
6.4/5	Ausgewählte Beispiele verschiedener Keimungsraten und Wachstumsverläufe beim Kressetest (5) .....	274
6.4/6	Ausgewählte Beispiele verschiedener Keimungsraten und Wachstumsverläufe beim Kressetest (6) .....	275
6.4/7	Ausgewählte Beispiele verschiedener Keimungsraten und Wachstumsverläufe beim Kressetest (7) .....	276
6.4/8	Ausgewählte Beispiele verschiedener Keimungsraten und Wachstumsverläufe beim Kressetest (8) .....	277
6.4/9	Ausgewählte Beispiele verschiedener Keimungsraten und Wachstumsverläufe beim Kressetest (9) .....	278

6.4/10	Wachstumsaspekte (1) der Kressepflanzen im Vergleich der drei Arbeitsgebiete. ....	281
6.4/11	Wachstumsaspekte (2) der Kressepflanzen im Vergleich der drei Arbeitsgebiete. ....	281
6.4/12	Vergleich der Kupfer-, Cadmium- und Bleikonzentrationen von Böden und Spinat in Pixinamanna und Portoscuso .....	285
6.4/13	Vergleich der Kupfer-, Cadmium- und Bleikonzentrationen von Böden und Spinat im Marganei .....	286
7.1/1	Tiefenverteilungskurven der Schwermetalle von zwei ausgewählten Profilen in Pixinamanna.....	289
7.1/2	Häufigkeitsverteilung der Schwermetall-Gesamtgehalte der A-Horizonte in Pixinamanna.....	290
7.1/3	Horizontbezogene Häufigkeitsverteilung der Schwermetall-Gesamtgehalte in Pixinamanna.....	291
7.1/4	Häufigkeitsverteilung der Schwermetall-Gesamtgehalte der A-Horizonte im Marganei.....	297
7.1/5	Horizontbezogene Häufigkeitsverteilung der Schwermetall-Gesamtgehalte im Marganei.....	298
7.1/6	Häufigkeitsverteilung der Schwermetall-Gesamtgehalte der A-Horizonte im Arbeitsgebiet von Portoscuso.....	304
7.1/7	Horizontbezogene Häufigkeitsverteilung der Schwermetall-Gesamtgehalte im Arbeitsgebiet von Portoscuso.....	305
7.2.1/1	Vergleich der Blattkonzentrationen ausgewählter Pflanzen in den drei Untersuchungsgebieten zu verschiedenen Entnahmezeitpunkten .....	311
7.2.1/2	Häufigkeitsverteilung der Schwermetallgehalte in den Blättern von <i>Inula viscosa</i> (7/86).. .....	312
7.2.1/3	Häufigkeitsverteilung der Schwermetallgehalte in den Blättern von <i>Pistazia lentiscus</i> (7/86 bis 3/87).. .....	313
7.2.1/4	Häufigkeitsverteilung der Schwermetallgehalte in den Blättern von <i>Arbutus unedo</i> (7/86 bis 3/87).. .....	314
7.2.1/5	Häufigkeitsverteilung der Schwermetallgehalte in den Blättern von <i>Quercus ilex</i> (7/86 bis 3/87).. .....	315
7.2.1/6	Häufigkeitsverteilung der Schwermetallgehalte in den Blättern von <i>Asphodelus microcarpus</i> , <i>Euphorbia dendroides</i> (Marganei, 7/86) und <i>Vitis vinifera</i> hort. (Portoscuso, 7/86).. .....	316
7.2.1/7	Cadmium- und Bleigehalte von <i>Inula viscosa</i> in Abhängigkeit vom Gehalt des Bodens für den Kontrollstandort und die Industriezone .....	322
7.2.1/8	Zink- und Cadmiumgehalte von <i>Pistazia lentiscus</i> in Abhängigkeit vom Gehalt des Bodens in Portoscuso .....	322
7.2.1/9	Eisen- und Kupfergehalte von <i>Pistazia lentiscus</i> in Abhängigkeit vom Gehalt des Bodens in Pixinamanna .....	323
7.2.1/10	Eisen- und Kupfergehalte von <i>Quercus ilex</i> in Abhängigkeit vom Gehalt des Bodens in Pixinamanna und im Marganei .....	323
7.2.1/11	R-Qu - Werte der linearen Korrelationen für einzelne Schwermetalle in Abhängigkeit von Pflanzen und Probenahmezeitpunkten .....	324
7.2.1/12	Mean Ranks des Friedmann Testes für die Schwermetallgehalte in den Blättern von <i>Arbutus unedo</i> und <i>Pistazia lentiscus</i> aus den drei Untersuchungsgebieten.....	326
7.2.1/13	Ausgewählte Transferfaktoren für Eisen .....	330
7.2.1/14	Ausgewählte Transferfaktoren für Kupfer .....	330
7.2.1/15	Ausgewählte Transferfaktoren für Zink .....	331
7.2.1/16	Ausgewählte Transferfaktoren für Cadmium .....	331
7.2.1/17	Ausgewählte Transferfaktoren für Quecksilber .....	332
7.2.1/18	Ausgewählte Transferfaktoren für Blei .....	332

7.3/1	Immissionshöhen von Chrom zu den verschiedenen Meßzeitpunkten im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	340
7.3/2	Immissionshöhen von Eisen zu den verschiedenen Meßzeitpunkten im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	340
7.3/3	Immissionshöhen von Kupfer zu den verschiedenen Meßzeitpunkten im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	341
7.3/4	Immissionshöhen von Zink zu den verschiedenen Meßzeitpunkten im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	341
7.3/5	Immissionshöhen von Cadmium zu den verschiedenen Meßzeitpunkten im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	342
7.3/6	Immissionshöhen von Quecksilber zu den verschiedenen Meßzeitpunkten im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	342
7.3/7	Immissionshöhen von Blei zu den verschiedenen Meßzeitpunkten im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	343

## TABELLENVERZEICHNIS

2.1/1	Physikalisch-chemische Charakteristika ausgewählter Schwermetalle .....	08
2.1/2	Ionenradien ausgewählter Schwermetalle .....	08
2.2/1	Durchschnittsgehalte ausgewählter Schwermetalle in Fest- und Lockergesteinen .....	09
2.2/2	Klassifizierung ökologisch bedeutsamer Schwermetalle .....	10
2.2/3	Schwermetallgehalte von Böden unterschiedlich belasteter Regionen.....	10
2.3/1	Natürliche und anthropogene Quellen der atmosphärischen Emission in 10 <sup>3</sup> t/a .....	11
3.1/1	Mögliche Bindungsformen von Metallen in Böden sowie der Reaktionen, die zu einer Freisetzung der Elemente als Ionen oder lösliche Komplexe führen.....	17
3.1/2	Einfluß pedogenetischer Prozesse auf die Metallverteilung im Boden .....	18
<b>3.1.2/1</b>	<b>Bewertungsmaßstäbe für ausgewählte Schwermetalle - Teil 1 .....</b>	<b>XL</b>
<b>3.1.2/2</b>	<b>Bewertungsmaßstäbe für ausgewählte Schwermetalle - Teil 2 .....</b>	<b>XLI</b>
3.4/1	Ergebnisse von Schwermetall-Immissionsmessungen in µg/ m <sup>2</sup> d.....	35
<b>4./1</b>	<b>Arbeitsablauf der Untersuchungen in Südsardinien .....</b>	<b>XLII</b>
<b>4.1.2.1/1</b>	<b>Vergleich der Schwermetallgehalte (Oberbodenhorizonte) der 4 Quadranten einer 10 m<sup>2</sup> Fläche mit den zugehörigen Mischproben der Gesamtfläche.....</b>	<b>XLIII</b>
<b>4.1.2.1/2</b>	<b>Vergleich der gemessenen und berechneten Mittelwerte einer 10 m<sup>2</sup> Fläche .....</b>	<b>XLIV</b>
<b>4.1.2.1/3</b>	<b>Untersuchung von mehreren Einzelproben (Oberbodenhorizonte) im Umfeld der Probenahmestelle.....</b>	<b>XLV</b>
<b>4.1.2.1/4</b>	<b>Vergleich der Tiefenverteilung der Schwermetalle im Umfeld einzelner Probenahmestellen in Pixinamanna.....</b>	<b>XLVI</b>
4.1.2.2/1	Schwermetallgehalte von gleichzeitig gewonnenen Parallelproben aus der fließenden Welle bei Trockenwetterabflüssen .....	42
<b>4.1.2.2/2</b>	<b>Querprofile am Pixinamanna an der Probestelle 10 .....</b>	<b>XLVII</b>
<b>4.1.2.2/3</b>	<b>Querprofile am Riu sa Duchessa (Marganei) an der Probestelle 21.....</b>	<b>XLVII</b>
<b>4.1.2.2/4</b>	<b>Tagesgänge am Pixinamanna an der Wasserprobestelle 10 .....</b>	<b>XLVII</b>
<b>4.1.2.2/5</b>	<b>Tagesgänge am Riu sa Duchessa (Marganei) an den Probestellen 20 und 21.....</b>	<b>XLVIII</b>
4.1.2.3/1	Paralleluntersuchung von mehreren <i>Pistazia lentiscus</i> -Proben in Pixinamanna am Standort 19.....	44
4.1.2.3/2	Paralleluntersuchung von mehreren <i>Arbutus unedo</i> -Proben in Pixinamanna am Standort 19.....	45
<b>4.1.2.3/3</b>	<b>Differenzierte Erfassung der Blattauflagen bei <i>Pistazia lentiscus</i> in Pixinamanna am Standort 19.....</b>	<b>XLIX</b>

<b>4.1.2.3/4a</b>	Ermittlung elementbezogener Blattauflagen bei <i>Pistazia lentiscus</i> in Pixinamanna 3/87.....	<b>L</b>
<b>4.1.2.3/4b</b>	Ermittlung elementbezogener Blattauflagen bei <i>Pistazia lentiscus</i> in Pixinamanna 3/89.....	<b>LI</b>
<b>4.1.2.3/5</b>	Differenzierte Erfassung der Blattauflagen bei <i>Arbutus unedo</i> in Pixinamanna am Standort 19.....	<b>LII</b>
<b>4.1.2.3/6a</b>	Ermittlung elementbezogener Blattauflagen bei <i>Arbutus unedo</i> in Pixinamanna 3/87.....	<b>LIII</b>
<b>4.1.2.3/6b</b>	Ermittlung elementbezogener Blattauflagen bei <i>Arbutus unedo</i> in Pixinamanna 3/89.....	<b>LIV</b>
<b>4.1.2.3/7</b>	Differenzierte Erfassung der Blattauflagen bei <i>Arbutus unedo</i> und <i>Quercus ilex</i> im Marganei.....	<b>LV</b>
4.1.2.3/8	Statistische Kennzahlen zu den ermittelten Blattauflagen im Marganei.....	48
<b>4.1.2.3/9a</b>	Ermittlung elementbezogener Blattauflagen bei <i>Arbutus unedo</i> (1) im Marganei.....	<b>LVI</b>
<b>4.1.2.3/9b</b>	Ermittlung elementbezogener Blattauflagen bei <i>Arbutus unedo</i> (2) im Marganei.....	<b>LVII</b>
<b>4.1.2.3/10a</b>	Ermittlung elementbezogener Blattauflagen bei <i>Quercus ilex</i> (1) im Marganei.....	<b>LVIII</b>
<b>4.1.2.3/10b</b>	Ermittlung elementbezogener Blattauflagen bei <i>Quercus ilex</i> (2) im Marganei.....	<b>LIX</b>
<b>4.1.2.3/11</b>	Vergleich orientiert entnommener Pflanzenproben mit Mischproben in Pixinamanna.....	<b>LX</b>
<b>4.1.2.3/12</b>	Vergleich orientiert entnommener Pflanzenproben mit Mischproben im Marganei.....	<b>LXI</b>
<b>4.1.2.3/13</b>	Vergleich orientiert entnommener Pflanzenproben mit Mischproben in Portoscuso.....	<b>LXII</b>
4.1.2.3/14	Statistische Kennzahlen zu den orientiert entnommenen Pflanzenproben in den drei Arbeitsgebieten.....	53
4.4.1/1	Test unterschiedlicher Vorbehandlungsmethoden bei der Schwermetallanalytik.....	59
<b>4.4.1/2</b>	Vergleich von drei verschiedenen naßchemischen Aufschlußverfahren.....	<b>LXII</b>
<b>4.4.1/3</b>	Mehrfachbestimmung und Vergleich zweier Aufschlußverfahren (Königswasser und HNO <sub>3</sub> /H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> ).....	<b>LXIII</b>
<b>4.4.1/4</b>	Vergleich verschiedener Analyseverfahren für Blei im Marganei.....	<b>LXIII</b>
4.4.1/5	Mehrfachbestimmungen von Einzelproben zur Ermittlung statistischer Kennzahlen.....	60
4.4.2/1	Wiederfindungsraten einzelner Schwermetalle bei der Anreicherung an Hyphan.....	62
4.4.2/2	Mehrfachbestimmungen von Wasserproben mit bekannten Schwermetallgehalten zur Ermittlung statistischer Kennzahlen.....	63
<b>4.4.3/1</b>	Mehrfachbestimmungen von Pflanzenproben.....	<b>LXIV</b>
4.4.3/2	Statistische Kennzahlen der Pflanzenproben.....	63
4.5.1/1	Erfassung der Veränderung der Keimfähigkeit von Kresse zwischen Dezember 1990 und August 1992.....	65
<b>4.5.2/1</b>	Bodenphysikalische und -chemische Kennwerte der Kontrollböden bei den Kressetests.....	<b>LXV</b>
<b>4.5.2/2</b>	Lage und Reihenfolge der Petrischalen bei den Kresseversuchen.....	<b>LXV</b>
<b>4.5.2/3</b>	Beispielsprotokoll der Kressetests für zwei Petrischalen aus Portoscuso.....	<b>LXVI</b>
4.5.2/4	Mehrfachbestimmungen von Kressesamen.....	69
<b>6.1.1.1/1</b>	Analysendaten 1 der Böden von Pixinamanna.....	<b>LXVII</b>
<b>6.1.1.1/2</b>	Analysendaten 2 der Böden von Pixinamanna.....	<b>LXVIII</b>
<b>6.1.1.1/3</b>	Analysendaten 3 der Böden von Pixinamanna.....	<b>LXIX</b>

<b>6.1.1.1/4</b>	Gesamtgehalte 1 der Schwermetalle aller Probestellen in Pixinamanna.....	<b>LXIX</b>
<b>6.1.1.1/5</b>	Gesamtgehalte 2 der Schwermetalle aller Probestellen in Pixinamanna.....	<b>LXX</b>
<b>6.1.1.1/6</b>	Gesamtgehalte 3 der Schwermetalle aller Probestellen in Pixinamanna.....	<b>LXXI</b>
<b>6.1.1.1/7</b>	Gesamtgehalte 4 der Schwermetalle aller Probestellen in Pixinamanna.....	<b>LXXII</b>
6.1.1.1/8	Statistische Kenngrößen der Bodenschwermetallgehalte in Pixinamanna .....	104
<b>6.1.1.1/9</b>	Mit Ammoniumnitratlösung extrahierbare Bodenschwermetallanteile (1) in Pixinamanna.....	<b>LXXII</b>
<b>6.1.1.1/10</b>	Mit Ammoniumnitratlösung extrahierbare Bodenschwermetallanteile (2) in Pixinamanna.....	<b>LXXIII</b>
<b>6.1.1.1/11</b>	Mit Ammoniumnitratlösung extrahierbare Bodenschwermetallanteile (3) in Pixinamanna.....	<b>LXXIV</b>
6.1.1.1/12	Statistische Kenngrößen der Schwermetallgehalte aus den Eluaten in Pixinamanna.....	108
<b>6.1.2/1</b>	Wasserphysikalische und -chemische Parameter der fließenden Welle des Pixinamanna vom 26.2. bis 26.04.1981 .....	<b>LXXV</b>
6.1.2/2	Berechneter Elementaustrag durch die Torrente Pixinamanna im Frühjahr 1981 .....	117
<b>6.1.2/3</b>	Schwermetallgehalte und wasseranalytische Daten von unfiltrierten Wasserproben des Pixinamannas zwischen dem 5.11. und 4.12. 1982 .....	<b>LXXVI</b>
6.1.2/4	Schwermetallgehalte von Kluftgrundwasseraustrittsstellen im Einzugsgebiet. ....	119
<b>6.1.2/5</b>	Schwermetallgehalte und wasseranalytische Daten von unfiltrierten Wasser- proben des Pixinamannas zwischen dem 11.11.1983 und dem 7.4. 1984.....	<b>LXXVII</b>
<b>6.1.2/6</b>	Schwermetallgehalte und wasseranalytische Daten von unfiltrierten Wasser- proben des Pixinamannas vom März 1986.....	<b>LXXVIII</b>
<b>6.1.2/7</b>	Schwermetallgehalte von unfiltrierten Wasserproben des Pixinamannas vom Frühjahr 1987 und 1988 .....	<b>LXXIX</b>
<b>6.1.2.1/1</b>	Menge und Schwermetallkonzentrationen von Schwebstoffen an Probestelle 10 .....	<b>LXXIX</b>
<b>6.1.3/1</b>	Schwermetallgehalte von Bachsedimenten des Pixinamannas zwischen dem 5.7.1986 und dem 11.3.1988.....	<b>LXXX</b>
<b>6.1.4/1</b>	Schwermetallkonzentrationen von <i>Inula viscosa</i> im Einzugsgebiet des Pixinamanna.....	<b>LXXX</b>
6.1.4/2	Statistische Kenngrößen der Pflanzenschwermetallgehalte in Pixinamanna.....	129
<b>6.1.4/3</b>	Schwermetallkonzentrationen von <i>Pistazia lentiscus</i> im Einzugsgebiet des Pixinamanna.....	<b>LXXXI</b>
<b>6.1.4/4</b>	Schwermetallkonzentrationen von <i>Arbutus unedo</i> im Einzugsgebiet des Pixinamanna.....	<b>LXXXII</b>
<b>6.1.4/5</b>	Schwermetallkonzentrationen von <i>Quercus ilex</i> im Einzugsgebiet des Pixinamanna.....	<b>LXXXIII</b>
6.1.5/1	Kurzfristige niederschlagsbezogene Immissionsmessungen im Einzugsgebiet Pixinamanna.....	135
6.1.5/2	Immissionsmessungen im Einzugsgebiet Pixinamanna .....	135
<b>6.2.1.1/1</b>	Analysendaten 1 der Böden aus dem Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	<b>LXXXIV</b>
<b>6.2.1.1/2</b>	Analysendaten 2 der Böden aus dem Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	<b>LXXXV</b>
<b>6.2.1.1/3</b>	Analysendaten 3 der Böden aus dem Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	<b>LXXXVI</b>
<b>6.2.1.1/4</b>	Gesamtgehalte 1 der Schwermetalle aller Probestellen im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	<b>LXXXVI</b>
<b>6.2.1.1/5</b>	Gesamtgehalte 2 der Schwermetalle aller Probestellen im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	<b>LXXXVII</b>

<b>6.2.1.1/6</b>	Gesamtgehalte 3 der Schwermetalle aller Probestellen im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	<b>LXXXVIII</b>
<b>6.2.1.1/7</b>	Gesamtgehalte 4 der Schwermetalle aller Probestellen im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	<b>LXXXIX</b>
6.2.1.1/8	Statistische Kenngrößen der Bodenschwermetallgehalte im Marganei .....	145
<b>6.2.1.1/9</b>	Mit Ammoniumnitratlösung extrahierbare Elementanteile ausgewählter Proben (1) im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa.....	<b>XC</b>
<b>6.2.1.1/10</b>	Mit Ammoniumnitratlösung extrahierbare Elementanteile ausgewählter Proben (2) im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa.....	<b>XCI</b>
<b>6.2.1.1/11</b>	Mit Ammoniumnitratlösung extrahierbare Elementanteile ausgewählter Proben (3) im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa.....	<b>XCII</b>
6.2.1.1/12	Statistische Kenngrößen der Schwermetallgehalte aus den Eluaten im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	151
<b>6.2.2/1</b>	Schwermetallgehalte von filtrierten und unfiltrierten Wasserproben des Riu sa Duchessa vom 09.11.1983 .....	<b>XCIII</b>
<b>6.2.2/2</b>	Schwermetallgehalte von unfiltrierten Wasserproben des Riu sa Duchessa vom 30.11.1983 .....	<b>XCIII</b>
<b>6.2.2/3</b>	Schwermetallgehalte von unfiltrierten Wasserproben des Riu sa Duchessa vom 28.03.1984 .....	<b>XCIV</b>
<b>6.2.2/4</b>	Totalgehalte von Schwermetallen aus extrem belasteten Fließgewässern .....	<b>XCIV</b>
6.2.2/5	Berechneter Elementaustag durch den Riu sa Duchessa im Abflußhalbjahr 1983/84 .....	165
<b>6.2.2/6</b>	Schwermetallgehalte vom Riu sa Duchessa im hydrologischen Jahr 1986/87.....	<b>XCIV</b>
<b>6.2.2/7</b>	Schwermetallgehalte vom Riu sa Duchessa im hydrologischen Jahr 1987/88.....	<b>XCIV</b>
<b>6.2.2/8</b>	Schwermetallgehalte vom Riu sa Duchessa im hydrologischen Jahr 1988/89.....	<b>XCIV</b>
<b>6.2.2/9</b>	Wasserphysikalische und -chemische Daten vom Riu sa Duchessa im März 1989 .....	<b>XCVI</b>
6.2.2/10	Schwermetallgehalte von Karstwässern .....	171
<b>6.2.2/11</b>	Schwermetallgehalte vom 16.06.1989 aus dem Riu sa Duchessa .....	<b>XCVI</b>
<b>6.2.2/12</b>	Schwermetallgehalte von unfiltrierten Wasserproben des Riu sa Duchessa vom 05.04.1990.....	<b>XCVI</b>
<b>6.2.2/13</b>	Schwermetallgehalte von unfiltrierten Wasserproben des Riu sa Duchessa vom 09.01.1991.....	<b>XCVII</b>
6.2.2.1/1	Menge und Schwermetallkonzentrationen von Schwebstoffen aus dem Riu sa Duchessa an Probestelle 21 .....	174
6.2.2.1/2	Schwermetallgehalte von Schwebstoffen deutscher und sardischer Fließgewässer .....	175
<b>6.2.3/1</b>	Schwermetallgehalte von Bachsedimenten des Riu sa Duchessa vom 19.08.1988 und 09.01.1991.....	<b>XCVII</b>
<b>6.2.4/1</b>	Schwermetallgehalte von Höhlenlehm aus dem Karstsystem der Grotta di S. Giovanni .....	<b>XCVII</b>
<b>6.2.5/1</b>	Schwermetallgehalte von Längsprofilen im Vorflutgebiet des Riu sa Duchessa vom März 1989 und September 1992.....	<b>XCVIII</b>
<b>6.2.5/2</b>	Wasserphysikalischen und -chemischen Parameter aus der fließenden Welle im Vorflutgebiet des Riu sa Duchessa .....	<b>XCVIII</b>
<b>6.2.5/3</b>	Schwermetallgehalte von Bachsedimenten des Riu S. Giovanni und des Riu Cixerri vom März 1984, 1987 und 1989 .....	<b>XCIX</b>
<b>6.2.6/1</b>	Schwermetallkonzentrationen von <i>Inula viscosa</i> im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	<b>XCIX</b>
<b>6.2.6/2</b>	Schwermetallkonzentrationen von <i>Pistazia lentiscus</i> im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa (7/86 bis 3/87) .....	<b>C</b>
6.2.6/3	Statistische Kenngrößen der Pflanzenschwermetallgehalte im Marganei .....	190

6.2.6/4	Schwermetallkonzentrationen von <i>Pistazia lentiscus</i> im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa (1/91).....	195
6.2.6/5	Schwermetallkonzentrationen von <i>Pistazia lentiscus</i> an zwei Probestellen zu verschiedenen Zeitpunkten .....	195
<b>6.2.6/6</b>	Schwermetallkonzentrationen von <i>Arbutus unedo</i> im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa (7/86 bis 3/87) .....	<b>CI</b>
<b>6.2.6/7</b>	Schwermetallkonzentrationen von <i>Quercus ilex</i> im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa (3/86 bis 11/86) .....	<b>CII</b>
<b>6.2.6/8</b>	Schwermetallkonzentrationen von <i>Quercus ilex</i> im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa (3/87 bis 3/89) .....	<b>CIII</b>
<b>6.2.6/9</b>	Schwermetallkonzentrationen von <i>Asphodelus microcarpus</i> und <i>Euphorbia dendroides</i> im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa (7/86) .....	<b>CIII</b>
<b>6.2.7/1</b>	Immissionsmessungen im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa zwischen Juli 1986 und Januar 1991 .....	<b>CIV</b>
6.2.8/1	Untersuchungen von Pecorino - Proben aus dem Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	222
<b>6.3.1.1/1</b>	Analysendaten der Böden aus der Region um Portoscuso.....	<b>CV</b>
<b>6.3.1.1/2</b>	Gesamtgehalte der Schwermetalle aller Probestellen aus der Region um Portoscuso .....	<b>CVI</b>
6.3.1.1/3	Statistische Kenngrößen der Bodenschwermetallgehalte von Portoscuso.....	230
<b>6.3.1.1/4</b>	Mit Ammoniumnitratlösung extrahierbare Elementanteile ausgewählter Proben im Arbeitsgebiet von Portoscuso.....	<b>CVII</b>
6.3.1.1/5	Statistische Kenngrößen der Schwermetallgehalte aus den Eluaten im Arbeitsgebiet von Portoscuso.....	235
<b>6.3.2/1</b>	Schwermetallgehalte von Längsprofilen aus der fließenden Welle des Ringkanals bei Portoscuso zwischen dem 27.11.1986 und dem 21.03.1994 .....	<b>CVIII</b>
<b>6.3.2/2</b>	Wasserphysikalische und -chemische Daten aus der fließenden Welle des Ringkanals bei Portoscuso vom 21.03.1994 .....	<b>CIX</b>
<b>6.3.3/1</b>	Schwermetallgehalte von Sedimenten aus dem Ringkanal bei Portoscuso vom 07.04.1990.....	<b>CIX</b>
<b>6.3.4/1</b>	Lagebeziehungen und Schwermetallkonzentrationen von <i>Inula viscosa</i> (7/86) im Arbeitsgebiet von Portoscuso.....	<b>CIX</b>
6.3.4/2	Statistische Kenngrößen der Pflanzenschwermetallgehalte in Portoscuso .....	249
<b>6.3.4/3</b>	Schwermetallkonzentrationen von <i>Pistazia lentiscus</i> im Arbeitsgebiet von Portoscuso (7/86 bis 3/87).....	<b>CX</b>
6.3.4/4	Vergleich der Minima, Maxima und Mittelwerte von <i>Pistazia lentiscus</i> und <i>Arbutus unedo</i> in den drei Arbeitsgebieten zwischen Juli 1986 und März 1987 .....	252
<b>6.3.4/5</b>	Schwermetallkonzentrationen von <i>Arbutus unedo</i> im Arbeitsgebiet von Portoscuso (7/86 bis 3/89).....	<b>CXI</b>
<b>6.3.4/6</b>	Schwermetallkonzentrationen von <i>Vitis vinifera</i> im Arbeitsgebiet von Portoscuso (7/86) .....	<b>CXI</b>
6.3.4/7	Konzentrationen ausgewählter Schwermetalle auf den Blättern von <i>Vitis vinifera</i> in Abhängigkeit der Distanz zur Industriezone von Portoscuso (7/86) .....	263
6.3.5/1	Immissionsmessungen im Arbeitsgebiet von Portoscuso.....	268
<b>6.4/1</b>	Zeitliche Entwicklung der Zahl der Kressepflanzen (Pixinamanna) mit Farbveränderungen und sichtbaren Schädigungen der Folgeblätter .....	<b>CXII</b>
<b>6.4/2</b>	Zeitliche Entwicklung der Zahl der Kressepflanzen (Riu sa Duchessa) mit Farbveränderungen und sichtbaren Schädigungen der Folgeblätter .....	<b>CXII</b>
<b>6.4/3</b>	Zeitliche Entwicklung der Zahl der Kressepflanzen (Portoscuso) mit Farbveränderungen und sichtbaren Schädigungen der Folgeblätter .....	<b>CXIII</b>

6.4/4	Protokoll der Aufwuchsversuche mit Kresse auf den Böden aus dem Einzugsgebiet des Pixinamanna (1).....	CXIII
6.4/5	Protokoll der Aufwuchsversuche mit Kresse auf den Böden aus dem Einzugsgebiet des Pixinamanna (2).....	CXIV
6.4/6	Protokoll der Aufwuchsversuche mit Kresse auf den Böden aus dem Marganei (1).....	CXIV
6.4/7	Protokoll der Aufwuchsversuche mit Kresse auf den Böden aus dem Marganei (2).....	CXV
6.4/8	Protokoll der Aufwuchsversuche mit Kresse auf den Böden aus Portoscuso und den Standardböden.....	CXVI
6.4/9	Untergliederung des Aufwuchsverhaltens (1) bei den Kresstests.....	CXVII
6.4/10	Untergliederung des Aufwuchsverhaltens (2) bei den Kresstests.....	CXVIII
6.4/11	Erfassung der arbeitsgebietsbezogenen Wachstumsunterschiede bei den Kresstests.....	279
6.4/12	Mittelwerte der einzelnen Untersuchungsschritte bei den Kresstests.....	CXVIII
6.4/13	Schwermetallgehalte der auf den Böden von Pixinamanna gewachsenen Kressepflanzen.....	CXIX
6.4/14	Schwermetallgehalte der auf den Böden vom Marganei gewachsenen Kressepflanzen.....	CXX
6.4/15	Schwermetallgehalte der auf den Böden von Portoscuso gewachsenen Kressepflanzen.....	CXXI
6.4/16	Statistische Kenngrößen der Schwermetallgehalte der Kresse - Aufwuchsproben.....	282
6.4/17	Einteilung der Aufwuchsproben von Spinat in 4 Gewichtgruppen.....	CXXII
6.4/18	Schwermetallgehalte ausgewählter Böden und der darauf gewachsenen Spinatpflanzen.....	284
6.4/19	Statistische Kenngrößen der Schwermetallgehalte der Spinat - Aufwuchsproben.....	284
7.1/1	Nichtparametrische Korrelation (Spearman) von Bodenparametern und Schwermetallgehalten der A-Horizonte in Pixinamanna.....	292
7.1/2	Statistische Kennwerte horizontbezogener Bodenparameter in Pixinamanna.....	CXXII
7.1/3	Nichtparametrische Korrelationen (Spearman) von Bodenparametern und Schwermetallgehalten der M-, B- und C- Horizonte in Pixinamanna.....	294
7.1/4	Vergleich horizontbezogener Bodenparameter in Pixinamanna und im Marganei.....	298
7.1/5	Nichtparametrische Korrelationen (Spearman) von Bodenparametern und Schwermetallgehalten der A-Horizonte im Marganei.....	299
7.1/6	Statistische Kennwerte horizontbezogener Bodenparameter im Marganei.....	CXXIII
7.1/7	Nichtparametrische Korrelation (Spearman) von Korngrößen und Schwermetallgehalten der A-Horizonte im Marganei.....	300
7.1/8	Nichtparametrische Korrelationen (Spearman) von Bodenparametern und Schwermetallgehalten der Y-, M-, B- und C- Horizonte im Marganei.....	301
7.1/9	Statistische Kennwerte horizontbezogener Bodenparameter in Portoscuso.....	CXXIII
7.1/10	Nichtparametrische Korrelationen (Spearman) von Bodenparametern und Schwermetallgehalten der A-Horizonte in Portoscuso.....	306
7.1/11	Nichtparametrische Korrelationen (Spearman) von Bodenparametern und Schwermetallgehalten der R-Horizonte in Portoscuso.....	306
7.1/12	Vergleich der Mittelwerte ausgewählter Bodenparameter der A-Horizonte aller Arbeitsgebiete.....	CXXIV
7.2.1/1	Vergleich der Mittelwerte von <i>Pistazia lentiscus</i> , <i>Arbutus unedo</i> und <i>Quercus ilex</i> in den drei Arbeitsgebieten zwischen Juli 1986 und März 1987.....	310
7.2.1/2	Nichtparametrische Korrelation (Spearman) von Schwermetallgehalten in Böden und Blättern von <i>Inula viscosa</i> in Pixinamanna.....	317
7.2.1/3	Nichtparametrische Korrelation (Spearman) von Schwermetallgehalten in Böden und Blättern von <i>Pistazia lentiscus</i> in Pixinamanna.....	317
7.2.1/4	Nichtparametrische Korrelation (Spearman) von Schwermetallgehalten in Böden und Blättern von <i>Arbutus unedo</i> in Pixinamanna.....	318
7.2.1/5	Nichtparametrische Korrelation (Spearman) von Schwermetallgehalten in Böden und Blättern von <i>Quercus ilex</i> in Pixinamanna.....	318

7.2.1/6	Nichtparametrische Korrelation (Spearman) von Schwermetallgehalten in Böden und Blättern von <i>Pistazia lentiscus</i> im Marganei.....	CXXIV
7.2.1/7	Auf Jahreszeiten bezogene signifikante Korrelationen zwischen den gleichen Schwermetallen in Boden und Pflanze .....	319
7.2.1/8	Nichtparametrische Korrelation (Spearman) von Schwermetallgehalten in Böden und Blättern von <i>Arbutus unedo</i> im Marganei.....	CXXV
7.2.1/9	Nichtparametrische Korrelation (Spearman) von Schwermetallgehalten in Böden und Blättern von <i>Quercus ilex</i> im Marganei .....	CXXVI
7.2.1/10	Nichtparametrische Korrelation (Spearman) von Schwermetallgehalten in Böden und Blättern von <i>Inula viscosa</i> in Portoscuso .....	CXXVII
7.2.1/11	Nichtparametrische Korrelation (Spearman) von Schwermetallgehalten in Böden und Blättern von <i>Pistazia lentiscus</i> in Portoscuso.....	CXXVII
7.2.1/12	Nichtparametrische Korrelation (Spearman) von Schwermetallgehalten in Böden und Blättern von <i>Arbutus unedo</i> in Portoscuso.....	CXXVIII
7.2.1/13	Ergebnisse des Friedmann-Tests (Mean Rank der Entnahmezeiten und Signifikanzwahrscheinlichkeit).....	325
7.2.1/14	Mediane der Transferfaktoren Boden/Pflanze in Abhängigkeit von Schwermetall, Pflanze und Entnahmezeitraum der Blätter .....	327
7.2.1/15	Reihenfolge der Transferfaktoren .....	328
7.2.1/16	Nichtparametrische Korrelation (Spearman) der Schwermetalltransferfaktoren von <i>Pistazia lentiscus</i> (7/86).....	333
7.2.1/17	Nichtparametrische Korrelation (Spearman) der Schwermetalltransferfaktoren von <i>Arbutus unedo</i> (7/86).....	334
7.2.1/18	Nichtparametrische Korrelation (Spearman) der Schwermetalltransferfaktoren von <i>Quercus ilex</i> (7/86) .....	334
7.4.1/1	Maxima und Mittelwerte der Eluatkonzentrationen der drei Arbeitsgebiete .....	344
7.4.1/2	Prozentanteile der Ammoniumnitratextrakte von den Gesamtgehalten in Pixinamanna (1) .....	CXXIX
7.4.1/3	Prozentanteile der Ammoniumnitratextrakte von den Gesamtgehalten in Pixinamanna (2) .....	CXXX
7.4.1/4	Prozentanteile der Ammoniumnitratextrakte von den Gesamtgehalten in Pixinamanna (3) .....	CXXXI
7.4.1/5	Prozentanteile der Ammoniumnitratextrakte von den Gesamtgehalten in Pixinamanna (4) .....	CXXXI
7.4.1/6	Prozentanteile der Ammoniumnitratextrakte von den Gesamtgehalten in Pixinamanna (5) .....	CXXXII
7.4.1/7	Prozentanteile der Ammoniumnitratextrakte von den Gesamtgehalten in Pixinamanna (6) .....	CXXXIII
7.4.1/8	Prozentanteile der Ammoniumnitratextrakte von den Gesamtgehalten im Marganei (1) .....	CXXXIII
7.4.1/9	Prozentanteile der Ammoniumnitratextrakte von den Gesamtgehalten im Marganei (2) .....	CXXXIV
7.4.1/10	Prozentanteile der Ammoniumnitratextrakte von den Gesamtgehalten im Marganei (3) .....	CXXXV
7.4.1/11	Prozentanteile der Ammoniumnitratextrakte von den Gesamtgehalten im Marganei (4) .....	CXXXV
7.4.1/12	Prozentanteile der Ammoniumnitratextrakte von den Gesamtgehalten im Marganei (5) .....	CXXXVI
7.4.1/13	Prozentanteile der Ammoniumnitratextrakte von den Gesamtgehalten im Marganei (6) .....	CXXXVII
7.4.1/14	Prozentanteile der Ammoniumnitratextrakte von den Gesamtgehalten in Portoscuso (1) .....	CXXXVIII
7.4.1/15	Prozentanteile der Ammoniumnitratextrakte von den Gesamtgehalten in Portoscuso (2) .....	CXXXIX
7.4.1/16	Prozentbezogene Schwermetallanteile der Ammoniumnitratextrakte von den Gesamtgehalten in den einzelnen Untersuchungsgebieten.....	344

7.4.1/17	Nichtparametrische Korrelation (Spearman) von Bodenparametern und Schwermetallgehalten aus den Eluaten der Ammoniumnitratlösung.....	346
7.4.1/18	Nichtparametrische Korrelation (Spearman) von Schwermetallgesamtgehalten der Böden und Gehalten aus den Eluaten der Ammoniumnitratlösung.....	347
7.4.2/1	Nichtparametrische Korrelation (Spearman) von <i>Inula viscosa</i> und Schwermetallgehalten aus den Eluaten der Ammoniumnitratlösung.....	348
7.4.2/2	Nichtparametrische Korrelation (Spearman) von <i>Pistazia lentiscus</i> und Schwermetallgehalten aus den Eluaten der Ammoniumnitratlösung.....	349
<b>7.4.2/3</b>	Nichtparametrische Korrelation (Spearman) von <i>Arbutus unedo</i> und Schwermetallgehalten aus den Eluaten der Ammoniumnitratlösung.....	<b>CXL</b>
<b>7.4.2/4</b>	Nichtparametrische Korrelation (Spearman) von <i>Quercus ilex</i> und Schwermetallgehalten aus den Eluaten der Ammoniumnitratlösung.....	<b>CXLI</b>
7.4.2/5	Nichtparametrische Korrelation (Spearman) von <i>Vitis vinifera</i> und Schwermetallgehalten aus den Eluaten der Ammoniumnitratlösung.....	350
7.5.1/1	Nichtparametrische Korrelation (Spearman) von Schwermetallgehalten in Böden und Kresse.....	351
7.5.1/2	Nichtparametrische Korrelation (Spearman) von Schwermetallgehalten aus den Eluaten der Ammoniumnitratlösung mit Kresse.....	352
7.5.1/3	Nichtparametrische Korrelation (Spearman) von Schwermetallgehalten in Böden und Spinat.....	353

## VERZEICHNIS DER FOTOS

<b>4.1.1.2/1</b>	Ringkanal in der Industriezone von Portoscuso.....	<b>CXLII</b>
<b>4.5.2/1</b>	Beleuchtungstisch und Kresseschalen im Dezember 1990.....	<b>CXLII</b>
<b>5.3.1/1</b>	Schuttdecke mit eingeregeltm Grobschutt an Bodenstelle 76 (Pixinamanna).....	<b>CXLIII</b>
<b>5.3.1/2</b>	Blockschutthalde im obersten Einzugsgebietsteil der Torrente Pixinamanna (Blick von der Seite).....	<b>CXLIII</b>
<b>5.3.1/3</b>	Blockschutthalde im obersten Einzugsgebietsteil der Torrente Pixinamanna (Blick von oben).....	<b>CXLIV</b>
<b>5.3.1/4</b>	Austritt der Torrente Pixinamanna aus dem Gebirge in das durch Glaciterrassen gegliederte Vorland.....	<b>CXLIV</b>
<b>5.3.1/5</b>	Einzugsgebiet der Torrente Pixinamanna mit macchienüberzogenen Hängen und Aufforstungsflächen in talnahen Gebieten des Mittellaufes.....	<b>CXLV</b>
<b>5.3.2.2/1</b>	Querverbauung im Tal des Riu sa Duchessa unterhalb von Barraxiutta.....	<b>CXLV</b>
<b>5.3.2.2/2</b>	Von Feinsedimenten überdecktes Schotterbett des Riu sa Duchessa.....	<b>CXLVI</b>
<b>5.3.2.2/3</b>	Staubecken im Seitental des Riu Siuru.....	<b>CXLVI</b>
<b>5.3.2.2/4</b>	Halde und verfallende Bauten des aufgelassenen Bergwerks Pt. de Tinni an der oberen Einzugsgebietsgrenze.....	<b>CXLVII</b>
<b>5.3.2.2/5</b>	Halden und aufgelassene Betriebsgebäude der Grube von Barraxiutta.....	<b>CXLVII</b>
<b>5.3.2.2/6</b>	Feinsubstratreiche Halde mit tiefen Erosionsrinnen nördlich des aufgelassenen Bergwerkes von Baraxiutta.....	<b>CXLVIII</b>
<b>5.3.2.2/7</b>	Durch Pilzbefall aufgesprungene Eicheln von <i>Quercus ilex</i> .....	<b>CXLIX</b>
<b>5.3.2.2/8</b>	Vegetationsbild im Umfeld der Miniera di Reigraxius.....	<b>CXLIX</b>
<b>5.3.2.2/9</b>	Vegetationsbild im südöstlichen Teil des Arbeitsgebietes (Punta su Fenu).....	<b>CL</b>
<b>5.3.3/1</b>	Hafenanlagen von Portovesme mit dem Wärmekraftwerk der ENEL.....	<b>CL</b>
<b>5.3.3/2</b>	Detail einer Aluminiumhütte bei Portoscuso.....	<b>CLI</b>
<b>5.3.3/3</b>	Großflächige Abgrabungen und Einebnungen im Zusammenhang mit Industrieansiedlungen zwischen Portoscuso und Paringianu.....	<b>CLI</b>
<b>5.3.3/4</b>	Ehemaliger Küstenwachturm des zweiten Weltkrieges, der das Ausmaß der Abgrabungen in der Industrieregion von Portoscuso verdeutlicht.....	<b>CLII</b>

<b>5.3.3/5</b>	Sedimentationsbecken für Rotschlämme an der Küste bei der Pecheria de Bo Cerbus .....	<b>CLII</b>
<b>5.3.3/6</b>	Mit Produktionsrückständen und Rotsedimenten verfüllte ehemalige Feuchtzone im Umfeld der Industriekomplexe von Portoscuso.....	<b>CLIII</b>
<b>5.3.3/7</b>	Halden mit Produktionsrückständen am Fuße der Weinberge in der Flur von Guardia Pesonis .....	<b>CLIII</b>
<b>5.3.3/8</b>	Halden mit Produktionsrückständen auf dem Betriebsgelände einer Aluminiumhütte in Portoscuso.....	<b>CLIV</b>
<b>5.3.3/9</b>	Blick von „sa Domu su para“ nach Nordwesten auf die Industriezone von Portoscuso .....	<b>CLIV</b>
<b>5.3.3/10</b>	Blick von den Wein- und Obstgärten in der Flur von Guardia Pesonis auf die Aluminiumhütte von Eurallumina.....	<b>CLV</b>
<b>5.3.3/11</b>	Tafonisierte Vulkanite nordwestlich von Portoscuso.....	<b>CLV</b>
<b>5.3.3/12</b>	Von einer Schuttdecke in lehmiger Matrix überzogener liparitischer Tuff nordwestlich von Bruncuteula .....	<b>CLVI</b>
<b>5.3.3/13</b>	Reste von Eisenoxidkrusten an der Oberfläche eines Tuffes, dessen ehemalige Hangschuttdecke erosiv abgetragen wurde.....	<b>CLVI</b>
<b>5.3.3/14</b>	Oberes Ende des Ringkanals nordöstlich von Paringianu .....	<b>CLVII</b>
<b>5.3.3/15</b>	Nekroseschäden und Kringelwuchs an jungem Weinlaub nördlich von Paringianu .....	<b>CLVII</b>
<b>5.3.3/16</b>	Blattrandnekrosen an Weinblättern nördlich von Bruncuteula .....	<b>CLVIII</b>
<b>6.1.1/1</b>	Aufforstungsterrassen an der Südostabdachung der Iglesiasente .....	<b>CLVIII</b>
<b>6.1.1/2</b>	Pseudovergleyung im Kluffgitter des Granits an der Profilstelle 72 .....	<b>CLIX</b>
<b>6.1.3/1</b>	Abfallentsorgung im Torrentebett des Pixinamanna (1986).....	<b>CLX</b>
<b>6.1.3/2</b>	Abfallentsorgung im ausbetonierten Bett des Riu sa Duchessa oberhalb von Domusnovas (1989).....	<b>CLXI</b>
<b>6.1.3/3</b>	Entsorgung von Tierkadavern auf einem wilden Müllplatz im Einzugsgebiet des Pixinamanna.....	<b>CLXI</b>
<b>6.1.3/4</b>	Entsorgung von Tierkadavern im ausbetonierten Bett des Riu sa Duchessa oberhalb von Domusnovas (1989) .....	<b>CLXII</b>
<b>6.2.1/1</b>	Von jungen Schuttmassen überdeckte Braunerde an der Probestelle 44 (Marganei).....	<b>CLXII</b>
<b>6.2.1/2</b>	Akkumulationen unterschiedlich mächtiger Sedimentserien in der Talsohle des Riu sa Duchessa an Probestelle 62 .....	<b>143</b>
<b>6.2.2/1</b>	Schwebstoffreicher Wasserkörper im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa bei abklingendem Abfluß.....	<b>CLXIII</b>
<b>6.2.2/2</b>	Schwebstoffreiche Abflußrinne, die den Haldenkörper oberhalb der Probestelle 21 entwässert .....	<b>CLXIV</b>
<b>6.2.2/3</b>	Schwermetallreiche Sedimentfahne im Riu sa Duchessa an der Probestelle 21 .....	<b>CLXV</b>
<b>6.2.2/4</b>	Horizontal gelagerter Haldenkörper mit starker Zerrung der Ränder.....	<b>CLXV</b>
<b>6.2.2/5</b>	Von einem Haldenbach in den Riu sa Duchessa geschütteter Schwemmkegel .....	<b>CLXVI</b>
<b>6.2.2/6</b>	Auslaufende Grubenwässer im Bereich der Konzession Perda Niedda .....	<b>CLXVII</b>
<b>6.2.5/1</b>	Schwebstoffreicher Abfluß bei abklingender Hochwasserwelle nach einem Extremabfluß am Ausgang der Grotta di S. Giovanni .....	<b>CLXVIII</b>
<b>6.2.5/2</b>	Erzschlammhalden bei Iglesias.....	<b>CLXVIII</b>
<b>6.2.5/3</b>	Cyanobakterienblüte im Cixerri-Stausee.....	<b>CLXIX</b>
<b>6.2.5/4</b>	Von abgestorbenen Cyanobakterien bedeckte Gerölle am Cixerri-Stausee.....	<b>CLXIX</b>
<b>6.2.7/1</b>	Motocross - Gelände auf einer Flotationshalde im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa .....	<b>CLXX</b>
<b>6.2.7/2</b>	Zusammengeschwemmte Autoreifen nach einem Motocross - Rennen auf einer Flotationshalde im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa.....	<b>CLXX</b>

<b>6.3.1/1</b>	Profilwand an der Probestelle 20 mit verbrauntem Solummaterial in den zapfenförmigen Hohlformen der kalkverbackenen liegenden Sande .....	<b>CLXXI</b>
<b>6.3.1/2</b>	Grenzbereich zwischen den mit Kalk verbackenen liegenden Sanden an Probestelle 20 und dem Füllmaterial der zapfenförmigen Hohlformen .....	<b>CLXXI</b>
<b>6.3.1/3</b>	Detailaufnahme mit Geröllhorizonten im iIC-Horizont von Profil 20 .....	<b>CLXXII</b>
<b>6.3.1/4</b>	Auskolkungslöcher auf der Oberfläche einer fossilen Düne an der Costa del Sud.....	<b>CLXXII</b>
<b>6.3.1/5</b>	Tiefe Kolke in den kalkverbackenen Sanden einer fossilen Düne an der Costa del Sud.....	<b>CLXXIII</b>
<b>6.3.1/6</b>	Aufschluß an der Probestelle 47 östlich von Paringianu .....	<b>CLXXIII</b>
<b>6.3.1/7</b>	Detailaufnahme des Aufschlusses an der Probestelle 47 mit unterschiedlichen Generationen von Kalkausfällungen .....	<b>CLXXIV</b>
<b>6.3.1/8</b>	Kalkausfällungen in den liegenden tonigen Sanden der Probestelle 47 .....	<b>CLXXIV</b>

# 1 EINLEITUNG

## 1.1 PROBLEMSTELLUNG

Böden spielen eine wesentliche Rolle im Stoffhaushalt von Geoökosystemen, deren zentrales Teilglied sie darstellen. Sie steuern u.a. durch physikalische, chemische und biologische Prozesse die Umwandlung und Verlagerung eines breiten Stoffspektrums und beeinflussen dadurch entscheidend die Standorteigenschaften für pflanzliche und tierische Organismen sowie den Landschaftswasserhaushalt. Nicht zuletzt auch wegen ihrer Fähigkeit als Filter, Puffer und Transformator (BLUME, H.P., 1990) zu wirken und in terrestrischen Ökosystemen (ODUM, E.P., 1983; REMMERT, H., 1984) Träger der Nahrungsproduktion zu sein, werden sie als eines der kostbarsten Güter der Menschheit betrachtet. Dem meist anthropozentrisch begründeten Schutz der Bodenfunktionen und somit auch der Böden gelten daher vielfältige Anstrengungen (u.a. BUNDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ, 1986; BUNDESGESUNDHEITSAMT BERLIN, 1977, 1986, 1990, 1993; BUNDESMINISTER DES INNERN, 1981, 1982, 1985, 1992; LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN WÜRTTEMBERG, 1989; MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND FORSTEN; 1991).

Allerdings lassen sich Ziele des Bodenschutzes häufig nicht oder nur unzureichend realisieren. Dies führt in vielen Fällen dazu, daß nachhaltige Beeinträchtigungen einzelner Bodenfunktionen in Kauf genommen und Böden irreversibel geschädigt werden. Dadurch werden Wirkungsketten in Gang gesetzt, die mit menschlichen Nutzungsansprüchen rückgekoppelt sind und - meist zeitverzögert - deren Ziele beeinflussen, mindern oder außer Kraft setzen. Solche Beeinträchtigungen haben in den Industriestaaten z.T. materiell kaum mehr bewältigbare Konsequenzen erzeugt, auf die von Seiten der Wissenschaft (BLUME, H.P., 1990; BLUMENBACH, D. et al., 1991; DAVIES, B.E., 1980; FULLER, W.H., 1977; MERIAN, E., 1984, 1991; SAUERBECK, D., 1985b; WILKE, B.-M., 1986 u.v.a.) und der Publizistik (BILD DER WISSENSCHAFT, 1985, 1994; BUND HESSEN, 1988; WINTER, R., 1985) eindrücklich hingewiesen wird.

Ein möglicher Belastungsfaktor für Böden stellen Schwermetalleinträge dar. Schwermetalle können (neben anthropogenen) auch aus lithogenen und pedogenen<sup>1</sup> Quellen stammen (EBERHARDT, J., 1988; GOLWER, A., 1989; HARRES, H.P., 1990; HINDEL, R. u. FLEIGE, H., 1991; KUNTZE, H., 1984a; KUNTZE, H. u. HERMS, U., 1986; LICHTFUSS, R., 1989). Sie sind somit Teil des natürlichen Beziehungsgefüges, in das sie in spezifischer Weise integriert sind. Neben dem Umfeld von Erzlagern oder den Anreicherungs-horizonten von Böden, wo Schwermetalle in hohen Konzentrationen vorliegen können, sind sie seit Beginn der Industrialisierung jedoch in zunehmendem Maße durch menschliche Tätigkeit auch auf und in Böden außerhalb solcher geochemisch-pedologischer Anomalien gelangt und haben dort stellenweise zu gravierenden Umweltproblemen geführt.

Ihr Eintrag und ihre Anreicherung erfolgte und erfolgt unter anderem

- durch Immissionen äolisch transportierter Stäube und Niederschläge (ALLEN, R.O. u. STEINNES, E., 1979; KUTTLER, W., 1982, 1986; NRIAGU, J.O. u. PACYNA, J.M., 1988; NÜRNBERG, H.W. et al., 1985; ROHBOCK, E., 1985; VDI RDL, 1984),
- durch Akkumulationen suspendierter und gelöster Stoffe aus Fließgewässern (BANAT, K., et al., 1972; BARGAGLI, R. u. D'AMATO M.L., 1987; FÖRSTNER, U. et al., 1985; FÖRSTNER, U. u. MÜLLER, G., 1974; HELLMANN, H., 1970; HINTZE, B., 1985; LICHTFUSS, R. u. BRÜMMER, G., 1981; MÜLLER, G., 1979, 1981, 1986),
- über das Ausbringen von Klärschlämmen und Siedlungsabfällen (ABOULROOS, S.A. et al., 1989; DIEZ, T., 1982; DIEZ, T. u. BIHLER, E., 1983; DIEZ, T. u. ROSOPULO, A., 1977; EL-BASSAM, N., 1977; HÄNI, H. u. KLÖTZLI, F., 1984; KICK, H. u. POLETSCHNY, H., 1982; KRÄMER, F. u. KÖNIG, W., 1982; MÜHLNICKEL, R. et al., 1989; SALT, C., 1988; SAUERBECK, D. u. STYPEREK, P., 1988),
- über das Ausbringen von Stoffen, die im Zusammenhang mit der landwirtschaftlichen Produktion eingesetzt wurden (BOYSEN, P., 1992; FENKE, K., 1977; GÄRTEL, W., 1985; JUNG, J. et al., 1979; KAMPE, W., 1981; KLOKE, A., 1988; KUNISCH, M. u. HURLE, K., 1986; SAUERBECK, D., 1982; SAUERBECK, D. u. RIETZ, E., 1981),

<sup>1</sup> In der Literatur werden die lithogenen und pedogenen Schwermetallgehalte auch als geogener Anteil zusammengefaßt (FILIPINSKI, M. et al., 1991; FRÜHAUF, M., 1992; GRUPE, M., 1989; KUNTZE, H. et al., 1991; RUPPERT, H., 1991).

- durch Ablagerung und Deponierung von gasförmigen, flüssigen oder festen Produktionsrückständen und Abfällen, vor allem aus metallverarbeitenden Betrieben, der Elektroindustrie/Galvanik, der Farben herstellenden und verarbeitenden Industrie und von Zementwerken (FIEBIG, K.H., 1989; HAAMANN, L., 1990; KINNER, U.H. et al., 1986; RONGEN, P., 1989; SAUERBECK, D., 1985a) sowie
- durch Deposition von Rückständen (einschließlich Halden), die beim Erzbergbau und der Verhüttung anfallen (CRECELIUS, E.A. et al., 1974; DAVIES, B.E., 1983; DAVISON, W. et al., 1985; DUECK, T.A. et al., 1984; HARRES, H.P. et al., 1987; HEMPHILL, D.D. et al., 1983; HURRE, H., 1983; JEFFERY, J., et al., 1988; JOHNSON, M. et al., 1978; KÖNIG, W., 1986; KÖNIG, W. u. KRÄMER, F., 1985; KUO, S. et al., 1983; LENZ, W., 1986; REHRAUER, M., 1991; SCHALICH, J. et al., 1986; SCHILD, C., 1987; SIEGHARDT; H., 1986, 1987; WICHTMANN, H., 1986).

Durch die Vielzahl potentieller Eintrittspfade sowie die Größenordnung und Kontinuität des Eintrages werden die lithogen-pedogenen Grundgehalte der Böden stellenweise deutlich überschritten. Dies macht sich nicht nur in unmittelbarer Nähe einzelner Emittenten bemerkbar, sondern betrifft auch Standorte abseits direkter Industrie- und Nutzungseinflüsse. Dadurch können Gefährdungspotentiale entstehen, deren Erfassung Grundvoraussetzung zur Minimierung von Folgeschäden ist. Eine solche Erfassung setzt die Kenntnis der anthropogenen Anteile genauso voraus wie die des natürlichen Backgrounds.

Eine eindeutige Trennung lithogener, pedogener oder anthropogener Schwermetallanteile erfordert jedoch sowohl die Kenntnis der gesteins- und verwitterungsbedingten Ausgangsgehalte als auch deren Veränderung durch Verlagerungen im Zusammenhang mit Prozessen der Bodenbildung. Eine Quantifizierung anthropogener Einträge ist daher in naturnahen Landschaften nur möglich über die Erfassung der geologischen Ausgangsgehalte und der Elementgehalte „des gesamten Solums“ (LICHTFUSS, R., 1989, S.131). Daneben lassen sich wegen der Überlagerung der Eintragsquellen die anthropogenen Anteile häufig nicht einer einzigen Verursacherguppe zuordnen.

Die Bedeutung von Schwermetallen in Ökosystemen wird vielfach über ihre Verfügbarkeit in Böden sowie über ihre Aufnahme durch Pflanzen beurteilt (ABDEL -SABOUR, M.F. et al., 1988; BEHRENS, D. u. WIESNER, J., 1989; BIRKE, C., 1991; FILIPINSKI, M., 1989; GUPTA, S.K. u. HÄNI, H., 1989; LEHN, H., 1986; SCHMITZ; M.H., 1985 u.a.). Letzteres hängt u.a. damit zusammen, daß Schwermetalle z.T. „lebensnotwendige Spurenelemente für Pflanzen, Tiere und Menschen“ (KIEFFER, F., 1984, S.117) sind, da sie als Bausteine von Enzymen katalytische Funktionen im Stoffwechselgeschehen von Organismen erfüllen. Ein Mangel oder Überschuß essentieller Elemente (BERROW, M.L. u. BURRIDGE, J.C., 1984) kann dabei jedoch ebenso zu Stoffwechselstörungen führen wie die Anwesenheit von Elementen, die nicht in das Stoffwechselgeschehen eingebunden sind. Dadurch können Anreicherungen von Schwermetallen zoo- und/oder phytotoxische Wirkungen erlangen und somit von **ökologischer Relevanz** sein.

Von **geoökologischer Relevanz** sind Schwermetalleinträge, weil sie durch ihren Einfluß auf Organismen interne Prozeßabläufe, Diversität und Sukzession innerhalb einer gegebenen Vegetationsdecke oder vorhandener Faunenspektren verändern können. Dadurch greifen sie über Vernetzungseffekte in die quasistabilen Gleichgewichte von Geoökosystemen ein und induzieren in diesen z.T. neue Strukturen. Dies kann zu Änderungen im prozessualen Geschehen abiotischer und biotischer Partialkomplexe (LESER, H., 1978) führen.

Schwermetallkontaminationen können somit auch zur Reduzierung potentieller Nutzungsmöglichkeiten beitragen und Ertragsminderungen nach sich ziehen. Dies gilt insbesondere, wenn Böden nach der Überschreitung ihrer Pufferkapazität zu Schadstoffquellen werden und bodeninterne Prozesse die Mobilität einzelner Elemente erhöhen. Daneben können sich Schwermetalle in Nahrungsketten anreichern (HAPKE, H.J., 1982, 1984), in den menschlichen Organismus gelangen und dessen Gesundheit gefährden. Letzteres gilt v.a. dann, wenn die aufgenommenen Nahrungsmittel blei-, cadmium- oder quecksilberbelastet sind. Diese Aspekte markieren schließlich die **gesellschaftliche Relevanz** von Schwermetalleinträgen.

In der Literatur werden zahlreiche meist lokal oder regional begrenzte Fälle von schwermetallbelasteten Böden und Sedimenten beschrieben, insbesondere wenn dadurch Handlungszwänge (Anbaubeschränkungen, Sanierungen) erzeugt oder grundlegende Probleme angeschnitten werden.

Diese Fälle beziehen sich auf bestimmte Bergbaureviere (EWERS, U. et al., 1993; LEHN, H. et al., 1982; MERKEL, D. u. KÖSTER, W., 1980; SCHMIDT, G., 1997; SCHNEIDER, F.K., 1982), erfassen das weite Feld der Altlastenproblematik und der Abtlagerungen (GEUZENS, P.L., 1988; KÖNIG, W., 1988; MOEN, J.E.T., 1988; SCHULLER, E., 1989), der Kontaminationen im Umfeld von Industrieanlagen (MAYER, R., 1984; SAUERBECK, D., 1985a), der Sedimentkörper von Fließgewässern (FÖRSTNER, U., 1984; FÖRSTNER, U. u. CALMANO, W., 1982; HERMS, U. et al., 1986, 1988; HERMS, U. u. TENT, L., 1982) sowie klärschlammgedüngte Äcker (CRÖSSMANN, G., 1988; FOROUGHI, M. et al., 1981; FURRER, O.J., 1977; HORAK, O., 1981; ROHDE, G., 1975; SCHAAF, H. u. von BOGUSLAWSKI, E., 1982) u.v.m.

Daneben sind seit langem schwermetallbedingte Wechselwirkungen zwischen Böden und anderen Teilgliedern von Geoökosystemen (Pflanzen, Tiere, Oberflächen-, Sicker- und Grundwasser, oberflächennahe Luftschicht etc.) Forschungsgegenstand zahlreicher Wissenschaftler. Aus vielen Untersuchungen wird deutlich, daß eine Abschätzung des Gefährdungspotentials dieser Metalle nicht ohne Berücksichtigung bodeninterner, standortökologischer, ökologischer und physiologischer Gegebenheiten möglich ist.

Bezogen auf das **System Boden - Pflanze** bedeutet dies beispielsweise, daß hohe Schwermetallkonzentrationen in Böden zwar insgesamt zu höheren Gehalten in Pflanzen führen (DIEZ, T., 1982; FOROUGHI, M. et al., 1980; ROSOPULO, A. u. DIEZ, T., 1982; SAUERBECK, D., 1989), jedoch entscheidend für deren Schwermetallgehalte die pflanzenverfügbaren Anteile in den Böden sind (BIRKE, C. u. WERNER, W., 1991; BRÜMMER, G. u. HERMS, U., 1985; BRÜNE, H., 1982; PRÜEß, A., 1992; PRÜEß, A. u. HAUFFE, H.-K., 1993). Diese wiederum hängen u.a. von bodenphysikalischen und -chemischen Randbedingungen ab. Unter diesen spielen

- Bindungsformen (DÜES, G., 1987; FÖRSTNER, U., 1983; LICHTFUSS, R., 1977; ZEIEN, H. u. BRÜMMER, G.W., 1989, 1991),
- pH-Werte (BRÜMMER, G.W., 1981; BRÜMMER, G.W. u. HERMS, U., 1983; HERMS, U. u. BRÜMMER, G.W., 1977, 1978b, 1980; SANDERS, R.J., 1982),
- Humusmaterialien und Huminstoffe (BAR-TAL, A. et al., 1988; BERGSETH, H. u. STUANES, A., 1976; BRADY, B. u. PAGENKOPF, G.K., 1978; FISCHER, W.R., 1984, 1986a, 1986b; GRUHN, A. et al., 1985; HERMS, U. u. BRÜMMER, G.W., 1978a; KÖNIG, N. et al., 1986; van LEEUWEN, H.P. et al., 1983),
- Gehalte an Ton und pedogenen Oxiden (BITTELL, J.E. u. MILLER, R.J., 1974; BRÜMMER, G.W. et al., 1988; GERTH, J., 1985; GERTH, J. u. BRÜMMER, G.W., 1983; GERTH, J. et al., 1993; de HAAN, S. et al., 1985; PLUQUET, E., 1983; TILLER, K.G. et al., 1984a, 1984b) und
- Redoxbedingungen (BROWN, P.H. et al., 1989; HERMS, U., 1982; HERMS, U. u. BRÜMMER, G.W., 1979; RECKE, M., 1987)

eine wichtige Rolle.

Erst das komplexe Zusammenwirken dieser Faktoren mit der jeweiligen chemischen Struktur des Elementes, mit der Pflanzenart und mit standortökologischen und ökophysiologischen Bedingungen ist für die Größe des Elementtransfers verantwortlich.

Zur Vermeidung gesundheitsgefährdender Anreicherungen in Nahrungsketten wurden für zahlreiche Schwermetalle Grenz- und Richtwerte für Böden, Futter- und Nahrungsmittel erlassen (BUNDESGESUNDHEITSAMT BERLIN, 1977, 1986, 1990, 1993; BUNDESMINISTER DES INNERN, 1981, 1992), welche z.T. die oben angedeuteten Abhängigkeiten berücksichtigen.

Sehr viele Untersuchungen zur Schwermetallproblematik wurden in den europäischen Industriestaaten und in den USA durchgeführt. Meist wurde wegen der Komplexität der Zusammenhänge nur Einzelfragen nachgegangen. Gleichzeitige Untersuchungen mehrerer Teilglieder der Geoökosysteme und deren In-Bezug-Setzung sind selten. Aussagen zum Eintrag, zur Verlagerung, zum Austrag, zum Transfer in andere Systeme und zu Sanierungsfragen beziehen sich daneben überwiegend auf Regionen mit ganzjährigen Niederschlägen und perennierenden Fließgewässern und auf Gesellschaften mit stärkerer Finanzkraft. Entsprechende Untersuchungen in anderen Klimaregionen oder in Gebieten, in denen aufgrund eines geringen Pro-Kopf-Einkommens und hoher Arbeitslosigkeit die Frage nach der Bewältigung von Konsequenzen einer Schwermetallbelastung weit hinter anderen gesellschaftlichen Zielen zurückstehen muß, sind eher die Ausnahme. In solchen Gebieten stellt sich die Frage nach gebietsin-

ternen Einträgen und Umverteilungen sowie nach den Wechselwirkungen einer Schwermetallbelastung mit Teilgliedern der Geoökosphäre, deren Auswirkung und geoökologische Bedeutung neu.

In diesem Kontext bieten sich Untersuchungen in Südsardinien an,

weil Sardinien ein europäisches Entwicklungsgebiet ist, in dem die Schaffung von Arbeitsplätzen Vorrang vor Fragen der Umweltvorsorge hat. Daher sind Untersuchungen zur Schwermetallbelastung um so notwendiger, damit eine mögliche Steigerung des Brutto-National-Produktes (durch staatliche Maßnahmen) nicht nachträglich durch vermeidbare Folgekosten verringert wird.

weil Südsardinien im Bereich der semiarid/semihumiden Subtropen liegt und durch die Konzentration der Niederschläge auf das Winterhalbjahr torrentielle Abflusssituationen dominieren. Dadurch verläuft ein fluvialer Schwermetalltransport über andere Austragsbedingungen als in unseren Klimaten. Somit gewinnen möglicherweise einzugsgebietsinterne Verlagerungen eine stärkere Bedeutung.

weil - und dies ist ein weiterer wichtiger Grund - ausgesprochen interessante regionale Beispiele mit sehr unterschiedlichen Schwermetallbelastungen existieren, in denen den oben angesprochenen Fragen nachgegangen werden kann.

Bei den Beispielen handelt es sich

- zum einen um Bereiche des südwestsardischen Gebirgslandes. In diesen dominiert seit alters her der Bergbau auf Buntmetalle. Dessen Folgenutzungen (Aufbereitung und Verhüttung) in Verbindung mit der Erosion von Halden (durch Wasser und Wind) haben zu extremen Schwermetallkontaminationen mit vielschichtigen Problemen in den Einzugsgebieten der diese Region entwässernden Bäche und in den Akkumulationsbereichen der Schwebstoffe und der sonstigen Sedimente geführt. Als konkreter Fall aus dieser Zone wird das **Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa** in der Nähe von Domusnovas gewählt.
- zum anderen um das Umfeld einer jungen Industriezone (Bleischmelze, Aluminiumhütten, Metallverarbeitung u.a.) bei **Portoscuso**. Diese ist weitgehend ohne Umweltschutzaufgaben entstanden. Die unterschiedlichen Emissionen aus den Industriekomplexen haben große Schädigungen bei Nutzpflanzen und der natürlichen Vegetation nach sich gezogen und zur Vernichtung von Agrarprodukten beigetragen.

Um die in diesen beiden Gebieten gewonnenen Ergebnisse, auch im Hinblick auf das anthropogen initiierte Gefährdungspotential durch Schwermetalle sowie den Elementtransfer in verschiedene Umweltkompartimente besser abschätzen zu können, wird

- als drittes Beispiel als Kontrollstandort eine anthropogen weitgehend unbelastete Forstschutzregion im **Einzugsgebiet der Torrente Pixinamanna** an der Südostabdachung der Igliese in die Untersuchung mit einbezogen.

## 1.2 ZIELSETZUNG

Ein Hauptziel der Arbeit ist es, die regionale Differenzierung von Schwermetallgehalten in den o.g. verschiedenen strukturierten und unterschiedlich genutzten Beispierräumen in Südsardinien einschließlich deren Veränderung über einen längeren Zeitraum zu erfassen; ein weiteres, die Wechselbeziehungen zwischen den untersuchten Teilgliedern der Geoökosysteme (Böden, Pflanzen, Fließgewässer, Sedimente, Immissionen) v.a. im Hinblick auf den Transfer ausgewählter Schwermetalle und dessen geoökologische und gesellschaftliche Relevanz zu ermitteln.

### 1.2.1 Ziele der Vor- und Repräsentanzuntersuchungen

Zur gesicherten Interpretation der umfangreichen Schwermetallanalysen mußten einige Probleme bei der Schwermetallverteilung und -verlagerung durch Vor- und Repräsentanzuntersuchungen geklärt werden, auch wenn für andere Beispierräume bereits Erkenntnisse zu Einzelfragen existierten. Von Bedeutung sind die nachfolgend aufgeführten Fragen, die im Rahmen dieser Arbeit nicht alle umfassend behandelt werden konnten.

Im einzelnen betraf dies bei den **Böden** die Fragen:

- Wie hoch muß die Probendichte sein, um eine, die tatsächliche Verteilungssituation erfassende, räumliche Differenzierung zu erhalten?
- Wie ändert sich der dazu nötige Probenraster bei heterogen strukturierten Arealen innerhalb eines Untersuchungsgebietes, bzw. lassen sich solche Areale überhaupt durch eine vertretbare Probenzahl darstellen?
- Ist die gleiche Probendichte in unterschiedlich strukturierten Arbeitsgebieten erforderlich oder muß die Zahl der zu analysierenden Bodenproben entsprechend der Varianz der Schwermetallgehalte je nach den Gegebenheiten verändert werden?
- Genügt an den Probenstandorten die Gewinnung von Einzelproben für eine flächenbezogene Aussage oder liefern auf alle Fälle Mischproben bessere Ergebnisse?
- Variieren die Tiefenverteilungskurven von Schwermetallen bei nah beieinanderliegenden Bodentypen und wenn ja, wie und wodurch?

Bei den Proben aus den **Fließgewässern** sollten folgende Fragen geklärt werden:

- Existieren Unterschiede bei Parallelproben, die gleichzeitig aus der fließenden Welle an einem definierten Standort gewonnen werden und wenn ja, welche?
- Wie unterscheiden sich einzelne Querprofile in den Bächen der verschiedenen Einzugsgebiete und worauf sind mögliche Divergenzen zurückzuführen?
- Wie verhält sich der Schwermetalltransport bei Trockenwetterabflüssen und wie bei abschwellender Wasserführung nach einer Hochwasserwelle?
- Verändert sich die Schwermetallfracht innerhalb eines Tages bei gleichbleibender Wasserführung an einer Probenstelle und wenn ja, wie?
- Welche Rolle spielt der partikuläre Schwermetalltransport in den einzelnen Untersuchungsgebieten bei verschiedenen Abflußbedingungen?
- Welche Differenzierungen weisen die Schwermetallgehalte innerhalb der Längsprofile der Bäche auf und wie verändern sich diese bei zeitlich auseinander liegenden Untersuchungsreihen?
- Eignet sich der schwermetallspezifische Ionenaustauscher Hyphan für die Erfassung der Schwermetallfrachten in der fließenden Welle?

Nachfolgende Fragen waren bei den **Sedimenten** von Interesse:

- Wie verändern sich die Schwermetallgehalte an einer Probenstelle über einen längeren Zeitraum?
- Welche Rolle für den Sedimenttransport spielen Einzelereignisse des Abflusses in torrentiellen Gerinnen?

Zur sichereren Beurteilung der Schwermetallgehalte von **Vegetationsproben** sollte folgenden Fragen nachgegangen werden:

- Gibt es Unterschiede in den Schwermetallgehalten der Mischproben von Blättern bei nebeneinander wachsenden Pflanzen am gleichen Standort?
- Gibt es elementspezifische Unterschiede bei den Schwermetallgehalten von Parallelproben und wenn ja, welche?
- Welche Unterschiede ergeben sich bei der Schwermetallanalyse von ungewaschenen und gewaschenen Blättern im Vergleich zu Blättern, bei denen die Cutikula abgelöst wurde?
- Sind diese Unterschiede bei verschiedenen Indikatorpflanzen ähnlich?
- Helfen solche differenzierten Erfassungen bei einer Abschätzung des Elementeintrages durch die Wurzel und bei einer Beurteilung der Aufnahmearten in Belastungsgebieten?
- Welche Rolle spielt der Einfluß von Expositionen in verschiedenen Pflanzenbeständen für die Schwermetallgehalte der Blätter?
- Sind Mischproben, die ringförmig um eine Pflanze geerntet wurden, besser geeignet zur Charakterisierung der Belastungssituation als orientiert entnommene Proben?
- Wie unterscheiden sich bei diesen Fragen die verschiedenen Arbeitsgebiete?
- Welche Rolle spielt die Wuchshöhe der Blätter für die Schwermetallbelastung?
- Welche Rolle spielt die Blattbeschaffenheit für die Größe der Schwermetallakkumulation auf den Blattoberflächen?

Bei den **Immissionsproben** interessierten vor allem die Fragen:

- Wie verändern sich die Schwermetallgehalte innerhalb eines Höhenprofils in den Einzugsgebieten?
- Lassen solche Veränderungen Rückschlüsse auf Niederschlagsstrukturen und deren räumliche Differenzierung in den Untersuchungsgebieten zu?
- Welche Rolle spielt die Hauptwindrichtung für die Schwermetalldepositionen auf den Blättern unterschiedlicher Pflanzen?
- Welche Rolle spielt der Lufttransport insgesamt bei der Schadstoffakkumulation?

Im Kapitel Material und Methode werden ausführlich die meisten der hier aufgeworfenen Fragen - sowie die erhaltenen Antworten - behandelt. Es sei aber bereits jetzt vermerkt, daß viele der o. a. Fragen gestellt wurden, um die Wechselbeziehungen der Elementgehalte zwischen den angesprochenen Teilgliedern sicherer zu interpretieren und nicht, um Grundsatzprobleme völlig zu klären. Daher schien es ausreichend, diesen „Nebenfragenkatalog“ durch z.T. einfache Vorgehensweise und begrenzte Untersuchungsreihen (s. Kap. 4) zu bearbeiten. Aus den Ergebnissen wurden jedoch insgesamt Anhaltspunkte zur Bearbeitung der unter 1.2.2 formulierten Fragestellungen erhofft.

### 1.2.2 Erfassung von einzugsgebietsinternen Schwermetалldifferenzierungen

Zur Erfassung einzugsgebietsinterner Schwermetалldifferenzierungen erwies sich nach den Vor- und Repräsentanzuntersuchungen ein engmaschiges Probenetz für alle Untersuchungsgebiete als sinnvoll. Dadurch ließ sich ein differenzierteres Bild der Schwermetалlverteilungen gewinnen und gleichzeitig engräumige Bezüge zu den anderen Untersuchungsobjekten herstellen.

Bei den Böden war es notwendig, neben der Analyse der Schwermetалlgehalte der Oberböden auch die wichtigsten Typen und Subtypen zu beproben, damit über die Elementverteilung in den Profilen Hinweise auf pedogenetisch bedingte Verlagerungen gezogen werden konnten. Hierbei war u.a. die Frage von Interesse, ob sich aus den Tiefenverteilungskurven der Schwermetalle in unterschiedlichen Bodenprofilen Hinweise auf die Morphogenese in den jeweiligen Untersuchungsbereichen ergaben. Darüber hinaus sollten die Schwermetалlkonzentrationen in den Bodenprofilen helfen, die geogenen Grundgehalte zu ermitteln und die pedogen bedingten Veränderungen festzustellen. Diese Werte waren entscheidend für die Bestimmung der Größenordnung einer anthropogenen Anreicherung.

Um die Bedeutung bodenphysikalischer und -chemischer Parameter für die Schwermetалlverteilung und den Elementtransfer einschätzen zu können, sollten daneben einige wichtige Kenngrößen (Kornspektren, pH, org. Substanz, Karbonatgehalt) ermittelt und mit den Elementgehalten in Beziehung gesetzt werden.

Ein weiterer Hinweis auf die räumliche Differenzierung der Schwermetalle in den Arbeitsgebieten ließ sich durch die Analyse der Pflanzen- und Immissionsproben gewinnen, während die Schwermetалlgehalte in den Längsprofilen der fließenden Welle und der Bachsedimente den Zwischen- und Durchtransport der entsprechenden Elemente charakterisieren sollten.

### 1.2.3 Erfassung von Wechselbeziehungen zwischen Bodenschwermetалlgehalten und anderen Teilgliedern der Geoökosysteme

Da das Problem der Zusammenhänge zwischen den Bodenschwermetалlgehalten und den Schwermetалlgehalten in Pflanzen, Wasser, Sediment oder der bodennahen Luftschicht von besonderem Interesse war, sollten die Probenahmestellen möglichst in enger Nachbarschaft zueinander liegen. Daher wurden die Entnahmestellen der nach Wuchshöhe und Blattbeschaffenheit unterscheidbaren Indikatorpflanzen immer auf eine Bodenprobenstelle gelegt. An einigen dieser Stellen wurden auch die Immissionsgefäße positioniert, während die Wasser- und Sedimentproben nur mit einem größeren Probenareal in Bezug gebracht werden konnten.

Insgesamt konnte dadurch einzelnen Wechselbeziehungen zwischen den Bodenschwermetалlgehalten und verschiedenen Teilgliedern der mediterranen Geoökosysteme nachgegangen werden. Im einzelnen betraf dies bei **Boden - Pflanze** folgende Fragen:

- Welche Rolle spielen die Schwermetалlkonzentrationen der Böden (Gesamtgehalte und „pflanzenverfügbare“ Anteile) für die Gehalte in den Blättern der einzelnen Pflanzen?

- Existieren pflanzenspezifische Unterschiede bei den gleichen Elementen im Hinblick auf die Korrelationen der Boden- und Pflanzengehalte?
- Welche elementspezifischen Unterschiede sind bei den gleichen Pflanzen feststellbar?
- Ergeben sich bei der Entnahme von Blattproben zu verschiedenen Zeiten ähnliche Abhängigkeiten zwischen Boden und Pflanze oder unterscheiden sich diese grundlegend?
- Wie verändern sich die Blattgehalte an einem Standort innerhalb eines längeren Zeitraumes?
- Welche Rolle spielt der Probenahmezeitraum für die Elementgehalte der Pflanzen?
- Läßt sich die regionale Differenzierung einer Schwermetallbelastung eindeutig über Pflanzengehalte charakterisieren?
- Lassen die Blattgehalte Aussagen über die Rolle des Lufttransportes für die Schadstoffakkumulation zu und/oder geben sie einen Hinweis auf die Bodenbelastung?
- Kann man daraus Rückschlüsse auf die Elementaufnahme über Blattoberflächen und über die Wurzelsysteme ziehen?
- Wie verhalten sich die einzelnen Untersuchungsgebiete bei gleichen Fragestellungen, d.h. sind die Ergebnisse abhängig oder unabhängig vom Untersuchungsgebiet?
- Inwieweit spielen Bodenparameter (pH, Humus, Kornspektren, Karbonate) eine Rolle im Transfergeschehen Boden - Pflanze?

Bei den Systemen **Boden - Immissionen** bzw. **Pflanzen - Immissionen** interessierten besonders die Fragen:

- Welche Rolle spielen Immissionen für die Schwermetallgehalte der Böden?
- Läßt sich aus den Immissionsraten eine Kontaminationsentwicklung ableiten?
- Welche Rolle spielen Immissionen und Blattaufgaben für die Schwermetallgehalte in den Blättern?
- Wie unterscheiden sich bei diesen Fragen die einzelnen Arbeitsgebiete?

Bei den **Boden - Wasserproben** und den **Boden - Sedimentproben** waren die Fragen von Interesse:

- Welche Rolle kommt dem Austrag über die Fließgewässer zu?
- Welchen Einfluß hat dabei das torrentielle Abflußgeschehen?

Aus allen genannten Einzelbeziehungen wird schließlich eine Antwort auf folgende Fragen erhofft:

- Inwieweit sind Schwermetalltransfers geoökologisch bedeutsam?
- Wie ändert sich langfristig der Schwermetall-Pool in den 3 Untersuchungsgebieten durch Input/Output- Reaktionen?
- Läßt sich die potentielle Gefährdung durch Schwermetallgehalte und -transfers in den Untersuchungsgebieten abschätzen?

Bei der letzten Frage sollten Aufwuchsversuche (Spinat und Kresse) helfen, die möglichen Einflüsse der Bodenschwermetallgehalte auf Vegetation und Nahrungsketten zu beurteilen. Bei der Ermittlung der Schwermetallaufnahme durch die beiden genannten Testpflanzen (die in Gefäßversuchen erfolgte), wurde bewußt auf den Einsatz löslicher Schwermetallsalze - die bei vergleichbaren Fragestellungen von anderen Autoren meist verwendet wurden - verzichtet, um die wirkliche Bedeutung der existierenden Gegebenheiten zu erfassen.

## 2 GRUNDLAGEN ZUR BEURTEILUNG VON SCHWERMETALLEN IN ÖKOSYSTEMEN

### 2.1 PHYSIKALISCH-CHEMISCHE CHARAKTERISTIKA

**Schwermetalle** sind chemische Elemente, die zur Gruppe der Metalle gehören und „eine Dichte in Elementform von über 4,5 g/cm<sup>3</sup> aufweisen (manchmal auch mit 5,0 oder sogar 6,0 definiert)“ (STREIT, B., 1991, S. 574). Ihre Eigenschaften und Reaktionen in und mit Teilgliedern der belebten und unbelebten Umwelt hängen - wie auch ihre ökologische Wirksamkeit - von den physikalisch-chemischen Charakteristika dieser Elemente und von „der Art der Schwermetallspezies in der Feststoff-

und Lösungsphase der Böden“ (BRÜMMER, G.W. et al., 1986, S. 382) ab. So können sie u.a. als freie Metallionen, als anorganische und organische Komplexe, als Methylmetallverbindungen, als Chelate oder gebunden an hochmolekulare Huminstoffe sowie adsorbiert an oder in Form von hochdispersierten Kolloiden (STUMM, W. u. KELLER, L., 1984) in Ökosystemen vorhanden sein.

Der **Schwermetalltransport** in Böden wird vorrangig durch chemische und physikalische Prozesse bestimmt. Dabei bestimmen Adsorptions-Desorptions-Prozesse und Präzipitations-Lösungsreaktionen die Metallverteilung zwischen der festen und flüssigen Phase (BRÜMMER, G.W. et al., 1983). Eine zusätzliche Beeinflussung der Metallreaktivität erfolgt durch Komplexierung und Oxidations-Reduktions-Reaktionen.

Die **Koordinationsreaktionen** der Schwermetalle (wie auch ihrer Verbindungsformen) hängen ebenso wie die Ionentausch-, Adsorptions- und Desorptionsprozesse, die Fällungs- und Lösungsgleichgewichte oder die Komplexbildung u.a. von Ionenradien (ANDERSSON, A., 1977), Ladungsdichte, Hydratationsenergien und somit von den Elektronenkonfigurationen ab. Diese sind immer eine Funktion der Stellung der Elemente im Periodensystem (PSE). Da diese Charakteristika ausführlich in den entsprechenden Lehrbüchern der Anorganischen Chemie (u.a. HOLLEMANN, A.F. u. WIBERG, E., 1985) beschrieben werden und deren Einfluß auf die Reaktion der Elemente in zahlreichen Spezialpublikationen (u.a. KOCH, R. u. WAGNER, B.O., 1989; MERIAN, E., 1984, 1991; NRIAGU, J.O., 1978a, 1978b, 1979, 1980a, 1980b, 1980c, 1980d; STREIT, B., 1991) dargestellt sind, sollen hier wichtige Fakten nur an Hand von zwei Tabellen aufgelistet werden. Dabei stellt Tabelle 2.1/1 physikalisch-chemische Charakteristika ausgewählter Schwermetalle zusammen, während Tabelle 2.1/2 die Ionenradien in Abhängigkeit der Wertigkeitsstufen erfaßt.

**Tab.2.1/1:** Physikalisch-chemische Charakteristika ausgewählter Schwermetalle

Charakteristika	Chrom	Eisen	Nickel	Kupfer	Zink	Cadmium	Quecksilber	Blei
Symbol	Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb
PSE: Periode	4.	4.	4.	4.	4.	5.	6.	6.
Ordnungszahl	24	26	28	29	30	48	80	82
rel. Atommasse	51,9961	55,847	58,69	63,546	65,39	112,411	200,59	207,2
Elektronenkonfiguration	[Ar]3d <sup>5</sup> 4s	[Ar]3d <sup>6</sup> 4s <sup>2</sup>	[Ar]3d <sup>8</sup> 4s <sup>2</sup>	[Ar]3d <sup>10</sup> 4s	[Ar]3d <sup>10</sup> 4s <sup>2</sup>	[Kr]4d <sup>10</sup> 5s <sup>2</sup>	[Xe]4f <sup>14</sup> 5d <sup>10</sup> 6s <sup>2</sup>	[Xe]4f <sup>14</sup> 5d <sup>10</sup> 6s <sup>2</sup> 6p <sup>2</sup>
Dichte	7,14	7,87	8,91	8,92	7,14	8,64	13,55	11,34
Schmelzpunkt °C	1.857	1.535	1.455	1.083	419,47	320,9	-38,87	327,43
Siedepunkt °C	2.480	3.000	2.900	2.336	907	767	356,6	1.620

**Tab. 2.1/2:** Ionenradien ausgewählter Schwermetalle

Element	Ionenradien in Pikometer (10 <sup>-12</sup> m)					
	Wertigkeit					
	1	2	3	4	5	6
Chrom		87 - 94	75,5	55 - 69	48,5 - 71	40 - 58
Eisen		77 - 106	63 - 92	72,5		39
Nickel		63 - 83	70 - 74	62		
Kupfer	60 - 91	71 - 87				
Zink	74 - 104					
Cadmium		92 - 145				
Quecksilber	111 - 133	83 - 128				
Blei		112 - 163		79 - 108		

Spannbreiten der Ionenradien entsprechend den unterschiedlichen Koordinationszahlen  
Quelle: STREIT, B. (1991)

## 2.2 ALLGEMEINES

„Sämtliche Metalle sind in Form ihrer Verbindungen natürliche Bestandteile von Gesteinen, Sedimenten und Böden, in denen sie jedoch in sehr unterschiedlichen Mengen vorkommen“ (HARRES, H.P., 1990, S. 67). Tabelle 2.2/1 stellt dabei die Durchschnittsgehalte ausgewählter Schwermetalle in Fest- und Lockergesteinen zusammen.

**Tab. 2.2/1:** Durchschnittsgehalte ausgewählter Schwermetalle in Fest- und Lockergesteinen

Gestein	Gesamtgehalte in mg/kg TG							
	Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb
Ultrabasite	1.000-3.400 meist 1.600-2.000	80.000 bis 100.000	2.000	10 - 20	30 - 60	0,05	0,01	0,1 - 1
Basite	170 - 300 meist 200	80.000 bis 100.000	130 - 160	87 - 100	100 - 130	0,19 - 0,22	0,02 - 0,09	6 - 10
Diorite	50		55	35	72		0,07	15
Syenite	2	36.700	4	5	130	0,13		12
Granite	12 - 25	20.000	7 - 8	13 - 20	40 - 60	0,09 - 0,15	0,03 - 0,1	20 - 32
saure Ca-reiche Magmatite	22	29.600	15	30	60	0,13	0,08	15
saure Ca-arme Magmatite	4,1	14.200	4,5	10	39	0,13	0,08	19
Gneise und Glimmerschiefer	76	33.000	26	23	65	0,10	0,02	16
Granulite	88	38.000	33	27	65	0,10	0,02	9,8
Schiefer	90	47.200	68	45	95	0,3	0,4	20
Schwarzschiefer	200		63	310	400		0,1	28
Kupferschiefer	67 - 386		42 - 486	20 - 76.900	87 - 20.700			90 - 12.100
Sandsteine	35	9.800 bis 10.000	2	2 - 30	15 - 20	0,0X	0,03 - 0,06	7 - 10
Grauwacken	50	38.000	40	45	105	0,09	0,11	14
Kalksteine	10 - 11	3.800 bis 15.000	15 - 30	4 - 30	20 - 35	0,035 - 0,16	0,03 - 0,06	5 - 10
tonige Gesteine	90 - 100	48.000 bis 50.000	68 - 95	45 - 57	80 - 95	0,13 - 0,3	0,27 - 0,45	20 - 22
Tone	90	65.000	225	250	165	0,42		80
Löß	67		28	15	53	<0,03	0,022	34
Bimstuff	41		19	9	133	<0,3	<0,01	28
Sand	1,5		5	<3	11	<0,3	<0,01	10
Geschiebelehm	20		15	9	36	<0,3	0,016	20
Geschiebemergel	35		18	15	40	0,3	0,04	20
Meerschlick			22	15	96	0,3	0,01	43
<b>Böden</b>	<b>2 - 100 meist 2 - 50</b>	<b>5.000 bis 50.000</b>	<b>2 - 50</b>	<b>1 - 80 meist 1 - 20</b>	<b>3 - 300 meist 3 - 50</b>	<b>0,01 - 3 meist &lt;0,5</b>	<b>0,01 - 1 meist &lt;0,5</b>	<b>0,1 - 200 meist 0,1 - 20</b>

**Quellen:** BLUME, H. P., 1990; FIEDLER, H. J. u. RÖSLER, H. J., 1988; HINDEL, R. u. FLEIGE, H., 1990; KLOKE, A., 1980; STREIT, B., 1991; TUREKIAN, K. u. WEDEPOHL, K., 1961; WEDEPOHL, K.-H., 1984

„Meist liegen ... die Metalle als Gitterbausteine verschiedenster Verbindungen (Oxide, Silikate, Sulfide, Karbonate etc.) vor. Durch chemische Verwitterungsprozesse werden sie aus ihrer ursprünglichen Kristallgitterposition freigesetzt und können ausgewaschen, in sich neubildende Verbindungen eingebaut oder an bodeneigene Stoffgruppen angelagert werden. Dabei spielen mineralische Bestandteile und organische Substanzen eine wichtige Rolle.

Die Anlagerung an oder der Einbau in diese Stoffgruppen konzentriert sich - je nach dem Stoff- und Energiehaushalt der Böden bzw. den von diesen abhängigen Vorgängen - meist in einzelnen Horizonten der Bodentypen. Somit kann es an diesen Stellen über längere Zeiträume zu einer Speicherung von Schwermetallen kommen.

Diese Speicherung ist aber nicht unbedingt gleichbedeutend mit steigenden Problemen für das Stoffwechselgeschehen in Pflanzen und Tieren, die auf oder in diesen „belasteten“ Böden leben. Dies gilt insbesondere deshalb, weil zahlreiche Schwermetalle durch Prozesse im Rahmen der Bodenentwicklung so stabil gebunden werden können, daß sie für Organismen nicht mehr verfügbar sind. Verfügbar - überwiegend für Pflanzen - sind nur noch die Elemente, die sich entweder als Ionen in der Bodenlösung befinden oder bei der Anlagerung an Stoffgruppen Positionen mit geringer Bindungsfestigkeit einnehmen. Wurden sie im Laufe der Bodenentwicklung

- in Zwischenschichten der Tonminerale eingebaut,
- als organische oder organo-mineralische Komplexe gefällt,
- in Huminstoffmoleküle einbezogen,
- durch Okklusion in dem Inneren von Bodenpartikeln festgelegt oder
- als Gitterbausteine neugebildeter Minerale eingesetzt,

so sind sie nur schwer austauschbar und somit i.d.R. dem Stoffwechselgeschehen entzogen.

Da jedoch der Anteil der sehr stabil gebundenen Schwermetalle abhängig ist von physikalischen und chemischen Bedingungen in den Böden und diese Bedingungen sich ändern können, bedeuten höhere Schwermetallkonzentrationen nur dann kein konkretes Problempotential, wenn alle Standortfaktoren eine Festlegung dieser Elemente bewirken.

Führen jedoch Bodenprozesse dazu, daß durch Lösungs- oder Komplexbildungsvorgänge Schwermetalle mobilisiert werden, so können diese ausgewaschen oder aber von ... Organismen aufgenommen werden“ (HARRES, H.P., 1990, S. 67f). Hierbei sind Anreicherungen in Pflanzen, Tieren oder dem Menschen möglich. Da einige Schwermetalle bereits in geringer Konzentration toxisch wirken, ist die Kenntnis ihrer konzentrationsabhängigen Wirkung auf Organismen eine der Voraussetzungen zur Risikoabschätzung. Tabelle 2.2/2 stellt daher die Konzentrationsabhängigkeit der Wirkung einzelner Spurenelemente zusammen. So wirken beispielsweise die in geringen Konzentrationen für Pflanzen essentiellen Elemente Kupfer oder Zink bei hohen Konzentrationen toxisch.

**Tab. 2.2/2:** Klassifizierung ökologisch bedeutsamer Schwermetalle (verändert nach: KUNTZE, H. u. HERMS, U., 1986)

Element	Essentiell		Toxisch	
	Pflanze	Tier	Pflanze	Tier
Cr		X		
Fe	X	X		
Ni		X	X	
Cu	X	X	X	X
Zn	X	X	X	
Cd			X	X
Hg			X	X
Pb			X	X

Wie man erkennt, sind die Elemente Cadmium, Quecksilber und Blei nach heutigem Wissensstand „für Pflanzen und Tiere weder lebensnotwendig noch nützlich, sondern ... toxisch ... und stellen somit starke Umweltgifte dar.

Seit Beginn der Industrialisierung kam es durch menschliche Maßnahmen zu einem zunehmenden Eintrag dieser - wie auch sämtlicher anderer - Schwermetalle in die Umwelt. Da fast alle Schwermetalleinträge letztlich in den Böden akkumuliert werden, steigen deren Konzentrationen z.T. weit über die „normalen“ Gehalte ... an, wobei Böden

in Industrie- und Ballungsgebieten besonders stark kontaminiert wurden“ (HARRES, H.P., 1990, S. 68). Dies zeigt sich insbesondere an der Zusammenstellung von Schwermetallgehalten aus Böden unterschiedlich belasteter Regionen (Tab. 2.2/3).

**Tab. 2.2/3:** Schwermetallgehalte von Böden unterschiedlich belasteter Regionen

Bereich/ Region	Autor/ Jahr	Schwermetall in mg/kg TG						
		Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb
Normalgehalte Böden	Schachtschabel, P. et al., 1992	5 - 100	5 - 50	4 - 40	10 - 80	<0,5	<0,5	2 - 60
Hessen Stadtgärten	Brüne, H. et al., 1982	11,4 - 59,4	6,8 - 34,8	8 - 160	49 - 600	0,1 - 6,8	0,04 - 2,65	21 - 774
Hessen Kleingärten	Hess. Landesamt f. Ernähr. .../1987	8 - 154,8	4,1 - 86	7,2 - 1.097	44,4 - 1.272	0,1 - 2,2	0,04 - 9,8	15,1 - 1.695
Darmstadt Kleingärten	Harres, H.P. et al., 1989	10 - 183	nn - 43	4 - 300	21 - 1.270	0,1 - 7,0	nn - 4,3	9 - 1.955
Nordrhein-Westfalen Landwirtschaft/Gärten	Bürger, H. 1978	4 - 147	2 - 74	2 - 140	55 - 900	0,3 - 4,2	0,01 - 3,1	45 - 300
Tokio Parks	Sakagani, K. et al., 1982	o.A.	o.A.	141 - 209	203 - 1.110	0,09 - 1,7	o.A.	83 - 662
Tokio straßennahe Böden	Sakagani, K. et al., 1982	o.A.	o.A.	32 - 286	79 - 1.170	nn - 15,4	o.A.	11 - 1.200
Duisburg Stadtböden	König, W. u. Krämer, F., 1985	22 - 213	3 - 95	24 - 487	127 - 2.056	1,0 - 9,2	0,12 - 2,22	53 - 659
Bad Ems/Holzappel Blei-Zink-Revier/Böden	Lenz, W., 1986	o.A.	23 - 320	7 - 84	20 - 1.483	o.A.	o.A.	13 - 1.697
Nordrhein-Westfalen Industrie/Bergbau	König, W. u. Krämer, F., 1985	3,6 - 2.481	2,1 - 948	1,8 - 900	17 - 3.620	0,02 - 22,5	nn - 26,6	9,5 - 7.277

### 2.3 TRANSPORTWEGE UND ANTHROPOGENE SCHWERMETALLQUELLEN

Bei einer Betrachtung der Wege, auf denen Schwermetalle in Böden gelangen, wird zwischen natürlichen und anthropogenen unterschieden. „Natürlich gelangen ... Schwermetalle durch Gesteinsverwitterung, Erosion und Akkumulation von Verwitterungsprodukten, aber auch durch Staubtransport, Seewasserspray, Brände und insbesondere durch vulkanische Tätigkeit in die Umwelt. Dabei werden die

Transportmedien Wasser (Erosion/Akkumulation) und Luft (Staubtransport, Seewasserspray, vulkanische Emissionen) benutzt.

Diese beiden Medien charakterisieren auch die wichtigsten anthropogenen Schwermetalleinträge. So findet neben einem direkten Eintrag (Deponien, Abraumhalden, Bodenaushub, Klärschlämme, Siedlungsabfallkomposten, Gülle, Agrochemikalien, Baggerschlämme, Produktionsabfälle, Dünger etc.) mit oft sehr hohen Konzentrationen auf räumlich eng begrenzten Flächen ein Transport gelöster oder an feine Partikel gebundener Schwermetalle durch Bäche und Flüsse statt. ... Die vom Wasser mitgeführten Schwermetalle werden in den Flußsedimenten am Boden des Gewässers, in Hafenbecken, in Überschwemmungsgebieten oder im Mündungsbereich abgelagert und bewirken dadurch u.a. eine Aufkonzentrierung der entsprechenden Elemente in den Auenböden. ...

Der weitaus größte Teil der Schwermetalle gelangt jedoch nicht durch Fließwassertransport sondern über den Luftpfad auf die Böden. Durch Emissionen bei Verhüttungs- und Wärmegewinnungsprozessen, beim Kraftfahrzeugverkehr, bei der Müllverbrennung, bei der Metallerzeugung oder bei industriellen Fertigungsverfahren mit Einsatz schwermetallhaltiger Verbindungen werden große Schwermetallmengen als Dämpfe oder gebunden an Stäube (Aerosole) an die Atmosphäre abgegeben (Tab. 2.3/1). Dabei steigt der Schwermetallgehalt mit abnehmender Staubteilchengröße erheblich an. ... Werden (diese) in höhere Luftschichten transportiert, so erfahren sie eine großflächige Verteilung. Eine enge Verflechtung zwischen der einzelnen Schwermetallquelle und den Stellen, an denen sie durch trockene oder nasse Deposition immittiert werden, ist nicht mehr gegeben. Dadurch wird auch eine Bindung an Ländergrenzen aufgehoben, so daß sich diese Art des Schwermetalleintrages zu einem globalen Problem entwickelt hat“ (HARRES, H.P., 1990, S. 69f).

Neben diesen großflächigen und überwiegend homogenen Verteilungen der Schwermetalle sind es in erster Linie die hohen Depositionsraten einzelner Elemente in der Nähe der Emissionsquellen (Hütten, Industriebetriebe, Erzreviere), von denen eine Schädigung pflanzlicher und tierischer Organismen ausgeht. Dabei spielt neben der Konzentrationshöhe vor allem auch die ökotoxikologische Relevanz der Elemente eine wichtige Rolle.

**Tab. 2.3/1:** Natürliche und anthropogene Quellen der atmosphärischen Emission in  $10^3$  t/a

Atmosphärische Emission in $10^3$ t/a						
Element	natürliche Quellen			anthropogene Quellen		
	Kontinentale Staubfracht	Vulkanische Staubfracht	Vulkanische Gasfracht	Industrielle Partikelemission	Fracht fossiler Brennstoffe	Totale anthrop. Emissionen
Chrom	500	84	0,005	650	290	940
Nickel	200	83	0,0009	600	380	980
Kupfer	100	93	0,012	2.200	430	2.630
Zink	250	108	0,14	7.000	1.400	8.400
Cadmium	2,5	0,4	0,001	40	15	55
Quecksilber	0,3	0,1	0,001	50	60	110
Blei	50	8,7	0,012	16.000	4.300	20.300

verändert nach: LANTZY, R.J. u. MACKENZIE, F.T., 1979

## 2.4 ÖKOTOXIKOLOGISCHE RELEVANZ AUSGEWÄHLTER ELEMENTE

Die ökologische Bedeutung der Schwermetalle beruht i.d.R. auf der Reaktion von Ionen oder Schwermetallverbindungen mit biologischen Systemen. Die Toxizität der Metalle ist dabei in zahlreichen Fällen auf die chemische Deaktivierung von Enzymen zurückzuführen. So reagieren beispielsweise alle zweiwertigen Übergangsmetalle leicht mit den Sulfhydryl-, Amino- und Iminogruppen von Proteinen. Daneben konkurrieren u.a. Cadmium und Quecksilber mit Zink, Kupfer und Eisen, so daß diese Elemente in den Metalloenzymen durch die Schwermetalle ersetzt werden können. Auch dadurch werden deren Funktionen außer Kraft gesetzt.

Bei einer Einzelbetrachtung der Elemente zeigt sich, daß

- **Chrom** ein lebensnotwendiges Spurenelement für tierische (und menschliche) Organismen (Tab. 2.2/2) ist, da es Bestandteil des Glucose-Toleranzfaktors ist und in den Fettstoffwechsel einzugreifen scheint (GAUGLHOFER, J., 1984). Ein vollständiger Mangel kann zu Diabetes (KIEFFER, F.,

1984), Arteriosklerose, Wachstumsstörungen und Augenlinsentrübungen (STREIT, B., 1991) führen.

Für hohe Konzentrationen werden jedoch schädigende Wirkungen beschrieben (Hautgeschwüre, Schleimhautschädigung, Schädigung des Atemsystems). Daneben wird davon ausgegangen, daß Cr (VI), welches in Böden in Gegenwart von oxidierbaren Stoffen relativ schnell zu Cr (III) reduziert wird, bei Tieren und Pflanzen bereits in relativ geringen Konzentrationen toxisch wirkt. Bekannt ist daneben, daß Chromat karzinogen und Cr (III) „wegen der Vernetzung von DNA mit Proteinen mutagen“ (STREIT, B., 1991, S. 168) ist. Publiziert wurden auch Einflüsse von Chromstaub auf die Nasenscheidewand (Perforation, Geschwürbildung, Verlust des Geruchsinns) bei inhalativer Aufnahme sowie Hautreizungen (GAUGLHOFER, J., 1984). Auch für Fische ist die Toxizität von Cr (VI) - Verbindungen relativ groß. Daher werden aquatische Toxizitätswerte ( $LC_{50}$  - Werte) von 170 - 400 ppm für Süßwasser- und Meerestische angegeben.

Genauere Angaben zur Phytotoxizität, wie auch zur Frage der Bioverfügbarkeit im Boden, werden jedoch nicht gemacht. Festgestellt wurde, daß „auch unter ungünstigen Bedingungen keine Schädigung der Pflanzen bis zu einer Chromkonzentration im Boden von 500 mg/kg“ (GAUGLHOFER, J., 1984, S. 414) festzustellen ist. STREIT, B. (1991) geht indessen davon aus, daß dies auch bei 6.000 mg/kg noch nicht der Fall ist.

- **Eisen** ein „notwendiges Element zur Aufrechterhaltung von Stoffwechselfunktionen im Pflanzen- und Tierreich“ (HUEBERS, A. u. FINCH, C.A., 1984, S. 441) ist und auch in höheren Konzentrationen kaum toxische Eigenschaften besitzt. Dieses Element ist u.a. Bestandteil von Hämoglobin, Ferritin, Cytochromen, Reduktasen, Katalasen und Peroxidasen. Ein vollständiger Mangel führt zur Unterbrechung der Sauerstoffverteilung und der Oxidation, zum Stillstand der Energieproduktion, zur Bildung von Fettperoxiden und zur Hämolyse (KIEFFER, F., 1984). Bei Pflanzen führt ein Eisenmangel u.a. zu Chlorosen.

Da Eisen in Böden vorwiegend in schwerlöslichen Verbindungen vorliegt, die Pflanzen jedoch kontinuierlich Eisen benötigen, setzen sie im Rhizosphärenbereich  $H^+$ -Ionen frei oder nehmen Eisen mit Hilfe von Biochelatoren auf. Mikrobiotisch produzierte Siderochrome in Böden „bilden mit Eisen ebenfalls stabile transportierbare Chelatkomplexe“ (HUEBERS, A. u. FINCH, C.A., 1984, S. 439). „Aufgenommen wird nur die reduzierte  $Fe^{2+}$ -Form, die in der Pflanze in der Nähe des Metaxylems zum  $Fe^{3+}$  oxidiert wird. Danach bildet das  $Fe^{3+}$ -Ion mit Citrat einen Chelatkomplex und wird in dieser Form zu den grünen Pflanzenteilen transportiert (STREIT, B., 1991, S. 239). Gespeichert wird Eisen in Pflanzen vorwiegend als Phyto-Ferritin und/oder Eisen(II)-Phosphat (BAUMEISTER, W. u. ERNST, W., 1978).

„Die kritische Obergrenze, ab der normalerweise eine Toxizität für Pflanzen oder ihre Samen zu beobachten ist, liegt bei Nährlösungen zwischen 5 und 200 ppm. In der Natur kommt es (jedoch) selten zu pflanzentoxischen Konzentrationen an Eisen“ (STREIT, B., 1991, S. 239).

- **Nickel** vermutlich für den Menschen essentiell ist. Dennoch werden zahlreiche Toxizitätsaspekte von Nickel diskutiert (BIRGE, W.J. u. BLACK, J.A., 1980; MUSHAK, P., 1980), vornehmlich im Hinblick auf Dermatosen beim Menschen (SPRUIT, D. et al., 1980). Sicher nachgewiesen ist, daß Nickel bei manchen Organismen Bestandteil der Urease ist (OSKARSSON, A., 1984) und sein Fehlen zu einem Stillstand der Harnstoffspaltung führt (KIEFFER, F., 1984).

Pflanzen nehmen Nickel aus dem Boden in unterschiedlichen Mengen auf. Dies ist insbesondere auf seine Fähigkeit zurückzuführen, leicht Chelate bilden zu können. Bei der Nickelaufnahme gibt es hyperakkumulierende Pflanzenarten, die dieses Element besonders stark anreichern (bis 10.000 mg/kg TG). Allerdings wird angegeben, daß für normale Pflanzen bereits extrahierbare Nickelgehalte von 3 - 70 mg/kg als toxisch anzusehen sind. Ebenfalls giftig „für die Entwicklung von Pflanzensamen ... (wird) ... 0,5 bis 2 mg/l Nickel in Nährlösungen“ (OSKARSSON, A., 1984, S. 492) betrachtet.

Bei einer ökotoxikologischen Beurteilung dieses Elementes ist noch zu beachten, daß bei „hohen Ni-Konzentrationen in Pflanzen ... andere Schwermetalle von den Wirkorten“ (STREIT, B., 1991, S. 46) verdrängt werden und daß Nickelstaub und einige Nickelverbindungen „starke, lokale Krebs-erreger“ (OSKARSSON, A., 1984, S. 494) darstellen.

- **Kupfer** sowohl essentiell, als auch toxisch auf pflanzliche und tierische Organismen wirkt (Tab. 2.2/2). Seine essentielle Wirkung beruht auf der Beteiligung an spezifischen Proteinen und Enzymen (u.a. Tyrosinase, Monoamin-Oxidase, Ascorbinsäure-Oxidase, Cytochrom-Oxidase, Laccase, Uricase). Sein vollständiger Mangel führt zur „Blockierung der Oxidation, Unterbrechung des Kupfertransportes, Unterbleiben der Harnsäureoxidation, fehlende Bildung von Neurotransmittern,

Ausbleiben der Pigmentbildung und Störung der Redoxsysteme“ (KIEFFER, F., 1984, S. 120). Daher zeigen Pflanzen bei Cu-Gehalten, die niedriger als etwa 5 mg/kg sind (GUPTA, U.C., 1979), vielfältige Mangelercheinungen.

In den Böden kommt Kupfer je nach dem pH-Wert hauptsächlich „ionisiert, als Humat gelöst, als Humat ungelöst und als  $\text{Cu}(\text{OH})_2$  vor“ (SCHEINBERG, H., 1984, S. 454). „Die Intensität zur Cu-Aufnahme und -speicherung (bei Pflanzen) ist selbst innerhalb der gleichen Art genetisch unterschiedlich ausgebildet“ (STREIT, B., 1991, S. 375). Darüber hinaus scheinen Pflanzen über bestimmte Regulationsmechanismen zu verfügen, welche die Cu-Konzentration nicht über 20 mg/kg ansteigen lassen.

„Kupfer wirkt für Tiere ... toxisch, wenn die aufgenommene oder adsorbierte Menge ... nicht mehr ... in die vorhandenen Kupferproteine eingelagert werden kann. ... Die Giftigkeit des Kupfers beruht zum größten Teil auf der Bindung freier Kupfer-Ionen an andere Proteine ... und der Beeinträchtigung ihrer physiologischen Funktionen“ (SCHEINBERG, H., 1984, S. 455). Für zahlreiche Bakterien, Viren, Kleinpilze und Algen ist Kupfer, neben Cadmium und Zink, das toxischste Metall. Bei höheren Pflanzen kann Kupfer das Wurzelwachstum schädigen, zu chlorotischen Schäden führen und die Funktion der Enzyme beeinträchtigen.

- **Zink** als essentielles Spurenelement ebenfalls wichtige Funktionen in Organismen erfüllt. So ist dieses Element nach PRASAD, A.S. (1980) Bestandteil von mehr als 80 Metalloenzymen (u.a. Alkalische Phosphatase, Alkoholdehydrogenase, Carboanhydrase, Carboxypeptidase, Glutamatdehydrogenase, Lactatdehydrogenase, Malatdehydrogenase) sowie des Hormons Insulin. Daher führt seine Abwesenheit zu zahlreichen stoffwechselphysiologischen Konsequenzen. Zinkgehalte von <20 mg/kg TG in Pflanzenblättern charakterisieren Zn-Mangelzustände und sind häufig mit Chlorosen, Absterben der Vegetationspunkte und der Blätter (BAUMEISTER, W. u. ERNST, W., 1978, S. 288) sowie mit einer Reduzierung des Wurzelwachstums und Zwergwuchs verbunden. In Mikroorganismen stellt Zink „den begrenzenden Faktor für die Biosynthese von DNA und Proteinen dar“ (SCHWEDT, G., 1983, S. 761). Bei Menschen (PRASAD, A.S., 1980) und Tieren (MILLER, W.J. u. NEATHERY, M.W., 1980) treten als Mangelercheinungen Wachstumsstörungen, Dermatosen, Störungen der Proteinsynthese, Lethargie, Appetitlosigkeit, hormonelle Veränderungen (KIRCHGESSNER, M. u. ROTH, H.-P., 1980) u.v.m. auf.

„Pflanzenverfügbares“ Zink liegt im Boden „in Form löslicher Komplexe an Amino-, Organo- und Vulvosäuren und in Form unlöslicher Komplexe an Huminsäuren vor“ (STREIT, B., 1991, S. 705). Die Zinkaufnahme und -akkumulation „vary widely in ... plants and are related to soil pH and texture, soil organic matter content, temperature and light intensity, crop species, and cultivars within a species. Interactions with other plant nutrients, especially P, N, and Fe, affect zinc uptake by plants“ (GIORDANO, P.M. u. MORTVEDT, J.J., 1980, S. 411).

Der toxische Einfluß hoher Zinkgehalte (nach HENKIN, R.I., 1984, bei > 400 mg/kg TG) ist bei Pflanzen häufig auf „induzierten Eisenmangel, Änderung der Membrandurchlässigkeit, und Hemmungen im  $\text{CO}_2$  - Fixierungsprozeß“ (STREIT, B., 1991, S. 705) zurückzuführen. Er führt in vielen Fällen zu Wachstumshemmungen sowie zur Reduktion im Wachstum und in der Artenzahl von Bodenbakterien und -pilzen (HENKIN, R.I., 1984).

- **Cadmium** „für Pflanzen, Tiere und Menschen ... bei erhöhter Zufuhr toxisch sein kann“ (STOEPLER, M., 1984, S. 376). So werden in der sehr umfangreichen Literatur zur Cadmiumtoxizität (u.a. CHANG, L.W., 1981; FRIBERG, L. et al., 1974; NOGAWA, K., 1981; PISCATOR, M., 1974a, 1974b; SPRANGER, T. 1990; SYMANSKI, H.-J., 1974) zahlreiche Schadwirkungen bei Pflanzen, Tieren und dem Menschen beschrieben. Allerdings werden die mit Cadmium verbundenen Risiken stellenweise auch kontrovers diskutiert.

Insgesamt wird betont, daß Cadmium „einen Inhibitor für schwefelhaltige Enzyme dar(stellt) und ... vor allem an (auch schwefelhaltige) Proteine“ (SCHWEDT, G., 1983, S. 761) und Metallothioneine (KOTSONIS, F.N. u. KLAASSEN, C.D., 1981) gebunden ist. Die relative Molekülmasse dieser Verbindungen soll 5.000 bis 10.000 betragen (STREIT, B., 1991, S. 132) und ihre „Biosynthese (soll) durch Cadmium stimuliert“ (STOEPLER, M., 1984, S. 392) werden.

Für Pflanzen wird angegeben, daß durch hohe Cadmiumkonzentrationen die Photosynthese- und Transpirationsraten (AHREND, R. et al., 1989) erniedrigt und die Atmungsrate erhöht (SCHWEDT, G., 1983, S. 761) wird. Daneben wird auf reduziertes Wurzelwachstum (KAHLE, H. et al., 1989), „Störungen in der Mineralstoffernährung, eine Verkleinerung der Blattflächen und (auf) eine reduzierte Stoffproduktion“ (BERTELS, C., et al., 1989, S. 370) sowie auf Chlorosen, Nekrosen (JASTROW, J.D. u. KOEPPE, D.E., 1980), Ertragssenkungen, Qualitätsminderungen (STADEL-

MANN, F.X., et al., 1986) und Verminderung der Keimungsraten (SPRANGER, T., 1990) aufmerksam gemacht. Darüber hinaus erwähnt ERNST, W.H.O. (1980) zahlreiche Interaktionen von Cadmium mit Pflanzenkompartimenten (u.a. Chloroplasten, Mitochondrien, DNA), die ebenfalls zu „durch Cadmium induzierte Stoffwechselveränderungen“ (STOEPPLER, M., 1984, S. 395) führen. Bezogen auf die mikrobielle Aktivität eines Bodens (BRUNNER, I. u. SCHINNER, F., 1984) zeigen zunehmende Cadmiumkonzentrationen unterschiedliche Wirkungsintensitäten (sowohl aktivitätshemmende, als auch -steigernde), was mit einer Hemmung und Selektionierung der Mikroflora (KÜSTER, E. u. GRÜN, I., 1984; STADELMANN, F.X., et al., 1982) in Zusammenhang gebracht wird. Insbesondere wird betont, daß unter den Bakterien „vor allem Nitrifikanten, aerobe Zellulosedestruente und Stickstoff fixierende Bakterien gehemmt“ (SPRANGER, T., 1990, S. 4) werden. Bei Säugetieren wird erwähnt, daß diese - wie auch der Mensch - Cadmium vorwiegend durch Inhalation und Ingestion aufnehmen. Dabei unterscheiden sich die Respirationsraten deutlich. Bei der Inhalation liegen diese höher und können - v.a. bei Eisen-, Calcium- und Proteinmangel - mehr als 40% betragen. Hingegen liegt die Resorption bei oraler Aufnahme lediglich zwischen 0,3 und 3%. Insgesamt können bei höheren Konzentrationen zahlreiche akute und chronische Krankheitserscheinungen auftreten (HAPKE, H.-J., 1974a; HIETANEN, E., 1981; KIMURA, M., 1981; STOEPPLER, M., 1984; TSUCHIYA, K., 1981; YASUMURA, S., et al., 1980). Unter diesen hat die Itai-Itai-Krankheit<sup>2</sup> (NOGAWA, K., 1981) einen hohen Bekanntheitsgrad erreicht. Als Ursache für Symptome und Krankheitsbilder - wie Veränderungen und Schädigungen von Lunge, Leber, Nieren und Knochen, Störungen im Verdauungssystem, cardiovaskuläre Wirkungen, karzinogene, mutagene und teratogene Wirkungen - wird u.a. aufgeführt, daß „das überschüssige Cd ... in Konkurrenz zum Zink (tritt), wodurch zinkabhängige Enzyme gehemmt und die Nieren geschädigt werden, ... (bzw. daß) durch Cd-Ionen ... Proteine sehr stark denaturiert (werden) und ... so akute Vergiftungserscheinungen aus(lösen)“ (STREIT, B., 1991, S. 133).

- **Quecksilber** zu vielfältigen Vergiftungserscheinungen bei Pflanzen, Tieren und Menschen führen kann. Die wichtigsten Formen, mit denen diese Organismen mit Quecksilber in Berührung kommen können sind „elementares Hg, anorganische Hg(I)- und Hg(II)-Salze und ... Organoquecksilber-Verbindungen, ... (zu denen) die Methyl-, Ethyl- und Phenylquecksilber-Verbindungen“ (STREIT, B., 1991, S. 534) gehören. Dies sind gleichzeitig die entscheidenden Hg-Spezies im Zusammenhang mit den Bindungs- und Transportmechanismen in Böden.

Über Quecksilber existieren umfangreiche toxikologische Untersuchungen, die verstärkt seit den 50er Jahren infolge der „Minimata-Krankheit“ (KURLAND, L. et al., 1960) weltweit durchgeführt wurden. Es zeigte sich, „daß die ökologische, physiologische und toxikologische Wirkung von der Erscheinungsform bzw. der Spezies abhängt. ... Die Organoverbindungen reagieren schnell mit biologisch wichtigen Liganden, besonders mit Sulfhydrylgruppen. Diese Hg-Verbindungen sind fettlöslich und durchdringen daher leicht biologische Membrane. Dabei sind die Alkylquecksilberverbindungen - wie das Methylquecksilber (MeHg) - die biologisch widerstandsfähigsten“ (PADBERG, S., 1991, S. 2). In diesem Zusammenhang ist es von entscheidender Bedeutung, daß es in Böden zu einer Biomethylierung durch Mikroorganismen kommen kann (GREENWOOD, M.R. u. VON BURG, R., 1984), so daß auch auf diesem Wege Methylquecksilber in die Umwelt gelangen kann. Bei dessen Aufnahme „durch die Nahrung kommt es über den Bluttransport aufgrund der Sulfhydrylgruppen-Affinität der Aminosäuren zur Zerstörung von Gehirnzellen. Weiterhin verursacht diese Hg-Verbindung irreversible genetische Schäden“ (PADBERG, S., 1991, S.2).

Die Bioakkumulation von Methylquecksilber spielt bei marinen Organismen (v.a. Fischen) eine große Rolle. In diesen können sich Akkumulationsfaktoren von mehr als 10.000 einstellen (STREIT, B., 1991, S. 535). Dies bedingte ursächlich die Entstehung der Minimata-Krankheit in Japan.

Über Aufnahme, Bindung und stoffwechselphysiologische Bedeutung von Quecksilber in Pflanzen existieren unterschiedliche Meinungen (BLUMENBACH, D. et al., 1991; FATHI, M., 1983; FATHI, M. u. LORENZ, 1980; LUWE, M. et al., 1990). Deutlich wird allerdings, daß hohe Hg-Gehalte bei einzelnen Pflanzen zur Verringerung der Phytomassenproduktion, zur Hemmung der Chlorophyll- und Lipidsynthese (BLUMENBACH, D. et al., 1991), zur Reduktion des Wurzelwachstums (GODBOLD, D.L. u. HÜTTERMANN, A., 1985), und zu Wachstumsminderungen und -anomalien (MISHRA, B.B. et al., 1987; SEMU, E. et al., 1985) führen.

Bei Tieren und Menschen wirkt sich Quecksilber auf das Elektronentransportsystem aus und schädigt, wegen der Reaktion von Hg<sup>2+</sup> - Verbindungen mit SH-Gruppen von Proteinen, die Enzymfunk-

<sup>2</sup> Chronische Erkrankung mit Anämie und Knochenschädigungen, die in Japan in zahlreichen Fällen zum Tod der Erkrankten führte.

tionen. Darüber hinaus werden „bei genügend hohen Hg-Konzentrationen ... die Proteine ausgefällt, ... kann ... die Molekülstruktur und physikochemischen Eigenschaften von Nukleinsäuren verändert (und) ... Chromosomenbrüche und Aberrationen“ (STREIT, B., 1991, S. 536) erreicht werden. Dies führt u.a. nach EWERS, U. u. SCHLIPKÖTER; H.-W., (1984) bei chronischer Toxizität zu Schädigungen des zentralen und peripheren Nervensystems sowie zu Nierenschäden, Stoffwechselstörungen und Membranschäden.

- **Blei** ökotoxikologisch ebenfalls von Bedeutung ist. Dies hängt u.a. damit zusammen, daß elementares Blei, Blei(II)salze und Organobleiverbindungen in der Lage sind, Organismen nachhaltig zu schädigen. Blei wurde, wie andere Elemente auch, seit der industriellen Revolution verstärkt emittiert (NRIAGU, J. E., 1978c). Der Elementtransport über den Luftpfad ist dabei häufig an sehr kleine Schwebstoffpartikel (0,1 - 10 µm) gebunden (EWERS, U. u. SCHLIPKÖTER, H.-W., 1984b), so daß „in beträchtlichem Ausmaße ein atmosphärischer Transport über z.T. große Entfernungen“ (STREIT, B., 1991, S. 105) erfolgen kann.

Verbunden mit diesem Transport ist zum einen eine Aufnahme toxischer Bleiverbindungen mit der Atemluft, zum anderen aber auch eine Sedimentation von Staubpartikeln auf Blattoberflächen (DAVIES, B.E., 1990; GARBER, K., 1974a). Gelöste Anteile der Bleiverbindungen können dadurch über das Blatt aufgenommen werden. Allerdings ist der Anteil, der davon aus den Blättern in andere Pflanzenorgane transportiert wird, sehr gering (KOEPE, D.E., 1981), da „der größte Teil des als Staub oder Lösung auf die Pflanzenoberfläche gebrachten Bleis ... an der Oberfläche adsorbiert ist“ (EWERS, U. u. SCHLIPKÖTER, H.-W., 1984b, S. 361). Auch dem Transport von Blei über die Wurzel wird stellenweise nur eine untergeordnete Bedeutung zugemessen, zumal dieses von zahlreichen Boden- und Pflanzenparametern (PETERSON, P.J., 1978) abhängt. Daher gelangt Blei „nur zu einem geringen Teil in das Innere von Pflanzen, (so daß) phytotoxische Pb-Wirkungen nur bei sehr hohen Konzentrationen auf(treten)“ (STREIT, B., 1991, S. 106). Dies gilt allerdings nicht für hyperanreichernde Pflanzen und nicht für Bleitetraalkyle. Letztere werden „im Boden sehr schnell zu wasserlöslichen Bleiverbindungen abgebaut, die neben einer hohen Pflanzentoxizität offenbar auch eine hohe Pflanzenverfügbarkeit besitzen“ (DIEHL, K.H. et al., 1983, S. 551).

Eine phytotoxische Wirkung von Blei und Bleiverbindungen äußert sich in vielen Fällen in einer „Hemmung der Photosynthese und des Zellenlängenwachstums“ (STREIT, B., 1991, S. 106) sowie in Depressionen beim Ertrag (DIEHL, K.H. et al., 1983; JUDEL, G.K., et al., 1986) oder dem Wurzellängenwachstum (KAHLE, H. u. BRECKLE, S.-W., 1989 für *Fagus sylvatica* L.). Darüber hinaus werden Verringerungen im Blattflächenwachstum und Beeinträchtigungen in der Mineralstoffversorgung beschrieben (KAHLE, H. et al., 1989). Die toxischen Wirkungen sind dabei biochemisch auf die „Reaktion von Blei-Ionen mit freien Sulfhydryl-Gruppen von Enzymen und anderen Proteinen (als Folge davon tritt meistens eine Inaktivierung dieser Moleküle ein) sowie auf die Wechselwirkung mit anderen Metall-Ionen, besonders Calcium-Ionen, zurückzuführen“ (EWERS, U. u. SCHLIPKÖTER, H.-W., 1984b, S. 364).

Blei hemmt darüber hinaus die mikrobielle Aktivität zahlreicher Bodenorganismen (BRUNNER, I. u. SCHINNER, F., 1984; WILKE, B.-M., 1982, 1986, 1991) und verändert deren Zusammensetzung (GUPTA, S.K. u. HÄNI, H., 1989). „The change in composition of the microbiota, with the more resistant organism usually dominating, may be very drastic on a micro scale“ (DOELMAN, P., 1978, S. 351). Dies kann u.a. an diesen Stellen zu einer über einen längeren Zeitraum ständig zunehmenden Toxizität führen (DOELMAN, P. u. HAANSTRA, L., 1984) und die Möglichkeit der Umstellung bodenbiologischer Prozesse beinhalten.

Tiere und Menschen nehmen Blei, neben der Inhalation, vorzugsweise oral auf (SCHLIPKÖTER, H.-W. u. POTT, F., 1974), wobei die Resorptionsraten beträchtlich schwanken können. Das resorbierte Blei wird über den Blutstrom verteilt und findet sein Hauptdepot als Bleiphosphat in den Knochen. „Nach US-amerikanischen Quellen ist Blei die häufigste Ursache von Vergiftungen bei Haustieren“ (EWERS, U. u. SCHLIPKÖTER, H.-W., 1984b, S. 364). Für diese, wie auch für wildlebende Tiere, geben FORBES, R.M. u. SANDERSON, G.C. (1978) eine Zusammenfassung der Bleitoxizität und der Symptome bei akuten und chronischen Bleivergiftungen.

Auch der Einfluß von Blei auf die Gesundheit der Menschen wird in zahlreichen Publikationen beschrieben (u.a. POSNER, H.S., et al., 1978; ROSEN, J.F. u. SORELL, M., 1978). Faßt man diese Ergebnisse zusammen, so läßt sich grundlegend feststellen, daß „chronische Vergiftungen beim Menschen ... durch Hemmung des blutbildenden Systems ... (und) durch Reduktion der Nervenleitgeschwindigkeit (auftreten) und sich u.a. durch neurophysiologische Auffälligkeiten (Hyperaktivitäten etc.) manifestieren (können). Molekular wirken Blei-Ionen durch Bindung an En-

zyme. Sie verbinden sich dabei insbesondere mit Hydroxi-, Phosphat-, Thiol- und Aminogruppen. Dabei wird u.a. die Bildung von Hämgruppen verhindert“ (STREIT, B., 1991, S. 107).

### 3 DER EINFLUß VON ÖKOSYSTEMKOMPARTIMENTEN AUF DIE SCHWERMETALLVERTEILUNG

#### 3.1 BÖDEN

Die Bedeutung des Bodens liegt u.a. darin begründet, daß er wichtige Aufgaben im Zusammenhang mit menschlichen Nutzungsansprüchen erfüllt bzw. erfüllen sollte. So muß er beispielsweise neben der Gewährleistung der in der Einleitung aufgeführten Funktionen auch in der Lage sein, eingebrachte Verbindungen umzuwandeln und/oder einem Transfer (zeitweise) zu entziehen (BOSCH, C., 1994). Schadstoffeinträge können diese Funktion minimieren oder außer Kraft setzen und wegen vielschichtiger Rückkoppelungseffekte menschliche Zielvorgaben verhindern.

Aufgrund der zahlreichen Querbezüge zwischen dem Boden, anderen Umweltkompartimenten und Aspekten menschlichen Handelns ist er gleichzeitig der Komplex, an dem sich die Verflechtung zwischen Natur, Mensch, Gesellschaft und Technik manifestiert. Somit erfordert die Erfassung und Beurteilung von Bodenbelastungen<sup>3</sup> nicht nur das Wissen über diese anthropogenen Teilbereiche (u.a. auch potentielle Auswirkungen), sondern v.a. auch über das Prozeßgeschehen im Boden selbst.

Bezogen auf Stoffverlagerungen, -umwandlungen und -transfers, die als Grenzflächenprozesse zwischen den Böden, ihren Kompartimenten und den Teilgliedern der miteinander vernetzten Geoökosysteme verstanden werden müssen, bedeutet dies u.a. die Notwendigkeit bodenphysikalische, -chemische und -biologische Grundlagen in den Beurteilungsrahmen zu integrieren. Ohne diese Integration würde eine Interpretation einzelner Belastungsaspekte rudimentär bleiben. Eine solche Einbeziehung setzt jedoch das Wissen über grundlegende Gesetzmäßigkeiten im Zusammenhang mit naturgesetzlich ablaufenden Prozessen voraus.

Daher sollen hier einige wichtige Sachverhalte, welche die ökologische Relevanz von Schwermetallen in Böden charakterisieren, dargestellt werden. Dies kann jedoch nur stichpunktartig erfolgen, zumal in der Literatur ausführlich auf die entsprechenden Grundlagen eingegangen wird (BLUME, H.P., 1990; BLUME, H.P. et al., 1996; BRADY, N.C., 1990; FITZPATRICK, E.A., 1986; GISI, U. et al., 1990; KUNTZE, H. et al., 1994; MÜCKENHAUSEN, E., 1977, 1993; SCHACHTSCHABEL, P. et al., 1992). Letzteres gilt v.a. auch für die Elementsorption an anorganischen und organischen Bodenbestandteilen sowie für Bindungswege und Bindungsformen von Schwermetallen.

Da Pflanzen Schwermetalle komplexiert oder als Ionen v.a. aus der Lösungsphase des Bodens entnehmen, hängt deren Wirkung von der Elementkonzentration in der Bodenlösung ab. Diese steht i.d.R. im Gleichgewicht mit den in unterschiedlicher Bindungsform vorliegenden Metallfraktionen in der festen Bodenphase. Daher spielt diese bei der Gleichgewichtseinstellung eine wichtige Rolle.

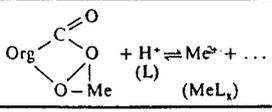
Die **Bindung** der Schwermetalle im Boden erfolgt hauptsächlich - neben dem im Zusammenhang mit der Pedogenese erfolgenden Einbau in Kristallgitter - durch Adsorptionsprozesse (BRÜMMER, G.W., 1981; BRÜMMER, G.W. u. HERMS, U., 1985; GERTH, J. u. BRÜMMER, G.W., 1977). Eine Bildung definierter chemischer Verbindungen durch Fällungsreaktionen findet nach BRÜMMER, G.W. (1981) jedoch nur in stark belasteten Böden mit hohen Elementgehalten und neutraler bis alkalischer Reaktion statt. Eine vereinfachte schematische Übersicht der möglichen Bindungsformen von Metallen in Böden sowie der Reaktionen, die zu einer Freisetzung der Elemente als Ionen oder lösliche Komplexe führen, gibt DÜES, G., 1989 (Tab. 3.1/1).

Bodenparameter und Bodenprozesse sind wichtige Einfluß- und Steuerfaktoren der **Ad- und Desorption**. Diesen Vorgängen kommt die größte Bedeutung im Hinblick auf die Bindungsformen der Schwermetalle zu.

<sup>3</sup> Unter dem Begriff Bodenbelastung werden solche Veränderungen der physikalischen, chemischen oder biologischen Bodenbeschaffenheit verstanden, „bei denen die Besorgnis besteht, daß Bodenfunktionen nachhaltig beeinträchtigt werden“ (PRÜEB, A. 1992, S. 2) .

Charakterisiert wird die Ad- und Desorption durch Adsorptionsisothermen nach LANGMUIR, FREUNDLICH (GISI, U. et al., 1990) oder TEMKIN. Die Sorptionsvorgänge selbst hängen von den physikalisch-chemischen Charakteristika der Elemente ab und erfolgen in den Böden hauptsächlich an anorganischen und organischen Bodenbestandteilen. Bei diesen handelt es sich u.a. um Tonminerale, pedogene Oxide und -Hydroxide, Huminstoffe, Ton-Humus-Komplexe und Karbonate.

**Tab 3.1/1:** Mögliche Bindungsformen von Metallen in Böden sowie der Reaktionen, die zu einer Freisetzung der Elemente als Ionen oder lösliche Komplexe führen (nach: DÜES, G., 1989, S.144)

Bindungsform	Reaktion
ionogen, austauschbar (gebunden an Tonminerale wie Kaolinit, Illite, Montmorillonit)	$(S)^{-}Me^{2+} + \overline{Me}^{2+} \rightleftharpoons (S)^{-}\overline{Me}^{2+} + Me^{2+}$
adsorptiv (an Oberflächen, z. B. von Fe-, Mn-Oxiden)	$(S) Me^{2+} \rightleftharpoons (S) + Me^{2+}$
chemisch-gebunden (an Substratbestandteile)	$(S)OMe + (H^+, OH^-, L) \rightleftharpoons Me^{2+} + \dots$
schwerlösliche (anorganische) Verbindungen (als Niederschläge oder auch Copräzipitate)	$\begin{matrix} MeCO_3 \\ MeS \\ Me(OH)_2 \end{matrix} + 2H^+ \rightleftharpoons Me^{2+} + \dots$
organisch-komplexiert	 $Org-C(=O)O-Me + H^+ \rightleftharpoons Me^{2+} + \dots$ (L) (MeL <sub>x</sub> )
gebunden in Kristallgittern (auch in Form von Okklusionen)	$(S) + (HF) \rightarrow Me^{2+} + \dots$
S: Boden(soil)-, Sedimentbestandteil L: Komplexbildner (Ligand)	

Tonminerale und Huminstoffe besitzen i.d.R. große spezifische Oberflächen und können Moleküle sowie Ionen reversibel, Schwermetalle z. T. auch irreversibel anlagern. Die chemischen, physikalischen, mineralogischen und biologischen Eigenschaften dieser Stoffgruppen bestimmen die Kinetik der einzelnen Reaktionen.

Bei der Sorption, die unspezifisch oder spezifisch verlaufen kann (SCHACHTSCHABEL, P. et al., 1992), spielt neben den in Kap. 2.1 genannten Eigenschaften der Schwermetallionen auch „Polarisation, Größe der Hydrathülle, Leitfähigkeit, Hydratisierungs-Enthalpie und -Entropie, ... Anzahl pH-abhängiger Adsorptionsstellen, ... Bildung von Hydroxokomplexen, ... Fähigkeit anderer Ionen, organomineralische Komplexe zu bilden und deren Stabilität bzw. ... (die

Interaktionen mit amorphen Hydroxiden“ (KESSLER, T., 1996, S. 11) eine wichtige Rolle.

Das Sorptionsverhalten einzelner Elemente kann durch Konkurrenzionen mit annähernd gleichen Ionenradien beeinflusst werden. Dies kann zu einer erhöhten Mobilität des entsprechenden Metalls beitragen. So erwähnen SCHACHTSCHABEL, P. et al. (1992), daß auf diese Weise freie Ca<sup>2+</sup>- und Mn<sup>2+</sup>-Ionen die Löslichkeit von Cadmium im Boden erhöhen können.

Insgesamt wird zwischen Adsorptionsoberflächen mit permanenter und variabler Ladung unterschieden (GISI, U. et al., 1990). Bei der Adsorption von Schwermetallen spielt insbesondere der Anteil variabler Ladungen eine wichtige Rolle (GERTH, J., 1985). Als Beispiel für Bodenbestandteile mit z.T. hoher variabler Ladung können Kaolinit, Goethit und Huminstoffe genannt werden. Die Sorptionsplätze dieser Verbindungen sind stark vom pH-Wert abhängig.

„Die Adsorption an Huminstoffen erfolgt über funktionelle Hydroxy-, Carboxy-, Phenol- oder Amino-Gruppen und ist (ebenfalls) stark pH-abhängig. ... Dem pH-Wert des Bodens kommt (somit) eine entscheidende Rolle zu, da es zu Konkurrenzreaktionen der H<sup>+</sup>-Ionen mit den Schwermetallionen um die negativ geladenen Adsorptionsplätze kommt“ (KESSLER, T., 1996, S. 12).

Als **Bindungsmechanismen** zwischen Tonmineralen und Huminstoffen finden sich Ionenbindungen, Wasserstoffbrückenbindungen und Ion-Dipol-Bindungen. Die „Ionenbindungen kommen zwischen organischen Kationen und den negativen Ladungen von Tonmineralen vor. Die organischen Kationen werden anstelle der austauschbaren anorganischen Kationen durch Coulomb-Kräfte gebunden. Es können aber auch organische Metallkomplexe aus Humin- und Fulvosäuren adsorbiert werden. Dabei bildet ein mehrwertiges Metallkation eine Brücke und neutralisiert negative Ladungen des Tonminerals und der dissoziierten sauren Gruppen des Huminstoff-Moleküls. Wasserstoffbrücken treten zwischen der Hydrathülle der austauschbaren Kationen und den organischen Molekülen auf. Diese Bindungen sind weniger stark und nicht weitreichend und gewinnen erst an Bedeutung, wenn große organische Moleküle beteiligt sind. Ion-Dipol-Bindungen entstehen, wenn organische Moleküle mit hohem Dipol-

moment ... an die Stelle von H<sub>2</sub>O-Molekülen in der Hydrathülle der austauschbaren Kationen treten“ (KESSLER, T., 1996, S. 9).

Die **Bindungsstärke** ist bei den organischen Bodenbestandteilen vor allem „vom Aufbau und von der Art der Huminstoffverbindungen abhängig. (So erfolgt) die stärkste Bindung ... durch hochmolekulare Huminsäuren und Humine. Für Blei liegt das Maximum der Immobilisierung durch diese Stoffgruppe im pH-Bereich zwischen 3 und 4, für Kupfer bei pH 5 und für Zink und Cadmium bei pH 6“ (HERMS, U. u. BRÜMMER, G.W., 1984). Die Festlegung der Schwermetalle ist dabei auf die Bildung von unlöslichen organischen Schwermetallverbindungen zurückzuführen. Oftmals ist im neutralen bis schwach alkalischen Bereich eine steigende Löslichkeit der organischen Substanz zu beobachten. Dies ist nach RITCHIE u. POSNER (zitiert in HERMS, U. u. BRÜMMER, G.W., 1984) u.a. auf abnehmende Kettenlängen zurückzuführen.

**Löslichkeit und Mobilität** der Metalle in den Böden hängen im wesentlichen von Bodenprozessen ab. „So wird im Zuge der klimabeeinflussten Podsolierung auf silikatreichen basenarmen Substraten bei niedrigen pH-Werten und unter dem Einfluß niedermolekularer Huminstoffe ein Großteil der Schwermetalle im Boden als organische Komplexe gelöst und mit dem Sickerwasser verlagert. Bei Änderung der physikalisch/chemischen Randbedingungen in tieferen Profillagen werden die verlagerten Schwermetalle wieder an feste Bestandteile gebunden oder ausgefällt und reichern sich in entsprechenden Horizonten (Bsh) an. Bei karbonathaltigen Böden hoher Sorptions- und Pufferkapazität hingegen finden solche Lösungs- und Verlagerungsvorgänge kaum statt. Auch Schwermetalle, die anthropogen aufgebracht werden ... und als freie Ionen, Salze oder organische Verbindungen meist leicht löslich und somit für Organismen verfügbar sind, werden in solchen Böden relativ rasch immobilisiert“ (HARRES, H.P., 1990, S. 71). Insgesamt läßt sich der Einfluß pedogenetischer Prozesse auf die Schwermetallverteilung in Böden in Anlehnung an LICHTFUSS, R. (1989, S. 124) in tabellarischer Form darstellen (Tab. 3.1/2).

**Tab. 3.1/2:** Einfluß pedogenetischer Prozesse auf die Metallverteilung im Boden (in Anlehnung an KUNTZE, H. et al. (1991) und LICHTFUSS, R. (1989))

<b>Bodenprozesse</b>	<b>Merkmale/ Effekte</b>
<b>Bodenwasserhaushalt</b>	
Silikatverwitterung	Metallfreisetzung. Da vorwiegend unter humiden Bedingungen, durch Wegfuhr mit Sickerwasser: Metallverarmung in der Verwitterungszone
Verbraunung	Bildung pedogener Oxide und -hydroxide (v.a. Fe, Al, Mn) und Einbau freigesetzter Metalle in Kristallgitter. Damit rel. Metallanreicherung durch Oxidbildung (und durch Okklusionen)
Verlehmung	Einbau der Metalle in und Sorption an neu gebildete Tonminerale. Damit rel. Metallanreicherung an der Tonsubstanz
Humifizierung	einerseits Fixierung (und somit Anreicherung) gelöster Metalle durch sorptionsstarke hochmolekulare Verbindungen, andererseits Chelatisierung und Wegfuhr löslicher Metallkomplexe unter humiden Bedingungen. Dadurch auch Metallverarmung im Oberboden möglich.
Entbasung	Massenverringerng durch Wegfuhr von Karbonaten und dadurch rel. Anreicherung von Schwermetallen
Lessivierung	durch partikelgebundene vertikale Verlagerung v.a. der Tonsubstanz: Tonverarmung im Oberboden und Tonanreicherung im Bt. Durch höhere Metallgehalte der Tonminerale gegenüber sorptionsschwächeren, größeren Partikeln rel. Metallverarmung im Al (Ah) und Metallanreicherung im Bt.
Podsolierung	zunehmende Mobilisierung der Schwermetalle durch Lösungs- und Komplexierungsprozesse. Bei Abtransport mit Sickerwasser: Metallverarmung im Oberboden. Im Unterboden bei höheren pH-Werten Immobilisierung und Metallanreicherung
Hydromorphierung	Reduktions- und Oxidationsvorgänge in Verbindung mit Lösungs-, Diffusions- und Immobilisierungsprozessen führen zu lokalen Verarmungs- und Anreicherungs zonen der Metalle
Turbationen	Homogenisierung der Metallverteilung im durchmischten Bereich
perkolierender Bodenwasserhaushalt	Metalltransport von an Partikel sorbierten, in Partikel eingebauten, gelösten und komplexierten Elementen führt zu unterschiedl. starker Metallverarmung in den durchsickerten Horizonten
ascendierender Bodenwasserhaushalt	Metallanreicherung im Verdunstungsbereich des Bodenwassers oder im Bereich des Wasserentzuges durch Pflanzen
Interflow	bei Verdichtungen im Unterboden Transport mit dem lateral fließenden Hangzugwasser, teilweise Immobilisierung und Metallanreicherung in Senkenböden

Diese Beispiele machen deutlich, daß die Mobilität und Verfügbarkeit von Schwermetallen auch an Bodenbestandteile (u.a. Ton- und Humusgehalte, pedogene Oxide) und Bodeneigenschaften (u.a. Kationenaustauschkapazität, Bodentemperatur und -feuchte, mikrobielle Aktivität) gebunden ist. Zum einen ist dies auf die unterschiedlichen Adsorptionskapazitäten verschiedener Stoffgruppen in den Böden zurückzuführen, wie BRÜMMER, G.W. et al. (1986) am Beispiel der Zinkadsorptionskapazitäten nachgewiesen haben. Diese Arbeit belegt gleichzeitig, daß neben einer unspezifischen Sorption in starkem Maße spezifische Sorptionsvorgänge<sup>4</sup> bei der Adsorption von Schwermetallen beteiligt sind.

„Zum anderen werden die wesentlichen Prozesse der Mobilisierung/Immobilisierung von Schwermetallen ... vom pH-Wert der Böden, den Redoxverhältnissen, der Salzkonzentration sowie vom Gesamtschwermetallgehalt“ (HARRES, H.P., 1990, S. 72) und von mikrobiellen Umsetzungen beeinflusst.

Die Bildung definierter Schwermetallverbindungen durch Fällungsreaktionen ist dagegen nach BRÜMMER, G.W. u. HERMS, U. (1985) - „mit Ausnahme einer eventuellen Fällung von Bleiphosphaten und Zinksilikaten bei bestimmten Reaktionsbedingungen“ (BRÜMMER, G.W. u. HERMS, U., 1985, S. 128) - als Löslichkeitsbestimmender Mechanismus von untergeordneter Bedeutung.

Verändert sich einer (oder mehrere) der Löslichkeitsbestimmenden Parameter, so verschieben sich die Lösungsgleichgewichte. Dabei können die einzelnen Elemente andere Bindungsformen annehmen. Das gesamte im Boden ablaufende Geschehen bewirkt, daß immittierte oder anthropogen eingetragene Schwermetalle, die meist relativ mobil sind, unterschiedlich schnell in „bodentypische Bindungsformen mit anderen bodenspezifischen Löslichkeiten“ (KUNTZE, H. u. HERMS, U., 1986, S.198) überführt werden.

Im folgenden wird kurz auf die wichtigsten **Einflußgrößen der Schwermetallmobilität** eingegangen. Es zeigt sich, daß

— der **Tongehalt** eine wichtige Rolle bei der Festlegung der Schwermetalle spielt. Dies hängt zum einen damit zusammen, daß die Tonsubstanz im Boden gegenüber anderen mineralischen Stoffgruppen oft quantitativ überwiegt. Zum anderen ist es hauptsächlich auf die - von den jeweiligen Kristallgitterstrukturen abhängigen (FARRAH, H. et al., 1980) - Adsorptionskapazitäten zurückzuführen. Daher ist für die Immobilisierung nicht nur die Menge, sondern auch die Art des Tones von Bedeutung. Insgesamt nimmt nach KUNTZE, H. et al. (1984) die Austauschkapazität der Tonminerale in der Reihenfolge Kaolinit < Chlorit < Illit < Montmorillonit < Vermiculit zu.

„Ursache der Sorptionsfähigkeit der Tonminerale gegenüber Metallkationen ist (ihr) negativer Ladungsüberschuß ... in Verbindung mit (den) großen spezifischen Oberflächen. ... Meist werden die Schwermetalle an die OH<sup>-</sup> Gruppen der Silikatschichten sorbiert (KUNTZE, H. u. HERMS, U., 1986). Nach BLUME, H.P. und BRÜMMER, G.W. (1987) werden dabei die Schwermetalle, entsprechend ihrer eigenen elektrochemischen Bedingungen, in unterschiedlicher Reihenfolge an Tonminerale gebunden. Hierbei spielt ... der pH-Wert in den Böden eine wichtige Rolle, da „ein tonmineralspezifischer Anteil der Ladungskräfte pH-abhängig<sup>5</sup> ist“ (KUNTZE, H. et al. 1984, S.722). So liegt z.B. beim Illit der pH-variable Anteil bei 41 %. Untersuchungen zum pH abhängigen Sorptionsverhalten verschiedener Tonsubstanzen haben ergeben, daß 'auch noch im sehr sauren Bereich<sup>6</sup> die Metall-Löslichkeit durch erhöhte Tongehalte verringert wird' (KUNTZE, H. u. HERMS, U., 1986, S.199). Dies zeigt, daß der Toneinfluß auf die Schwermetallfestlegung auch in sauren Böden eine wichtige Rolle spielt. In Böden, in denen die anderen sorptionsfähigen Stoffgruppen nur sehr gering vertreten sind, kann der Ton die wichtigste Rolle bei der Sorption problematischer Metalle spielen.

Dadurch wird deren verfügbarer Anteil reduziert, so daß geringere Mengen (durch) Pflanzen aufgenommen werden können. Diese Zusammenhänge lassen den Schluß zu, daß eine Sanierung schwermetallbelasteter Böden durch Erhöhung des Tongehaltes erreicht werden kann. Dabei ist je-

<sup>4</sup> „Nach Brümmer, G.W. (1986) wird die spezifische Adsorption von Schwermetallen hauptsächlich mit deren Fähigkeit zur Hydrolyse bzw. zur Bildung von Hydroxokomplexen in Verbindung gebracht. Sie nimmt im allgemeinen mit der zunehmenden Neigung der Metalle zur Bildung von Hydroxokomplexen zu. Hinsichtlich der Bindungsstärke der Schwermetalle in Böden ergibt sich hieraus die folgende Reihenfolge: Cd < Ni < Zn << Cu < Pb < Hg“ (DELSCHEN, T., 1989, S. 13).

<sup>5</sup> Da als Bindungspositionen vorwiegend OH-Gruppen fungieren, können diese - je nach dem pH-Wert - eine positive (-OH<sub>2</sub><sup>+</sup>), negative (-O<sup>-</sup>) oder neutrale (-OH) Ladung annehmen und Schwermetalle spezifisch adsorbieren.

<sup>6</sup> Auch bei schwach saurer Bodenreaktion können tonreiche Böden gegenüber tonarmen durch unspezifische Adsorption und durch die höhere Kationenaustauschkapazität eine verringerte Löslichkeit von Schwermetallen bewirken (BRÜMMER, G.W. u. HERMS, U., 1983).

doch nach PLUQUET (1983) eine Erhöhung des Tongehaltes auf 20 - 40 % notwendig, um nachhaltige Wirkungen zu erzielen“ (HARRES, H.P., 1990, S. 72).

- auch **pedogene Metalloxyde und-hydroxyde** eine hohe, mit steigenden pH-Werten wachsende Adsorptionskapazität für Schwermetalle besitzen. Dies betrifft besonders die im Zusammenhang mit der Verwitterung neugebildeten pedogenen Fe-, Al- und Mn-Verbindungen.

„Bei ihnen werden die Metalle in der Regel an den Oxidoberflächen festgelegt. Nach GERTH, J. u. BRÜMMER, G.W. (1983) ist dies bei Eisenoxiden im wesentlichen auf eine spezifische Sorption von Schwermetall-Hydroxo-Komplexen<sup>7</sup> zurückzuführen. In Abhängigkeit von bodenchemischen und bodenphysikalischen Randbedingungen (v.a. pH-Werten, Bodentemperatur, Reaktionsgeschwindigkeit) können Schwermetalle (auch) ins Innere von Goethitpartikeln diffundieren und dort sehr fest gebunden werden. Zum Teil werden die an pedogenen Oxiden adsorbierten Schwermetalle durch Oxidwachstum in die sich bildenden Konkretionen eingeschlossen. Damit werden sie der mobilen Schwermetallfraktion entzogen. Erst beim Auflösen dieser Oxide, z. B. bei vernässungsbedingten mikrobiellen Reduktionsvorgängen, können sie wieder aufgelöst werden.

Nach KUNTZE, H. et al. (1984) weisen Manganoxide eine höhere Bindungskapazität auf als Eisen- und Aluminiumoxide. Da jedoch Eisenoxide i.d.R. in Böden mengenmäßig dominieren, spielen diese für die Schwermetallsorption die wichtigste Rolle. Dadurch kann 'durch eine Zugabe von nur 1 - 2 % amorphen Fe-Hydroxids (Ferrihydrit) zu einem belasteten Boden eine deutliche Verringerung der Cd-Aufnahme durch Pflanzen erreicht werden' (KUNTZE, H. et al. 1984, S. 726)“ (HARRES, H.P., 1990, S. 73).

- der Einfluß der **organischen Substanz** auf die Schwermetallverfügbarkeit mit dem Aufbau der meist hochmolekularen Huminstoffe zusammenhängt. Diese haben einen unterschiedlich starken Säurecharakter, der überwiegend durch die Dissoziation von Protonen aus den Carboxylgruppen und phenolischen OH-Gruppen dieser Verbindungen entsteht. Die Bindungsfähigkeit für Schwermetalle nimmt i.d.R. mit steigendem pH zu (KUNTZE, H. u. HERMS, U., 1986), wobei sich sowohl unlösliche Schwermetallverbindungen als auch lösliche Schwermetallkomplexe bilden können. HERMS, U. u. BRÜMMER, G.W. (1980) führen die mit steigendem pH-Wert zunehmende Adsorptionsfähigkeit auf die - ab einer bestimmten OH<sup>-</sup>-Konzentration erfolgende - Bildung von MOH<sup>+</sup>-Komplexen, die unter Freisetzung eines Protons ausgetauscht werden, zurück. Insgesamt steigt die Adsorption der Schwermetalle mit ihrer Neigung zur Bildung von Hydroxo-Komplexen. Daher nimmt ihre spezifische Adsorption in der Reihenfolge Cd < Ni < Zn << Cu < Pb << Hg zu.

Ob Schwermetalle gebunden oder als Komplexe gelöst werden, hängt u.a. vom Aufbau und von der Art der Huminstoffverbindungen ab (FISCHER, W.R., 1984, 1986a, 1986b). Die stärkste Bindung von Schwermetallen erfolgt durch hochmolekulare Huminsäuren und Humine. Für Blei liegt das Maximum der Immobilisierung durch diese Stoffgruppen im pH-Bereich zwischen 3 und 4, für Kupfer bei pH 5 und für Zink und Cadmium bei pH 6 (HERMS, U. u. BRÜMMER, G.W., 1984). Die Festlegung der Schwermetalle ist dabei auf die Bildung von unlöslichen organischen Schwermetallverbindungen zurückzuführen. Im pH-Bereich zwischen 3,5 und 5,3 nimmt nach BOR, J. u. KRZYŻANOWSKI, J. (1988) die Stabilität der Metall-Humus-Komplexe in der Reihenfolge Cu > Pb > Zn > Cd ab.

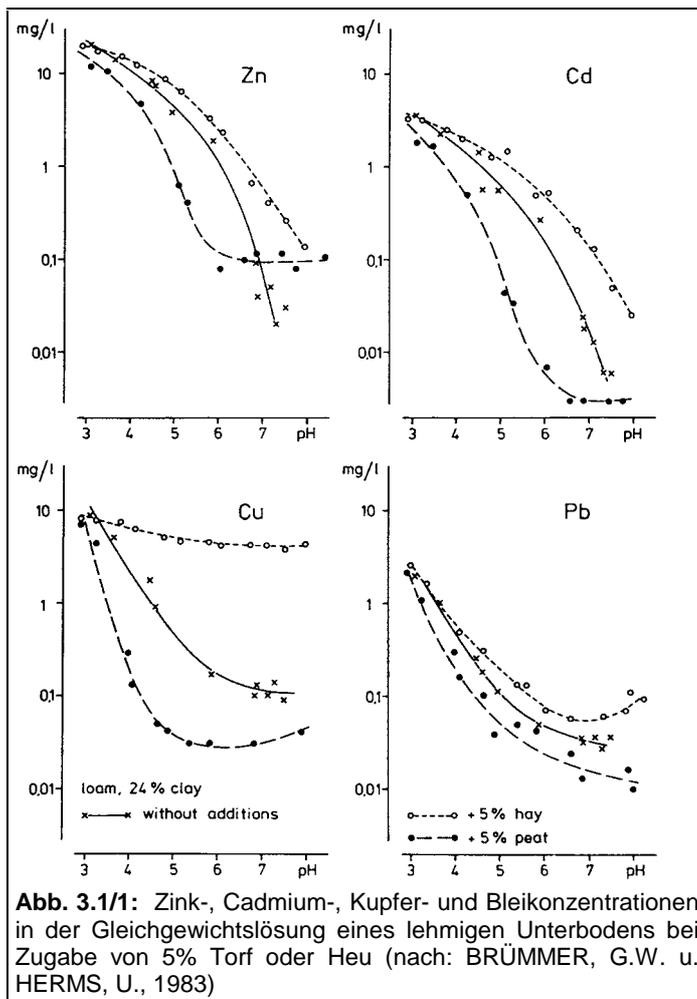
„Oftmals ist ... im neutralen bis schwach alkalischen Bereich (auch) eine steigende Löslichkeit der organischen Substanz zu beobachten<sup>8</sup>. Dies ist nach RITCHIE u. POSNER (zitiert in HERMS, U. u. BRÜMMER, G.W., 1984) u.a. auf abnehmende Kettenlängen von Huminsäuren zurückzuführen. Dieser höhere Anteil gelöster niedermolekularer organischer Substanzen ist in der Lage, mit Schwermetallen lösliche metallorganische Komplexe zu bilden und dadurch z.T. festgelegte Schwermetalle wieder zu mobilisieren. Auch bei der Bildung löslicher organischer Stoffe im Zuge

<sup>7</sup> Dabei findet die spezifische Sorption von MOH<sup>+</sup> „schon bei pH-Werten statt, bei denen nach den Gleichgewichtskonstanten kaum Hydroxokomplexe in der Lösung vorliegen, was nach GERTH, J. (1985) darauf hindeutet, daß an der Partikeloberfläche stets höhere pH-Werte vorliegen als in der freien Lösung. Die bevorzugte Adsorption von Hydroxokomplexen an Eisenoxiden ist u. a. von GERTH, J. u. BRÜMMER, G.W. (1983) nachgewiesen worden. GERTH et al. (1993) stellten für die Metalle Ni, Zn und Cd eine besonders starke Fixierung an Goethit fest, die sie auf eine Diffusion der Metalle in Mikroporen zurückführen“ (Neubauer, T., 1997, S. 35).

<sup>8</sup> So konnten BRÜMMER, G.W. u. HERMS, U. (1983) in Modellversuchen zeigen, daß unter diesen pH-Bedingungen die durch lösliche organische Komplexbildner mobilisierbaren Anteile von Cu, Zn, Cd und Pb in der Reihenfolge Cu > Cd > Zn > Pb teilweise stark erhöht werden.

der mikrobiellen Zersetzung leicht abbaubarer Vegetationsreste oder organischer Abfälle ... können Schwermetalle komplexiert und somit mobilisiert werden. Wird dabei das Metallatom durch mehrere funktionelle Gruppen der organischen Substanzen unter Ringbildung eingeschlossen, entstehen die sehr stabilen Komplexe der Chelate.

Diese Sachverhalte machen deutlich, daß hohe Anteile leicht zersetzbarer biologischer Substanzen in pH-neutralen Böden vorübergehend zur Mobilitätserhöhung, größere Mengen bereits stark zersetzter hochmolekularer fester Huminstoffe dagegen zur stärkeren Fixierung von Schwermetallen führt. (Abb. 3.1/1). Im ersten Fall ist dies darauf zurückzuführen, daß leicht zersetzbare Substanzen vorwiegend niedermolekulare, lösliche organische Komplexbildner enthalten.



**Abb. 3.1/1:** Zink-, Cadmium-, Kupfer- und Bleikonzentrationen in der Gleichgewichtslösung eines lehmigen Unterbodens bei Zugabe von 5% Torf oder Heu (nach: BRÜMMER, G.W. u. HERMS, U., 1983)

Wie aus den bisherigen Ausführungen ersichtlich ist, existieren bei den Huminstoffen sowohl immobilisierend als auch mobilisierend wirkende Verbindungen. Der Gesamteffekt der Schwermetallfestlegung oder -lösung wird daher von den Wechselwirkungen dieser Stoffe 'in Abhängigkeit vom pH-Wert und (den) Einflüssen mineralischer Bodenkomponenten bestimmt. Insgesamt wirkt die organische Substanz wegen ihrer relativ hohen Kationenaustauschkapazität auf Schwermetalle (jedoch) eher löslichkeitsmindernd als -fördernd' (UNGER, H.J., 1988, S. 42). Dadurch führt eine Einbringung von Torf bei schwermetallangereicherten Böden zu einer Verringerung der pflanzenverfügbaren Anteile dieser Elemente" (HARRES, H.P., 1990, S. 72f).

- in Verbindung mit den mineralischen und organischen Bodenbestandteilen auch die **Kationenaustauschkapazität** (KAK) eine mobilitätsbeeinflussende Größe darstellt. Dies ist neben den großen inneren (und äußeren) Oberflächen, die für die unspezifische und spezifische Sorption zahlreiche Bindungsplätze zur Verfügung stellen, auch auf die chemischen Eigenschaften der wichtigsten Sorptionsträger (Tonsubstanz, Huminstoffe) zurückzuführen.

Verbreitet ist in Böden die „Adsorption von hydratisierten Kationen an negativ geladene Bodenbestandteile. Sie ist stets mit der Desorption einer äquivalenten Menge anderer Kationen verbunden, die in die Bodenlösung übertreten. Die KAK steigt im allgemeinen mit dem pH-Wert und der spezifischen Oberfläche der Bodenpartikel an. Je höher die KAK, desto mehr Schwermetalle kann ein Boden sorbieren“ (KESSLER, T., 1996, S. 11). „Dementsprechend fanden viele Autoren in Vegetationsversuchen, daß mit steigender KAK der Versuchsböden die Schwermetallaufnahme der Pflanzen zurückging (DELSCHEN, T., 1989, S. 14).

- die **Bodenacidität** den stärksten Einfluß auf die Löslichkeit und Pflanzenverfügbarkeit von Schwermetallen besitzt. Dies wurde für verschiedene Böden in zahlreichen Arbeiten festgestellt (s. Kap. 1.1).

Deutlich wird aus diesen Arbeiten u.a., daß die Boden-pH-Werte mit den Bodenbestandteilen und deren Sorptionskapazitäten in engem Zusammenhang stehen. „So weisen z.B. Tonminerale in Abhängigkeit vom pH-Wert unterschiedliche Austauschkapazitäten auf. Darüber hinaus ist die Schwermetallbindungskapazität der Huminstoffe stark pH-abhängig. So konnte FISCHER darauf hinweisen, daß wegen der steigenden Anteile wasserlöslicher Huminstoffe bei sinkenden pH-Werten „bei tieferen pH-Werten auch diejenigen Elemente im Boden verlagert werden (können), die eine sehr feste Bindung mit Huminstoffen eingehen“ (FISCHER, W.R., 1987, S. 69). Eine weitere Abhängigkeit zwischen pH-Werten und Bodenbestandteilen zeigt sich darin, daß die Intensität der Schwermetallbindung an pedogene Oxide mit steigendem pH-Wert wächst.

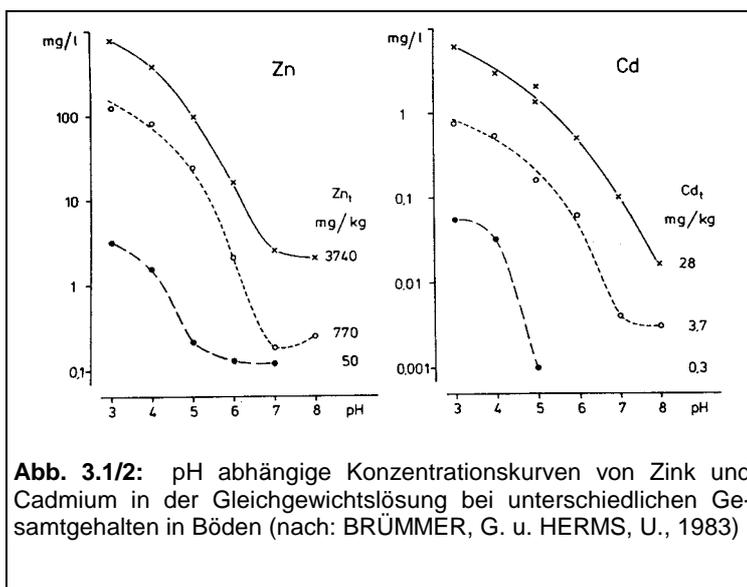
Neben all diesen Wechselbeziehungen zwischen ... Bodenkomponenten, pH-Werten und der Schwermetallbindung ist v.a. die Löslichkeit von Schwermetallen und Schwermetallverbindungen stark pH-abhängig. So konnten HERMS, U. und BRÜMMER, G.W. (1980) nachweisen, daß

- Zink und Cadmium bei pH-Werten zwischen 7 und 8 eine geringe, bei sinkenden pH-Werten jedoch eine ansteigende Löslichkeit aufweisen,
- die Löslichkeit von Nickel mit abnehmendem pH-Wert wächst sowie
- Kupfer und Blei ein Löslichkeitsminimum bei pH 5 bis 6 und eine anwachsende Löslichkeit bei pH-Werten unterhalb 4 bis 5 besitzen.

Dies zeigt, daß mit zunehmenden pH-Werten die Löslichkeit der Schwermetalle sinkt. Nach HERMS, U. u. BRÜMMER, G.W. nimmt dabei „der Einfluß der Bodenreaktion auf die Schwermetalllöslichkeit ... in der Reihenfolge Cd > Zn > Ni > Cu > Pb ab“ (HERMS, U. u. BRÜMMER, G.W., 1980, S.419).

Diese Erkenntnisse machen deutlich, daß in sauren Böden auch bei relativ geringen Gesamtschwermetallgehalten mit höheren pflanzenverfügbaren Anteilen dieser Elemente gerechnet werden muß als in neutralen Böden (Abb. 3.1/2).

Analoge Ergebnisse lassen sich auch aus den Untersuchungen von STYPEREK, P. et al. (1982) entnehmen. Danach ist die Cd-Verfügbarkeit in neutralen Böden deutlich geringer als in sauren Böden. „Eine pH-Absenkung des neutralen Bodens führt grundsätzlich zu vermehrten Cd-Aufnahmen. Gleichartige Effekte ergaben sich auch bei wiederholter physiologisch saurer Düngung. Die Kalkung dagegen senkte die Cd-Verfügbarkeit stark“ (STYPEREK, P. et al., 1982, S.193). Diese Zusammenhänge gelten in ähnlicher Weise auch für die anderen Schwermetalle.



Als Fazit der Ausführungen zum Einfluß des pH-Wertes ergibt sich, daß höhere pH-Werte die Schwermetallverfügbarkeit vermindern. Eine steigende Bodenversauerung dagegen führt zu einer z.T. sehr starken Mobilisierung der Metalle. Dabei werden einige Elemente (Cd, Zn, Ni) bereits bei pH-Werten unter 7 verstärkt freigesetzt, während andere (Pb) erst bei niedrigeren pH-Werten (< 5) in Lösung gehen. Dadurch kommt dem pH-Wert der Böden eine Schlüsselstellung für die Mobilität und Verfügbarkeit der Schwermetalle zu“ (HARRES, H.P., 1990,

S. 73f).

HORNBURG, V. u. BRÜMMER, G.W. (1989) geben an, daß „die pH-abhängige Mobilität ... unterhalb elementspezifischer Grenz-pH-Werte (in Klammern) bei Cd (< 6,5), ... Zn (<5-5,5), Cu (<4,5-5) und Pb (<4) deutlich zu(nimmt)“. Somit stellt Cd „das mobilste, Pb das immobilste Schwermetall in Böden dar“ (HORNBURG, V. u. BRÜMMER, G.W., 1989, S.731).

Daher können die Schwermetalle durch eine Steuerung des pH-Wertes der Böden (z.B. über Kalkungen) verstärkt festgelegt werden (NEITE, H. u. CLEVE, F., 1990; RIETZ, E. et al., 1983). Betroffenen von dieser sehr einfachen, effektiven und billigen Methode sind v.a. Cd, Ni und Zn, deren Gehalte sich auf diese Weise „in Pflanzen um einen Faktor bis zu 10 verringern“ (KUNTZE, H. et al. 1984, S. 725) lassen. Daneben nimmt die Schwermetallverfügbarkeit der anderen Elemente ebenfalls deutlich ab.

- auch die **Redoxverhältnisse** einen Einfluß auf die Schwermetallverfügbarkeit ausüben. So bilden sich bei Sauerstoffmangel in humusarmen bis -freien Böden bevorzugt schwer lösliche Metallsulfide. In diesen liegen die entsprechenden Elemente fest gebunden vor. Dadurch sind sie weitgehend dem Transforgeschehen entzogen. Auch in huminstoffreichen Böden führen reduzierende Verhältnisse bei pH-Werten über 7 zu „sehr viel höheren Schwermetallgehalten ... als unter oxidierenden Bedingungen“ (HERMS, U. u. BRÜMMER, G.W. 1978a, S. 185). Dies ist v.a. auf den bei Sauerstoffmangel unvollständig verlaufenden mikrobiellen Abbau organischer Substanzen zurückzuführen. Unter diesen Verhältnissen bilden sich verstärkt Stoffe mit stark komplexierender Wirkung, welche die Schwermetalllöslichkeit und -verfügbarkeit erhöhen. Damit hängt zusammen, daß eine „Erniedrigung des Redoxpotentials im Boden durch mehrmaligen Wasserüberstau während der Vegetationsperiode ... (zu einer) starken Zunahme der Ni- und Cd-Verfügbarkeit“ (BROWN, P.H. et al., 1989, S. 85) führt.

Nach HERMS, U. u. BRÜMMER, G.W. (1979) sind die unter stark reduzierenden Bedingungen gebildeten metallorganischen Komplexe teilweise so stabil, daß die Metalle auch nicht durch Sulfide gefällt werden. Daher wird die Metalllöslichkeit in sulfidreichen Böden „durch die Stabilität der Komplexe und die Löslichkeit der entsprechenden Schwermetallsulfide bestimmt. Die Fällbarkeit der Schwermetalle Cu, Zn, Cd und Pb aus organischen Komplexen nimmt in der Reihenfolge Pb < Cu < Zn < Cd zu. Cu weist zwar eine bessere Komplexierbarkeit als Pb auf, dafür ist sein Sulfid jedoch schwerer löslich. Cd weist von den genannten Metallen die geringste Komplexierbarkeit auf und ist gleichzeitig als Sulfid relativ schwer löslich (HERMS, U. u. BRÜMMER, G.W., 1979). Ein weiterer redoxabhängiger Mechanismus, der die Lösungskonzentration von Schwermetallen beeinflusst, ist nach HERMS, U. u. BRÜMMER, G.W. (1979) mit der Reduktion von Fe(III)-Oxiden verbunden. Schwermetalle werden wahrscheinlich an Oberflächen von Fe-Oxiden sorbiert, die durch Reduktionsvorgänge aktiviert wurden. Auch eine Mitfällung durch neugebildete Fe(II)-Fe(III)-Oxide gilt als möglich“ (NEUBAUER, T., 1997, S. 36).

- hohe **Salzkonzentrationen** zur Remobilisierung und Freisetzung von überwiegend unspezifisch adsorbierten Schwermetallen führen können (AMRHEIN, C. u. STRONG, J.E., 1990; BAUSKE, B., 1994). Dies geschieht v.a. dann, wenn die Salzkationen wegen günstigerer Bindungsbedingungen Schwermetalle von ihren Austauscherpositionen verdrängen. So konnten BRÜMMER, G.W. u. HERMS, U. (1985) nachweisen, daß es durch Zugabe von 0,1 normaler Na<sup>+</sup>- und Ca<sup>2+</sup>- Lösung zu einer Erhöhung der Lösungskonzentration von Cd bei pH-Werten < 8, von Zn bei pH-Werten < 6 - 7 sowie von Cu und Pb bei pH-Werten < 5 - 5,5 kommt.

Darüber hinaus kann „eine Mobilisierung von Schwermetallen durch die Anionen der Salze bewirkt werden, wenn diese mit den Schwermetallen leichtlösliche anorganische Komplexe oder Ionenpaare bilden“ (HERMS, U. u. BRÜMMER, G., 1984, S. 417). „Aus der Höhe der Stabilitätskonstante für die Reaktion  $M^{2+} + nL^{m-} \rightleftharpoons ML_n^{2-nm}$  läßt sich die Bedeutung verschiedener Komplexe abschätzen. Sulfate bilden z. B. mit Zn und Ni relativ stabile Komplexe der Art  $MSO_4$  (GERTH, J. et al., 1981). Cu geht bevorzugt mit Karbonaten Komplexverbindungen ein ( $CuHCO_3^+$ ,  $CuCO_3^0$ ) und von Cd sind verschiedene Chloro-Komplexe ( $CdCl^+$ ,  $CdCl_2^0$ ,  $CdCl_3^-$ ,  $CdCl_4^{2-}$ ) bekannt (GERTH, J. et al., 1981).

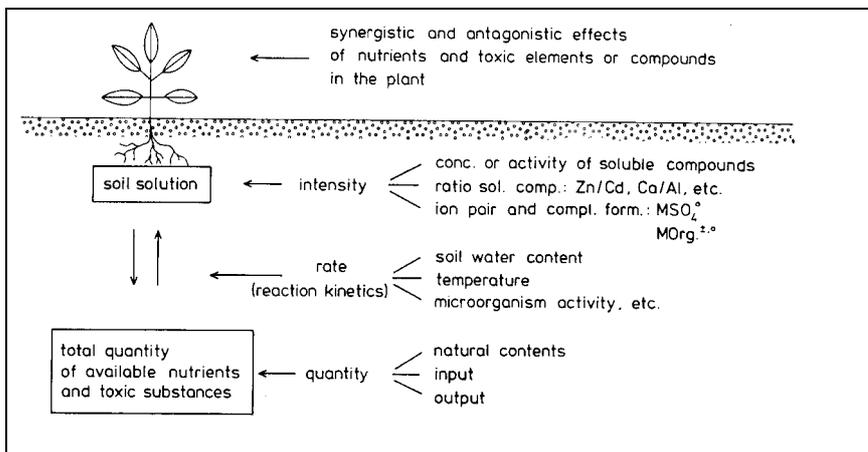
Da Chloride in Böden oft in hoher Konzentration vorliegen ..., spielen Chloro-Komplexe eine besondere Rolle. GERTH, J. et al. (1981) konnten zeigen, daß der Einfluß von Chloro-Komplexen die Adsorption von Cd, Ni und Zn im sauren und alkalischen Bereich herabsetzt, wobei Cd wesentlich stärker betroffen ist. Bei steigendem pH-Wert findet jedoch eine verstärkte Bildung von Hydroxokomplexen statt, die spezifisch adsorbiert werden“ (NEUBAUER, T., 1997, S. 37).

- neben dem pH-Wert der **Schwermetallgesamtgehalt** eine wichtige Steuergröße für die Mobilität der Schwermetalle im Boden ist. „Da es sich bei den die Schwermetallverfügbarkeit bestimmenden Reaktionen um Gleichgewichtsreaktionen handelt, nehmen mit steigenden Gesamtgehalten der Elemente die löslichen Anteile in der Bodenlösung zu“ (HARRES, H.P., 1990, S. 76). Darauf haben insbesondere BRÜMMER, G.W. u. HERMS, U. (1983, 1985) hingewiesen. So zeigt Abbildung 3.1/2 (S. 22) nicht nur die dominierende Rolle des pH-Wertes, sondern ebenfalls die Konzentrationszunahme der Elemente in den Gleichgewichtslösungen bei wachsenden Gesamtgehalten.

### 3.1.1 Zum Problem der „Pflanzenverfügbarkeit“ von Schwermetallen

Obwohl, wie ausgeführt, auch die Schwermetallgesamtgehalte eine wichtige mobilitätsbeeinflussende Größe darstellen, korrelieren die Pflanzengehalte mit diesen in vielen Fällen nur sehr schwach. Daher wird „die Benutzung von Gesamtgehalten zur Rechtfertigung von Gefahrenabwehrmaßnahmen ... häufig kritisiert“ (SCHULDT, M., 1990, S. 7). Eine der Folgen dieser Kritik ist, daß eine nahezu unüberschaubare Fülle von Arbeiten über Bindungsformen und Mobilität von Schwermetallen einschließlich der Fragen nach geeigneten Extraktionsmethoden zur Festlegung „pflanzenverfügbarer“ Elementanteile seit den 80er Jahren publiziert wurden<sup>9</sup>. In einigen dieser Arbeiten findet sich eine Aufarbeitung der bisherigen Erkenntnisse zu den genannten Problemkreisen (u.a. BIRKE, C. u. WERNER, W., 1991; DELSCHEN, T., 1989; HEYMANN, H., 1994; HORNBURG, V., 1991; PRÜß, A., 1992).

BRÜMMER, G.W. et al. (1986) fassen die Ergebnisse zur Charakterisierung der Schwermetallverfügbarkeit für Pflanzen wie folgt zusammen: „In order to characterize the availability of nutrients as well as toxic elements for plants at least three parameters have to be considered, i.e. the total amount of potentially available elements (quantity factor), the concentration or activity as well as the ionic ratios of elements in the soil solution (intensity factor) and the rate of element transfer from solid to liquid phases and to plant roots (rate factor or reaction kinetics)“ (BRÜMMER, G.W. et al., 1986, S. 396). Abbildung 3.1.1/1 verdeutlicht diese Zusammenhänge.



**Abb. 3.1.1/1:** Schematische Darstellung der die Schwermetallverfügbarkeit beeinflussenden Parameter (nach BRÜMMER, G.W. et al., 1986, S. 396)

<sup>9</sup> Einige dieser Arbeiten seien hier aufgeführt: ALLOWAY, B.J. et al., 1988; BIRKE, C., 1991; BIRKE, C. u. WERNER, W., 1991; BOR, J. u. KRZYŻANOWSKI, J., 1988; BROWN, P.H. et al., 1989; BRÜMMER, G.W., 1986; BRÜMMER, G.W., u. HERMS, U., 1985; BRÜMMER, G.W. et al., 1986, 1994; DELSCHEN, T., 1989; DÜRETH-JONECK, S. u. REICH, J., 1990; DUES, G., 1989; ELSPASS, R., 1988; FILIPINSKY, M., 1989; FILIPINSKY, M. u. KUNTZE, H., 1990; FREY-WEHRMANN, S., 1988; GRABACH, C.S., 1994; GRUPE, M. u. KUNTZE, H., 1987, 1988; GUPTA, S.K. u. HÄNI, H., 1989; HÄNI, H. u. GUPTA, S.K., 1981; HERMS, U., 1982, 1989; HERMS, U. u. BRÜMMER, G.W., 1980, 1984; HEYMANN, H., 1994; HORNBURG, V., 1991; HORNBURG, V. u. BRÜMMER, G.W., 1987, 1989, 1990a, 1990b, 1991, 1993; HORNBURG, V. et al., 1993, 1995; HORST, H. u. BRÜNE, H., 1987; KÖSTER, W. u. MERKEL, D., 1982; LEHN, H. u. BOPP, M., 1987; LÜBBEN, S., 1993; MURTHY, A.S.P., 1982; PRÜß, A., 1992; PRÜß, A. u. HAUFFE, H.-K., 1993; 1992; RIETZ, E. u. SÖCHTIG, H., 1982; SCHMITZ, M.H., 1985; SOMMER, B., 1984; SOMMER, B. u. MARSCHER, H., 1986; SOON, Y.K. u. BATES, T.E., 1982; STYPEREK, P., 1986; STYPEREK, P. u. SAUERBECK, D., 1984; STYPEREK, P. et al., 1982; THIELE, S. u. BRÜMMER, G.W., 1993; WANG, S., 1995; ZELEN, H., 1995; ZAUNER, G., 1996; ZELEN, H. u. BRÜMMER, G.W., 1989, 1991a, 1991b).

Die Autoren schreiben weiter: „The total pool of potentially available metals comprises those fractions which can deliver metals from solid phases to the soil solution within relatively short times, e.g. one vegetation period. Probably, the amount of EDTA or DTPA extractable heavy metals gives satisfactory estimates of this pool. Methods which also extract metals occluded by iron, Aluminium and manganese oxides or bound in the structure of silicates are not suitable for this purpose.

Because the uptake of elements by the plant roots is restricted to the liquid phase, the content of heavy metals in the soil solution is of primary importance. This fraction can be determined in the water saturation extract of soil samples (HORAK, 1979) or in soil extracts obtained with dilute salt solutions such as 0.1 M  $\text{CaCl}_2$  or  $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$  (KÖSTER and MERKEL, 1983). Both fractions are often satisfactorily correlated with the uptake of heavy metals by plants“ (BRÜMMER, G.W. et al., 1986, S. 396).

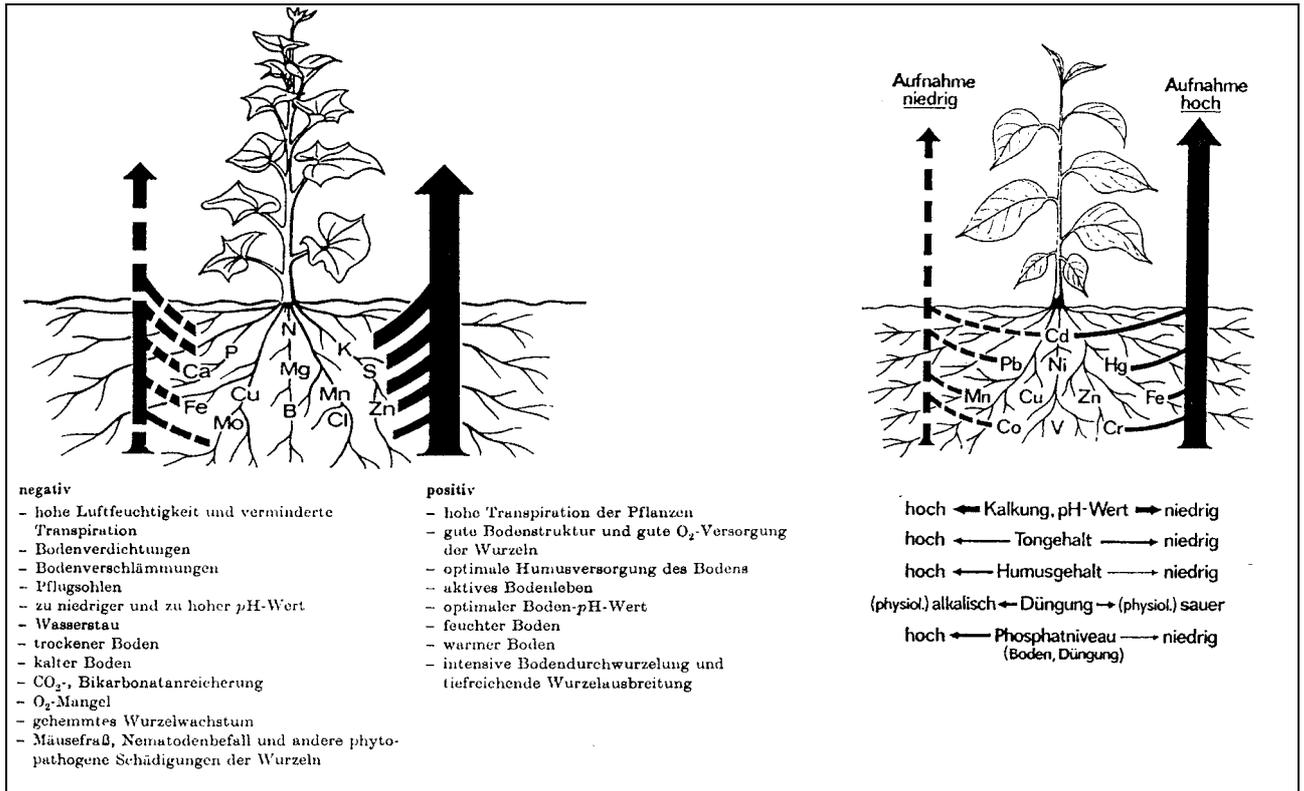
Neben diesen Extraktionsmitteln werden stellenweise auch signifikante Korrelationen zwischen Boden- und Pflanzengehalten bei Verwendung anderer Eluationsverfahren erzielt. Dabei zeigt sich, „daß die Wahl des Salzes keinen wesentlichen Einfluß auf die Eignung der Methode als Prognoseextrakt für X-Pflanzengehalte hat“ (PRÜEß, A., 1992, S.11)

So betonen beispielsweise ABDEL-SABOUR et al. (1988)<sup>10</sup>, daß bei einer sequentiellen Fraktionierung der Bodenschwermetallgehalte die höchsten Korrelationen zwischen der Cd Aufnahme von *Zea mays* und *Beta vulgaris* mit den karbonatisch und sulfidisch gebundenen SM-Fractionen erhalten werden, während Zn am besten mit den organischen Fraktionen korreliert (ABDEL-SABOUR et al., 1988). FILIPINSKI, M. u. KUNTZE, H. (1990) stellen die engsten statistischen Beziehungen zwischen den Cadmiumgehalten von Boden und Pflanzen (*Lolium multiflorum* und *Spinacea oleracea*) bei einer Extraktion mit DTPA fest. Im Gegensatz dazu gibt HORAK, O. (1983) an, daß „die im Sättigungswasser-auszug extrahierbare Mikroelementfraktion des Bodens in einer engen Beziehung zur pflanzlichen Aufnahme steht“ (HORAK, O., 1983, S. 412). Auch HORNBURG, V. u. BRÜMMER, G.W., (1990b) belegen signifikante Beziehungen zwischen den wasserlöslichen und DTPA-extrahierbaren Cd- und Zinkgehalten von Böden und Pflanzen. KÖSTER, W. u. MERKEL, D. (1982) erwähnen, daß „zwischen den Zinkgehalten in Aufwuchs- und Bodenproben ... gute Beziehungen bei Extraktion mit Neutralsalzen, deutlich geringere bei Komplexbildnern und sehr lockere bei Säuren (bestehen). Bei Cadmium zeigen alle Extraktionsverfahren annähernd gleich gute Beziehungen zwischen Aufwuchs- und Bodenproben. Im Falle von Kupfer und Blei war die Beziehung bei Extraktion mit Säuren und Komplexbildnern mäßig und beim Neutralsalzen sehr locker“ (KÖSTER, W. u. MERKEL, D., 1982, S. 252). BIRKE, C. (1991) stellt fest, daß „die mit ungepufferten Salzlösungen (0,1M  $\text{CaCl}_2$  bzw. 1M  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ) aus den Böden extrahierbaren Cadmium-, Zink- und Nickelgehalte ... enger mit den entsprechenden Gehalten der Pflanzen als die mit Komplexbildnern (DTPA nach LINDSAY und NORVELL; 0,025M EDTA) oder Königswasser extrahierbaren Anteile“ (BIRKE, C., 1991, S. 147) korrelieren. Bei FASSBENDER, H.W. u. SEEKAMP, G. (1976) wiederum finden sich bei Cd, Ni und Pb signifikante Korrelationen zwischen den mit 0,1M  $\text{NH}_4\text{Cl}$  extrahierbaren Elementanteilen und den Gleichgewichtsbodenlösungen. Auch DÜES, G. (1987) findet signifikante Korrelationen für Cu, Zn, Cd und Pb zwischen den mit 0,1M  $\text{NH}_4\text{Cl}$  und den mit 0,1M  $\text{CaCl}_2$  extrahierbaren Elementanteilen. Nach BOR, J. u. KRZYZANOWSKI, J. (1988) extrahiert EDTA v.a. die organisch gebundene Schwermetalle. Da die Elemente Zn, Cd und Pb eine hohe Affinität zur organischen Substanz zeigen, lassen sich nach diesen Autoren diese Elemente bevorzugt mittels EDTA-Extraktion erfassen. Wegen enger Korrelationen „zwischen den Ni-Gehalten in den Pflanzen und den mit DTPA-extrahierbaren Anteilen im Boden“ (BROWN, P.H. et al., 1989, S. 85) scheinen sich die pflanzenverfügbaren Anteile von Nickel mit Hilfe dieses Extraktionsmittels gut darstellen zu lassen.

Diese Aufzählung zeigt neben der grundlegenden Bedeutung einer Neutralsalzextraktion für die Ermittlung „pflanzenverfügbarer“ Elementanteile aber auch, daß kein Verfahren zu gleichbleibenden Ergebnissen bei verschiedenen Pflanzenarten führt. Dies gilt auch für den Komplex Bindungsform, Verfügbarkeit, Pflanzenaufnahme und Pflanzengehalt.

Eine der Ursachen liegt darin, daß „die Mineralstoffaufnahme der Pflanzen ein überaus komplexer Vorgang ist, der von zahlreichen pflanzeigenen Faktoren sowie von Boden- und Umweltfaktoren in vielfältiger Weise beeinflusst werden kann“ (BERGMANN, W., 1989, S. 318). Abbildung 3.1.1/2 stellt dies symbolisch für Standort- und Bodenfaktoren sowie für die Düngung dar.

<sup>10</sup> Diese erfassen die Cd- und Zn-Fractionen nach SPOSITO et al. (1982) in einem 5 stufigen Verfahren. 1.) austauschbar - 0,5 M  $\text{KNO}_3$ ; 2.) sorbiert - deio. Wasser; 3.) organisch gebunden - 0,5 M NaOH; 4.) karbonatisch gebunden - 0,05 M  $\text{Na}_2\text{EDTA}$ ; 5.) sulfidisch gebunden - 4 M  $\text{HNO}_3$



**Abb. 3.1.1/2:** Beeinflussung der Mineral- und Schwermetallaufnahme der Pflanzen durch Standortfaktoren (links) und verschiedene Bodenfaktoren sowie durch Düngung (rechts) (nach: BERGMANN, W., 1989, S. 331 u. 332)

Auch für Schwermetalle gelten die Quantitäts-Intensitäts-Beziehungen, die MENGEL, K. u. KIRBY, A. (1982) für Nährstoffe erwähnen. Daher hängt auch bei diesen Elementen zum einen die Pflanzenaufnahme in starkem Maße von den Konzentrationen der Bodenlösung und den leicht mobilisierbaren Anteilen der Gesamtgehalte ab. Zum anderen aber führen pflanzeigene, pflanzenart- und -sortenbedingte Faktoren zu beträchtlichen Unterschieden bei der Elementaufnahme. Dies zeigt sich nicht nur am Beispiel der „Galmeiflora“ (SIMON, E., 1978; WICHTMANN, H., 1986) auf stark schwermetallbelasteten Standorten, sondern wird auch aus zahlreichen Untersuchungen zur Schwermetallbelastung von Kulturpflanzen (u.a. KÖNIG, W. u. KRÄMER, F., 1985; ROSOPULO, A. u. DIEZ, T., 1981) deutlich.

So betont BERGMANN, W., „daß bestimmte Pflanzen auch bei einem Gesamtgehalt des Bodens von > 9 mg Cd/kg Boden noch Cd-Gehalte von < 2 ppm i.d.Tr.M. aufweisen, während andere Pflanzen mit hohem Cd-Aneignungsvermögen auch auf Böden mit Gesamt-Cd-gehalten < 2 mg/kg Boden noch hohe Cd-Gehalte von > 10 ppm i.d.Tr.M. aufweisen können“ (BERGMANN, W., 1989, S. 318).

Neben den artspezifischen Unterschieden existiert bei dem Schwermetallaufnahmeverhalten der Pflanzen auch eine elementspezifische Variation (BIRKE, C. 1991). Somit sind die als „pflanzenverfügbar“ bezeichneten Elementgehalte „stets nur ein Faktor unter vielen ...“, die Wachstum und Entwicklung der Pflanzen im positiven oder auch negativen Sinn beeinflussen. ... Da die in der Abb. 3.1.1/2 aufgeführten Faktoren bei gleichen Gehalten an 'verfügbaren' oder Gesamtmineralstoffen von Jahr zu Jahr ... sehr unterschiedlich wirksam werden können, ist leicht einzusehen, daß die Aufnahme sowohl an Pflanzennährstoffen als auch an nicht essentiellen ... Elementen ... von Jahr zu Jahr sehr unterschiedlich sein kann. Selbst für den gleichen Standort kann dadurch die Interpretation der Ergebnisse immer wieder erschwert werden“ (BERGMANN, W., 1989, S. 320).

Daher hat nach wie vor die Ansicht von BRÜMMER, G.W. et al. (1986) ihre Gültigkeit, die davon ausgeht, daß „more informations are necessary about multiple ion activity ratios and about antagonistic or synergistic effects of accompanying cations and anions in the soil solution in relation to uptake and

physiological effects of heavy metals in plants. Also only insufficient informations exist about the availability of organic heavy metal complexes in the solution phase.

Although an accurate measurement of the intensity factor creates already problems, there are hardly any methods developed and standardized for the estimation of the rate factor. Detailed Information about the reaction kinetics of the mobilization and immobilization processes of heavy metals in soils and about the importance of mass flow and diffusion for the availability of heavy metals are urgently needed. Thus, still fundamental investigations have to be carried out before we are able to characterize sufficiently well heavy metal availability in soils“ (BRÜMMER, G.W. et al., 1986, S. 396f).

Daher erscheint es wesentlich darauf hinzuweisen, daß - neben der Ermittlung mobiler und mobilisierbarer Spurenelementgehalte, beispielsweise mit Hilfe einer Ammoniumnitratextraktion (DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG e. V., 1993; PRÜEß, A., 1992, 1994; PRÜEß, A. u. HAUFFE, H.-K., 1993; PRÜEß, A. et al., 1991) - nach wie vor eine Bestimmung von Gesamtgehalten bei umweltrelevanten Untersuchungen erfolgen sollte. Solche sind auch „für die Bestimmung von Prüfwerten ... nicht hinderlich, weil es gerade um mögliche Risiken geht und die künftige Mobilisierung aktuell fest gebundener Anteile zu bedenken ist. Zudem bieten Gesamtgehalten die einzige Möglichkeit zur Berücksichtigung oraler Aufnahmen, weil hier nicht die Pflanzenverfügbarkeit interessiert und die Resorption zwar auch speziesabhängig, aber nicht einfach bestimmbar ist“ (SCHULDT, M., 1990, S. 7).

### **3.1.2 Elementkonzentrationen der Böden und Pflanzenverfügbarkeit als Maßstab für die Bewertung von Schwermetallgehalten**

Seit langem wird eine heftige und kontroverse Diskussion über eine sachkompetente Bewertung von Schwermetallkonzentrationen in Ökosystemkompartimenten geführt (BACHMANN, G. et al., 1997; CLAUSSEN, T., 1987; DENNEMANN, C.A.J. u. ROBBERSE, J.G., 1993; DIEHL, J. F., 1982; EIKMANN, T. u. KLOKE, A., 1993 a, 1993 b; EIKMANN, T. u. MICHELS, S., 1990; HÄNI, H., 1989; HENSCHLER, D., 1984; HERMS, U. u. BRÜMMER, G., 1980; HODENBERG, A. v. u. FINCK, A., 1975; KLOKE, A., 1977, 1980, 1982, 1983, 1984, 1986, 1988, 1989 a-d, 1990; KNELSON, J. H. et al., 1974; NOE, K., 1990; PRÜEß, A., 1992, 1994; PRÜEß, A. et al., 1991; SAUERBECK, D., 1982 a; SCHABRONATH, J., 1990; SCHALLER, A. u. DIEZ, T., 1991; SOMMER, B., 1987; SOMMER, G. u. STRITESKY, A., 1976; STEFFEN, D., 1989; VETTER, H., 1982). Diese Diskussion dient u.a. zur Festlegung von tolerierbaren bzw. nutzungsbezogen akzeptierbaren Gesamtgehalten, Orientierungsdaten, Schwellen-, Vorsorge-, Ziel-, Prüf-, Maßnahmen-, Richt-, Grenz- und Eingreifwerten für Schwermetalle in Böden, Klärschlämmen, pflanzlichen und tierischen Organismen, Nahrungsmitteln etc.

Obwohl die Vielfalt unterschiedlichster Wertsetzungen (Tab. 3.1.2/1 und 3.1.2/2, im Anhang) zu einer Verwirrung bei der Beurteilung von Elementkonzentrationen beitragen kann, bieten die im Zusammenhang mit Orientierungsdaten, Richt- und Grenzwerten publizierten gesetzlichen Rahmenbedingungen eine notwendige Entscheidungshilfe um umweltschädigende Schwermetallgehalte weitgehend zu vermeiden. Daher werden in der vorliegenden Arbeit für eine kritische Reflexion der Schwermetallgehalte vor allem die in den o.g. Tabellen dunkel hervorgehobenen Bewertungsmaßstäbe mit herangezogen.

Bei diesen Werten handelt es sich um die „Richtwerte '80“ (KLOKE, A., 1980) und die Werte der Klärschlammverordnung (BGBl., 1992) sowie um die Festsetzungen im „Niederländischen Leitfaden zur Bodenbewertung und Sanierung“ (ANONYM, 1990) und in den EG-Richtlinien 1986. Diese Werte werden auch von zahlreichen weiteren Autoren als Grundlage zur Beurteilung der ökologischen Relevanz von Schwermetallgehalten in Böden benutzt.

Wie die bisherigen Ausführungen zeigten, spielen sowohl Gesamtschwermetallgehalte als auch deren pflanzenverfügbare Anteile eine wichtige Rolle für eine solche Beurteilung. Gesamtschwermetallgehalte - wie auch deren pflanzenverfügbare Anteile - werden jedoch stark von Bodeneigenschaften beeinflusst, so daß eine unreflektierte Übernahme der „Richtwerte '80“ zu Fehlinterpretationen im Hinblick auf mögliche Konsequenzen führen kann, insbesondere weil die physikochemischen Randbedingungen der Böden unberücksichtigt bleiben. Darauf haben schon sehr früh einige Autoren (v.a. HERMS, U. u. BRÜMMER, G.W., 1980; KUNTZE, H. et al. 1984; KUNTZE, H. u. HERMS, U. 1986) hingewiesen und u.a. eine Einbeziehung der pedogenetischen Einflußfaktoren gefordert.

Diese „Forderungen haben mittlerweile dazu geführt, daß neue Vorschläge zur Bewertung der Schadstoffbelastung von Böden erarbeitet werden. Zur Zeit orientieren sich Kommunen neben den Festsetzungen der Klärschlammverordnung vor allem noch an der 'Niederländischen Liste'. Daneben

liegen aber bereits Vorschläge vor, die neben dem Gesamtschwermetallgehalt wichtige Bodeneigenschaften berücksichtigen“ (HARRES, H.P., 1990, S. 77). Außer dem Vorschlag von KLOKE (1989), der ein „Drei-Bereiche-System“<sup>11</sup> aufgestellt hat, mit dessen Hilfe Schadstoffbelastungen beurteilt werden sollten, scheint sich mittlerweile im deutschsprachigen Raum eine nutzungs- und schutzgutbezogene Festlegung von Elementkonzentrationen (EICKMANN, T. u. KLOKE, A., 1993a) durchzusetzen, die ebenfalls mobilitätsbeeinflussende Parameter wie Tongehalt, Humusgehalt und pH-Wert berücksichtigt.

## 3.2 Pflanzen

### 3.2.1 Möglichkeiten des Schwermetalleintrags in Pflanzen

Aufnahme und Transport von Schwermetallen, wie auch von Nähr- und Spurenstoffen sind bei Landpflanzen vor allem abhängig von den physikalischen und chemischen Eigenschaften der jeweiligen Elemente. Da in der Arbeit im wesentlichen auf die Schwermetallaufnahme aus dem Boden eingegangen wird, sollen im folgenden Aufnahmemechanismen durch die Wurzel angesprochen werden, auch wenn stellenweise dem Schadstoffeintrag durch oberirdische Pflanzenteile (Sprossachse, Blätter, Früchte) eine wichtigere Rolle zukommen mag (siehe dazu: HOCK, B. u. ELSTNER, E., 1984; STRASBURGER, E., 1991).

Wurzelhaare oder die Hyphen mykorrhizierender Pilze nehmen vorrangig nur den Teil der Schwermetallverbindungen auf, die als freie Ionen in der Bodenlösung vorliegen. Dies macht abermals deutlich, daß den Löslichkeitsbeeinflussenden Bodenparametern (s. Kap. 3.1) eine wesentliche Rolle für das Transfersgeschehen zwischen Boden und Pflanze zukommt.

Allerdings können Pflanzen selbst auch aktiv die Aufnahmeraten beeinflussen. So werden adsorptiv gebundene Metallionen durch pflanzenspezifische Austauschionen (im wesentlichen  $H^+$  und organische Säuren) freigesetzt. Solche freigesetzten Schwermetallionen induzieren darüber hinaus die Synthese von Peptiden<sup>12</sup> und von Metallothioneinen<sup>13</sup>, wodurch es zur Komplexierung der Metalle und dadurch zur erleichterten Pflanzenaufnahme dieser Elemente kommen kann.

Die Aufnahme selbst kann passiv ohne Verbrauch von Stoffwechselenergie oder aktiv „unter energetischer Koppelung mit einer exergonischen Reaktion (bzw. Reaktionen), an der (denen) das zu transportierende Teilchen nicht selbst beteiligt ist“ (STRASBURGER, E., 1991, S. 342) erfolgen.

Bei der **passiven Aufnahme** diffundieren Ionen aus der Bodenlösung mit dem strömenden Wasser in die Apoplasten<sup>14</sup> (Abb. 3.2.1/1). „Die treibende Kraft für den Influx von gelösten Stoffen in den Freien Raum sind Gradienten im chemischen Potential  $\mu$  der einzelnen gelösten Substanz zwischen Bodenlösung und der Lösung im Apoplasten, sowie das Mitverfrachtetwerden mit dem durch entsprechende Gradienten im Wasserpotential ausgelösten Wassereinstrom in die Wurzel“ (ZIEGLER, H., 1984, S. 35). Entscheidend ist somit vor allem das jeweilige elektrochemische Potential (LÜTTGE, U., 1973).

Im Apoplasten sind die Ionen weitgehend frei beweglich bzw. nur locker sorbiert, so daß sie auch wieder ausgewaschen werden können. Insgesamt unterliegt das Eindringen in den Apparent Free Space (AFS) keiner Selektion. Der AFS teilt sich für Ionen in den Water Free Space (WFS), in dem die geladenen Teilchen des Apoplasten diffundieren, und in den Donnan Free Space (DFS) auf. Im letzteren „werden sie durch festgelegte Ladungen der Apoplasten-Makromoleküle“ (ZIEGLER, H., 1984, S. 35) an ihrer freien Bewegung gehindert. Hierbei spielen die Protopektine der Zellwand und die Außenfläche des Plasmalemmas eine wichtige Rolle, da sie durch Abgabe von Protonen (meist aus den Carboxylgruppen) einen negativen Ladungsüberschuß aufweisen können (MENGEL, K, 1979, S. 235; LÜTTGE, U. u. HIGIN-BOTHAM, N., 1979, S. 81f) und somit in der Lage sind, Kationen zu sorbieren. Entsprechend der chemisch-physikalischen Gesetzen gehorchenden Unterschiedlichkeit der Hydrata-

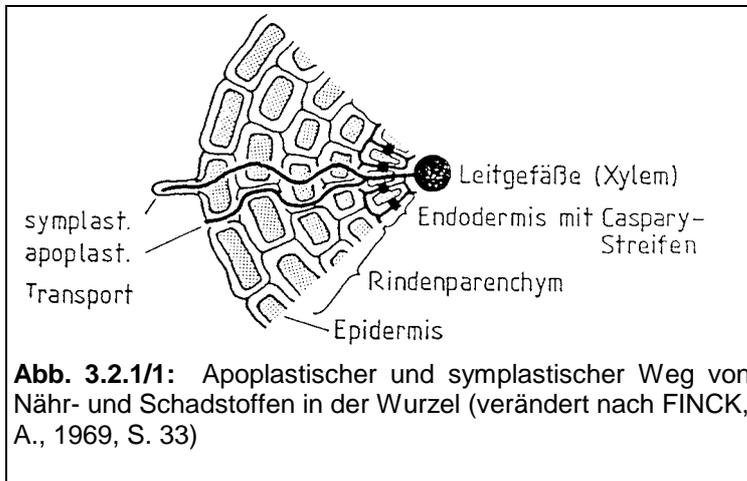
<sup>11</sup> „Unterschieden werden dabei gering belastete Bereiche (A) mit uneingeschränkter Nutzungsmöglichkeit, belastete Bereiche (B) mit eingeschränkter Nutzung und Toxizitätsbereiche (C) ohne Nutzungsmöglichkeit für den Pflanzenanbau. Diese Bereiche werden gegeneinander durch Bodenwerte abgegrenzt. Für die Ermittlung des, den Belastungsbereich B charakterisierenden Bodenwertes II wird eine Formel vorgeschlagen, welche pH-Wert, Humusgehalt sowie Schluff- und Tonanteil des Bodens ... einbezieht. Unter Berücksichtigung dieser Formel ergeben sich die tolerierbaren Gehalte. ... Diese werden nur für solche Böden vorgeschlagen, die der Nahrungs- und Futterpflanzenproduktion dienen“ (KLOKE, 1989, S.8). Sie liegen z.T. erheblich über den bisher gültigen Bodenrichtwerten.“ (HARRES, H.P., 1990, S. 77).

<sup>12</sup> Hier spielen vor allem die Phytochelatine ( $\gamma$ -Glutaminsäure-Cystein)n-Glycin (n=2 bis 11) eine wichtige Rolle

<sup>13</sup> Bei dieser Stoffgruppe handelt es sich nach STRASBURGER, E., (1991, S. 341) um cystein-reiche, niedermolekulare Proteine

<sup>14</sup> Darunter versteht man den für Wasser und Ionen leicht zugänglichen „Freien Raum“ (Apparent Free Space, AFS). Dieser „besteht im wesentlichen aus den Zellwänden der Wurzelhaare und der Wurzelrindenzellen“ (ZIEGLER, H., 1984, S.35).

tionsenergie und der Eintauschstärke können Kationen hoher Eintauschstärke (wie z.B. einige Schwermetalle) solche geringerer Eintauschstärke verdrängen. Als Konsequenz dieser Vorgänge findet im Apoplasten eine reversible Adsorption von (u.a. Schwermetall-) Kationen statt. „Die Wurzel kann daher als eine Art „Filter“ aufgefaßt werden, der die Pflanze bis zu einem gewissen Grade vor der Einwirkung toxischer Schwermetalle schützt“ (MOHR, H.D., 1981, S.244).



Der apoplastische Transport endet in den Radialwänden der Endodermis, wo die Ionen endgültig in das Cytoplasma eintreten müssen. Hier behindert der stark hydrophobe Caspary-Streifen ein weiteres Vordringen. Beim Passieren der Plasmalemma-Membran wird eine Kontrolle ausgeübt, so daß eine Selektion und Regulation der aufgenommenen Ionen möglich ist (HOCK, B. u. ELSTNER, E., 1984). „Ob diese erst an der Endodermis oder schon weiter außen, in Rinden-, Rhizodermis- und Wurzelhaar-Zellen erfolgt, hängt von den jeweiligen thermodynamischen Bedingungen ab, denen der

passive Transport im Apoplasten unterworfen ist. Unter normalen Bedingungen findet die Aufnahme in den Symplasten meistens unmittelbar an der Wurzeloberfläche statt, und der radiale Transport von Nährsalzen und von Wasser durch die Wurzel ist hauptsächlich symplastisch“ (LÜTTGE, U., KLUGE, M. u. BAUER, G., 1989, S. 355).

Der Wechsel der Ionen vom Apoplasten in das Zellinnere erfordert „ein ... Passieren der Plasmalemma-Membran. Da das Cytoplasma einer Zelle über Plasmodesmen (Plasmabrücken) mit dem Cytoplasma der angrenzenden Zellen verbunden ist, wird ein Transport innerhalb der Zellen über weite Strecken sichergestellt. Gelangen die Substanzen jedoch in eines der geschlossenen Zellkompartimente (z.B. Plastide, Mitochondrien, Vakuole), wird ein erneutes Passieren einer Membran nötig“ (BÖHNKE, E., 1990, S. 45).

STRASBURGER, E. (1991, S. 342) bezeichnet das passive Durchtreten durch eine Membran als „behinderte Diffusion“, die bei geladenen Teilchen dem elektrochemischen Potentialgefälle folgt.

Bei der **aktiven Aufnahme** werden Substanzen durch die einzelnen Protoplasmamembranen z.T. auch gegen das Gefälle ihres elektrochemischen Potentials „gepumpt“. Dieser Trägertransport kann durch Carrier-Mechanismen<sup>15</sup> erfolgen, die zwar eine hohe Substratspezifität aufweisen, jedoch häufig auch strukturell ähnliche Ionen oder Verbindungen transportieren können. Damit kann ein Eintrag einzelner phytoschädlicher Elemente verbunden sein. Allerdings werden „Ionen, für die keine Carrier vorhanden sind, ... nicht aufgenommen“ (HÖLLWARTH, M., 1989, S. 82). „Spezifische Träger- ... systeme sind, wenn überhaupt, nur für solche Substanzen denkbar, mit denen sich die Pflanze natürlicherweise seit langem auseinandersetzen hatte, oder allenfalls solchen, die von der Pflanze mit solchen natürlichen, in der Evolution wirksam gewordenen Verbindungen verwechselt werden“ (ZIEGLER, H., 1984, S. 35).

Die Stoffaufnahme ist mit dem Übertritt in den Zentralzylinder beendet. Auf ihrem Weg dahin „passieren sie...die...Plasmodesmen in den Tangentialwänden zwischen den Endodermiszellen und ... dem Periderm. Um in die weiterführende Langstreckentransportbahn des Xylems zu gelangen, müssen alle Wandersubstanzen wieder aus dem Symplasten in den Apoplasten gelangen“ (ZIEGLER, H., 1984, S. 36).

<sup>15</sup> Hierbei handelt es sich um Proteine im Lipiddoppelfilm der Membrane, die „den Membrantransport katalysieren“ (LÜTTGE, U.; KLUGE, M. u. BAUER, G., 1989, S. 58).

### 3.2.2 Stofftransport innerhalb der Pflanzen

Neben dem intrazellulären Kurzstreckentransport und dem Mittelstreckentransport im Gewebsbereich, die weitgehend den gleichen Regeln wie bei der aktiven Ionenaufnahme unterworfen sind (u.a. diffusionsbeschränkende Membrane), wird der Langstreckentransport im Xylem und Phloem unterschieden (LÜTTGE, U., 1973, S. 213).

Von Bedeutung für die Fragestellungen der Arbeit sind dabei Akkumulationswege und -stellen für transportierte Schwermetalle. So können innerhalb der Vakuolen wasserlösliche Stoffe gespeichert werden (HOCK, B., 1984, S. 4) und somit ihre Stoffwechselwirksamkeit verlieren. Beim intrazellulären Transport akkumulieren Schwermetalle „häufig dort, wo sie unlösliche Niederschläge bilden, z.B. mit anorganischem Phosphat oder Gerbstoffen“ (ZIEGLER, H., 1984, S. 42). Der Mittelstreckentransport verläuft apoplastisch und/oder symplastisch. Im Apoplasten wird die Verfrachtung mit Hilfe der Wasserströmung entlang von Wasserpotentialgradienten in Gang gehalten. Die mit dem Wasserstrom transportierten Stoffe werden vorrangig im Bereich stark transpirierender Gewebe (vor allem im Umfeld der Stomata) abgelagert. Somit bilden die Blätter die Hauptakkumulationsorte für diesen Transportweg. Dies gilt insbesondere auch für mediterrane Pflanzen.

Abgesehen von dem für Schwermetalle unwichtigen Gastransport in den Interzellularen verläuft der Langstreckentransport von gelösten Stoffen entweder in den Wasserleitungsbahnen (Xylem) oder in den Assimilatleitbahnen (Phloem).

Im Xylem findet der Transport in den toten Gefäßen des Holzteils statt. Dabei sorgt der Transpirationssog, der sich durch das Wasserpotentialgefälle zwischen Boden und Atmosphäre einstellt und somit ohne Verbrauch von Stoffwechselenergie aufrecht erhalten werden kann, für eine ständige Wasserströmung. Durch diesen Transpirationsstrom werden die gelösten Stoffe an die Orte mit der größten Transpirationsrate befördert, so daß dadurch ebenfalls die Blätter als wichtigste Ablagerungsorte fungieren. Dabei werden Schwermetallionen häufig unter Bildung wasserlöslicher Komplexe verlagert. Entlang der Wasserleitungsbahnen können die transportierten Stoffe selektiv aus dem Transpirationsstrom in die lebenden Zellen übertreten.

Art und Größenordnung dieses passiven Transportes können von der Pflanze u.a. über Spaltöffnungsbewegungen beeinflußt werden. Ob und in welcher Art die vielfältigen Mechanismen zur Transpirationssteuerung bei mediterranen Pflanzen hierbei Unterschiede bewirken, muß offen bleiben.

„Ein Teil der anorganischen Ionen kann vom Xylem oder dem Parenchym auch in die Assimilatleitbahnen des Phloems eintreten und mit den Assimilaten verteilt werden“ (STRASBURGER, E., 1991, S. 344). Dieser Transport in den Siebröhren des Phloems erfolgt in den Symplasten und wird durch das osmotische Gefälle aufrecht erhalten. Ionen, die mit den im Lumeninhalt der Siebröhren reichlich vorhandenen organischen Phosphaten schwerlösliche Verbindungen bilden - wie Blei -, sind weitgehend vom Phloemtransport ausgeschlossen.

### 3.2.3 Einfluß von Schwermetallgehalten auf Pflanzenwachstum und Pflanzenerträge

Auf die Beeinträchtigung des Pflanzenwachstums durch schwermetallhaltige Luftverunreinigungen wurde bereits schon vor langer Zeit hingewiesen (HASELHOFF et al., 1932). Bei diesen älteren, zum Teil bis in das vorige Jahrhundert zurückreichenden Arbeiten wurde meist die Wirkung von Flugstäuben aus Hüttenbetrieben auf die Vegetation in der Umgebung dieser Standorte untersucht. Als Verursacher der Pflanzenschäden wurde die Aufnahme mobiler Schwermetallverbindungen einerseits aus der Bodenlösung durch die Wurzel und andererseits aus Blattaufgaben durch die Cutikula angegeben, während den schwerlöslichen Metallverbindungen kaum eine schädigende Wirkung nachgesagt wurde.

Neuere Untersuchungen (BIRKE, C. u. WERNER, W., 1991; BRÜMMER, G.W. u. HERMS, U., 1985; BRÜNE, H., 1982; DUECK, T.A. et al., 1984; HARRISON, R.M. u. CHIRGAWI, M.B., 1989; LIGHTFOOT, E.S. u. TER HAAR, G.L., 1983; MAYER, R. u. HEINRICHS, H., 1981; PRÜEß, A., 1992, 1994; PRÜEß, A. u. HAUFFE, H.-K., 1993) machten jedoch deutlich, daß einerseits den Löslichkeitsbestimmenden Faktoren in den Böden (s. Kap. 3.1) und andererseits auch den Einwirkungen schwermetallhaltiger Staubaufgaben auf oberirdischen Pflanzenteilen eine wichtige Rolle im Zusammenhang mit Wachstumsstörungen zukommt. Bei immissionsbeeinflußten Schädigungen spielen vor allem

Pflanzenart (GARBER, K., 1967, 1970, 1974), einwirkende Elemente und immissionsbedingte Korrosionen der Cutikulen eine wichtige Rolle für die Schwermetallgehalte in (auf) den Blättern und für mögliche Ertrags- und Wachstumsbeeinflussungen.

GARBER, K. (1974) weist darauf hin, daß bei (hohen) Blei- und Zinkeinträgen durch Immissionen die Ausbildung der Blätter bei zahlreichen Pflanzen reduziert wird und Blattverfärbungen sowie Chlorosen auftreten. Daneben erhöhen sich mit steigenden Schwermetallgehalten in den Böden bzw. auf den Blättern die entsprechenden Elementkonzentrationen in den Pflanzen. Dies gilt vor allem dann, wenn günstige Löslichkeitsfördernde Einflüsse (sandige Böden, niedrige pH-Werte) vorliegen.

Beim Vorliegen hoher Bodenschwermetallgehalte wird zwischen direkten und indirekten Schädigungen unterschieden. So werden als **direkte Schädigungen** neben dem Auftreten von Wachstumsanomalien, Reduzierung der Blattbildung (GARBER, K., 1974) sowie chlorotischen und nekrotischen Schäden auch die Veränderungen zahlreicher pflanzeninterner Prozesse genannt. Aufgeführt werden dabei u.a:

- Beeinträchtigung der Mineralstoffversorgung und Blockierung der Aufnahme von Nährelementen (KAHLE, H. et al., 1989)
- Veränderung von Qualitätseigenschaften (GARBER, K., 1974)
- Hemmung der Eisenaufnahme durch Zink und Cadmium (GARBER, K., 1974; KLOKE, A., 1972, 1974).
- Hemmung der Phosphor- und Manganaufnahme durch Blei (GOREN, A. u. WANNER, H., 1971; GOREN-SUCHODOLLER, A. u. WANNER, H., 1969)
- Hemmung der Stärkebildung (STEINHÜBEL, G., 1963)
- Absinken der Transpirationsraten durch Wurzelschädigungen, die durch Cadmiumakkumulationen bedingt werden (AHREND; R. et al., 1989).

**Indirekte Wirkungen** von Schwermetallen auf Pflanzenwachstum sind hingegen in vielen Fällen nur schwer nachvollziehbar. Dies betrifft insbesondere die Einflüsse, die von schwermetallbedingten veränderten Zersetzungs- und Abbauraten organischer Substanzen oder von einem veränderten Mikroorganismenbesatz für die Vegetation ausgehen. Komplizierter werden diese - z.T. unbekannt - Wechselbeziehungen noch dadurch, daß nicht nur Einflüsse von einem Element allein ausgehen, sondern auch beim Vorliegen zahlreicher Elemente synergistische und/oder antagonistische Effekte auftreten, deren Konsequenzen häufig im Dunkeln bleiben.

GARBER, K. (1974) beschreibt die Wirkung von Zink, Cadmium und Blei für das Pflanzenwachstum und belegt, daß Cd und Zn für die Pflanze schädlicher sind als Pb, da erstere leichter aufgenommen werden und bereits bei geringeren Bodenkonzentrationen zu Wachstums- und Ertragsbeeinträchtigungen führen. Er weist auf die vielfältigen Einflüsse hin, die beim gleichzeitigen Vorliegen verschiedener Metalle die Elementaufnahme steuern. So wirkt beispielsweise Cd und Cu hemmend auf die Zn-Aufnahme. Daneben wird „bei gleichzeitiger Anwesenheit von Blei und Cadmium im Boden das letztere bevorzugt aufgenommen“ (GARBER, K., 1974, S. 5). Der Autor macht auch deutlich, daß pflanzenspezifische Unterschiede existieren. So reagieren beispielsweise Obstbäume gegenüber Zinkimmissionen empfindlicher als Getreidearten. Daneben weist er darauf hin, daß bei (hohen) Blei- und Zinkeinträgen durch Immissionen die Ausbildung der Blätter bei zahlreichen Pflanzen reduziert wird und Blattverfärbungen sowie Chlorosen auftreten. Außerdem erhöhen sich mit steigenden Schwermetallgehalten in den Böden bzw. auf den Blättern, die entsprechenden Elementkonzentrationen in den Pflanzen. Dies gilt vor allem dann, wenn günstige Löslichkeitsfördernde Einflüsse (sandige Böden, niedrige pH-Werte) vorliegen.

Neben diesen Beispielen sind im Kapitel 2.4 bei der Darstellung der ökotoxikologischen Bedeutung der einzelnen Elemente weitere Schwermetallwirkungen auf Pflanzen aufgeführt.

### 3.3 Oberflächengewässer und Sedimente

Der Transport von Schwermetallen erfolgt in der fließenden Welle neben gelösten Anteilen hauptsächlich in suspendierter Form (FÖRSTNER, U. u. MÜLLER, G., 1974; HELLMANN, H., 1970, 1986, 1993; SYMADER, W., 1984). Dabei sind die Schwermetalle vorrangig an **Schwebstoffe** gebunden (HARRES, H.P., 1993; HELLMANN, H. et al., 1977), deren Ablagerung an der Fließgewässersohle oder in Überschwemmungsgebieten zur Bildung von Sedimentkörpern (u.a. Schlämme, Hochflutabla-

gerungen) führt. Unter dem Begriff Schwebstoffe werden nach DIN 4 049, Teil 1 Feststoffe verstanden, „die mit dem Wasser im Gleichgewicht stehen oder durch Turbulenz in Schwebelage gehalten werden“. Diese „bestehen überwiegend aus mineralischen Komponenten (Tripton) der Schluff- und Tonfraktion sowie aus organischem Material (Plankton und Detritus). ... (Da) das Volumen der organischen Anteile wesentlich größer als das der anorganischen ist, kommt diesen eine bedeutende Rolle bei der Schadstofffestlegung zu“ (HARRES, H.P., 1993, S. 112).

Die Herkunft der Schwebstoffe erfolgt neben den bekannten Eintrittspfaden aus natürlichen Vorgängen auch über die Abwässer sowie durch Einspülungen von Organismen (vor allem Algen) und Detritus aus Stillgewässern (Seen, Fischteiche, Rückhalte- und Absetzbecken u. a.) (SCHRÖDER, W. et al., 1991, 1992).

Natürliche Schwebstoffquellen sind die primär niederschlagsstrukturabhängigen Einträge (SEUFFERT, O., 1993) durch Erosion und Denudation in den jeweiligen Einzugsgebieten (HELLMANN, H. et al., 1977). „Die über die Bodenerosion eingetragene Schwebstoffmenge ist dabei weniger an die Menge des Ab- und Zuflusses gebunden als vielmehr eine Funktion des Zusammenspiels der Einzugsgebieteigenschaften und der Niederschlagsstrukturen. Obwohl die Schwebstoffmenge allgemein mit dem Abfluß wächst, wird diese 'weniger von hydraulischen Faktoren bestimmt, sondern in starkem Maße von der Anlieferung durch die Denudation und ... von der Erosion' (BREMER, H. 1989, S. 163). ... Insbesondere in kleinen Einzugsgebieten bei hocherosiven und kurzzeitig hochvariablen Niederschlägen und dem Vorhandensein erodierbarer Oberflächen (beispielsweise nach Reduzierung der Vegetationsbedeckung in Agrargebieten) wächst dabei die Sedimentfracht gegenüber dem Abfluß überproportional an (SEUFFERT, O. et al., 1988)“ (HARRES, H.P., 1993, S. 112).

Eine weitere natürliche Schwebstoffquelle ist der abfluß- bzw. transportabhängige Geschiebeabrieb. Ebenso spielen bei ansteigenden Abflüssen Resuspensionen durch Sedimentaufwirbelung und durch die Erosion von Bettwandungen und Gerinneufern eine wichtige Rolle.

Neben diesen Schwebstoffquellen steht als weiterer natürlicher Faktor die Bildung von Schwebstoffen durch den Abbau eingespülter Biomasse (Laub, Äste etc.) während deren Verweilzeit im Fließgewässer. Hierbei spielen die zahlreichen Organismen (u.a. Bakterien, Pilze) als Zersetzer eine wesentliche Rolle. Daneben erhöhen auch Ausscheidungsprodukte der Fließwasserfauna die Schwebstofffracht.

Die aus natürlichen Quellen stammenden Schwebstoffmengen haben für die Schlamm- und für den Schwermetalltransport in sardischen Fließgewässern eine weitaus höhere Bedeutung als in den Fließgewässern unseres Raumes. In Deutschland, wie in allen hochindustrialisierten Gebieten, ist die Schwermetallfracht i.d.R. an einen hohen Eintrag kommunaler und industrieller Abwässer gebunden (FÖRSTNER, U. u. MÜLLER, G., 1974). Diese dominieren insbesondere bei Trockenwetterabflüssen, bei denen „die natürlich eingespülten Anteile mengenmäßig sehr stark zurückgehen. Bei solchen Abflußbedingungen spielen Abwasserschwebstoffe aus den unterschiedlichsten Quellen (Kläranlagen, Regenentlastungsanlagen, Straßenablaufwässer, Dränwässer etc.) die entscheidende Rolle“ (CLASEN, J. et al., 1997, S. 4). Deren Anteil tritt in den sardischen Untersuchungsgebieten gegenüber der Einspülung von Sedimenten aus dem Einzugsgebiet zurück (OLLESCH, G., 1998).

Dennoch kommt den Abwasserschwebstoffen, wie auch den in die Vorfluter aus Stillgewässern eingespülten Organismen - auch in Sardinien - eine große Bedeutung für die Schlamm- und somit auch indirekt für die Schwermetallbelastung zu. Die Ursache liegt darin, daß die „an den Vorfluter abgegebenen Organismen (u.a. Planktonalgen) wegen der veränderten chemischen und physikalischen Bedingungen in den Fließgewässern i.d.R. nicht überleben. Dies gilt vor allem, wenn ihre Generationszeit größer ist als die Fließzeit des Wassers. Auf Grund ihrer spezifischen Eigenschaften bilden sie rasch große Schwebstoffflocken, an die sich noch weitere Bestandteile der Lösungs- und Suspensionsfracht des Gewässers anlagern können“ (CLASEN, J. et al., 1997, S. 4), was die Belastung der Flocken mit Schadstoffen erhöht. Dies hängt u.a. mit ihrem Algen- und Bakterienbesatz zusammen. „In der von diesen abgeschiedenen Schleimmatrix sind sowohl lebende Organismen als auch Abbaureste biologischer Substrate, Tonminerale und andere suspendierte Partikel eingebettet. Der schwammartige Aufbau und die schleimigen Überzüge solcher Flocken bieten die günstigsten Voraussetzungen zur Schadstoffsorption (auch der gelöst transportierten Elementarteile). Daher bestimmen sie die Schadstoffgehalte“ (HARRES, H.P., 1993, S. 120), so daß die Flocken die Hauptträgerfunktion für Schwermetalle übernehmen.

Daher geht man heute davon aus, daß Mikroorganismen, die bevorzugt an Festpartikeln zu finden sind, die wichtigsten an der Schwebstoffoberfläche ablaufenden Prozesse steuern (SYMADER, W., 1993). Allerdings sind die Kenntnisse über Einzelprozesse - auch im Hinblick auf die Mechanismen der Elementfestlegungen - bei diesen Vorgängen zur Zeit noch sehr dürftig, insbesondere auch, was die Berücksichtigung ihrer „biologischen Steuerung“ betrifft. Für die Schlamm- und Schwermetalltransport scheinen diese Aspekte jedoch essentiell zu sein.

Besonders bei „Spülstößen“ nach Starkregen kommt diesem partikelgebundenen Schwermetalltransport eine entscheidende Rolle zu, da sich dabei der Anteil suspendierter Stoffe sprunghaft erhöht.

Erwähnt werden muß auch der Anteil des abflußwirksamen Niederschlagswassers, „der erst nach Durchlaufen der Bodenpassage (... Interflow, Basisabfluß)“ (SCHMIDT, G., 1997, S. 13) die Fließgewässer erreicht. Hierbei verändert sich die chemische Zusammensetzung des Wassers durch Prozesse subterrainer chemischer Erosion. Dies ist in vielen Fällen mit einer Konzentrationszunahme leicht löslicher Elemente verbunden.

„Im Fließgewässer erfolgt dann ein mehr oder weniger dynamischer **Transport** der eingetragenen Metalle. Die Transportweiten hängen im wesentlichen von der Bindung (suspendiert, gelöst) der in die Gewässer eingetragenen Metalle und der Fließgeschwindigkeit des Wassers ab. ... Gelöste Schwermetalle werden in der Regel über größere Entfernungen transportiert als suspendierte. Die Akkumulation von suspendierten Schwermetallen erfolgt - den Gesetzmäßigkeiten der fluvialen Morphodynamik entsprechend - in Abhängigkeit der Partikelgröße meist in Gewässerabschnitten mit geringen Fließgeschwindigkeiten. Eine Akkumulation im Gerinnebett ist aufgrund der Dynamik des fließenden Wassers oft nur temporär“ (SCHMIDT, G., 1997, S. 13). Längerfristig akkumulierte Sedimentkörper gestatten sowohl eine Abschätzung der Entwicklung der geoökologischen Rahmenbedingungen seit der Ablagerung als auch der anthropogener Einträge. In vielen Fällen ermöglichen sie auch einen Einblick in Stoffumlagerungsprozesse (MATSCHULLAT, J. et al., 1992, zitiert in: SCHMIDT, G., 1997, S. 14).

Wichtig ist im Zusammenhang mit der Schwermetallfracht und -akkumulation in Fließgewässern auch die Frage der Remobilisierbarkeit der häufig relativ stabil gebundenen Elemente. „Auf die Bedeutung des pH-Wertes für Lösung und Fällung von Schwermetallverbindungen wird immer wieder hingewiesen (z.B. GELLERT, G. et al., 1992). Daher genügt der Hinweis, daß säurehaltige Abwässer zur erhöhten Lösung ansonst immobilisierter Schwermetallverbindungen führen. Bei ... (neutralen bis schwach basischen Wässern) kommt diesen Abhängigkeiten jedoch kaum eine Bedeutung zu“ (HARRES, H.P., 1993, S. 123). Allerdings weist SCHMIDT, G. in diesem Zusammenhang mit Recht „auf die zunehmende Versauerung ganzer Landschaften infolge des Eintrags saurer Niederschläge“ (SCHMIDT, G., 1997, S. 14) und die damit verbundene Problematik hin.

Neben einer säurebedingten Remobilisierung sind vor allem Komplexbildner (u.a. Phosphatersatzstoffe) im Wasserkörper von großer Bedeutung, da diese i.d.R. eine starke löslichkeitsfördernde Wirkung haben und vielfach Schwermetalle chelatisieren können.

„Betont werden muß darüber hinaus, daß Schwermetalle, die sich in (Sedimenten der) Mündungsgebiete ablagern, durch sulfidische Fällung im anaeroben Milieu der Faulschlämme dem Transfer durch Diffusion und Lösungs-transport weitgehend entzogen werden“ (HARRES, H.P., 1993, S. 123).

### 3.4 Atmosphärische Spurenstoffeinträge

Die von einer Vielzahl von Einzelmitteln und durch natürliche Prozesse in die Atmosphäre abgegebenen Spurenstoffe werden nach unterschiedlichen Verweilzeiten auf Oberflächen immittiert. Die Schnelligkeit, mit der dies geschieht, ist u.a. abhängig von der „effektiven Quellhöhe, ... (der) Stärke des bodennahen Austausches sowie (der) Beschaffenheit der Akzeptorflächen und deren Affinität gegenüber dem Spurenstoff am Erdboden“ (KUTTLER, W., 1986, S. 35). Der Mechanismus erfolgt über trockene oder nasse Deposition, deren Wirkungsweisen ausführlich bei KUTTLER, W. (1986) dargestellt sind.

Da die nasse Deposition vor allem eine Funktion der Niederschlagsstrukturen in Verbindung mit weiteren klimatischen Parametern (u.a. Windrichtung und -geschwindigkeit) ist, die trockene jedoch theoretisch permanent wirksam bleibt, dominiert erstere in Winterregengebieten nur während eines relativ

kurzen Zeitraumes. In Deutschland stellt dagegen „die feuchte Deposition ... im Vergleich zur trockenen Aerosoldeposition die dominierende Senke für ... toxische Schwermetalle wie Blei und Cadmium dar. Nur für Elemente im Grobstaubbereich > 2 µm überwiegt die trockene Deposition“ (GEORGII, H.-W. et al., 1983, S. 187). Für diese scheinen bei atmosphärischen Aerosolpartikeln durch den Effekt des Ausfilterns (KUTTLER, W., 1987) die Waldgebiete die wichtigste Senke zu sein (HÖFKEN, K.D. u. GRAVENHORST, G., 1983).

Schwermetalle treten somit u.a. „als partikelförmige Luftverunreinigungen auf“ (LAHMANN, E., 1990, S. 75). Bei deren Akkumulation zeigt sich häufig eine direkte Abhängigkeit der Elementkonzentrationen von anthropogenen Einflüssen. So konnten ABRAHAM, H.-J., et al. (1987), die den Gehalt an Metallen (vor allem Pb und Cd) in der Gesamtdosition in Verkehrsbereichen sowie Wohn- und Erholungsgebieten Berlins untersuchten, eine hohe Korrelation zwischen den Blei- und (in geringerem Maße) Cadmiumgehalten der Staubbiederschläge mit der Verkehrsdichte und der Entfernung zu den befahrenen Straßen belegen. Zu gleichen Ergebnissen kommen die Untersuchungen von KRATZ, W. et al. (1989) über einen Forstsaum an der Avus in Berlin oder die des BAYERISCHEN LANDESAMTES FÜR UMWELTSCHUTZ (1983) für München. So stellten letztere fest, daß die maximalen Bleibelastungen an den verkehrsreichsten Stellen (Münchener Stachus) zu finden sind. Dort übersteigt beispielsweise das Jahresmittel der Bleibelastung von 274 µg/m<sup>2</sup>d den Grenzwert der TA-Luft, der für Blei bei 250 µg/m<sup>2</sup>d liegt.

Aber auch in stadtfernen Bereichen finden sich signifikante Korrelationen zwischen den Schwermetallkonzentrationen und der Immissionssituation. Dies belegen für landwirtschaftliche Standorte Untersuchungen von KLOKE, A. (1980b, 1982b). Für Waldgebiete zeigen dies u.a. die Arbeiten von ANGEHRN-BETTINAZZI, C. u. HERTZ, J. (1990, Streuaufgabe), BRAHMER, G. (1990, Schwarzwald), BRECHTEL, H.-M. (1989), NEITE, H. u. WITTIG, R. (1989, Oberböden von Buchenwäldern in Nordrhein-Westfalen) oder PETERS, U. u. PEITZMEIER, E. (1989, Erlen-Eschen-Quellwäldern). Diese Arbeiten machen gleichzeitig deutlich, daß in Vegetationsbeständen neben der trockenen und nassen Deposition auch die Interzeptionsdeposition (meist Teilchen < 2µm) eine Rolle spielt. Dies verdeutlicht, daß nur ein Teil der akkumulierten Spurenstoffe bei der gravitativen Deposition auf Bodenoberflächen gelangt und ein Großteil durch die Vegetation (zeitweise) zurückgehalten wird (SCHLICHTING, E., 1986).

Dadurch eignet sich die Vegetation als Indikator für Immissionsbelastungen sowohl im ländlichen Bereich (GUDERIAN, R. u. REIDL, K., 1982; KUTTLER, W., 1987) und in städtischen Agglomerationen (HÖLLWARTH, M., 1980, 1981b, 1984; HÖLLWARTH, M. et al., 1985) als auch in Industriegebieten (FLEMING, G.A u. PARLE, P.J., 1977; GARBER, K., 1970, 1974; KUTTLER, W., 1982b; SCHOLL, G., 1974) sowie in Bergbauregionen und in der Umgebung von Verhüttungsbetrieben (HIROI, T., 1981; HUTCHINSON, T.C. u. WHITHBY, L.M., 1974; RISS, A. et al., 1990; SIMON, E., 1978; SPONA, K. u. RADTKE, U., 1990; WICHTMANN, H., 1986).

Entsprechend der Vielschichtigkeit und der Differenzierung der Emissionsbedingungen sowie der Transportwege gelangen unterschiedlichste Depositionsmengen auf die Oberflächen. Die Variationsbreite imittierter atmosphärischer Schwermetallgehalte ist dementsprechend sehr hoch. Tabelle 3.4/1 zeigt dies an der Gegenüberstellung der Ergebnisse von Schwermetall - Niederschlagsmessungen (in µg/m<sup>2</sup>d) in verschiedenen Regionen der EG - Staaten sowie in Städten und Regionen der Bundesrepublik und in den Arbeitsgebieten Sardinien.

Da die Metallimmissionen - nach GEORGII „im Regenwasser fast ausschließlich in löslicher Form vorliegen“ (GEORGII, H.-W. et al., 1983, S. 188) - besitzen sie i.d.R. eine weitaus höhere Löslichkeit und Pflanzenverfügbarkeit als gebundene Schwermetallgehalte.

Tab. 3.4/1: Ergebnisse von Schwermetall-Immissionsmessungen in µg/ m² d

Schwermetallmessungen von Immissionen in µg/ m² d												
	Meßgebiet	Jahr	Bereich	Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb	Autor (Jahr)
1	Berlin		Verkehr	10-50	3.800-18.000	18-51	250-380	330-690	1,7-4,5		440-790	Abraham,H.J. et al (1987)
			Wohnen	10-120	1.600-8.000	11-44	124-439	200-6.500	0,3-1,5		50-85	Abraham,H.J. et al (1987)
			Industrie	20-150	3.900-27.800	25-90	175-5.670	400-1.100	0,4-8		100-470	Abraham,H.J. et al (1987)
			Erholung	9-17	5.200-5.300	17-37	-311	310-720	1,3-1,7		33-210	Abraham,H.J. et al (1987)
2	Hamburg	1983/84	städtisch						0,6-9,2		30-631	Lohmann, E. (1990)
3	Duisburg	1988 <sup>1)</sup>	städtisch						2,4		143	Lohmann, E. (1990)
4	Mannheim	1983/84	städtisch						1-2		50-140	Lohmann, E. (1990)
5	Ludwigshafen	1985/86	städtisch						0,8-2,1		20-60	Lohmann, E. (1990)
6	Karlsruhe	1985/86	städtisch						1-4		30-130	Lohmann, E. (1990)
7	Stuttgart	1985/86	städtisch						0,4-1,8		30-210	Lohmann, E. (1990)
8	Schleswig-Holstein	1988				1,9-6,9		46-202	0,3-2,2		20-70	Lohmann, E. (1990)
9	Niedersachsen								0,2-0,6		15-43	Lohmann, E. (1990)
10	Nordrhein-Westfalen	1988							1,1		69	Lohmann, E. (1990)
11	Ruhrgebiet	1988 <sup>1)</sup>							1,2		79	Lohmann, E. (1990)
12	Untermain	1984		4-74		10-51			1-20		35-285	Lohmann, E. (1990)
13	Bayern								0,3-1,5		21-168	Lohmann, E. (1990)
14	EG- Staaten		abgelegen		5-2.300	0,2-2,7	0,071-5,1	0,47-30	0,017-0,82		0,072-10	Lohmann, E. (1990)
			ländlich	0,47-6,4	160-2.300	1,2-36	1,92-82	13-830	0,16-7,13	0,2	5-100	Lohmann, E. (1990)
			städtisch	0,62-8,1	50-1.580	2-11	7-444	20-640	0,38-29,7	0,12-0,34	15-7.000	Lohmann, E. (1990)
			industriell	13,4-28	1.600-14.500	7-74	30-911	130-9.600	0,67-200		25-270.000	Lohmann, E. (1990)
15	Sardinien Pixinamanna	1981 - 1990	Forst	1,5-14,5	780-3.370	nn-10,0	0,8-90,1	17-210	nn-2,80	nn-0,030	5,7 - 52,2	Harres, H. P. (1998)
	Sardinien Marganei	1981- 1990	Bergbau ohne Halden	25,8-219	740-7.400	nn-119	9,7-1.260	25,5-3.370	nn-55,3	nn-1,31	62,6-1.190	Harres, H. P. (1998)
	Sardinien Marganei	1981 - 1990	Bergbau Halden	45-453	2.920-1.835.700	nn-17,4	78-11.400	3.078-490.600	5,1-1.260	0,21-280	1.180-192.750	Harres, H. P. (1998)
	Sardinien Portoscuso	1981 - 1990	außerhalb Industrie	3-9	1.000-2.500	nn	10-22	90-186	0,2-0,5	0,009-0,02	22,7-41,2	Harres, H. P. (1998)

<sup>1)</sup> Mittelwert

## 4. MATERIAL UND METHODE

Zwischen Februar 1981 und September 1992 wurden in drei unterschiedlich strukturierten Gebieten Südsardiniens (s. Kap. 5.3) zahlreiche Untersuchungen zur Schwermetallbelastung und zum Schwermetalltransfer durchgeführt. Tabelle 4/1 (im Anhang) zeigt den zeitlichen Verlauf der Arbeiten, auf die im folgenden näher eingegangen wird.

### 4.1 VORUNTERSUCHUNG UND METHODENABSICHERUNG

#### 4.1.1 Auswahl der Probenstellen und der Untersuchungsobjekte

##### 4.1.1.1 Böden

Die Bodenprobenstellen wurden so positioniert, daß sämtliche Typen und die wichtigsten Subtypen erfaßt wurden. Daneben wurde Wert darauf gelegt, über die Entnahmepunkte möglichst das gesamte Spektrum der Schwermetallkonzentrationen in den jeweiligen Untersuchungsgebieten zu erhalten. Dies erforderte zum einen mehrfache Probenentnahmephasen mit zwischengeschalteter Schwermetallanalytik. Zum anderen machte es das Anlegen eines dichten Punktrasters nötig. Da wegen der partiellen Unzugänglichkeit des Geländes (Relief, dichte Macchie) kein gleichmäßiges Entnahmenetz über die Flächen gelegt werden konnte, wurde - insbesondere in Gebieten mit z.T. extremen Unterschieden in den Bodenschwermetallgehalten - ein enges Meßnetz entlang der Forstwege oder Hirtenpfade installiert. Auf diese Weise ergaben sich für das Einzugsgebiet des Pixinamanna 94 und für das Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa im Marganei 119 Probenpunkte.

Die Beprobung der Industriezone von Portoscuso war nicht auf das Einzugsgebiet eines Gewässers beschränkt. Wegen der in der Literatur beschriebenen (MELIS, P. et al., 1983) Immissionsbelastung im weiteren Umfeld der Industrieanlagen wurde das Meßnetz entlang der Hauptwindrichtungen erweitert. Wegen der Großräumigkeit des Geländes wurde dabei nur ein weitmaschiger Probenraster gewählt, der jedoch in Bereichen mit potentiell höheren Einträgen verdichtet wurde. Insgesamt ergaben sich dadurch für diese Region 60 Probenpunkte. Die Lage der Probenentnahmestellen ist in den Abbildungen 4.1.1.1/1 bis 4.1.1.1/4 (im Anhang) wiedergegeben.

Die Bearbeitung einer größeren Zahl von Böden und Bodenprofilen in den einzelnen Gebieten wurde neben den bereits genannten Gesichtspunkten auch deshalb für sinnvoll gehalten, weil enge räumliche Bezüge zu den anderen Untersuchungsparametern notwendig waren und die Sicherheit statistischer Aussagen eine höhere Stichprobenzahl notwendig machte (AICHBERGER, K. et al., 1986). Daneben erschien es problematisch, generalisierbare Aussagen aus kleinen Datensätzen abzuleiten. Außerdem ließen sich die Einflüsse von bodenchemischen und -physikalischen Parametern auf Schwermetallverteilung und -transfer in den untersuchten mediterranen Ökosystemen besser beurteilen.

#### 4.1.1.2 Wasser- und Sedimentproben

Die Entnahmestellen für die Wasseranalytik wurden am Pixinamanna und am Riu sa Duchessa so gewählt, daß sowohl das Hauptgerinne als auch die wichtigsten Nebenbäche an den Stellen beprobt werden konnten, an denen aufgrund von naturgegebenen, geoökologisch bedingten Parametern stärkere Differenzierungen in den wasserchemischen und wasserphysikalischen Parametern sowie in der Schwebstoffführung zu erwarten waren. Die Stellen mußten darüber hinaus noch gut erreichbar sein, um bei Längsprofilen möglichst einen großen Bachabschnitt an einem Tag bearbeiten zu können.

Da aufgrund der großen Unterschiede im Abflußverhalten der Fließgewässer im Beobachtungszeitraum häufig nur einzelne Bachabschnitte Wasser führten, mußten einige Meßpunkte mehrfach verlegt werden. Dies führte stellenweise zu einer dichten Folge der Untersuchungspunkte. Diese wurden fortlaufend durchnummeriert, auch wenn an ihnen die zu analysierenden Parameter nur selten ermittelt werden konnten. Insgesamt ergaben sich somit die in den Abbildungen 4.1.1.2/1 und 4.1.1.2/2 (im Anhang) dargestellten Entnahmestellen für den Pixinamanna und den Riu sa Duchessa.

Die Austräge schwermetallhaltiger Schwebstoffe bei extremen Abflußereignissen aus dem Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa in den Cixerigraben und z.T. bis in die Bucht von Cagliari sowie die daran gebundenen Probleme (CONTU et al., o. Angabe; HARRES, 1992), ließen es sinnvoll erscheinen, diesen Grabenabschnitt noch mit in die Wasseruntersuchungen aufzunehmen. Hierbei orientierte sich die Probenentnahme nach der Lage der Siedlungen (je mindestens eine Probenstelle vor bzw. nach der Siedlung) und nach der Lage von Einleitern. Die Entnahmestellen sind in Abbildung 4.1.1.2/3 (im Anhang) dargestellt.

Das künstlich geschaffene Entwässerungssystem des Ringkanals von Portoscuso (Foto 4.1.1.2/1 im Anhang) wurde ebenfalls nach der Lage der wichtigsten Einleiter beprobt. Daneben wurden an drei Stellen außerhalb des Ringkanales (Probenstellen 10 bis 12) Wasserproben gewonnen und analysiert. Bei diesen Stellen handelt es sich um ein Staubecken (Probenstelle 10) das zwischen dem Ringkanal und den Ablagerungsgebieten der „Fangi rossi“ angelegt worden war, um ein Absetzbecken der Aluminiumhütte (Probenstelle 11) und um einen Überlauf aus dem größten Rotsedimentbecken (Probenstelle 12). Abbildung 4.1.1.2/4 (im Anhang) zeigt deren Lage sowie die Meßstellen am Ringkanal.

Aus allen Gerinnen wurden z.T. mehrfach **Sedimentproben** gewonnen. Deren Lage richtete sich nach den Entnahmestellen der Wasserproben, den Schwermetallfrachten der fließenden Welle sowie dem Vorhandensein feinkörniger Ablagerungen im Bachbett.

#### 4.1.1.3 Vegetationsproben

Die Entnahmestellen der Vegetationsproben sind identisch mit einer Auswahl wichtiger Bodenprobenstellen, da die Schwermetallgehalte der für die Bioindikation vorgesehenen Pflanzen auf die jeweiligen Elementgehalte in den Böden bezogen werden sollten. Bevorzugt wurden solche Bereiche ausgesucht, an denen verschiedene Testpflanzen gleichzeitig vorkamen. Bei der Auswahl der Pflanzen wurden zwei Gesichtspunkte berücksichtigt:

Zum einen wurde versucht, durch die Auswahl von Pflanzen mit unterschiedlichen Wuchshöhen Einflüsse von Höhenabstufungen innerhalb der bodennahen Luftschicht zu erfassen. Daher wurde *Inula viscosa* (Erntehöhe 30 - 50 cm über Flur), *Pistazia lentiscus* (80 - 100 cm), *Arbutus unedo* (170 - 190 cm) und *Quercus ilex* (200 - 220 cm) ausgesucht. Alle diese Pflanzen sind zudem an allen Standorten charakteristische Elemente der natürlichen Flora (Abb. 4.1.1.3/1). Ergänzend zu diesen Pflanzen wurde im Marganei (Bergbauregion) im Juli 1986 noch *Euphorbia dendroides* (90 - 110 cm) und *As-*

*phodelus microcarpus* (100 - 130 cm) in die Untersuchung mit einbezogen. Wegen der besonderen Bedeutung der Immissionsbelastung für landwirtschaftliche Produkte in der Industriezone wurde im Untersuchungsgebiet von Portoscuso zusätzlich *Vitis vinifera hort.* (130 - 150 cm) beprobt und analysiert.

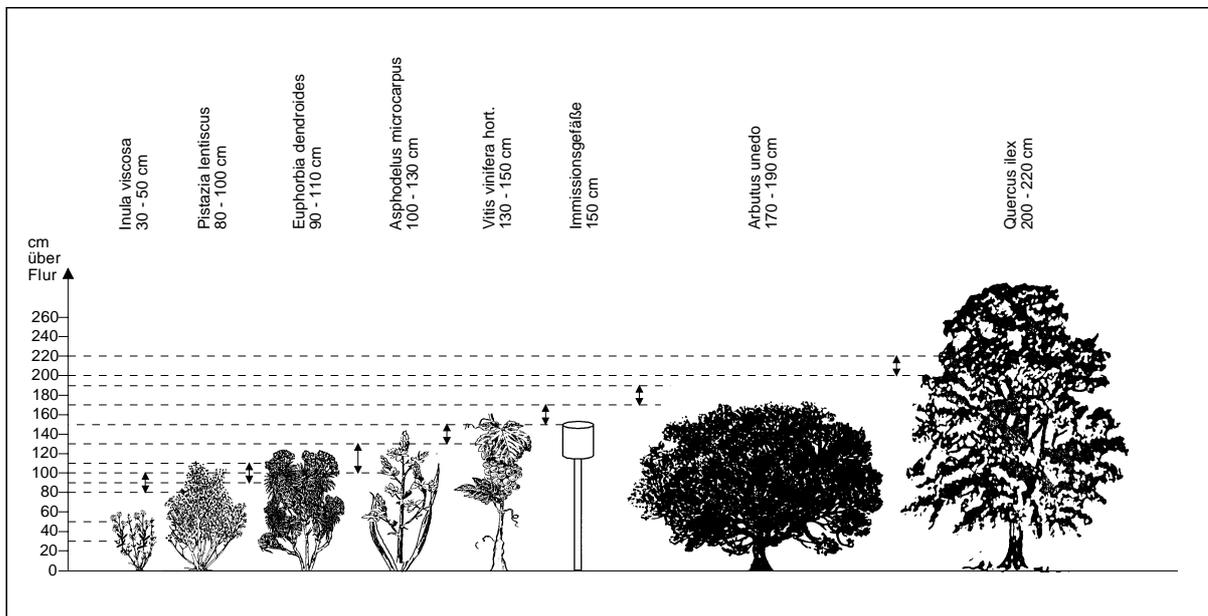


Abb. 4.1.1.3/1: Entnahmhöhe der Blattproben ausgewählter Pflanzen

Ein zweiter Gesichtspunkt bei der Auswahl der Pflanzen war die Beschaffenheit der Blattoberflächen. Es wurde bewußt Wert darauf gelegt - entsprechend den unterschiedlich ausgebildeten Mechanismen mediterraner Pflanzen zur Klimaregulation - verschiedenartige Typen von Blattoberflächen zu erfassen. *Inula viscosa* ist dabei eine Pflanze, die neben dem Abwerfen der Blätter bei zunehmender Dürre vor allem auch durch Ausscheidung von Blattharzkomponenten<sup>1</sup> ihren Wasserhaushalt reguliert. *Pistazia lentiscus* und *Arbutus unedo* sind immergrüne Vertreter mit verdickten, glänzenden und glatten Blättern, bei denen zum einen verdunstungshemmende Blattüberzüge und zum anderen eingesenkte Stomata Wasserverluste im Sommer minimieren. Gleiches gilt für den ebenfalls immergrünen *Quercus ilex*. Auch diese Pflanze hat Blätter mit einer ledrig-glatten Oberfläche. Allerdings sind die Blätter an der Unterseite filzig behaart, so daß damit nicht nur ein besserer Verdunstungsschutz gewährleistet ist, sondern auch günstigere Adsorptionsbedingungen für Feinststäube bestehen.

Da bei trockenen Depositionen die Immissionsrate mit der Adsorptionsfähigkeit der Oberflächen steigt, kommen den unterschiedlich beschaffenen Blattoberflächen eine entscheidende Rolle bei Stoffverlagerungen auf dem Luftpfad zu (s. Kap. 7.2 und 7.3). Die oben dargelegte Auswahl erfaßt somit auch einen Ausschnitt von Pflanzen, deren Blattmerkmale verschiedenartige Adsorptionsmöglichkeiten beinhalten. Dadurch sind auch die u.a. durch Niederschläge abwaschbaren Anteile der Feinststäube unterschiedlich.

Aus all diesen Gesichtspunkten ergaben sich die in den Abbildungen 4.1.1.3/2 bis 4.1.1.3/13 (im Anhang) dargestellten Entnahmepunkte.

#### 4.1.1.4 Immissionen

Die Probenstellen zur Erfassung der Immissionsbelastung im Bereich der Torrenten Pixnamanna und Riu sa Duchessa orientieren sich entlang eines Höhenprofils von der Wasserscheide bis in die unter-

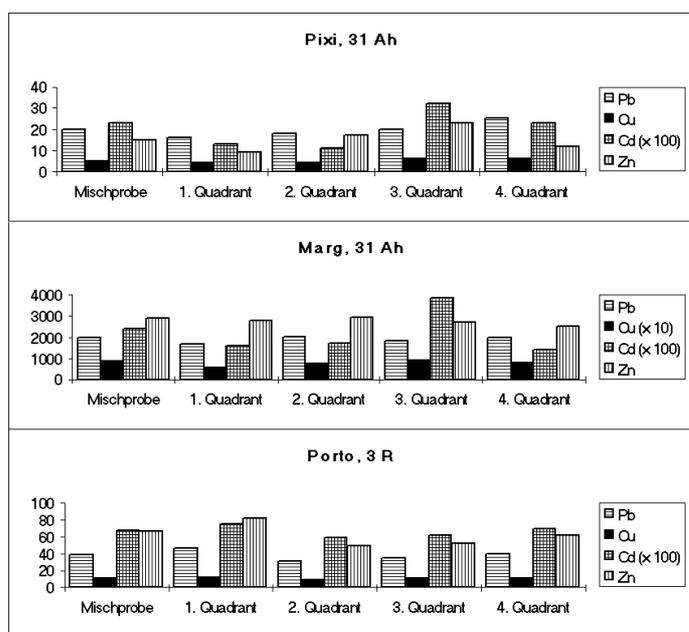
<sup>1</sup> So beschreiben CECCHERELLI, P. et al (1985) mehrere Sesquiterpensäuren, die sie aus mit Aceton extrahiertem Blattmaterial von *Inula viscosa* gewinnen konnten, während RUSTAIYAN, A. et al (1987) bei der Extraktion oberirdischer Pflanzenteile von *Inula graveolens* als Harzkomponenten Sesquiterpen-Lactone fanden.

sten Einzugsgebietsteile. Dieses Profil setzt sich in der anthropogen unbelasteten Forstschutzregion Pixinamanna aus 3 Stationen zusammen (Abb. 4.1.1.4/1, im Anhang). Im Bergbauggebiet um Sa Duchessa (Marganei), in dem aufgrund seiner Extrembelastungen wichtige Ergebnisse zur Klärung der Frage nach Stärke und Differenzierung des Windtransportes erwartet werden konnten, wurden 10 Stationen aufgebaut (Abb. 4.1.1.4/2, im Anhang). Jede Station wurde so installiert, daß die Öffnungen der Sammelgefäße in 1,5 Meter Höhe lagen, so daß sie sich in die Höhenabstufung der Pflanzenproben einpaßten (s. Abb. 4.1.1.3/1).

Die besondere Bedeutung der Hauptwindrichtungen für die Varianz der Schadstoffeinträge in der Industriezone um Portoscuso (MELIS, P. et al.; 1983) veranlaßten eine Positionierung von 5 Stationen entlang eines NW-SE-Profiles. Hier muß bereits vorausgeschickt werden, daß diese Stationen regelmäßig entweder zerstört oder mit Plastikplanen zugeklebt wurden. Dadurch, daß auch nach mehrmaligem Verlegen der Meßeinrichtungen (u.a. auch in bewachte Gärten) deren Außerfunktionsetzung nicht unterblieb, wurde die Ermittlung der Immissionsbelastung in dieser Zone aufgegeben. Es existieren daher lediglich von versteckt angebrachten Gefäßen nordwestlich von Portoscuso einige Immissionswerte. Diese lassen selbstverständlich keine Aussagen über räumliche Unterschiede des luftbürtigen Schwermetalleintrages zu. Daher kann dieser nur indirekt über die Analyse der Pflanzenproben rekonstruiert werden.

#### 4.1.2 Untersuchungen zur Repräsentanz der Proben

Um sicher zu gehen, daß über die Probennahmestellen eine repräsentative Aussage zur Schwermetallbelastung und zum Schwermetalltransfer in den einzelnen Arbeitsgebieten gewonnen werden konnte, wurden einige Untersuchungen zur Repräsentanz der Proben vor- bzw. zwischengeschaltet.



**Abb. 4.1.2.1/1:** Vergleich der Schwermetallgehalte von Mischproben mit Einzelproben aus 4 Quadranten einer ca. 10 m<sup>2</sup> großen Fläche

die Werte der Einzelproben je nach Untersuchungsgebiet z.T. deutlich. Allerdings liegen die gemessenen Werte der Mischproben i.d.R. nahe bei den berechneten Mittelwerten aus den 4 Einzelproben (Tab. 4.1.2.1/2, im Anhang). Dies rechtfertigt nicht nur eine Entnahme von Mischproben aus einer größeren Fläche, sondern legt diese sogar nahe, da die dadurch erzielbaren Ergebnisse weniger von lokalen Streuungen abhängen.

In Pixinamanna bewegen sich die niedrigsten Schwermetallgehalte häufig in der Nähe der Nachweisgrenzen der eingesetzten Analysemethoden, insbesondere bei den Elementen Cu, Cd, Cr und Hg. Im Gegensatz dazu liegt die Spannweite der Konzentrationsunterschiede der Schwermetalle im Marganei um hohe Faktoren über den jeweiligen Bestimmungsgrenzen. Dennoch stimmen die gemessenen und berechneten Mittelwerte in beiden Einzugsgebieten weitgehend überein, so daß sich gerade bei hohen Schwermetallgehalten die Entnahme von Mischproben anbietet.

##### 4.1.2.1 Böden

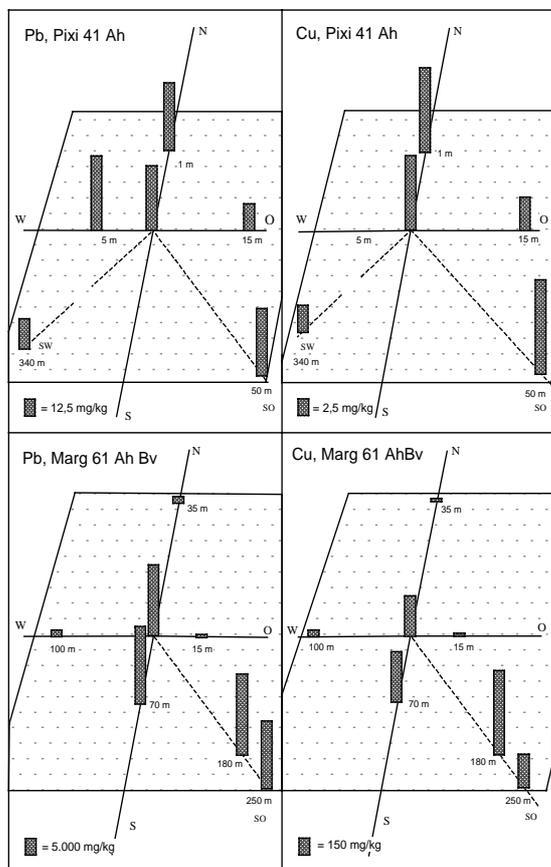
Bei den Böden beinhaltet dies zum einen den **Vergleich von Mischproben einer größeren Fläche** (ca. 10 m<sup>2</sup>) **mit Einzelproben**. Dazu wurden die Schwermetallgehalte der Oberbodenhorizonte einer aus mehreren (4-8) Einzelproben bestehenden Mischprobe mit vier Einzelproben aus den Quadranten dieser Fläche verglichen. Die Ergebnisse sind in den Tabellen 4.1.2.1/1 und 4.1.2.1/2 (beide im Anhang) sowie exemplarisch für 4 Elemente und 3 Standorte in Abbildung 4.1.2.1/1 dargestellt.

Wie sich aus den Tabellen und der Abbildung entnehmen läßt, variieren

Um die Bodenschwermetallgehalte sicherer beurteilen zu können, wurden außerdem einzelne **Mischproben** der obersten Horizonte **in einem größeren, heterogen strukturierten Areal** untersucht. Die Probenahmestellen lagen in verschiedenen Himmelsrichtungen unterschiedlich weit voneinander entfernt (Tab. 4.1.2.1/3, im Anhang und Abbildung 4.1.2.1/2).

Auch im Forstschutzgebiet Pixinamanna zeigten die Böden - unabhängig von der Himmelsrichtung - noch in Entfernungen bis über 300 m keine gravierenden Unterschiede in den Schwermetallgehalten. Dies ließ auch hier ein weitmaschigeres Untersuchungsrastraster zu.

Ein anderes Bild bot das Bergbaugesbiet im Marganei. Hier wurden Probenreihen in der Nähe einer Grottschutthalde (Probenstelle 1 Ah), inner- und außerhalb des Akkumulationsbereiches der Talaue (61 AhBv, s. Abb. 4.1.2.1/2) und im Umfeld einer Flotationshalde (77 jyC1) untersucht. Je nach Lage zu den Belastungskörpern traten dabei z.T. extreme Unterschiede in den Schwermetallgehalten auf (Tab. 4.1.2.1/3 im Anhang). Eine flächenbezogene Aussage zum Schwermetallverteilungsmuster läßt sich hier nicht durch Interpolation weniger Werte erzielen, sondern erfordert eine enge Abfolge der Untersuchungsstellen. Dies wird noch durch erosive Prozesse verstärkt, die zu kleinsträumigen Differenzierungen führen.



**Abb. 4.1.2.1/2:** Blei- und Kupfergehalte im Umfeld einzelner Probenstellen

auf eine anthropogene Beeinflussung dieser Zone. Er läßt sich unschwer mit den vielfältigen Einrichtungen um das Forsthaus in Verbindung bringen.

Stärkere Schwankungen in den Schwermetallgehalten treten nur bei den Elementen auf, die nahe an der Nachweisgrenze der verwendeten Analyseverfahren liegen.

Bei den anderen räumlich eng beieinander liegenden Bodentypen variiert die Tiefenverteilung der Elemente z.T. deutlich. Dies scheint mit kleinräumig wechselnden, meist geologisch bedingten Änderungen (Kluftsysteme und unterschiedlich stark verwitterte Granite) der Bodendynamik zusammenzuhängen. Auffällig ist darüber hinaus, daß bei den meisten Bodentypen die höchsten Elementgehalte in den

Letzteres läßt sich an den nur 10 m voneinander entfernt liegenden Entnahmepunkten 150 und 160 m nordöstlich der Entnahmestelle Marganei 1 Ah belegen. Dabei befindet sich die eine Probenstelle (Marg 3) auf einer Erosionsrinne (Deckschicht abgetragen), während sich der knapp daneben liegende Horizont Marg 3 Ah auf einem schwermetallreichen Sedimentkörper entwickelt hat. Durch eng aufeinanderfolgende Probenstellen in einigen dieser Problemzonen wurde versucht, diesem Aspekt Rechnung zu tragen.

Um in einem anthropogen kaum beeinflussten Gebiet einen Eindruck von der **Varianz der Tiefenverteilungskurven der Schwermetallgehalte nah beieinander liegender Böden** zu erhalten, wurden im Umfeld einzelner Probenahmestellen im Forstschutzgebiet Pixinamanna bei verschiedenen Bodentypen Profile abschnitts- und horizontweise untersucht. Dadurch ließen sich die Ergebnisse der übrigen Profiluntersuchungen sicherer interpretieren (s. Tab. 4.1.2.1/4 im Anhang und Abb. 4.1.2.1/3, nächste Seite).

Aus den gemessenen Werten lassen sich einige grundlegende Gesichtspunkte ableiten. So weisen die Aufschüttungsbereiche und Kolluvien bei der Probenstelle 41 weder bei den abschnittsweise, noch bei den horizontweise entnommenen Proben stärkere Differenzierungen auf. Mit Ausnahme des 15 m östlich des Hauptprofils gelegenen Standortes werden die Schwermetallgehalte i.d.R. nach unten geringer. Dies ist gleichzeitig ein indirekter Hinweis

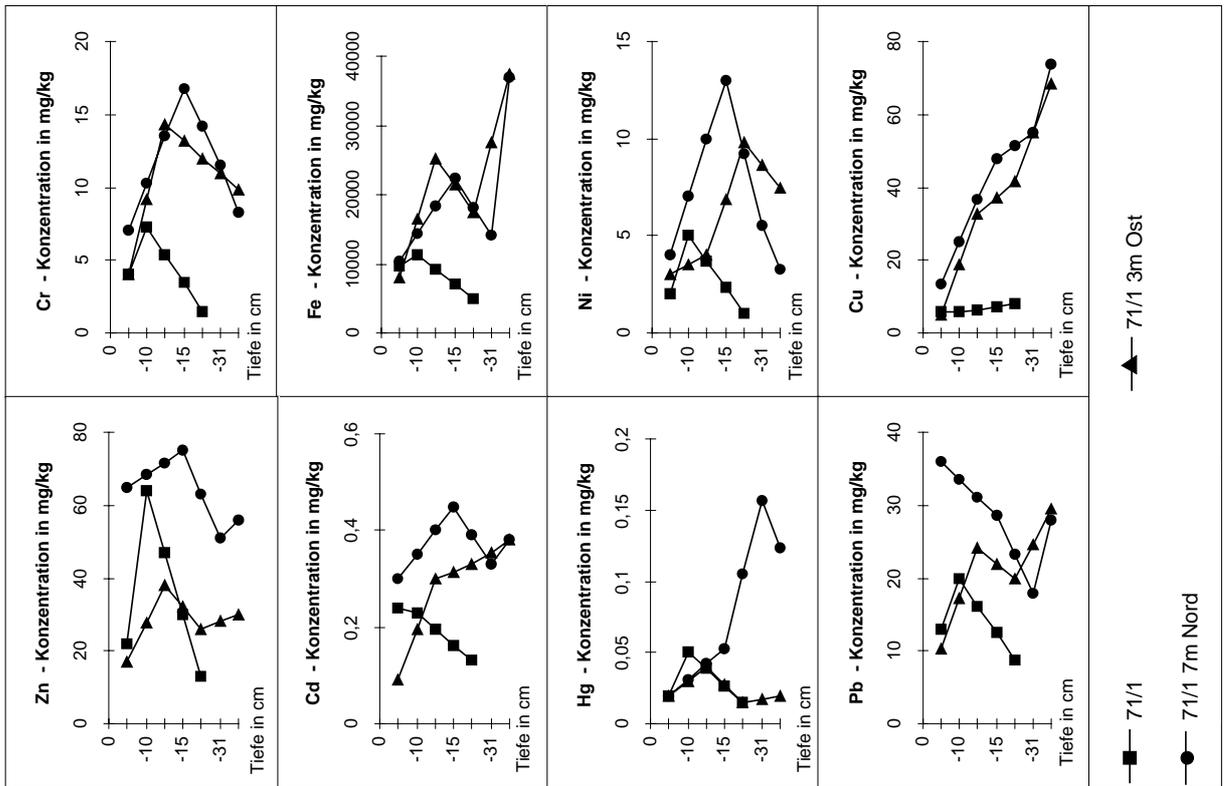
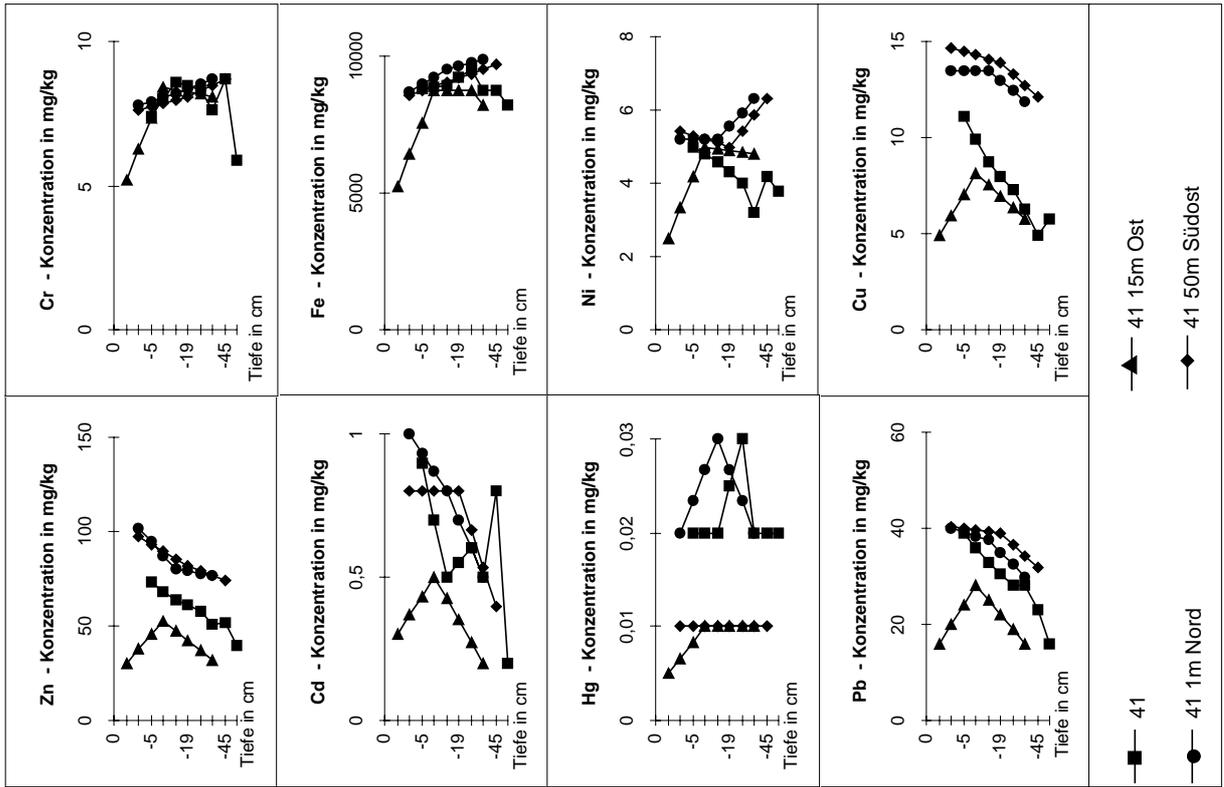


Abb. 4.1.2.1/3: Schwermetalltiefenverteilungskurven ausgewählter Profile in Pixinamanna

Bv- bzw. den (Bv)Sw-Horizonten auftreten (Tab. 4.1.2.1/4, im Anhang). Auch die Sw-Horizonte der pseudovergleyten Böden erreichen durchweg höhere Schwermetallkonzentrationen als A-Horizonte. Lediglich bei einem Bodentyp (42 - 5 m/Nord) liegen die Gehalte des Oberbodens über denen der übrigen Horizonte. Dieses Profil befindet sich ebenfalls in der Nähe der Werkstätten des Forsthauses (Schreinerei, Schmiede, Autowerkstatt). Daher ist auch hier ein anthropogener Eintrag wahrscheinlich.

Profil 71 jedoch sowie zahlreiche anderen Profile (s. Kap. 6.1.1) belegen das starke Zurücktreten solcher Einträge und zeigen die Dominanz geogener und pedogener Hintergründe der Schwermetallspektren. Gleichzeitig bestätigen diese Ergebnisse die Richtigkeit der Wahl des Forstschutzgebietes als „unbelastete“ Zone. Lediglich in der Umgebung des Forsthauses treten einige aktuelle anthropogene Einflüsse auf. Diese sind jedoch für den gesamten Forstschutzbereich nur von singulärer Bedeutung. Gleiches gilt für die stellenweise erhöhten Schwermetallgehalte im Umfeld der Schuttdecken in den obersten Einzugsgebietsteilen (Kap. 6.1.1.1). Diese werden mit Einwehungen aus den im Norden des Untersuchungsgebietes liegenden Bergbaugebieten in Verbindung gebracht. Sie sind dadurch indirekt ebenfalls auf menschliche Aktivitäten zurückzuführen.

Im Marganei sind die Unterschiede in den Schwermetallgehalten der Profile generell mit dem Bergbau in Verbindung zu bringen. Die Untersuchungen zur Tiefenverteilung einzelner Elemente, die diese Aussagen belegen, werden daher ausschließlich in den Kapiteln 6.2 und 7.1 besprochen. Gleiches gilt für die Tiefenprofile von Portoscuso.

#### 4.1.2.2 Wasserproben

Zur Beurteilung der Schwermetallgehalte der Wasserproben, insbesondere auch im Hinblick auf deren Eignung als Indikator von Stoffverlagerungen, wurden unfiltrierte Parallelproben von einer Entnahmestelle gewonnen und analysiert. Daneben wurde versucht, die Unterschiede im Querprofil eines Fließwasserkörpers bei Trockenwetterabflüssen und bei abschwellenden Wasserführungen nach einzelnen Hochwasserwellen sowohl am Pixinamanna als auch am Riu sa Duchessa zu erfassen. Darüber hinaus sollten Tagesgänge an jeweils einer Probenstelle Auskunft über die zeitliche Veränderung in den Schwermetallgehalten der fließenden Welle bei Trockenwetterabfluß geben. Zur Abschätzung des partikulär gebundenen Schwermetalltransportes wurden schließlich zahlreiche Proben sowohl filtriert<sup>1</sup> als auch unfiltriert untersucht.

Das künstliche Gerinne des Ringkanals bei Portoscuso wurde in diese Untersuchungen nicht mit einbezogen.

Bei den in kurzen Zeitabständen (max. 1 min) an einer Stelle gewonnenen **Parallelproben** ergaben sich gravierende Unterschiede zwischen dem unbelasteten Pixinamanna und dem das Bergbaugebiet entwässernden Riu sa Duchessa. Dies soll beispielhaft an zwei Datenreihen verdeutlicht werden (Tab. 4.1.2.2/1).

Es zeigt sich, daß - wie zu erwarten - einige Elementkonzentrationen (Fe, Zn, Cd, Hg, Pb) im Forstschutzgebiet Pixinamanna deutlich unter den entsprechenden Gehalten in der Bergbauzone des Marganeis liegen. Bemerkenswert ist, daß die Konzentrationen der Elemente Cr, Ni und Cu zum Untersuchungszeitpunkt in beiden Bächen in der gleichen Größenordnung (Cr, Cu) liegen bzw., daß Ni im Pixinamanna sogar deutlich höhere Konzentrationen aufweist als im Riu sa Duchessa. Dies zeigt, daß geogen-pedogene Aspekte bei diesen Elementen in beiden Einzugsgebieten eine entscheidende Rolle spielen.

<sup>1</sup> Die Filtration der Proben wurde direkt bei der Probengewinnung im Gelände durchgeführt. Da häufig eine sehr große Probenzahl zu bearbeiten war und die Möglichkeit für eine z.T. extrem lang dauernde Membranfiltration (Verstopfung der Poren durch Bakterien und Algen) nicht gegeben war, wurden die Proben durch Papierfilter (Macherey, Nagel u. Co. Nr. 619 eh 1/4; Porenweite etwa 2 µ) filtriert. Da die Proben, bei denen keine Anreicherung an Hyphan vorgesehen war, bereits im Gelände durch Säurezufuhr (HNO<sub>3</sub>) stabilisiert werden mußten, schied bei diesen (wegen der Veränderung der Lösungsgleichgewichte) eine spätere Membranfiltration (0,45 µm) aus. Bei der Anreicherung der Schwermetalle an Hyphan hingegen waren generell Membranfiltrationen erforderlich. Diese wurden jeweils am Tag der Probenahme in einem extra dafür eingerichteten Labor im Forsthaus, das allerdings nicht von Anfang an zu Verfügung stand, durchgeführt.

**Tab. 4.1.2.2/1:** Schwermetallgehalte von gleichzeitig gewonnenen Parallelproben aus der fließenden Welle bei Trockenwetterabflüssen

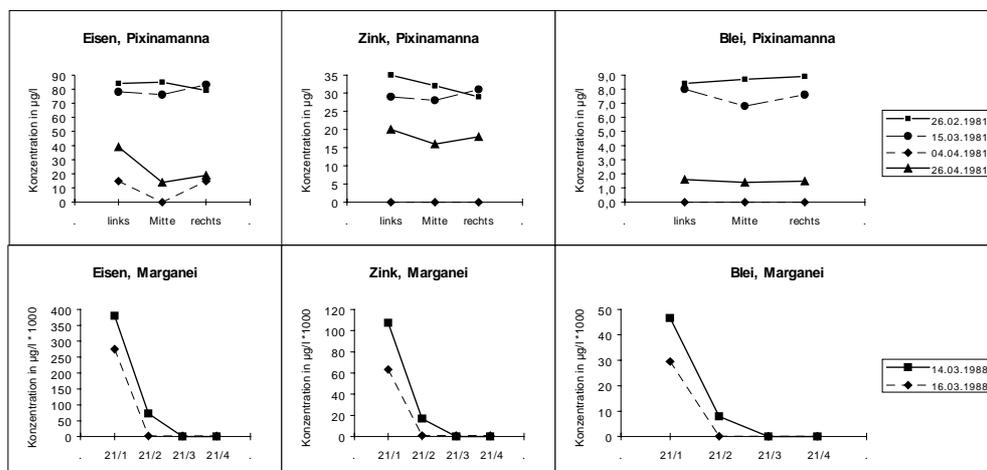
Bachlauf	Probenstelle	Datum	Uhrzeit	Schwermetallgehalte in µg/l							
				Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb
Pixinamanna	10	08.12. 83	14.10	1,5	19	4,6	6,5	42	0,4	nn	3
			14.10	nn	18	4,5	6,3	41	0,3	nn	3
			14.11	nn	19	4,0	6,1	41	0,3	nn	3
			14.12	nn	19	4,7	6,4	42	0,4	nn	3
			14.12	nn	19	4,5	6,4	42	0,4	nn	3
Riu sa Duchessa	20	19.03. 88	15.25	nn	410	nn	4,2	268	1,8	1,000	60
			15.26	nn	215	2,5	10,5	234	1,7	nn	34
			15.26	nn	195	nn	3,2	239	1,5	nn	32
			15.27	nn	1.850	nn	12,7	546	2,5	0,250	171
			15.28	nn	195	nn	3,4	234	1,5	nn	32

Methode : 2 l Wasser, unfiltriert, mit HNO<sub>3</sub> stab., einrotiert, AAS Graphitrohr (Hg mit Kaldampfmethode)

Wichtiger für die Beurteilung der Schwermetallwerte der Wasserproben in beiden Einzugsgebieten scheint jedoch die Tatsache zu sein, daß im Pixinamanna sämtliche Parallelproben die gleichen Werte aufweisen, während im Riu sa Duchessa stellenweise markante - nicht durch zufällige oder systematische Fehler bzw. Matrixeffekte erklärable - Unterschiede existieren. Inwieweit dies auf einen stoßweisen oder wellenförmigen (SCHRÖDER, W. u. KUNZE, D., 1993; HARRES, H. P., 1993) Transport der Suspensionsfracht zurückzuführen ist, muß an dieser Stelle offen bleiben.

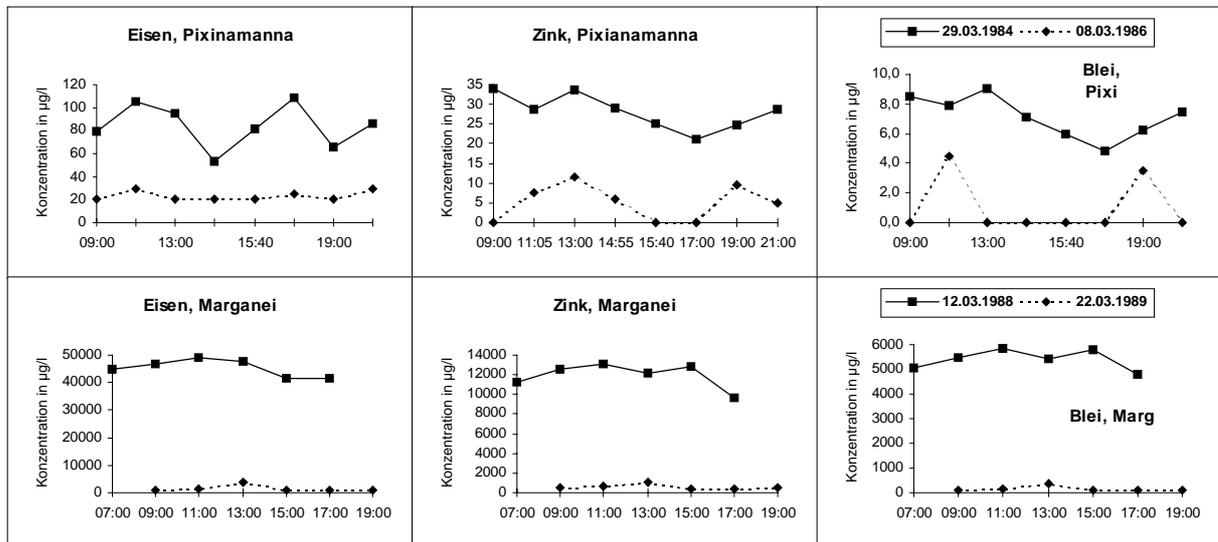
Ähnliche Unterschiede, jedoch noch in einer extremeren Größenordnung, ergeben sich für alle untersuchten Zeitabschnitte bei den **Querprofilen** an beiden Bächen (Tab. 4.1.2.2/2 und 4.1.2.2/3, beide im Anhang).

Beim Pixinamanna bleiben die Gehalte - unabhängig von der jeweiligen Wasserführung (s. Kap. 6.1.5.1) und der Analyseverfahren - annähernd in der gleichen Größenordnung. Lediglich der Bereich des Stromstriches, der sich im Laufe der Zeit häufig verlagerte, zeigt bei einigen Elementen durch Verdünnungseffekte hervorgerufene leichte Konzentrationsverringerungen. Demgegenüber weisen die Schwermetallgehalte des Riu sa Duchessa extreme Unterschiede auf. Dies gilt sowohl für die filtrierten als auch für die unfiltrierten Proben. Am markantesten zeigen sich diese Unterschiede in der Nähe einer der zahlreichen die kontaminierten Zonen entwässernden Gerinne. Tabelle 4.1.2.2/3 (im Anhang) und Abbildung 4.1.2.2/1 machen dies deutlich. Hier sind die Elementgehalte der unfiltrierten Proben bis um das 2000fache höher als die von Pixinamanna. Die Probenstelle 21/1 liegt dabei nahe dem rechten Bachufer unterhalb des Einlaufs eines Gerinnes, das die unterste Flotationshalde des Einzugsgebietes entwässert. Probe 21/2 liegt einen Meter, 21/3 zwei Meter davon entfernt; 21/4 erfaßt den Bereich des gegenüberliegenden linken Bachufers.



**Abb. 4.1.2.2/1:** Querprofile ausgewählter Elemente am Pixinamanna (Wasserprobenstelle 10) und am Riu sa Duchessa (Marganei, Wasserprobenstelle 21)

Aus den an einer Probenstelle durchgeführten **Tagesgängen** ergeben sich für den Pixinamanna bei jeweils gleichbleibender Wasserführung nur geringfügige Unterschiede in den Schwermetallgehalten der fließenden Welle. So schwanken beispielsweise die Chromgehalte am 29. 3. 1984 zwischen 0,7 und 1,2, die Eisengehalte zwischen 53 und 105, die Nickelgehalte zwischen 2,2 und 4,1, die Kupfergehalte zwischen 4,0 und 7,4, die Zinkgehalte zwischen 21 und 34, die Cadmiumgehalte zwischen 0,2 und 0,4, die Quecksilbergehalte zwischen nn und 0,043 sowie die Bleigehalte zwischen 4,8 und 9,0 µg/l (Tab. 4.1.2.2/4<sup>2</sup>, im Anhang sowie Abb. 4.1.2.2./2).



**Abb. 4.1.2.2./2:** Tagesgänge ausgewählter Elemente am Pixinamanna (Wasserprobenstelle 10) und am Riu sa Duchessa (Marganei, Wasserprobenstelle 21)

Solche relativ geringen Schwankungen finden sich nicht am Riu sa Duchessa, auch wenn Abb. 4.1.2.2/2 dies vermuten läßt. Hier unterscheiden sich sowohl die unfiltrierten als auch die filtrierten Proben (Tab. 4.1.2.2/5 im Anhang) stellenweise beträchtlich in den Elementkonzentrationen. Beispielsweise schwankt Eisen bei den unfiltrierten Proben vom 22.3.1989 zwischen 745 und 3850 oder Quecksilber zwischen nn und 0,4 µg/l. Insgesamt liegen hier die Gehalte zu allen Zeiten weit über denen von Pixinamanna. So werden im März 1988 bei den ungefilterten Proben extrem hohe Konzentrationen, insbesondere auch der Problemelemente Cd, Hg und Pb gemessen. Diese sind auf den Eintrag kontaminierter Erzschlämme zurückzuführen. Die Schwankungen in den Elementgehalten erfolgen bei den beiden nur wenige Meter voneinander entfernt liegenden Probenstellen 20 (vor dem Einlauf eines belasteten Gerinnes) und 21 (nach dessen Einlauf) nicht zur gleichen Zeit. Dies scheint auf sich wellenförmig ändernde Sohlenschubspannungen (SCHRÖDER, W. u. KUNZE, D., 1993, STATZNER, 1992) in den Gerinnen und die daran gebundene unterschiedliche Rhythmik der Transportraten zurückzuführen sein. Während am 12.3.1988 der Einlauf des Haldenbaches das zu dieser Zeit nur in halber Breite durchflossene Gerinne an Probenstelle 21 völlig mit seiner Suspensionsfracht durchmischte, war im März 1989 der Haldenbach versiegt. Die extremen Unterschiede der jeweiligen Schwermetallkonzentrationen finden daher ihre Erklärung.

Die gleichzeitige Analytik von **filtrierten und unfiltrierten Proben** zeigt für alle Bäche, daß der Schwermetalltransport fast ausschließlich in partikulärer Form innerhalb der Suspensionsfracht erfolgt (Tabellen 4.1.2.2/4 und 4.1.2.2/5, beide im Anhang). Die vor allem im Bergbaugebiet noch deutlich nachweisbaren Anteile der Elemente in den filtrierten Proben hängen wahrscheinlich mit Feinstpartikeln zusammen, die von den bei der Filtration eingesetzten Papierfiltern (Macherey, Nagel u. Co. Nr. 619 eh 1/4) nicht zurückgehalten wurden.

<sup>2</sup> Auf die Unterschiedlichkeit der Elementgehalte der filtrierten bzw. unfiltrierten Proben wird weiter unten eingegangen. Zur Ursache der z.T. großen Differenzen zwischen den Schwermetallkonzentrationen der säurestabilisierten Proben und der Hyphanproben wird in Kapitel 4.4.2 Stellung genommen.

Die beschriebenen Verfahren zur Absicherung der Wasseranalysen machen deutlich, daß eine Quantifizierung des Schwermetallaustrages auch durch zeit- und durchflußproportionale Mischproben nicht exakt erfaßbar ist. Nicht nur die extremen Abflußschwankungen (s. Kap. 5.2) sind dafür verantwortlich sondern im extrem belasteten Marganei vor allem auch die hohe Varianz der Schwermetallgehalte innerhalb eines Querprofils sowie die starken Differenzierungen an einer Entnahmestelle während eines kurzen Zeitabschnittes. Daher lassen sich lediglich - bei Kenntnis des Abflusses - Größenordnungen abschätzen, die allerdings nur für den jeweiligen Meß- und Zeitpunkt Gültigkeit haben.

Als Konsequenz dieser Einschätzung wurde bei der Entnahme der Wasserproben darauf geachtet, bei sichtbaren stärkeren Schwankungen der Schwebstofffracht Mischproben aus den verschiedenen Abflußbereichen eines Querprofils zu gewinnen. Bei geringen Schwankungen wurde statt dessen Wert darauf gelegt, immer Durchmischungszonen zu erfassen. Daneben wurde darauf geachtet, daß die Zeiten der Probengewinnung an einem Standort möglichst zu einem ähnlichen Zeitpunkt erfolgten.

#### 4.1.2.3 Vegetationsproben

Um die Daten der Vegetationsproben abzusichern, wurden ebenfalls verschiedene Untersuchungen durchgeführt. Dies betraf zum einen Ernte und Analyse der Mischproben von 6 nebeneinander wachsenden Bäumen bzw. Büschen im Umfeld einer Bodenprobenstelle. Damit sollten Unterschiede der Blattaufgaben innerhalb eines engen Bereiches beurteilt werden. Diese Untersuchungen fanden im März 1987 statt und wurden im März 1989 wiederholt.

Zum anderen wurde eine differenzierte Erfassung der Blattaufgaben vorgenommen. Dazu wurden die Blätter ungewaschen, gewaschen sowie nach Ablösen der Cuticula analysiert (s. Kap. 4.3). Dies geschah vor allem zur Abschätzung des Schwermetalleintrages durch die Wurzeln und zur sichereren Beurteilung der Elementgehalte der gewaschenen Blattproben.

Des weiteren wurde der Einfluß unterschiedlicher Expositionen auf die Schwermetallgehalte der Blätter durch den Vergleich von Mischproben mit orientiert entnommenen Proben untersucht.

Die **Paralleluntersuchung** von jeweils 6 Pflanzen eines Standortes ergeben bei *Pistazia lentiscus* bei den meisten Elementen meßbare Unterschiede (Tab. 4.1.2.3/1), auch in bezug auf den Entnahmepunkt.

Tab. 4.1.2.3/1: Paralleluntersuchung von mehreren *Pistazia lentiscus* Proben in Pixinamanna (Standort 19)

Pixinamanna: <i>Pistazia lentiscus</i> 3/87 (ungewaschen)							Pixinamanna: <i>Pistazia lentiscus</i> 3/89 (ungewaschen)						
Standort 19	Schwermetallgehalte in mg/kg TG						Standort 19	Schwermetallgehalte in mg/kg TG					
	Fe	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb		Fe	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb
Busch 1	52	6,1	10	nn	0,028	nn	Busch 1	29	1,6	6	nn	0,040	nn
Busch 2	58	3,8	8	0,05	0,035	nn	Busch 2	27	1,7	5	nn	0,043	nn
Busch 3	38	2,9	16	nn	0,025	nn	Busch 3	31	2,0	7	nn	0,043	nn
Busch 4	51	4,1	19	nn	0,028	nn	Busch 4	38	2,4	11	nn	0,043	nn
Busch 5	43	33,9	8	nn	0,028	nn	Busch 5	29	3,1	5	nn	0,040	nn
Busch 6	41	5,1	16	nn	0,025	nn	Busch 6	23	2,0	9	nn	0,035	nn

So liegen bis auf Hg die Gehalte aller anderen Elemente im Frühjahr 1987 niedriger als zum gleichen Zeitpunkt 1989. Da dies nicht nur bei den ungewaschenen Proben der Fall ist, sondern auch die gewaschenen Proben sowie die Blätter betrifft, bei denen die Cuticula abgelöst war (s. Tab. 4.1.2.3/3 im Anhang), können nicht ausschließlich niederschlagsbedingte Ursachen (Abwaschungseffekte) eine Rolle spielen. Hier müssen pflanzenphysiologische Aspekte zur Interpretation mit herangezogen werden (s. Kap. 7.2.1.2).

Auch die Elementkonzentrationen variieren an den einzelnen Bäumen. So schwanken beispielsweise die Eisengehalte zwischen 38 und 58 mg/kg TG, die Kupfergehalte zwischen 2,9 und 33,9 mg/kg und die Zinkgehalte zwischen 8 und 19 mg/kg bei den Proben vom März 1987. Demgegenüber liegt die Schwankungsbreite im März 1989 wesentlich niedriger. Die Hg-Gehalte sind bei allen Pflanzen zu beiden Zeitpunkten annähernd gleich. Blei konnte nie, Cadmium nur einmal nachgewiesen werden.

Bei *Arbutus unedo* zeigt sich ein etwas modifiziertes Bild (Tab. 4.1.2.3/2).

**Tab. 4.1.2.3/2:** Paralleluntersuchung von mehreren *Arbutus unedo* Proben in Pixinamanna (Standort 19)

Pixinamanna: <i>Arbutus unedo</i> 3/87 (ungewaschen)						
Standort	Schwermetallgehalte in mg/kg TG					
	Fe	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb
Busch 1	45	2,9	26	0,38	0,018	nn
Busch 2	42	2,4	20	0,03	0,025	nn
Busch 3	45	2,4	23	0,15	0,025	nn
Busch 4	49	2,1	28	nn	0,025	nn
Busch 5	49	3,9	34	0,68	0,025	nn
Busch 6	33	2,0	27	nn	0,020	nn

Pixinamanna: <i>Arbutus unedo</i> 3/89 (ungewaschen)						
Standort	Schwermetallgehalte in mg/kg TG					
	Fe	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb
Busch 1	28	2,6	46	0,13	0,035	nn
Busch 2	20	2,0	21	0,08	0,043	nn
Busch 3	23	2,0	23	0,15	0,040	nn
Busch 4	33	2,1	26	nn	nn	nn
Busch 5	28	3,3	34	0,13	0,043	nn
Busch 6	21	1,8	28	nn	0,035	nn

Auch hier liegen die Elementgehalte vom März 1989 bei Fe und Cd niedriger als zum Vergleichszeitpunkt 1987. Allerdings zeigen - mit Ausnahme des in keinem Falle nachweisbaren Bleis - alle übrigen Elemente ein entgegengesetztes Verhalten, bzw. sie besitzen annähernd gleiche Konzentrationen.

Die Schwankungsbreite der Elemente an den 6 verschiedenen Bäumen ist bis auf die Cd-Werte von 1987 sehr gering. Gegenüber *Pistacia lentiscus* liegen die Fe-, Hg- und Pb-Gehalte in der gleichen Größenordnung, die Cu-Gehalte sind niedriger bis gleich, während Zn und Cd deutlich höhere Konzentrationen aufweisen. Auch diese Sachverhalte lassen sich nur unter Hinzuziehung pflanzenphysiologischer Gesichtspunkte diskutieren.

Insgesamt zeigen die Paralleluntersuchungen im Forstschutzgebiet, daß sich bei beiden Pflanzen die Wertespanspannen der einzelnen Elemente in einem Rahmen bewegen, der - bei Eliminierung einzelner Ausreißerwerte - nur unwesentlich über den analytischen Schwankungsbereichen liegt. Für die Bergbauregion im Marganei wurde, entsprechend der z.T. kleinräumigen Varianz der Bodenschwermetallgehalte sowie der extremen Unterschiede in der Immissionsbelastung (Kap. 6.2.9) und bei den orientiert entnommenen Proben (siehe unten) eine weitaus stärkere Streuung postuliert. Einzeluntersuchungen erfolgten daher nicht.

Die **differenzierte Erfassung der Blattauflagen** ergibt einige bemerkenswerte Ergebnisse. So zeigt sich bei *Pistacia lentiscus* im anthropogen unbelasteten Forstschutzgebiet, daß die Schwermetallgehalte der ungewaschenen, gewaschenen und der mit  $\text{CHCl}_3$  eluierten Blätter - unabhängig vom Untersuchungszeitraum - nur geringfügig schwanken (Tab. 4.1.2.3/3 im Anhang).

Dies macht sich nicht nur durch nah beieinanderliegende Werte einzelner Elemente bemerkbar, sondern auch dadurch, daß z.T. die Konzentrationen der gewaschenen (bzw. der mit  $\text{CHCl}_3$  eluierten) Blätter geringfügig über denen der ungewaschenen (bzw. der gewaschenen) Proben liegt. Ursache dafür ist die Schwankungsbreite der Analytik. Daher muß hier von annähernd gleichen Gehalten in den jeweils unterschiedlich behandelten Proben ausgegangen werden. Bei der Berechnung der abwaschbaren Anteile und der elementbezogenen Blattauflagen wird daher in diesen Fällen jeweils mit gleichen Werten gerechnet.

Die Tabellen 4.1.2.3/4a und b (im Anhang) zeigen das Berechnungsergebnis. Es wird deutlich, daß bei dieser Pflanze im Reinluftgebiet der Forstschutzregion Pixinamanna elementspezifische Unterschiede der Blattauflagen existieren. Man erkennt, daß im Umfeld des Standortes 19 die Blattauflagen (März 1987) bei Eisen zwischen 8 und 31% der ungewaschenen Proben betragen. Die entsprechenden Werte sind für Kupfer (unter Eliminierung eines Ausreißerwertes) 14 - 59%, für Zink 16 - 50% und für Quecksilber 0 - 29%. Dies bedeutet aber auch, daß man davon ausgehen kann, daß im Mittel bei Eisen 78%, bei Kupfer 55%, bei Zink 67% und bei Quecksilber 90% der gemessenen Konzentrationen im Blatt selbst gespeichert sind. Dies wird auch aus den i.d.R. sehr geringen Werten der in der Cuticula haftenden Schwermetalle (Spalte 7 der Tabellen 4.1.2.3/4a und b, im Anhang) deutlich. Gleichzeitig belegt dies die untergeordnete Bedeutung von Einträgen über den Luftpfad für dieses Gebiet.

Im März 1989 liegen die entsprechenden Elementgehalte teilweise etwas niedriger, was ebenfalls die geringe Rolle des luftbürtigen Schwermetalleintrages belegt.

Es lassen sich für diesen Zeitraum folgende prozentualen Anteile in den Blättern - bezogen auf die Ausgangskonzentrationen der ungewaschenen Proben - errechnen: Eisen 63%, Kupfer 79%, Zink 68% und Quecksilber 76%. Rechnet man diese Prozentgehalte für beide Untersuchungszeiträume in Konzentrationen um, so zeigt es sich, daß im März 1987 im Mittel in den Blättern von *Pistazia lentiscus* 37 mg/kg Fe, 3 mg/kg Cu, 9 mg/kg Zn und 0 mg/kg Hg zu finden sind. Die entsprechenden Werte liegen 1989 bei 19 mg/kg Fe, 1,7 mg/kg Cu, 5 mg/kg Zn und 0,031 mg/kg Hg (alle Angaben bezogen auf das Trockengewicht).

Diese Werte bieten insgesamt einen Anhaltspunkt über die Größenordnung der in unbelasteten Gebieten zu erwartenden Schwermetallkonzentrationen in den Blättern von *Pistazia lentiscus*. Sie lassen somit auch eine Einschätzung der Aufnahmearten in anthropogen belasteten Gebieten zu (Abb. 4.1.2.3/1). Darüber hinaus bieten sie die Möglichkeit, verschiedenartige Belastungszonen in ihrer Auswirkung auf einen Transfer zwischen Boden und Pflanze gegeneinander abzugrenzen. Letzteres setzt aber eine weitgehende Ausschaltung der durch Depositionen auf den Blattoberflächen bedingten Unterschiede voraus. Daher wurden alle Pflanzenproben für die Bioindikation in gleicher Weise vorbereitet (gewaschen, s. Kap. 4.3.3), um Oberflächenaufgaben weitgehend zu beseitigen.

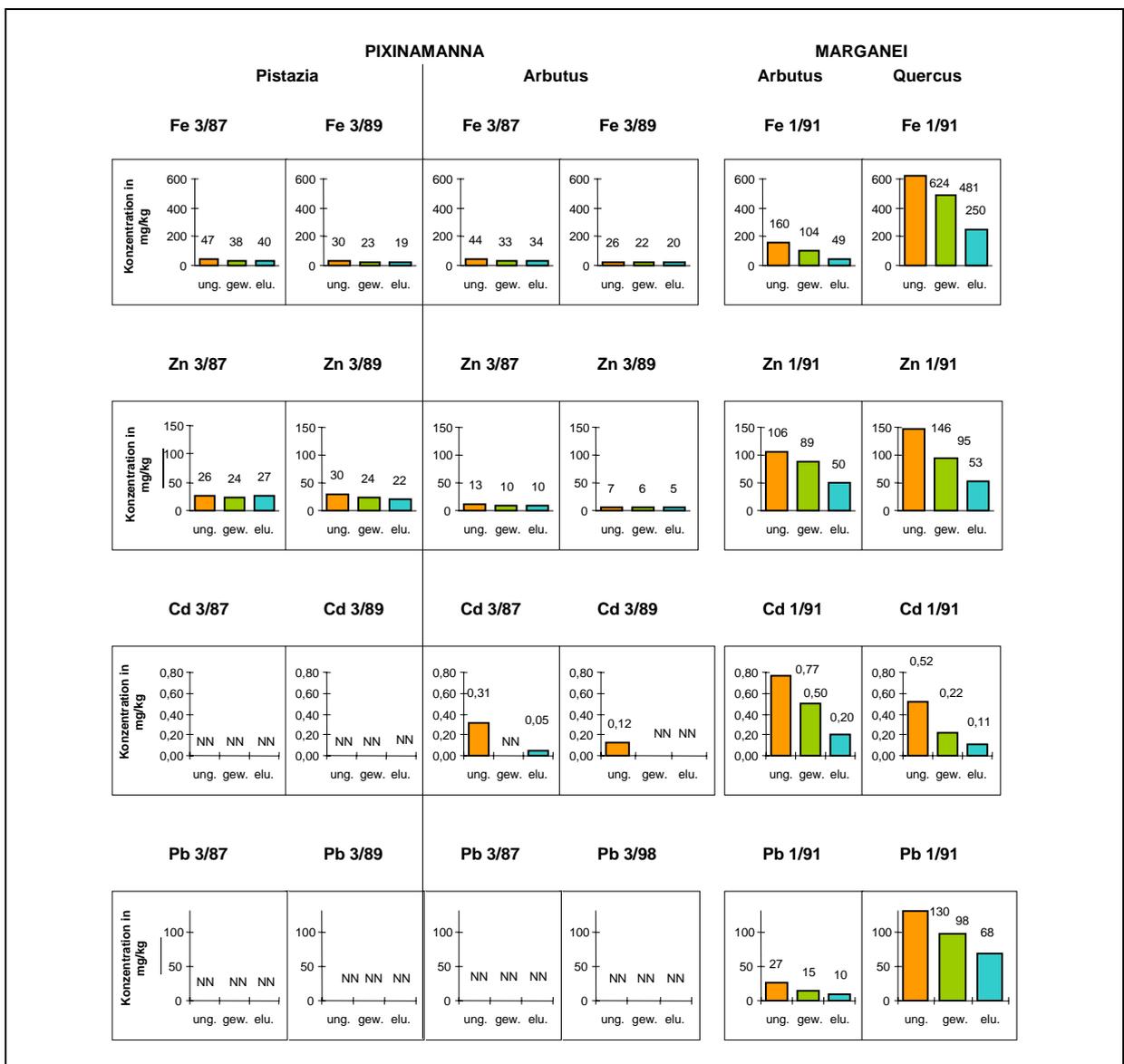


Abb. 4.1.2.3/1: Differenzierte Erfassung elementbezogener Blattaufgaben bei verschiedenen Pflanzen in Pixnamanna und im Marganei

Die entsprechende Untersuchung von *Arbutus unedo* ergab für die Forstschutzregion folgendes Bild (Tab. 4.1.2.3/5, 4.1.2.3/6a und 4.1.2.3/6b, alle im Anhang und Abb. 4.1.2.3/1). Wie bereits bei *Pistazia lentiscus* ausgeführt, sind auch hier die Gehalte der verschiedenartig behandelten Blätter annähernd gleich. Ebenso zeigt es sich, daß nur geringe Schwermetallkonzentrationen in der Cuticula zu finden sind. Die Blattauflagen sind daher im März 1987 mit 25% (Fe), 6% (Cu), 9% (Zn) und 13% (Hg) noch weitaus niedriger als bei *Pistazia lentiscus*. Dies gilt außer für Cu und Hg auch für den März 1989. Die daraus resultierenden Schwermetallgehalte in den Blättern bewegen sich jedoch mit Ausnahme von Zink in der gleichen Größenordnung wie bei *Pistazia lentiscus*. Es werden im März 1987 folgende Elementgehalte in mg/kg TG ermittelt: Eisen zwischen 28 und 41 (Mittel 32), Kupfer zwischen 2,0 und 3,0 (Mittel 2,4), Zink zwischen 19 und 30 (Mittel 24) sowie Quecksilber zwischen 0,018 und 0,0235 (Mittel 0,020). Cadmium und Blei sind fast nie nachweisbar. Im März 1989 liegen die mittleren Elementgehalte in den Blättern bei 19 (Fe), 0,9 (Cu), 22 (Zn) und 0,023 (Hg) mg/kg TG.

Ein völlig anderes Bild ergeben die Untersuchungen im Bergbaugebiet (Jan. 1991). Hier wurden an unterschiedlichen Standorten innerhalb des gesamten Einzugsgebietes jeweils 16 Proben von *Arbutus unedo* und *Quercus ilex* geerntet und differenziert im Hinblick auf die Blattauflagen analysiert.

Wie sich aus Tabelle 4.1.2.3/7 (im Anhang) entnehmen läßt, sind hier die Schwermetallgehalte deutlich höher als in Pixinamanna. So liegen bei *Arbutus unedo* beispielsweise die Eisenwerte etwa 2 bis 12 mal über den höchsten Eisenwerten in der Forstschutzregion. Ähnlich sieht die Situation auch für die anderen Elemente aus. Blei, welches bei dieser Pflanze in Pixinamanna überhaupt nicht nachweisbar war, erreicht im Marganei Konzentrationen bis 164 mg/kg TG.

Noch wesentlich größere Konzentrationen werden an den gleichen Standorten bei *Quercus ilex* gemessen (Tab. 4.1.2.3/7 im Anhang). Hier schwankt bei den ungewaschenen Proben Eisen zwischen 135 und 1.975, Kupfer zwischen 3,5 und 16,3, Zink zwischen 42 und 465, Cadmium zwischen 0,00 und 1,75, Quecksilber zwischen 0,025 und 0,365 sowie Blei zwischen 8 und 443 mg/kg TG. Auch die gewaschenen Proben weisen z.T. noch sehr hohe Gehalte auf. Die Ursache dafür dürfte im Haarfilz der Steineichenblätter liegen, der nicht nur eine stärkere Staubdeposition auf den Blattoberflächen begünstigt, sondern auch zu geringeren abwaschbaren Raten als bei den bisher besprochenen Pflanzen führt.

Die Rolle, welche die größere Entnahmhöhe der Blätter auf die Schwermetallgehalte spielt, kann hier nur abgeschätzt werden. So müßten vor allem im Winterhalbjahr steigende Höhenpositionen der geernteten Blätter zu Konzentrationsverringerungen führen, da - wie häufig beobachtet werden konnte - Staubtransport vor allem oberflächennah und hangparallel erfolgt. Im Sommerhalbjahr jedoch führt die stellenweise kräftige Aufheizung des Untergrundes zu aufwärts gerichteten Luftbewegungen, die Feinmaterial mitreißen. Dieses wird partiell von den Blättern der Bäume ausgefiltert, so daß die Blattauflagen noch oben hin nicht unbedingt geringer werden müssen. Da die beschriebene Analytik jedoch während des Winterhalbjahres durchgeführt wurde, kommt im vorliegenden Falle der Blattbeschaffenheit die wichtigste Rolle zu. Auf diese Sachverhalte wird an anderer Stelle noch konkreter eingegangen.

Die generell hohen Schwermetallgehalte der untersuchten Pflanzen im Marganei streuen sehr stark. Dies zeigt sich auch in der Größe der relativen Variationskoeffizienten (Tab. 4.1.2.3/8, nächste Seite).

Aus den Tabellen 4.1.2.3/9 und 4.1.2.3/10 (beide im Anhang) und der Abbildung 4.1.2.3/1 wird deutlich, daß im Bergbaugebiet bei *Arbutus unedo* und bei *Quercus ilex* die abwaschbaren und eluierbaren Anteile der Blattauflagen einen hohen Anteil ausmachen. Im einzelnen erreichen diese bei *Arbutus unedo* (Tab. 4.1.2.3/9, im Anhang) bei Fe 49 - 80% (Mittel 66%), bei Cu 37 - 68% (Mittel 51%), bei Zn 17 - 81% (Mittel 42%), bei Cd 40 - 100% (Mittel 78%), bei Hg 22 - 100% (Mittel 84%) sowie bei Pb 15 - 100% (Mittel 80%). Auch die Anteile in der Cuticula sind mit 3 - 50% bei Eisen (Mittel 31%), 0 - 60% bei Kupfer (Mittel 33%), 5 - 52% bei Zink (Mittel 28%), 20 - 100% bei Cadmium (Mittel 45%), 0 - 100% bei Quecksilber (Mittel 57%) und 0 - 75% bei Blei (Mittel 25%) stellenweise beträchtlich.

Diese Werte zeigen, daß dem Lufttransport die wichtigste Rolle bei der Schadstoffakkumulation auf Pflanzen in dieser Region zukommt. Sie lassen daneben aber gleichzeitig erkennen, daß sowohl elementspezifische Unterschiede existieren als auch eine Standortbezogenheit eine Rolle spielt. Auf diese Gesichtspunkte wird in Kapitel 7.2.1 eingegangen.

Die einzelnen Schwermetallgehalte, die im Restblatt noch nachweisbar sind, bewegen sich bei Eisen zwischen 31 und 120 mg/kg TG (Mittel 49), bei Kupfer zwischen 1,5 und 3,5 (Mittel 2,2), bei Zink zwischen 19 und 195 (Mittel 50), bei Cadmium zwischen nn und 0,75 (Mittel 0,31), bei Quecksilber zwischen nn und 0,023 (Mittel 0,007) sowie bei Blei zwischen nn und 86 (Mittel 11). Sie machen deutlich, daß die Konzentrationen, bis auf Kupfer und Quecksilber, teilweise doppelt so hoch sind wie die in der Forstschutzregion. Somit belegen sie eine Anreicherung in den Pflanzen. Diese hat allerdings bisher nicht zu morphologisch erkennbaren Veränderungen im Pflanzenwachstum geführt.

Tab. 4.1.2.3/8: Statistische Kennzahlen zu den ermittelten Blattauflagen im Marganei

		Marganei					
Pflanze/Zeit		Schwermetallgehalte in mg/kg TG					
		Fe	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb
Arbutus 1/91 ungewaschen n = 16	Min.	80	3,0	27	0,00	0,018	nn
	Max.	605	7,5	388	2,50	0,135	164
	<b>Mittelwert</b>	<b>160</b>	<b>4,6</b>	<b>106</b>	<b>0,77</b>	<b>0,035</b>	<b>27</b>
	Std.abw.	124	1,4	112	0,66	0,028	41
	rel. Var.koef. in %	20,01	7,86	27,28	22,13	20,66	38,92
Arbutus 1/91 gewaschen n = 16	Min.	48	1,8	24	nn	0,005	nn
	Max.	420	7,3	348	1,50	0,133	100
	<b>Mittelwert</b>	<b>109</b>	<b>3,9</b>	<b>91</b>	<b>0,42</b>	<b>0,026</b>	<b>14</b>
	Std.abw.	88	1,4	89	0,49	0,030	25
	rel. Var.koef. in %	20,7	9,5	20,1	30,0	29,6	46,2
Arbutus 1/91 eluiert n = 16	Min.	31	1,5	19	nn	nn	nn
	Max.	120	3,5	195	0,75	0,040	86
	<b>Mittelwert</b>	<b>49</b>	<b>2,2</b>	<b>50</b>	<b>0,20</b>	<b>0,007</b>	<b>10</b>
	Std.abw.	21	0,5	42	0,29	0,012	22
	rel. Var.koef. in %	10,99	5,80	21,44	37,09	41,13	56,43
Quercus 1/91 ungewaschen n = 16	Min.	135	3,5	42	nn	0,025	8
	Max.	1.975	16,3	465	1,75	0,365	443
	<b>Mittelwert</b>	<b>624</b>	<b>8,5</b>	<b>146</b>	<b>0,52</b>	<b>0,107</b>	<b>130</b>
	Std.abw.	577	4,2	121	0,56	0,090	121
	rel. Var.koef. in %	23,88	12,76	21,55	27,81	21,72	24,11
Quercus 1/91 gewaschen n = 16	Min.	130	3,5	31	nn	0,013	5
	Max.	1.700	13,8	266	0,78	0,242	248
	<b>Mittelwert</b>	<b>533</b>	<b>7,4</b>	<b>100</b>	<b>0,21</b>	<b>0,084</b>	<b>101</b>
	Std.abw.	458	3,1	75	0,32	0,065	88
	rel. Var.koef. in %	22,2	10,8	19,3	38,8	20,1	22,5
Quercus 1/91 eluiert n = 16	Min.	64	2,0	21	nn	nn	nn
	Max.	873	10,2	139	0,50	0,158	191
	<b>Mittelwert</b>	<b>250</b>	<b>4,5</b>	<b>53</b>	<b>0,11</b>	<b>0,048</b>	<b>68</b>
	Std.abw.	251	2,4	34	0,20	0,045	65
	rel. Var.koef. in %	25,91	13,82	16,41	48,04	24,36	24,47

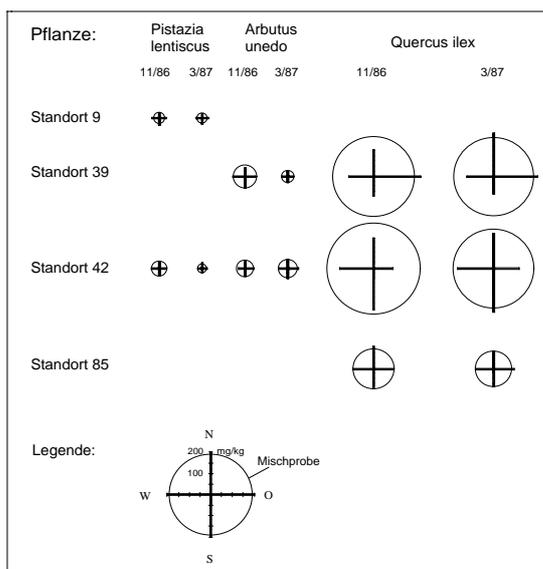
Gleiches gilt für *Quercus ilex*. Bei dieser Pflanze werden folgende Blattauflagen ermittelt (Tab. 4.1.2.3/10, im Anhang): Eisen zwischen 20% und 77% (Mittel 59) der ungewaschenen Blätter, Kupfer zwischen 30% und 66% (Mittel 47), Zink zwischen 22% und 83% (Mittel 56), Cadmium zwischen 50% und 100% (Mittel 85), Quecksilber zwischen 17% und 100% (Mittel 59) sowie Blei zwischen 25% und 100% (Mittel 56). Auch hier schwanken die Anteile in der Cuticula in der gleichen Größenordnung wie bei *Arbutus unedo*. Rechnet man auf die im Blatt verbleibenden Konzentrationen zurück, so ergeben sich ebenfalls hohe Gehalte. Eisen schwankt dabei zwischen 64 und 685 mg/kg TG bei einem Mittelwert von 250 mg/kg TG, Kupfer bewegt sich zwischen 2,0 und 10,2 (Mittel 4,5), Zink zwischen 21 und 139 (Mittel 53), Cadmium zwischen nn und 1 (Mittel 0,18), Quecksilber zwischen nn und 0,158 (Mittel 0,048) sowie Blei zwischen nn und 191 (Mittel 68). Die Zink- und Cadmiumwerte entsprechen denen von *Arbutus unedo* in der Bergbauregion. Alle anderen Konzentrationen liegen, speziell bei Eisen und Blei, deutlich höher.

Zur Erfassung des Expositionseinflusses wurden sowohl bei isoliert stehenden Pflanzen als auch bei solchen, die am Rande und innerhalb eines größeren Bestandes wuchsen, Außenblätter gewonnen und nach dem Waschen analysiert. Junge Blätter wurden nicht in die Untersuchung miteinbezogen. Die Blätter wurden zum einen als Mischprobe um den Stamm herum gepflückt. Zum anderen wurden sie orientiert für jede Himmelsrichtung entnommen. Die Analysen ergaben zum Teil charakteristische Standortabhängigkeiten (Tab. 4.1.2.3/11, im Anhang).

Im **Forstschutzgebiet von Pixinamanna** wurde als Standort mit isoliert wachsenden Pflanzen Probenstelle 9 ausgewählt. Hier wurde ein einzelner Mastixstrauch beprobt. Dieser wächst zwischen einer beweideten Brachfläche und einem Brandschutzstreifen auf einer zum Meer abdachenden Glacis-terrasse. Die Pflanzen von Standort 39 stehen auf einem Westhang und repräsentieren die Situation innerhalb eines geschlossenen Macchienverbandes, in dessen Nähe ein unbefestigter Fahrweg als mögliche Kontaminationsquelle dient. Standort 42 befindet sich auf einer Freifläche an einem Forsthaus. Er liegt ca. 20 m von der Macchie entfernt. Hier wurden einzeln stehende Büsche/Bäume von *Pistazia lentiscus*, *Arbutus unedo* und *Quercus ilex* in der Nähe eines Macchienrandes untersucht. Standort 85 schließlich markiert den Typ eines geschlossenen Macchienverbandes abseits von allen Fahrwegen.

Die Schwermetallgehalte von *Pistazia lentiscus* und *Arbutus unedo* zeigen hier kaum Standort- und Expositionsunterschiede. Eine markante Bevorzugung einzelner Himmelsrichtungen existiert nur in wenigen Fällen (Tab. 4.1.2.3/11, im Anhang). In der Regel sind die meisten Elemente in allen Himmelsrichtungen annähernd gleich verteilt. Insgesamt schwanken die Konzentrationen nur geringfügig um den Mittelwert. Demgegenüber ergeben sich bei *Quercus ilex* an einigen Stellen deutliche Differenzierungen.

Es fällt auf, daß die höchsten Eisenkonzentrationen (Abb. 4.1.2.3/2) sowohl 11/86 als auch 3/87 bei *Quercus ilex* auftreten. Der Standort am Forsthaus (42) weist dabei in beiden Fällen etwas stärkere Gehalte auf der Nord-Süd-Achse auf, bei Standort 39 ist die Ostrichtung (11/86) bzw. die Nord- und Ostrichtung (3/87) bevorzugt. Die abseits aller Wege in der Macchie beprobte Steineiche hat deutlich niedrigere Eisenwerte als die Pflanzen an den beiden anderen Standorten. *Arbutus unedo* und *Pistazia lentiscus* zeichnen sich an allen Standorten insgesamt durch sehr geringe Gehalte mit einer weitgehenden Gleichverteilung aus.



Mit Ausnahme der Probenstelle 9 sind die Kupfergehalte (Abb. 4.1.2.3/3, nächste Seite oben) von *Pistazia lentiscus* am niedrigsten. *Arbutus unedo* und *Quercus ilex* liegen darüber, sind untereinander jedoch in etwa gleich. Beim Standort 9 - an dem nur *Pistazia lentiscus* beprobt werden konnte - liegen die Konzentrationen deutlich höher als bei allen anderen Pflanzen. Die Ursache dürfte mit dem Weinbau oder der Landwirtschaft in der Umgebung dieser Freifläche in Verbindung stehen. Die West- und Ostrichtung zeigt zu beiden Jahreszeiten gegenüber den beiden anderen Himmelsrichtungen leicht erhöhte Konzentrationen.

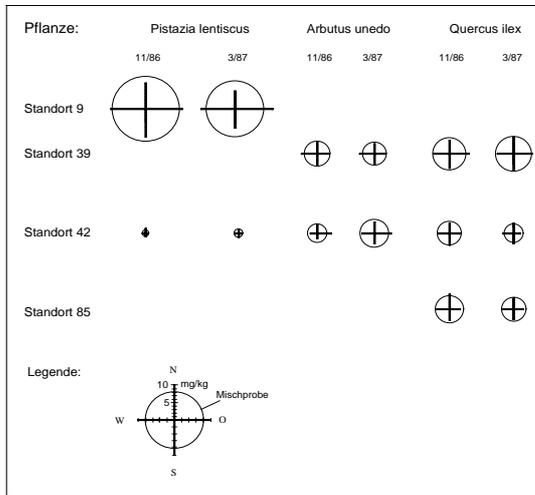
Am Standort 39 hat - bei sonst annähernder Gleichverteilung - sowohl bei *Arbutus unedo* als auch bei *Quercus ilex* die West-Ostachse etwas höhere Gehalte. Gleiches gilt für *Arbutus unedo* am Standort 42. Demgegenüber ist jedoch bei *Quercus ilex* die Nord-Südrichtung bevorzugt. Insgesamt treten allerdings an allen Standorten keine dominant herausragenden Konzentrationsunterschiede bei den einzelnen Himmelsrichtungen auf.

**Abb. 4.1.2.3/2:** Eisengehalte der orientiert entnommenen Pflanzenproben in Pixinamanna

Ähnliches gilt für die Zinkgehalte (Abb. 4.1.2.3/4, nächste Seite unten links) an den Standorten 9, 42 und 85. Lediglich Standort 39 zeigt bei *Arbutus unedo* im März 87 über dem Durchschnitt liegende Werte im Westsektor bzw. bei *Quercus ilex* im November 86 im Ostsektor. Insgesamt hat auch bei diesem Element *Pistazia lentiscus* die niedrigsten Konzentrationen. *Quercus ilex* und *Arbutus unedo* sind, mit Ausnahme von *Arbutus unedo* an der Probenstelle 39, wieder annähernd gleich.

Cadmium (Abb. 4.1.2.3/5, nächste Seite unten rechts) läßt sich nur bei wenigen Pflanzen und nur an den Standorten 39 und 42 nachweisen. Bei deutlich über der Nachweisgrenze liegenden Gehalten, wie im November 1986 bei *Arbutus unedo* (Standort 39), ist eine weitgehende Gleichverteilung gegeben.

Die sonst gemessenen niedrigen Werte scheinen einer Gleichverteilung zu widersprechen. Dies darf allerdings nicht überbewertet werden, da die Ergebnisse zu nahe an der Bestimmungsgrenze liegen. Daher tritt hier auch der Fall auf, daß in einzelnen Himmelsrichtungen, jedoch nicht bei der Mischprobe, Einzelwerte ermittelt werden konnten.

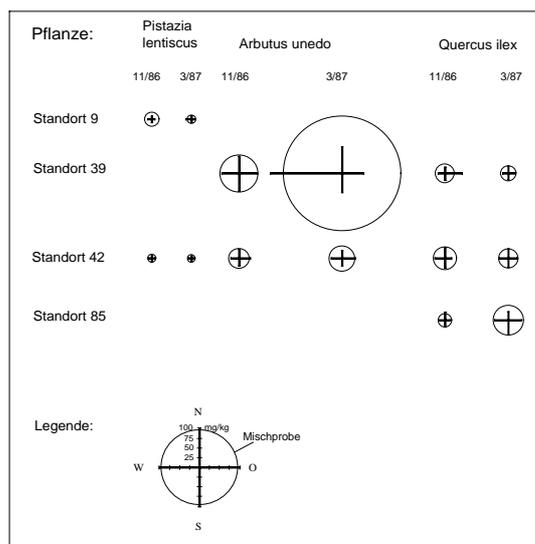


**Abb. 4.1.2.3/3:** Kupfergehalte der orientiert entnommenen Pflanzenproben in Pixinamanna

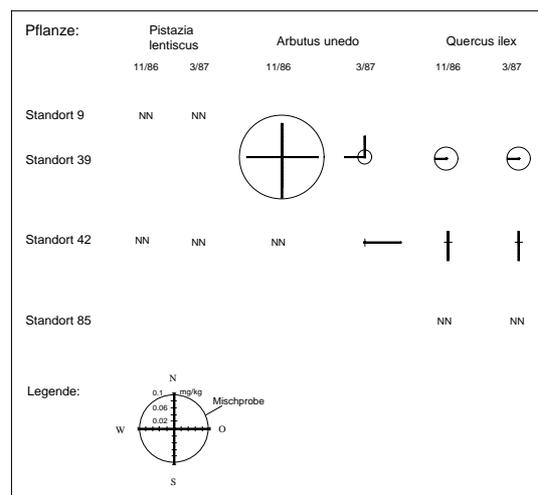
Neben diesen vier Schwermetallen zeigen in Pixinamanna auch Quecksilber und Blei, daß bei *Arbutus unedo* und *Quercus ilex* weder die unterschiedliche Entnahnehöhe noch die Blattmerkmale der beprobten Pflanzen einen entscheidenden Einfluß auf die Konzentrationen haben. Dies ist gleichzeitig ein indirekter Beweis für die geringen Immissionsraten während der Beobachtungszeiträume. Die höheren Eisengehalte lassen sich nicht über Immissionsunterschiede, sondern nur über pflanzeninterne Prozesse erklären. Die weitgehende Gleichverteilung der Elemente an den meisten Standorten weist auf die Dominanz umlaufender Winde in der Forstschutzregion hin.

Eine völlig andere Situation ist im **Marganei** gegeben. Dort wurden im Herbst 86 und im Frühjahr 87 an 3 Standorten orientierte Proben von *Pistazia lentiscus*, *Arbutus unedo* und *Quercus ilex* entnommen.

Standort 13 liegt mitten in einem geschlossenen Steineichenwald an einem nach Süden abdachenden Hang. Probenstelle 41 liegt an einem südexponierten Steilhang und erfaßt eine Macchienrandsituation. Darüber hinaus ist dieser Punkt in der Nähe einer Spitzkehre eines unbefestigten Forstweges positioniert, so daß auch hier Staubverlagerung durch Kraftfahrzeuge möglich ist. Als Beispiel für eine Freifläche dient Standort 59. Dieser befindet sich auf einer beweideten Fläche mit einer garrigueähnlichen, lückigen Pflanzengesellschaft auf einem Nordwesthang. Im Januar 1991 wurde auf einer schüttereren Vegetationsdecke im Bereich einer Verebnungsfläche zusätzlich Standort 76 in die Untersuchung mit aufgenommen, um den Einfluß einer nah gelegenen Flotationshalde erfassen zu können.

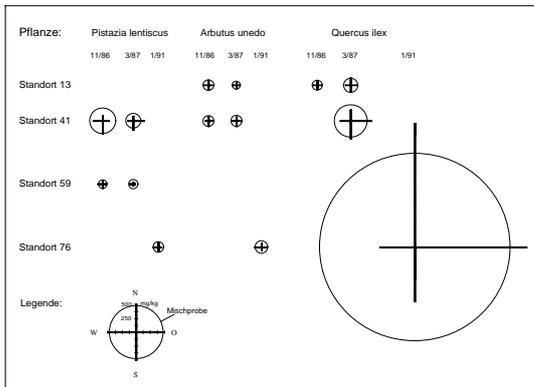


**Abb. 4.1.2.3/4:** Zinkgehalte der orientiert entnommenen Pflanzenproben in Pixinamanna

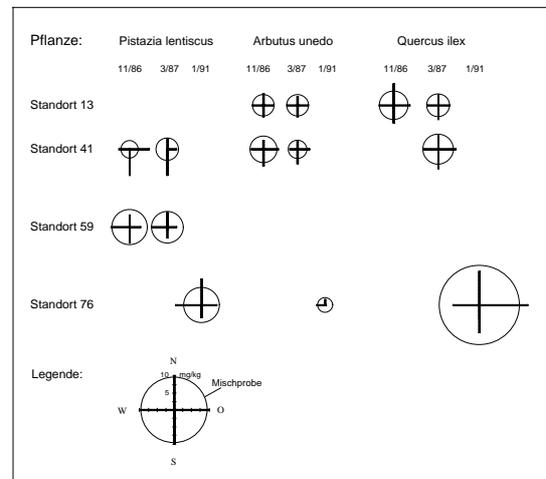


**Abb. 4.1.2.3/5:** Cadmiumgehalte der orientiert entnommenen Pflanzenproben in Pixinamanna

Die Ergebnisse der Untersuchungen sind in Tabelle 4.1.2.3/12 (im Anhang) sowie exemplarisch für die Elemente Fe, Cu und Cd in den Abbildungen 4.1.2.3/6 bis 4.1.2.3/8 dargestellt.

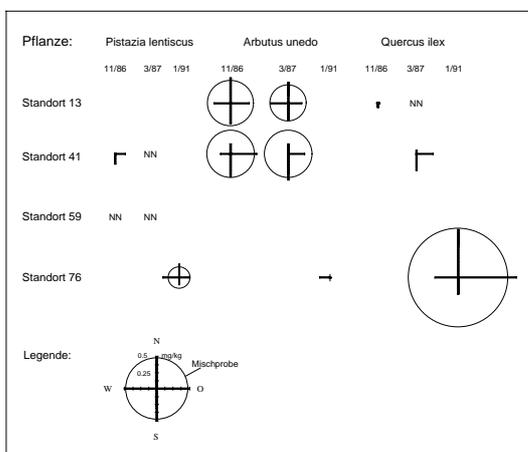


**Abb. 4.1.2.3/6:** Eisengehalte der orientiert entnommenen Pflanzenproben im Marganei



**Abb. 4.1.2.3/7:** Kupfergehalte der orientiert entnommenen Pflanzenproben im Marganei

Man erkennt bei den Elementkonzentrationen, daß im Hinblick auf die dominierende Himmelsrichtung standort- und pflanzenspezifische Unterschiede existieren. Daneben gibt es jedoch eine Vielzahl identischer Ergebnisse. So sind bei allen Pflanzen und an fast allen Standorten die Gehalte im November 1986 höher als im März 1987. Außerdem zeigt es sich, daß mit Ausnahme von Cadmium und Zink die Konzentrationen in der Reihenfolge *Arbutus* < *Pistazia* < *Quercus* steigen. Auf mögliche Ursachen dieser Reihenfolge wurde bereits an anderer Stelle eingegangen.



**Abb. 4.1.2.3/8:** Cadmiumgehalte der orientiert entnommenen Pflanzenproben im Marganei

Im Gegensatz zu Pixinamanna, wo an keiner Meßstelle eine durchgängige Bevorzugung einzelner Himmelsrichtungen bei den Schwermetallgehalten feststellbar war, heben sich hier an mehreren Punkten bestimmte Richtungen durch höhere Gehalte heraus. Im einzelnen lassen sich folgende Differenzierungen erkennen.

Der Standort im Steineichenwald (13) besitzt noch eine weitgehende Gleichverteilung der Elementkonzentrationen bei den orientiert entnommenen Proben. Diese schwanken, bei leichter Dominanz der Nord- und Südrichtung, nur geringfügig um den Mittelwert. Verwunderlich ist, daß bei dieser abseits in einem geschlossenen Waldgebiet liegenden Probenstelle einzelne Elemente bei *Arbutus unedo* größere Konzentrationen aufweisen, als am Standort 41 oder am Standort 76. Dies läßt den Schluß zu, daß hier auch dichte Vegetationsbestände von den Kontaminationen in der Bergbauregion betroffen sind.

Die Probenstelle 41 zeigt markant den Einfluß des unbefestigten Weges, der in der Nähe vorbeiläuft. Hier sind es vor allem die südexponierten Blätter aller Pflanzen, welche die höchsten Schwermetallgehalte aufweisen. Daneben erreichen auch noch die im Osten wachsenden Blätter hohe Konzentrationen, während i.d.R. die übrigen Himmelsrichtungen weit zurücktreten.

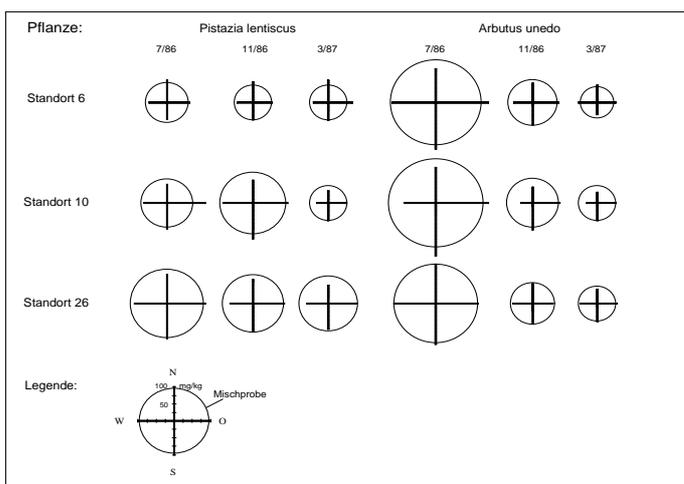
Standort 59, im östlichen Teil des Einzugsgebietes gelegen, hat sehr geringe Schwermetallgehalte. Diese liegen stellenweise deutlich unter den Konzentrationen des Steineichenwaldes. Die Ursache dafür ist das Zurücktreten der Kontaminationsquellen im Umfeld des Standortes. Die höheren Gehalte treten in beiden Meßphasen bevorzugt im Westen auf.

Am Meßpunkt in der Nähe der untersten Flotationshalde werden bei *Arbutus unedo* und bei *Pistazia lentiscus* Schwermetallkonzentrationen gemessen, die in ähnlichen Größenordnungen wie an den anderen Untersuchungspunkten liegen. Beide Pflanzen zeigen eine eindeutige Konzentrierung der Schwermetalle im Westen und im Norden. Hier steigen die Gehalte i.d.R. über die Mittelwerte. Ein völlig anderes Bild ergibt sich bei der Betrachtung der Steineiche dieses Standortes. Hier werden extrem hohe Gehalte bei allen Elementen gemessen. Diese sind gegenüber den anderen Pflanzen bis zum hundertfachen erhöht. Sie belegen damit den direkten Einfluß des Haldenkörpers, von dem die Depositionen auf den Blättern stammen. Bemerkenswert ist auch die Tatsache, daß hier nicht die West- und Nordrichtung wie bei *Arbutus unedo* und *Pistazia lentiscus*, sondern die Ost- und Nordrichtung die höchsten Schwermetallgehalte aufweist. Dies zeigt, daß an diesem Punkt veränderte Windrichtungen in etwas mehr als 2 Meter Höhe auftreten müssen. Auch hier spielt die spezifische Beschaffenheit der Blätter eine wichtige Rolle für die weitaus höheren Elementkonzentrationen.

In der **Industriezone von Portoscuso** wurden ebenfalls 3 Standorte ausgewählt, an denen jeweils *Arbutus unedo* und *Pistazia lentiscus* geerntet wurden. Der Standort 6 erfaßt dabei Pflanzen aus dem geschlossenen Verband einer extensiv beweideten Garrigue. Dieser Standort liegt nordwestlich von Bruncuteula an der Nordabdachung eines kleinen küstennahen Hügels. Pflanzen, die in Randlage zu einem geschlossenen Garrigueverband wuchsen, wurden an Probenstelle 10 geerntet. Sie befindet sich südwestlich von Carbonaxia auf der Westabdachung des gleichen Hügels im Grenzbereich zu einer Ackerfläche. Eine Entnahmestelle von Pflanzen, die allseits von landwirtschaftlichen Nutzflächen umgeben sind, stellt Punkt 26 dar. Er liegt westlich der Nuraghe Atzori zwischen Weinbergen auf einer nach Süden und Südwesten abdachenden Flachform.

Wie sich aus den Ergebnissen entnehmen läßt (Tab. 4.1.2.3/13 im Anhang und Abb. 4.1.2.3/9 bis 4.1.2.3/11), dominieren die Schwermetallgehalte bei beiden Pflanzen im Osten und Süden. Stellenweise liegen die Konzentrationen in diesen Himmelsrichtungen deutlich über denen der Mischproben.

Bei den Eisengehalten (Abb. 4.1.2.3/9) sinkt die gemessene Mischprobenkonzentration mit wenigen Ausnahmen vom Juli 1986 bis zum März 1987 deutlich ab. Gleiches gilt - allerdings nicht so ausgeprägt - für die anderen Elemente. Insgesamt dürften hierbei niederschlagsbedingte Abwaschungseffekte während des Winterhalbjahres als Ursache in Frage kommen.

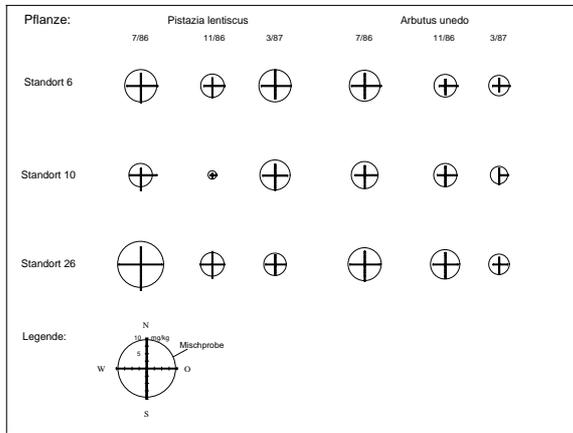


Bei *Pistazia lentiscus* hat am Standort 6 die Nord- und Ostrichtung, am Standort 10 und 26 jedoch die Ost- und Südrichtung die höchsten Konzentrationen. Im Gegensatz dazu sind bei *Arbutus unedo* an allen Standorten und zu allen Jahreszeiten Ost- und Südrichtung die dominierenden Achsen. Während 11/86 und 3/87 die Eisengehalte bei beiden Pflanzen an den verschiedenen Standorten in etwa in der gleichen Größenordnung liegen, erreichen die Juligehalte von *Arbutus unedo* z.T. mehr als doppelt so hohe Werte. Auch hier können als Ursache pflanzeninterne Prozesse vermutet werden.

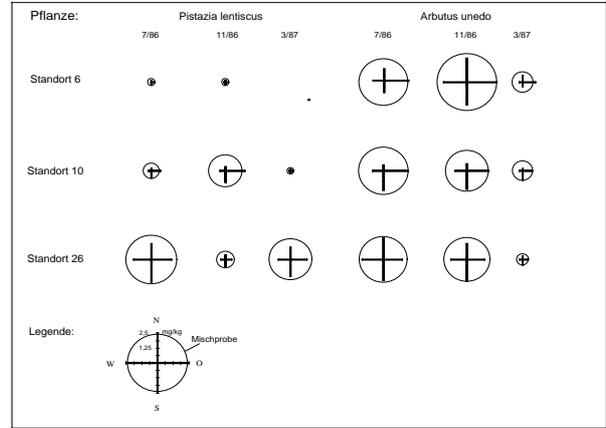
**Abb. 4.1.2.3/9:** Eisengehalte der orientiert entnommenen Pflanzenproben bei Portoscuso

Auch bei Kupfer (Abb. 4.1.2.3/10) und Cadmium (Abb. 4.1.2.3/11) dominiert die Süd- und Ostrichtung. Verwunderlich ist hierbei, daß diese Dominanz auch noch

in geschlossenen Garrigue-Beständen zu finden ist. Bei den ganzjährig vorherrschenden Nordwest- und Nordnordwestwinden dieses Gebietes scheint damit generell die Leelage eine bevorzugte Depositionssituation zu bieten. An Probenstelle 26 ist bei *Arbutus unedo* fast immer der Süden bevorzugt, bei *Pistazia lentiscus* hingegen gleich häufig der Süden und der Osten. Dieser Standort ist darüber hinaus der einzige, an dem alle anderen Himmelsrichtungen annähernd gleiche Größenordnungen erreichen. Daher kann hier von veränderten Luftbewegungen ausgegangen werden.



**Abb. 4.1.2.3/10:** Kupfergehalte der orientiert entnommenen Pflanzenproben bei Portoscuso



**Abb. 4.1.2.3/11:** Cadmiumgehalte der orientiert entnommenen Pflanzenproben bei Portoscuso

Bemerkenswert ist darüber hinaus die Tatsache, daß die Elemente Zink, Cadmium, Quecksilber und Blei deutlich höhere Konzentrationen in den gewaschenen Blättern besitzen als in der hochkontaminierten Bergbauzone (Tab. 4.1.2.3/14). Dies verwundert um so mehr, weil die Bodenschwermetallgehalte im Marganei bei weitem über denen in der Industrieregion liegen. Daher muß bei Portoscuso von sehr starken anthropogenen Emissionen ausgegangen werden, die über große pflanzenverfügbare Schwermetallanteile verfügen. Wie an anderer Stelle erwähnt, addiert sich zusätzlich zu den Schwermetallimmissionen noch eine hohe Depositionsrate von SO<sub>2</sub> und von Fluoriden, so daß sich bereits bei diesen Voruntersuchungen das Umfeld von Portoscuso als spezifisches Problemgebiet erweist.

**Tab. 4.1.2.3/14:** Statistische Kennzahlen zu den orientiert entnommenen Pflanzenproben in den drei Arbeitsgebieten

		Arbutus unedo						Pistazia lentiscus						Quercus ilex					
		Schwermetallgehalte in mg/kg TG						Schwermetallgehalte in mg/kg TG						Schwermetallgehalte in mg/kg TG					
		Fe	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb	Fe	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb	Fe	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb
<b>Pixi.</b>	Min.	21	1,3	17	nn	0,004		16	0,5	5		0,020		80	1,6	11	nn	0,020	nn
	Max.	53	4,5	179	0,12	0,045		33	10,1	15		0,045		216	5,3	42	0,05	0,058	2
	<b>Mittelwert</b>	<b>37</b>	<b>3,1</b>	<b>46</b>	<b>0,08</b>	<b>0,021</b>	<b>nn</b>	<b>25</b>	<b>4,5</b>	<b>8</b>	<b>nn</b>	<b>0,034</b>	<b>nn</b>	<b>141</b>	<b>3,5</b>	<b>22</b>	<b>0,03</b>	<b>0,036</b>	<b>2</b>
	Std.abw.	10	0,8	41	0,03	0,012		5	4,0	2		0,007		49	0,9	8	0,01	0,009	1
	rel. Var. koef. in %	6,26	5,83	20,04	9,06	12,81		4,94	20,26	7,46		4,82		6,50	4,77	6,43	5,98	4,63	6,25
<b>Marg.</b>	Min.	42	nn	12	nn	nn	nn	20	nn	8	nn	nn	nn	68	3,0	16	nn	0,010	5
	Max.	115	4,7	72	0,40	0,045	6	225	7,5	47	0,25	0,050	14	2250	13,9	305	0,90	0,210	225
	<b>Mittelwert</b>	<b>74</b>	<b>2,9</b>	<b>43</b>	<b>0,27</b>	<b>0,024</b>	<b>3</b>	<b>92</b>	<b>4,4</b>	<b>18</b>	<b>0,16</b>	<b>0,030</b>	<b>6</b>	<b>490</b>	<b>5,7</b>	<b>85</b>	<b>0,26</b>	<b>0,052</b>	<b>48</b>
	Std.abw.	18	0,8	16	0,10	0,010	2	55	1,7	10	0,05	0,011	4	687	3,1	94	0,32	0,062	77
	rel. Var. koef. in %	4,86	5,30	7,70	7,92	8,49	9,86	12,23	7,93	11,52	5,91	7,72	12,89	32,17	12,52	25,52	27,96	27,16	36,50
<b>Porto.</b>	Min.	28	nn	62	0,15	0,015	nn	31	0,6	28	nn	0,020	4						
	Max.	156	5,5	225	2,35	0,178	48	105	8,5	295	1,90	0,388	44						
	<b>Mittelwert</b>	<b>76</b>	<b>3,5</b>	<b>110</b>	<b>1,19</b>	<b>0,091</b>	<b>22</b>	<b>67</b>	<b>4,0</b>	<b>95</b>	<b>0,66</b>	<b>0,139</b>	<b>17</b>						
	Std.abw.	37	1,0	34	0,66	0,034	10	20	1,7	64	0,57	0,102	11						
	rel. Var. koef. in %	12,98	7,55	8,30	14,99	9,87	11,75	8,03	11,25	18,11	23,11	19,66	18,08						

**Zusammenfassend** lässt sich aus den Ausführungen des Kapitels 4.1.2 ableiten, daß

- die Entnahme von Mischproben der obersten Zentimetern der Bodendecke in homogen strukturierten Arealen kleinflächige Streuungen der Schwermetallgehalte minimiert und Werte liefert, die annähernd den Mittelwerten aus mehreren Einzelproben entsprechen.
- bei heterogen strukturierten Gebieten auch kleinräumige Punktraster bei der Probenahme keine exakten flächenbezogenen Daten liefern. Da aus Bearbeitungsgründen die Zahl der analysierbaren Proben begrenzt ist, sind genaue flächenbezogene Aussagen nicht möglich.
- die Forstschutzregion in Pixinamanna bei den Böden die Kriterien eines unbelasteten Gebietes erfüllt. Dies zeigen u.a. die Tiefenverteilungskurven der Schwermetalle bei unterschiedlichen Profilen.
- auch die Wasseruntersuchungen (Parallelproben, Querprofile, Tagesgänge) an der Torrente Pixinamanna für den Gebirgsteil das weitgehende Fehlen anthropogener Einträge belegen.
- der Schwermetalltransport in diesem Gebiet in partikulärer Form erfolgt. Allerdings zeigen die Konzentrationen einzelner Elemente (Cu, Ni, Cr) der gefilterten Wasserproben, daß meßbare Anteile aufgrund geogener Aspekte auch dem Lösungstransport zuzurechnen sind.
- in der Bergbauregion der Eintrag belasteter Sedimente in den Vorfluter die dominante Rolle im Abtragsgeschehen und im Hinblick auf den Suspensionstransport spielt. Dieser ist mit den verwendeten Methoden nicht quantifizierbar, da er sich kurzfristig und stoßweise ändert.
- ein weiterer Unsicherheitsfaktor bei der Quantifizierung des Schwermetallaustrages in der hohen Variabilität des Abflusses begründet ist.
- die Analyse von mehreren gleichen Pflanzen an einem Standort zeigt, daß bereits innerhalb eines engen Gebietes deutliche Streuungen der Elementgehalte nachweisbar sind. Diese Streuungen werden durch den Entnahmezeitpunkt (Frühjahr, Sommer etc.) potenziert, da neben immissionsbedingten Aspekten pflanzenphysiologische Bedingungen bei der Elementaufnahme wesentlich sind. Daher dürfen Einzelwerte nicht überinterpretiert werden.
- es sich bei der differenzierten Erfassung der Blattaufgaben zeigt, daß in der Forstschutzregion nur geringe abwasch- und eluierbare Anteile auf den Blättern verschiedener Untersuchungspflanzen existieren. Auch dies belegt die untergeordnete Bedeutung von Einträgen aus der Luft. Die in den Blättern verbleibenden Elementgehalte werden als "Basiswerte" für die Beurteilung der Pflanzen in den Belastungsgebieten herangezogen.
- im Bergbauggebiet die Blattaufgaben insgesamt wesentlich höher sind als in Pixinamanna. Dennoch liegen die bei *Arbutus unedo* und *Pistazia lentiscus* in den Blättern verbleibenden Anteile bei Cu und Hg in der gleichen Größenordnung wie im Forstschutzgebiet. Die anderen Elemente jedoch besitzen 2 bis 5fach höhere Konzentrationen.
- *Quercus ilex* wesentlich höhere Gehalte als die beiden anderen Pflanzen aufweist. Dies hängt höchstwahrscheinlich mit der besseren Adsorptionsfähigkeit der Blätter (Haarfilz) zusammen, kann aber auch auf generell höhere Aufnahmearten durch diese Pflanze zurückzuführen sein. Insbesondere die Ergebnisse im Forstschutzgebiet von Pixinamanna (Kap. 6.1.4) lassen sich in dieser Richtung interpretieren.
- insgesamt dem Lufttransport für die Schwermetallbelastung der Pflanzen im Marganei die wichtigste Rolle zukommt.
- in der Forstschutzregion Standort und Himmelsrichtung der geernteten Pflanzen eine untergeordnete Rolle für die Schwermetallgehalte spielt.
- die Unterschiede in den Elementgehalten in Pixinamanna sich nur über pflanzeninterne Prozesse erklären lassen.
- eine unterschiedliche Entnahmehöhe der Blätter in der anthropogen unbelasteten Forstschutzzone keine Rolle spielt.
- in der Bergbauregion je nach Standort der Testpflanzen unterschiedliche Himmelsrichtungen im Hinblick auf die Schwermetallgehalte der Blätter dominieren.
- auch Pflanzen innerhalb eines geschlossenen Steineichenwaldes im Umfeld von Haldenkörpern noch höhere Schwermetallkonzentrationen aufweisen als Pflanzen in unbelasteten Teileinzugsgebieten.
- in geschlossenen Vegetationsbeständen kaum eine bevorzugte Himmelsrichtung bei den Schwermetallgehalten feststellbar ist.
- die Nähe zu unbefestigten Fahrwegen im Marganei sich sichtbar in den Schwermetallgehalten der Pflanzen widerspiegelt, was sich aus der deutlichen Belastungszunahme in Richtung der Wege entnehmen läßt.
- in der Nähe von Flotationshalden Steineichen z.T. extrem kontaminiert sind.

- in der Industriezone bei den Schwermetallgehalten an allen Teststandorten die Leelage der vorherrschenden Windrichtung dominiert. Dies gilt für alle Pflanzen und für alle Jahreszeiten.
- im Arbeitsgebiet von Portoscuso (Industriezone) die Konzentration der Elemente Cd, Hg und Pb in den Blättern der Testpflanzen - trotz z.T. geringer Bodenkonzentrationen und neutraler pH-Werte - stellenweise extreme Größenordnungen erreichen. Dies wird auf Immissionen mit hohen pflanzenverfügbaren Anteilen zurückgeführt und legt entsprechend hohe Elementgehalte bei den zur Verhüttung verwendeten Erzen nahe.

## 4.2 PROBENAHME UND PROBENVORBEREITUNG

### 4.2.1 Böden, Sedimente und Höhlenlehme

Unter Berücksichtigung der Probenahmeproblematik (HOFFMANN, P., 1992) wurde bei der Gewinnung der **Mischproben** der obersten 5 cm der Bodendecke mit einer PE-Schaufel von mehreren Stellen einer ca. 10 m<sup>2</sup> Fläche (Kap. 4.1.2.1) Material in eine Plastikprobentüte gefüllt. Die Tüte wurde beschriftet und offen zum Transport verpackt. Die **Bodenprofile** wurden überwiegend an bestehenden Aufschlüssen oder an extra angelegten Profilgruben aufgenommen. In Einzelfällen war es nötig, Profile mit Hilfe eines Pürkhauers zu ziehen. Bei den Aufschlüssen und Gruben wurde das Substrat der zur Untersuchung vorgesehenen Horizonte ebenfalls von mehreren Stellen mittels PE-Schaufel entnommen. Die Pürkhauerproben wurden horizontweise mit einem Plastikspachtel aus den Bohrstöcken in die Probentüten überführt.

Die **Sedimente** aus den Gerinnen der untersuchten Fließgewässer und die **Höhlenlehme** aus einzelnen Syphons und nicht durchflossenen Höhlenabschnitten der Grotta di S. Giovanni (Marganei) wurden auf die gleiche Weise (Proben von mehreren Stellen eines Standortes, PE-Schaufel, Plastikprobentüten) wie die Bodenmischproben entnommen.

Alle Böden und Sedimente wurden luftgetrocknet, gemischt, vorsichtig gemörsert und mit Hilfe eines Haushalts-Kunststoffsieb auf die Fraktionen < 0,7 mm (FISCHER, W. R. u. FECHTER, H., 1982) abgeseibt. Die für die Schwermetallanalytik vorgesehenen Probenmengen wurden im Achatmahlbecher einer Kugelmühle 1 h gemahlen (Kap. 4.4.1) und anschließend auf einen Korndurchmesser < 0,7 mm gesiebt (Plastiksieb).

### 4.2.2 Wasser- und Schwebstoffproben aus der fließenden Welle

Bei der Probenahme der **Wasserproben** wurde, je nach verwendeter Methode (Kap. 4.4.2), entweder 1 oder 2 Liter Wasser in säuregespülte PE-Weithalsflaschen gesammelt, mit HNO<sub>3</sub> angesäuert oder mit 0,1 g Hyphan versetzt und zur Weiterbearbeitung in die Labors gebracht.

Die mit HNO<sub>3</sub> stabilisierten Proben erforderten eine möglichst baldige Bearbeitung. Darüber hinaus ergaben sich Transportprobleme, da pro Probe jeweils 2 Liter Wasser notwendig waren. Daher mußte bei längerem Aufenthalt in Sardinien bzw. bei einer größeren Probenzahl, auf ein Verfahren zurückgegriffen werden, mit dessen Hilfe die Schwermetalle an einem spezifischen Ionenaustauscher (Hyphan) angereichert werden konnten. Dazu wurden die mit Hyphan versetzten Proben (pH-Werte zwischen 6 und 7) in Sardinien bis zur Einstellung eines Beladegleichgewichtes 30 Minuten (RÖBER, H., 1978) auf dem Magnetrührer gerührt und anschließend membranfiltriert (0,45 µm). Die beladenen Membranfilter wurden in Röhrchen verpackt nach Darmstadt transportiert, wo sie auch noch zu einem späteren Zeitpunkt analysiert werden konnten. Auf spezielle Probleme die mit dieser Methode zusammenhängen, wird in Kapitel 4.4.2 eingegangen.

Zur Erfassung des **Schwebstoffgehaltes** wurden definierte Wassermengen durch vorbehandelte (Trocknung bei 80° C) Faltenfilter (M.u.N., Nr. 619 eh 1/4, 15 cm), deren Gewicht bekannt war, filtriert. Filter mit Filtrat wurden 15 h bei 60° C getrocknet und nach dem Abkühlen zurückgewogen. Der sich aus der Differenz ergebende Schwebstoffanteil wurde generell auf ein Liter Wasser bezogen.

Schwebstoffe, deren Schwermetallgehalt bestimmt werden sollte, wurden ebenfalls durch Filtration gewonnen. Allerdings mußte dabei stellenweise eine sehr große Wassermenge eingesetzt werden, um ausreichendes Material für die Analytik zu erhalten. Die Filtration wurde bevorzugt nach Hochwasserwellen mit starker Sedimentfracht durchgeführt, da am Pixinamanna im März 1984 und im März 1986

bei normaler Wasserführung insgesamt nur geringe Substratmengen bei einem sehr hohen Wassersatz gewinnbar waren.

#### 4.2.3 Pflanzenproben

Die als Mischproben gewonnenen Pflanzenproben wurden, wie in Kapitel 4.1.2.3 beschrieben, geerntet und in Papiertüten gefüllt. Möglichst noch am gleichen Tage wurden die Blätter abgezapft und mit einer weichen Bürste unter fließendem Wasser beiderseits von der Staubaufgabe befreit. Die nassen Blätter wurden in einem Trockenschrank bei 60° C getrocknet und zum Transport verpackt.

Blätter, an denen die abwaschbaren Anteile ermittelt werden sollten (Kap. 4.1.2.3), wurden zur Bestimmung des Wassergehaltes frisch eingewogen (5 g), bei 60° C im Trockenschrank 24 h getrocknet und zurückgewogen. Dadurch konnten die Schwermetallgehalte dieser Pflanzen sowohl auf das Frischgewicht, als auch auf das Trockengewicht bezogen werden.

Die getrockneten Blätter wurden im Labor für den Schwermetallaufschluß pulverisiert und anschließend in Plastikröhrchen gefüllt.

#### 4.2.4 Immissionsproben

Zur Abschätzung der Immissionsraten (Summe aus nasser und trockener Deposition) wurden an jedem Standort (Kap. 4.1.1.4) durch Anbinden an einen im Boden verankerten Holzpfehl jeweils drei Sammelgefäße (meist 1,5 Liter Weck-Einmachgläser) installiert. Die Gefäße wurden - mit Ausnahme eines Waldstandortes im Marganei - so positioniert, daß keine Bedeckung durch Äste möglich war. Sie wurden zu Beginn mit 300 ml aqua demi gefüllt und während der Ausbringungszeit ständig feucht gehalten. Die Oberkante der permanent offenen Gefäße lag in 150 cm Höhe (Abb. 4.1.1.3/1) und war zur Verhinderung von Vogelkotverschmutzungen mit locker angebrachten Plastikdrähten versehen. Dennoch verschmutzte Proben, u.a. durch Solitärbienen und Erdwespen, wurden verworfen. Die Auffangfläche der Gläser lag zwischen 172 und 182 cm<sup>2</sup>. Nach Abschluß der Depositionszeit wurde der Inhalt aller Gefäße eines Standortes quantitativ in säuregespülte PE-Weithalsflaschen überführt, mit HNO<sub>3</sub> stabilisiert und in das Labor gebracht.

Die Ausbringdauer dieser Stationen war stellenweise kleiner als die vorgeschriebene Expositionszeit von 28 - 32 Tagen. In der Regel entsprach sie der Aufenthaltszeit in Sardinien. Um auch bei kurzfristigeren Messungen<sup>3</sup> eine realistische Gesamtdpositionsrate zu erfassen, war die Zahl der Gefäße pro Standort auf drei erhöht worden.

Daneben wurden auch niederschlagsbezogene Messungen durchgeführt. Dazu wurden jeweils drei 2 l PE-Weithalsflaschen installiert, auf die umgekehrt je eine 2 l Enghalsflasche mit abgeschnittenem Boden eingepaßt worden war. Die Gefäße wurden wie oben beschrieben behandelt.

#### 4.2.5 Nahrungsmittel

Das Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa ist Winterweidegebiet für drei Hirten aus Desulo (zentralsardisches Gebirgsmassiv). Diese lassen jedes Jahr zwischen 400 bis 600 Schafe ausschließlich in dieser Zone weiden. Bis zum Jahre 1991 verarbeiteten sie die Milch ihrer Tiere in einer sehr rustikalen Unterkunft im Arbeitsgebiet. Der hier produzierte Käse (Pecorino) bot sich für eine Untersuchung auf seinen Schwermetallgehalt an, da sicher gestellt war, daß die Schafe nur dieses Bergbaugbiet beweideten. Daher konnte in diesem Falle der Frage nachgegangen werden, ob die Beweidung immissionsbelasteter Pflanzen zu Schwermetallanreicherungen in der zur Käseherstellung verwendeten Milch führten.

Der Pecorino wurde, getrennt nach Rinde und Innenteile, bei 60° C getrocknet und anschließend gemahlen.

<sup>3</sup> Diese erfolgten z.T. ereignisbezogen oder sie faßten mehrere Niederschläge zusammen (s.Kap.6.1.5). Da somit keine konstante Expositionszeit bei den unterschiedlichen Messungen eingehalten werden konnte, soll den ermittelten Werten lediglich eine semiquantitative Aussagekraft eingeräumt werden.

## 4.3 ANALYTIK

### 4.3.1 Böden, Sedimente und Schwebstoffe

Bei den Boden- und Sedimentproben wurden die **Kornspektren** des Feinbodens nach DIN 19683 Blatt 2 mit Hilfe der Sieb-Pipettmethode nach KÖHN gemessen. Die **pH-Werte** wurden elektrometrisch sowohl in einer wäßrigen Suspension als auch nach DIN 19684/Teil 1 durch Versetzen mit einer 0,01 M Calciumchloridlösung bestimmt. Die Ermittlung der **Karbonatgehalte** erfolgte gasvolumetrisch unter Verwendung des Kohlensäurebestimmungsapparates nach SCHEIBLER-FINKENER (DIN 19684 Teil 5). Die **organische Substanz** wurde mit 1n Kaliumdichromatlösung unter Zusatz von konzentrierter Schwefelsäure oxidiert. Danach wurde die Menge des verbrauchten Kaliumdichromates durch Rücktitration mit 0,5n Eisenammoniumsulfatlösung (unter Zusatz von Natriumfluorid und Diphenylaminindikator) erfaßt und in Prozent Kohlenstoff umgerechnet. Zur Angabe der organischen Substanzmenge wurde der Kohlenstoffgehalt mit dem Faktor 1,72 multipliziert.

Zur Bestimmung der **Gesamtschwermetallgehalte** wurden, je nach Humusgehalt der Proben, 1 bis 5 g der in einem Achatmahlbecher gemahlene(n) (Kap. 4.4.1) Feinbodenfraktionen (< 0,7 mm) bzw. der Schwebstoffe mit  $\text{HNO}_3/\text{H}_2\text{O}_2$  (KRISHNAMURTY, K. V. et al., 1976) aufgeschlossen<sup>4</sup> (Kap. 4.4.1) und in säuregespülte PE-Weithalsflaschen filtriert. Im Anschluß daran wurden die Schwermetalle mit Hilfe der Atom-Absorptions-Spektralphotometrie (PAWLUK, S., 1968; WELZ, B., 1983; MARR I. L. et al. 1988) analysiert. Die Elemente Cr, Fe, Ni, Cu, Zn, Cd und Pb wurden an einem Varian AA 1475 mittels der Flamme bzw. über das Graphitrohr (Perkin-Elmer 2380 mit HGA-500 Programmer) bestimmt, während die Ermittlung der Hg-Konzentrationen nach der Kaltdampfmethode unter Verwendung von  $\text{SnCl}_2$  als Reduktionsmittel durchgeführt wurde. Bei der Messung am AAS wurden Böden mit vergleichbaren Matrices (ähnliche Ausgangssubstrate, pH-Werte, Karbonatgehalte, gleiche pedogenetische Horizonte etc.) im Routineverfahren gemessen. Die Messungen wurden mehrfach durch Additionskalibrierungen überprüft. Von allen gemessenen Werten wurden die jeweiligen Blindwerte abgezogen.

Zur Erfassung der „**pflanzenverfügbaren Schwermetallgehalte**“ wurden die analog vorbehandelten Feinbodenfraktionen, wie bei PRÜEB, 1992; ZEIN und BRÜMMER, 1989 u. 1991 sowie in DIN V 19.730 beschrieben, mit 1n Ammoniumnitratlösung extrahiert. Anstelle eines Überkopfschüttlers wurde jedoch ein Gerät mit horizontaler Bewegung des Schütteltisches eingesetzt. Die Schütteldauer betrug zwei Stunden. Danach wurden die Proben zentrifugiert (15 min., bei 2500 U/min), membranfiltriert (0,45  $\mu\text{m}$ ) und in säuregespülte PE-Flaschen überführt. Das Filtrat wurde mit 0,5 ml konz.  $\text{HNO}_3$  stabilisiert und ebenfalls an der AAS (Flamme, Cd und Cr am Graphitrohr) untersucht. Die Analytik an der Flammen-AAS ergab einige Schwierigkeiten, da sich durch Matrixeinflüsse der Ammoniumnitratextrakte vor allem bei Fe und Cu die Absorptionswerte ständig veränderten. Daher mußten jeweils nach 5 - 10 Messungen neue Eichkurven (jeweils 6 Werte) erstellt werden. Es ließ sich keine Kalibrierung im Konzentrationsbereich vornehmen, da das Gerät durch kontinuierliches Triften der Absorptionswerte keine Eichgerade berechnen konnte. Verbunden damit war während des Messens eine Verringerung der Meßgenauigkeit und somit auch ein Ansteigen der relativen Variationskoeffizienten.

### 4.3.2 Wasser- und Immissionsproben

Bei der Probenahme aus der fließenden Welle oder an Quellen wurde in zahlreichen Fällen auf elektrochemischem Wege pH-Wert (WTW-pH Digi 550), Temperatur, Sauerstoffgehalt (WTW-Oxi Digi 550) und die Leitfähigkeit (WTW LF-Digi 550) ermittelt. Daneben wurde in einigen Fällen mit Hilfe von Micro- und Spectroquant-Tests (Auswertung z.T. mit Photometer SQ 118) im Gelände die Gehalte von Ammonium, Nitrat, Nitrit, Phosphat, Chlorid sowie Gesamt- und Karbonathärte und die Trübe bestimmt. Stellenweise (in den Tabellen vermerkt) wurden Wasserproben auf diese chemischen Parameter auch im Labor untersucht. Dabei wurde photometrisch Ammonium mit Neßlers Reagenz

<sup>4</sup> Bereits hier sei darauf verwiesen, daß die Wahl des Aufschlußverfahrens eine wesentliche Rolle bei der Erfassung der „Gesamtgehalte“ spielt. So muß damit gerechnet werden, daß der Aufschluß nach KRISHNAMURTY et al. (1976) gegenüber einem Perchlorsäureaufschluß niedrigere Elementgehalte liefert. Wie jedoch die Untersuchung verschiedener Aufschlußverfahren ergab (Kap. 4.4.1), entsprechen die Werte des  $\text{HNO}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ -Aufschlusses weitgehend dem als DIN-Norm vorgeschlagenen Königswasseraufschluß, so daß - einschließlich der unter Kap. 4.4.1 genannten Gründe - das verwendete Verfahren gerechtfertigt erscheint.

bei 425 nm, Nitrat mit Natriumsalicylatlösung und Kaliumnatriumtartrat-Natronlauge bei 420 nm, Nitrit mit Sulfanilamidlösung und N-(1-Naphthyl)-Ethylendiamin bei 530 nm und o-Phosphat mit Vanadat-Molybdat-Reagenz bei 405 nm gemessen. Chlorid (Silbernitrat und Kaliumchromat) und Gesamthärte (EDTA-Lösung) wurden maßanalytisch bestimmt.

Zur Ermittlung der Schwermetallgehalte wurden die mit  $\text{HNO}_3$  stabilisierten wäßrigen Proben am Rotationsverdampfer eingedampft, mit  $\text{HNO}_3$  (65%ig) aufgenommen, wieder eingedampft, aufgenommen, eingedampft und schließlich endgültig in 25 ml 10%iger  $\text{HNO}_3$  aufgenommen. Nach Behandlung des Kolbens im Ultraschallbad (1 min) wurde die Lösung über einen säuregespülten Faltenfilter in eine ebenfalls säuregespülte PE-Flasche filtriert. Das Filtrat wurde wie oben beschrieben an der AAS (sowohl FAAS, als auch GFAAS) analysiert.

Beladene Hyphanfilter (s. Kap. 4.2.2 und 4.4.2) wurden mit  $\text{HNO}_3/\text{H}_2\text{O}_2$  aufgeschlossen und anschließend ebenfalls an der AAS untersucht. Sämtliche Proben wurden gegen Blindwerte gemessen.

### 4.3.3 Pflanzen-, Aufwuchs- und Pecorinoproben

Blätter, bei denen die Cuticula abgelöst wurde, um die Blattaufgaben differenziert zu erfassen, wurden exakt 30 s mit Chloroform geschüttelt. Eine längere Schüttelzeit wurde vermieden, um nicht das innere Blatt anzugreifen. Die Restblätter wurden in Porzellanschalen bei 60 °C getrocknet und anschließend gemahlen.

Sämtliche gemahlene Proben (auch die der gewaschenen oder ungewaschenen Blätter, der Aufwuchsversuche und der Pecorinoproben) wurden nach dem  $\text{HNO}_3/\text{H}_2\text{O}_2$  Aufschluß an der AAS auf ihre Schwermetallgehalte untersucht.

## 4.4 FEHLERBETRACHTUNG ZUR SCHWERMETALL- UND BODENANALYTIK

Bei der Fehlerbeurteilung spielt die Probenahmeproblematik (GRIFFITH, J. C., 1967; KÖHLER, K., 1966; SCHROLL, E., 1975) die wichtigste Rolle. Um diesen Fehler möglichst gering zu halten, wurden die in den Kapiteln 4.1.2.1 und 4.2.1 beschriebenen Verfahren angewendet.

Zur Beurteilung der zufälligen und systematischen Fehler (TÖLG, G., 1973; TSCHÖPEL, P. et al., 1980) wurden sowohl einzelne Verfahren der Probenvorbereitung gegeneinander getestet, als auch die Standardabweichungen und relativen Variationskoeffizienten durch Mehrfachbestimmungen ermittelt.

### 4.4.1 Böden und Sedimente

Hierbei konnten Fehler neben der Probenahme vor allem auch bei der Probenvorbereitung, dem Einwiegen (vernachlässigbar), dem Aufschlußverfahren, beim Messen und beim Auswerten auftreten. Zur Beurteilung der Reproduzierbarkeit und Richtigkeit der Analysen und somit zur Absicherung der Verfahren wurden daher

- unterschiedliche Vorbehandlungsmethoden,
- verschiedene Aufschluß- und Analysemethoden,
- Mehrfachbestimmungen und
- Vergleichsmessungen mit Referenzmaterialien durchgeführt.

Die Arbeiten hierzu wurden u.a. im Umweltamt der Stadt Darmstadt (Dr. Höllwarth, Herr Schäfer), in der Kernchemie (Prof. Lieser, Frau Bowitz) und am Mineralogischen Institut der TH Darmstadt (Prof. Müller, Herr Apfelbach) vorgenommen.

Bei den **Vorbehandlungsmethoden** wurden Proben zum einen gemörsert, zum anderen im Achatmahlbecher einer Kugelmühle gemahlen. Wie sich aus Tabelle 4.4.1/1 entnehmen läßt, führt das Mahlen der Proben im Achatmahlbecher zu einer besseren Homogenisierung und damit zu geringeren relativen Variationskoeffizienten bei der Analytik.

Tab. 4.4.1/1: Test unterschiedlicher Vorbehandlungsmethoden bei der Schwermetallanalytik

	Schwermetallgehalte in mg/kg TG					
	Cr	Ni	Cu	Cd	Hg	Pb
Probe im Mörser gemahlen, Feinboden abgeseibt	7,5 - 10,0	7,0 - 8,0	44 - 74	0,9 - 2,0	0,8 - 2,7	132 - 139
Probe im Achatmahlbecher der Kugelmühle 1h gemahlen, Feinboden abgeseibt	8,6 - 9,7	7,4 - 8,0	61 - 64	0,6 - 0,7	2,1 - 2,3	129 - 131
Probe: Sediment aus Kanalisation, Erzhausen, Messeler Straße Analytik: Schäfer, Umweltamt Darmstadt, am 06.03.1989 (4-fach Bestimmung)						

Bei der Untersuchung verschiedener **Aufschlußverfahren** wurden drei naßchemische Verfahren ( $\text{HNO}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ , Königswasser und Flußsäure) gegeneinander getestet (FRIEDRICH, H., 1983). Die Tabelle 4.4.1/2 (im Anhang) zeigt das Resultat. Tabelle 4.4.1/3 (im Anhang) stellt die Ergebnisse eines Vergleiches zwischen dem Königswasseraufschluß und dem  $\text{HNO}_3/\text{H}_2\text{O}_2$  - Verfahren bei Mehrfachbestimmungen dar.

Aus den Tabellen läßt sich entnehmen, daß die mit dem  $\text{HNO}_3/\text{H}_2\text{O}_2$  - Aufschluß gewonnenen Schwermetallwerte je nach Element und Konzentration niedriger, gleich oder höher sind als die Gehalte des Königswasseraufschlusses (DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (Hrsg.); DIN 38414, Teil 7, 1982). Meist sind die Unterschiede nur gering. Bei Eisen und Chrom liegen die Werte des Salpetersäure/Wasserstoffperoxid-Aufschlusses allerdings deutlich unter denen des Königswasseraufschlusses, während es bei Quecksilber genau umgekehrt ist. Beim Flußsäureaufschluß sind die Cadmium-, Nickel-, Eisen- und Chromgehalte höher als bei den beiden letzten Aufschlußverfahren, weil hierbei auch verstärkt der silikatisch gebundene Schwermetallanteil in Lösung geht.

Da der überwiegende Teil der Schwermetallanalytik im Zentrallabor des Umweltamtes der Stadt Darmstadt durchgeführt wurde, wurde deren Aufschlußverfahren ( $\text{HNO}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ ) übernommen. Dieses Verfahren reicht nach FÖRSTNER (1981, S. 167) für umweltbezogene Fragestellungen aus, da lediglich ein Teil der silikatisch gebundenen Schwermetalle nicht erfaßt werden. Dem  $\text{HNO}_3/\text{H}_2\text{O}_2$  - Aufschluß wurde darüber hinaus der Vorzug gegeben, weil das Labor des Umweltamtes durch eine Beteiligung an Ringanalysen die staatliche Anerkennung hatte, und das genannte Verfahren unproblematischer und zeitsparender als die DIN-Methode ist.

In der Literatur werden auch zahlreiche andere **Analysemethoden** dargestellt (AITANG, H. u. HÄNI, H., 1983; BEITZ, L. et al., 1980; BÜRGER, H., 1978; HERMS, U., 1982; HERMS, U. u. BRÜMMER, G.W., 1980; HILLER, D.A. u. BRÜMMER, G.W., 1991; LICHTFUSS, R. u. BRÜMMER, G.W., 1978; LICHTFUSS, R. u. NEUMANN, U., 1982; RECKE, M., 1987; RETHFELD, H. et al., 1975; ROSOPULO, A. et al., 1980). Dabei ist die Röntgenfluoreszenzanalyse ein häufig verwendetes Multielementverfahren, welches ohne vorhergehenden Aufschluß Analysedaten liefert. Dies war der Anlaß, daß 18 Bodenproben aus dem Marganei sowohl naßchemisch als auch mittels energiedispersiver und wellenlängendispersiver RFA gemessen wurden. Die energiedispersive RFA erfolgte an Pulverschüttproben und wurde am Institut für Kernchemie der TH Darmstadt durch Frau Bowitz durchgeführt. Herr Apfelbach vom Mineralogischen Institut der TH Darmstadt analysierte die zu Tabletten gepreßten Proben an einer wellenlängendispersiven RFA. Alle Proben waren, wie an anderer Stelle beschrieben, vorbehandelt (Achatmahlbecher, abgeseibter Feinboden). Da die Ergebnisse der einzelnen RFA-Messungen untereinander extrem abwichen und deutlich von den mit einem  $\text{HNO}_3/\text{H}_2\text{O}_2$  - bzw. Königswasseraufschluß gewonnenen Werten differierten (als Beispiel sind die Bleigehalte in Tabelle 4.4.1/4 im Anhang aufgeführt), wurde die RFA nicht als Analyseverfahren gewählt.

Zur Beurteilung der Zufallsfehler wurden die Standardabweichungen und die relativen Variationskoeffizienten durch **Mehrfachbestimmungen** von Bodenproben aus allen drei Einzugsgebieten berechnet. Die Ergebnisse sind in Tabelle 4.4.1/5 dargestellt.

Tab. 4.4.1/5: Mehrfachbestimmungen von Einzelproben zur Ermittlung statistischer Kennzahlen

Einzugs- -gebiet	Standort	Gesamtgehalte in mg/kg TG							
		Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb
Pixinamanna	5a Ah	8,9	10.445	17,9	13,6	40	1,03	0,018	19
		8,6	10.380	18,4	14,2	43	1,10	0,018	19
		9,0	10.525	17,8	14,3	44	1,08	0,015	20
		9,1	10.245	17,1	14,3	39	1,05	0,018	18
		8,4	10.260	17,5	13,4	40	1,05	0,020	18
		8,6	10.245	17,9	13,7	40	1,03	0,020	18
	13 Ah	3,7	5.000	2,1	5,2	14	0,25	0,020	22
		3,4	4.970	1,6	4,2	15	0,21	0,015	19
		3,6	4.750	1,9	4,8	13	0,23	0,015	21
		3,5	4.700	2,0	4,9	15	0,24	0,015	20
		3,5	4.900	2,1	5,1	17	0,24	0,020	21
	15 Ah	4,7	8.700	3,8	5,8	22	0,32	0,020	20
		5,1	8.400	3,2	5,8	19	0,23	0,020	19
	25 Ah	4,0	8.100	2,7	4,3	38	0,81	0,040	25
		3,7	8.050	2,7	4,5	50	0,57	0,040	26
	26 Ah	10,0	13.600	4,0	8,1	57	0,80	0,060	30
		11,0	13.250	4,0	7,0	55	0,50	0,045	29
	31 Ah	4,5	8.100	2,5	6,3	50	0,80	0,030	25
		5,0	7.500	3,0	6,0	45	0,45	0,030	21
	50 Ah	8,3	12.050	5,3	8,1	71	0,85	0,030	63
7,6		10.500	4,5	7,7	72	0,80	0,030	64	
Marganei	63/4a	9,4	51.920	57,8	739	92.000	380	9,4	23.840
		9,4	51.940	56,9	747	101.400	417	11,6	22.620
		9,2	49.790	56,2	746	96.400	399	10,1	23.260
		9,4	50.660	58,8	751	94.200	377	10,1	23.240
		9,1	48.520	55,7	742	98.000	381	10,9	25.540
		9,1	49.720	57,1	744	92.400	403	10,8	26.090
		9,2	50.450	57,0	742	97.500	405	11,0	25.150
Portoscuso	3 R	3,5	4.450	3,8	11,0	66	0,68	0,040	39
		3,1	4.050	3,3	10,7	65	0,64	0,035	36
		3,4	4.350	3,6	10,9	58	0,68	0,040	39
		3,5	4.750	4,0	11,9	70	0,70	0,045	41
		3,6	4.900	4,3	11,5	79	0,73	0,045	44
		3,3	4.500	2,7	11,3	63	0,69	0,040	38
		Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb
Pixinamanna	Mittelwert	8,8	10.350	17,8	13,9	41	1,06	0,018	19
5a Ah	Stand.abw.	0,3	119	0,4	0,4	2	0,03	0,002	1
	rel. Var.koef. in %	1,5	0,5	1,0	1,3	2,2	1,2	4,5	2,0
Pixinamanna 13 Ah	Mittelwert	3,5	4.864	1,9	4,8	15	0,23	0,017	21
	Stand.abw.	0,1	133	0,2	0,4	1	0,02	0,003	1
	rel. Var.koef. in %	1,6	1,4	5,3	4,0	5,0	3,2	8,1	2,8
Marganei 63/4a	Mittelwert	9,3	50.429	57,1	744	95.986	395	10,6	24.249
	Stand.abw.	0,1	1.233	1,0	4	3.361	15	0,7	1.334
	rel. Var.koef. in %	0,6	1,0	0,7	0,2	1,4	1,6	2,8	2,2
Portoscuso 3 R	Mittelwert	3,4	4.500	3,6	11	67	1	0,0	40
	Stand.abw.	0,2	300	0,6	0	7	0	0,0	3
	rel. Var.koef. in %	2,4	3,0	7,0	1,8	4,8	1,9	4,1	3,1

Aus der Tabelle ist zu entnehmen, daß je nach Untersuchungsgebiet und Schwermetallkonzentration die relativen Variationskoeffizienten

- bei Cr zwischen 0,6% und 2,4%,
- bei Fe zwischen 0,5% und 3,0%,
- bei Ni zwischen 0,7% und 7,0%,
- bei Cu zwischen 0,2% und 4,0%,
- bei Zn zwischen 1,4% und 5,0%,

- bei Cd zwischen 1,2% und 3,2%,
- bei Hg zwischen 2,8% und 8,1% und
- bei Pb zwischen 2,0% und 3,1% schwanken.

Die relativen Variationskoeffizienten für die Schwermetallbestimmung aus den Ammoniumnitratextrakten erreichten (5fach Bestimmung) bei Cr bis 3%, bei Fe bis 11%, bei Cu bis 25%, bei Zn bis 4%, bei Cd bis 2% und bei Pb bis 12%.

Im Rahmen umfassender Untersuchungen Darmstädter Kleingartenböden (HARRES, H. P. et al, 1989) wurden die relativen Variationskoeffizienten (in %) der anderen bodenanalytischen Verfahren ermittelt. Die dabei erzielten Ergebnisse werden für die Arbeit übernommen. Sie betragen:

- beim pH-Wert 0,1%,
- bei der CaCO<sub>3</sub> - Bestimmung 0,02% und
- bei der Bestimmung der organischen Substanz 0,8%.

Bei den im Umweltamt durchgeführten **Vergleichsmessungen** wurden die Referenzmaterialien CRM 141 (kalkhaltiger Lehmboden) und CRM 142R (sandiger Boden) der Commission of the European Communities eingesetzt: Die Abweichungen der Schwermetallkonzentrationen von den angegebenen Werten waren je nach Element unterschiedlich, bewegten sich aber insgesamt in einem akzeptierbaren Rahmen.

#### 4.4.2 Wasserproben

Die Schwermetallanalytik im Ausland gewonnener Wasserproben ist - wie bereits ausgeführt - häufig erst sehr spät nach der Probenahme möglich und somit problematisch. Daher wurden nur die Proben, die bald nach der Entnahme analysiert werden konnten, mit HNO<sub>3</sub> stabilisiert und (wie in Kap. 4.3.2 beschrieben) bearbeitet. Für die anderen Wasserproben wurde ein Verfahren gewählt, bei dem eine Anreicherung der gelösten und/oder suspendierten Schwermetalle an einem schwermetallspezifischen Ionenaustauscher erfolgte. Als Austauscher wurde Hyphan verwendet. Hyphan ist ein auf Cellulosebasis aufgebauter chelatbildender Austauscher mit 1-(2-Hydroxyphenylazo)-2-naphthol als wirksame Gruppe (Riedel-de Haën, o. J.; BURBA, P. et al., 1978a; BURBA, P. et al., 1978b). Folgt man den Angaben der Entwickler bzw. Hersteller, so ist Hyphan aufgrund der komplexchemischen Eigenschaften, der Stabilität, dem kinetischen Verhalten und der Schwermetallselektivität speziell für die Abtrennung und Anreicherung der in der Arbeit untersuchten Elemente aus wäßrigen Lösungen geeignet (BURBA, P. et al., 1978c; GOLDBACH, K. u. LIESER, K.H., 1982; LIESER, K.H. et al., 1977; LIESER, K.H. et al., 1980; RÖBER, H.M., 1978).

Zur Abschätzung der Eignungsgrenzen wurden die Wiederfindungsraten der jeweiligen Elemente bestimmt. Es zeigte sich, daß sehr gute Wiederfindungsraten lediglich bei Kupfer und Eisen existieren (Tab. 4.4.2/1) . Die Elemente Hg, Pb, Zn und Ni haben noch akzeptable Wiederfindungsraten. Diese liegen auch bei höheren Schwermetallgehalten im Wasser noch zwischen 50 und 60%. Die Wiederfindungsraten von Chrom sind über alle Konzentrationsbereiche sehr niedrig, während bei Cadmium lediglich höhere Konzentrationen durch geringe Wiederfindungsraten ausgezeichnet sind.

Die Kenntnis dieser Wiederfindungsraten ist notwendige Voraussetzung zur Beurteilung der Elementgehalte der untersuchten Wasserproben<sup>5</sup>. Sie machen allerdings auch gleichzeitig klar, daß diese Methode nicht die direkte Bestimmung säurestabilisierter Proben ersetzen kann. Da jedoch unter den bei Arbeiten im Ausland herrschenden Bedingungen häufig keine andere Möglichkeit besteht, ist ihr Einsatz gerechtfertigt.

<sup>5</sup> Bei insgesamt niedrigen Elementkonzentrationen empfiehlt sich zur Interpretation der Hyphanwerte zusätzlich zu den Wiederfindungsraten in einzelnen Fällen auch die Gehalte aus säurestabilisierten Proben zu messen. So zeigt beispielsweise Tab. 4.1.2.2/4 (im Anhang) zwei Tagesgänge (29.3.1984 und 8.3.1986) an der Probenstelle 10 des Pixinamanna, bei denen einmal die Schwermetallgehalte aus säurestabilisierten Proben, das andere Mal aus Hyphanproben gemessen wurden. Die Gehalte der Hyphanproben liegen dabei - bis auf die Nickelwerte - deutlich niedriger als die der säurestabilisierten Proben. Wie jedoch aus zahlreichen Wasseranalysen säurestabilisierter Proben an Probenstelle 10 dieser Torrente bekannt ist (s. Kap. 6.1.2), liegen die - entsprechend den Wiederfindungsraten hochgerechneten - Hyphanwerte in dem zu erwartenden Konzentrationsspektrum und gestatten daher eine sichere Interpretation.

Tab. 4.4.2/1: Wiederfindungsraten einzelner Schwermetalle bei der Anreicherung an Hyphan

Wiederfindungsraten bei der Schwermetallanreicherung an Hyphan							
Element	erwartet in µg/l	gefunden in µg/l	Wiederfindungs- rate in %	Element	erwartet in µg/l	gefunden in µg/l	Wiederfindungs- rate in %
Cr	8	2	25	Zn	2	1	63
	16	5	31		4	3	66
	40	12	29		10	6	60
	80	26	32		20	14	69
	120	22	18		30	21	70
	160	26	16		40	26	64
	200	30	15		50	31	62
	240	20	8		60	38	64
	320	10	3	80	47	58	
Fe	8	6	69	Cd	2	1	58
	16	13	78		4	3	69
	40	33	81		10	7	74
	80	68	84		20	13	63
	120	96	80		30	20	65
	160	119	74		40	24	61
	200	167	83		50	28	56
	240	185	77		60	26	44
	320	270	84	80	31	39	
Ni	8	5	56	Hg	0,2	0	63
	16	10	63		0,4	0	74
	40	26	64		1	1	69
	80	41	50		2	1	62
	120	74	61		3	2	66
	160	85	53		4	2	56
	200	100	50		5	3	58
	240	131	54		6	3	50
	320	182	57	8	4	52	
Cu	8	7	81	Pb	8	6	75
	16	13	81		16	13	78
	40	32	79		40	29	71
	80	67	84		80	59	74
	120	100	83		120	82	68
	160	131	82		160	104	65
	200	148	74		200	134	67
	240	188	78		240	150	62
	320	264	83	320	192	60	

Methode: zu 1 l Wasser jeweils 0,2 g Hyphan; 0,5 h am Magnetrührer gerührt; Membranfiltration;  
 Aufschluß des hyphanbeladenen Filters mit HNO<sub>3</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>; Flammen AAS; 1 l auf 50ml

Wegen der Varianz der Schwermetallgehalte bei Parallelproben (siehe Tab. 4.1.2.2/1) wurden die Standardabweichungen und relativen Variationskoeffizienten der mit HNO<sub>3</sub> stabilisierten Proben durch Mehrfachbestimmungen von Wasser mit bekanntem Schwermetallspektrum durchgeführt. Die Arbeiten wurden im Umweltlabor der Stadt Darmstadt vorgenommen. Dabei wurden die Proben genau so vorbehandelt wie die der Fließgewässer bzw. wie die Immissionsproben. Tabelle 4.4.2/2 (nächste Seite) zeigt die Ergebnisse.

Es zeigt sich, daß einerseits hierbei die Wiederfindungsraten deutlich höher liegen und somit günstiger sind als bei der Analyse von Hyphanproben. Dennoch werden nur in den seltensten Fällen die vorgegebenen Schwermetallmengen exakt nachgewiesen. Die relativen Variationskoeffizienten liegen im Vergleich zu den Paralleluntersuchungen der Bodenproben wegen der größeren Spannweiten der Einzelanalysen im Mittel ungünstiger.

**Tab. 4.4.2/2:** Mehrfachbestimmungen von Wasserproben mit bekannten Schwermetallgehalten zur Ermittlung statistischer Kennzahlen.

Mehrfachbestimmung von Wasserproben									
Element	erwartet in µg/l	jeweils gefunden in µg/l							mittlere Wiederfindungsrate in %
		1. Probe	2. Probe	3. Probe	4. Probe	5. Probe	6. Probe	7. Probe	
Cr	5	3,7	4,1	3,6	3,4	4,3	3,8	4,1	77
Fe	50	43	54	42	43	46	42	45	90
Ni	5	4,2	4,8	4,6	4,1	3,9	4,7	4,3	87
Cu	10	9,3	8,9	9,8	9,4	9,1	9,1	9,4	93
Zn	50	41	39	45	47	43	41	44	86
Cd	1	0,80	0,75	0,70	0,85	0,75	0,70	0,85	77
Hg	0,2	0,155	0,180	0,140	0,175	0,170	0,165	0,180	83
Pb	10	9,6	9,4	9,4		9,1	9,5	9,7	95

Element	Arith. Mittelwert	Standardabweichung	rel. Var.koef. in %
Cr	3,82	0,32	3,40
Fe	46	4,24	3,86
Ni	4,32	0,34	3,14
Cu	9,30	0,29	1,28
Zn	43	2,73	2,61
Cd	0,77	0,06	3,38
Hg	0,164	0,015	3,60
Pb	9,38	0,21	1,23

#### 4.4.3 Pflanzenproben

Die für die Interpretation der Pflanzenanalysen notwendigen Standardabweichungen und relativen Variationskoeffizienten wurden ebenfalls durch Mehrfachbestimmungen berechnet. Die Ergebnisse sind in den Tabellen 4.4.3/1 (im Anhang) und 4.4.3/2 dargestellt.

**Tab. 4.4.3/2:** Statistische Kennzahlen der Pflanzenproben

Standort	Pflanze	Entnahmezeitpunkt	statistische Werte	Elementgehalte in µg/kg TG					
				Fe	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb
Pixi 39	Inula viscosa	Jul 86	Mittelwert	418	10,8	70	1,76	0,045	4,9
			Stand.abw.	23,62	0,69	7,14	0,12	0,008	0,54
			rel. Var.koef.in%	2,83	3,21	5,12	3,47	8,66	5,52
Porto 22	Inula viscosa	Jul 86	Mittelwert	2987	18,4	666	6,66	0,323	177,4
			Stand.abw.	142,83	1,26	49,55	0,36	0,025	12,56
			rel. Var.koef.in%	2,39	3,43	3,73	2,74	3,90	3,55
Pixi 19/1	Pistazia lentiscus	Mär 87	Mittelwert	53	6,1	11	nn	0,029	nn
			Stand.abw.	1,67	0,18	1,10	n.b.	0,002	n.b.
			rel. Var.koef.in%	1,59	1,46	4,91	n.b.	3,67	n.b.
Marg.52	Pistazia lentiscus	Jul 86	Mittelwert	90	3,5	21	nn	0,084	6,6
			Stand.abw.	2,59	0,23	0,89	n.b.	0,006	0,23
			rel. Var.koef.in%	1,44	3,26	2,17	n.b.	3,70	1,73
Pixi 19/6	Arbutus unedo	Mär 87	Mittelwert	34	2,1	26	nn	0,020	nn
			Stand.abw.	1,00	0,11	1,64	n.b.	0,001	n.b.
			rel. Var.koef.in%	1,47	2,77	3,14	n.b.	2,77	n.b.
Marg 36	Arbutus unedo	Jul 86	Mittelwert	129	3,6	72	0,55	0,032	10,2
			Stand.abw.	5,45	0,40	4,82	0,04	0,004	2,39
			rel. Var.koef.in%	2,12	5,50	3,36	3,30	5,99	11,94
Marg 21	Quercus ilex	Jan 91	Mittelwert	242	15,3	110	0,50	0,055	22,4
			Stand.abw.	5,76	0,77	6,19	0,04	0,006	2,88
			rel. Var.koef.in%	1,19	2,53	2,83	3,54	5,20	6,48
Marg 10	Quercus ilex	Jan 91	Mittelwert	1582	8,6	168	0,47	0,113	203,4
			Stand.abw.	33,68	0,53	7,60	0,09	0,010	7,40
			rel. Var.koef.in%	1,06	3,08	2,27	9,82	4,33	1,82
Pixi 45	Quercus ilex	Jul 86	Mittelwert	61	3,5	11	nn	0,022	nn
			Stand.abw.	3,49	0,36	0,89	n.b.	0,006	n.b.
			rel. Var.koef.in%	2,88	5,24	4,23	n.b.	13,31	n.b.
Porto 1	Vitis vinifera hort.	Jul 86	Mittelwert	218	19,7	205	3,24	0,510	47,0
			Stand.abw.	8,87	0,90	8,84	0,15	0,045	4,42
			rel. Var.koef.in%	2,03	2,27	2,16	2,34	4,40	4,71
Porto 44	Vitis vinifera hort.	Jul 86	Mittelwert	200	40,0	181	1,64	0,400	41,2
			Stand.abw.	12,47	2,03	7,09	0,15	0,050	2,17
			rel. Var.koef.in%	3,12	2,54	1,96	4,64	6,29	2,63

Man erkennt, daß die relativen Variationskoeffizienten bei den einzelnen Pflanzen sehr unterschiedlich sind. Diese variieren bei den einzelnen Elementen und den verschiedenen Pflanzen in den unten aufgeführten Prozentbereichen.

<b>Eisen:</b>	<i>Inula viscosa</i> (2,39 - 2,83) <i>Pistazia lentiscus</i> (1,44 - 1,59) <i>Arbutus unedo</i> (1,47 - 2,12) <i>Quercus ilex</i> (1,06 - 2,88) <i>Vitis vinifera hort.</i> (2,03 - 3,12)
<b>Kupfer:</b>	<i>Inula viscosa</i> (3,21 - 3,43) <i>Pistazia lentiscus</i> (1,46 - 3,26) <i>Arbutus unedo</i> (2,77 - 5,50) <i>Quercus ilex</i> (2,53 - 5,24) <i>Vitis vinifera hort.</i> (2,27 - 2,54)
<b>Zink:</b>	<i>Inula viscosa</i> (3,73 - 5,12) <i>Pistazia lentiscus</i> (2,17 - 4,91) <i>Arbutus unedo</i> (3,14 - 3,36) <i>Quercus ilex</i> (2,27 - 4,23) <i>Vitis vinifera hort.</i> (1,96 - 2,16)
<b>Cadmium:</b>	<i>Inula viscosa</i> (2,74 - 3,47) <i>Arbutus unedo</i> (3,30) <i>Quercus ilex</i> (n.b. - 9,82) <i>Vitis vinifera hort.</i> (2,34 - 4,64)
<b>Quecksilber:</b>	<i>Inula viscosa</i> (3,90 - 8,66) <i>Pistazia lentiscus</i> (3,67 - 3,70) <i>Arbutus unedo</i> (2,77 - 5,99) <i>Quercus ilex</i> (4,33 - 13,31) <i>Vitis vinifera hort.</i> (4,40 - 6,29)
<b>Blei:</b>	<i>Inula viscosa</i> (3,55 - 5,52) <i>Pistazia lentiscus</i> (n.b. - 1,73) <i>Arbutus unedo</i> (n.b. - 11,94) <i>Quercus ilex</i> (n.b. - 6,48) <i>Vitis vinifera hort.</i> (2,63 - 4,71)

Es zeigt sich, daß - bezogen auf das Mittel aus allen Elementen - *Quercus ilex* und *Inula viscosa* die höchsten relativen Variationskoeffizienten besitzen. *Pistazia lentiscus* zeichnet sich demgegenüber durch die günstigsten relativen Variationskoeffizienten aus.

#### 4.5 WACHSTUMSVERSUCHE AUF UNTERSCHIEDLICH BELASTETEN BÖDEN

Zur Abschätzung der potentiellen Einflüsse, die unterschiedlich hohe Bodenschwermetallgehalte auf Vegetation und Nahrungsketten haben, reicht eine differenzierte Erfassung der Elementkonzentrationen der im Freiland wachsenden realen Vegetation nicht aus. Insbesondere aus den Arbeiten von DUECK, T.A. et al. (1984), FEJEREISSEN, S. (1986), FILIPINSKI, M. (1989), KUNTZE, H. u. FÖRSTER, C. (1986), KUNTZE, H. et al. (1991), PLUQUET, E. et al. (1990), SOMMER, B. u. MARSCHER, H. (1986), SOMMER, B. u. STRITESKY, A. (1976), und STYPEREK, P. (1986) wird deutlich, daß Gefäßversuche mit Pflanzen weitergehende Aussagen zulassen. Dies hängt u.a. damit zusammen, daß sich die Vielzahl der Einflußgrößen des Pflanzenwachstums reduzieren läßt. So lassen sich - vor allem auch gegenüber Freilandversuchen - wichtige Wachstumsparameter (Lichtverhältnisse, Temperatur, Feuchtigkeit u.a.) so regeln, daß optimale Voraussetzungen für die Pflanzenentwicklung herrschen.

Darüber hinaus lassen sich die Anzuchtbedingungen während des gesamten Aufwuchsversuches konstant halten. Dies erleichtert die Beurteilung der einwirkenden Stressoren. Somit können über Veränderungen biochemischer und physiologischer Reaktionen sowie der Morphologie der Testpflanzen Rückschlüsse auf die Rolle der Stressoren gezogen werden. Da im Labor außerdem immissionsbe-

dingte Stoffeinträge auf die oberirdischen Pflanzenteile ausgeschlossen werden können, lassen sich aus den Elementgehalten der Blätter die Aufnahmeraten durch die Wurzeln ermitteln. Dadurch sind Aussagen zum Transfer zwischen Boden und Pflanze möglich.

Für die vorliegende Fragestellung wurden daher Kulturpflanzen gesucht, die sowohl ein sehr hohes Aneignungsvermögen für Schwermetalle aufwiesen, als auch für die morphologische und chemische Bioindikation geeignet waren. Die Wahl fiel auf Spinat (*Spinacia oleracea* L.) (BÖHNKE, E., 1990; KUNTZE, H. et al, 1991) und Kresse (*Lepidium sativum* L.) (AL-TAYYAR, A.J., 1981; SCHÖNBECK, H., 1974; SCHÖNBECK, H. u. van HAUT, H., 1971; SCHUBERT, R., 1985; STEUBING, L. u. KUNZE, C., 1972; THEISS, H., 1989) als Testpflanzen. Diese beiden Pflanzen wurden ausgesucht, weil sie neben den o.g. Aspekten ohne umfangreiche Wartung in Gefäßversuchen leicht kultivierbar waren, eine rasche und annähernd 100%ige Keimung aufwiesen (Kresse) und nach einer relativ kurzen Aufwuchszeit auf Schadstoffeinflüsse hin untersucht werden konnten.

Diese Testpflanzen wurden auf unterschiedlich mit Schwermetallen belasteten Böden der drei Untersuchungsgebiete aufgezogen. Zum Einsatz kamen beim Spinat je 10 Böden pro Arbeitsgebiet. Diese Versuchsreihe wurde von Frau E. BÖHNKE durchgeführt. Die Ergebnisse - auf die hier zurückgegriffen wird - sind in ihrer Magisterarbeit (BÖHNKE, E., 1990) publiziert. Die Wachstumsversuche mit Kresse wurden auf 85 Böden des Untersuchungsgebietes Pixnamanna sowie auf 97 Böden aus dem Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa und 70 Böden aus dem Bereich um Portoscuso vorgenommen. Als Kriterium für die Auswahl der Böden aus den einzelnen Arbeitsgebieten diente die Variationsbreite der Bodenschwermetallgehalte.

#### 4.5.1 Auswahl und Vorbehandlung des Pflanzenmaterials

Für die Wachstumsversuche wurde sowohl beim Spinat als auch bei der Kresse unpiliertes und ungebeiztes Saatgut eingesetzt. Es handelte sich dabei jeweils um "Original Sperli Züchterpackungen". Verwendet wurde bei der zur Familie der Cruziferen gehörenden Kresse die Sorte "Einfache" oder "Krause Kresse". Beim Spinat (Familie: Chenopodiaceae) wurde die Züchtung "Tabu F1 Sperl." benutzt.

Um den Einfluß unterschiedlich großer Samenkörner auf den Wachstumsverlauf der Pflanzen ausgleichen zu können, mußte eine entsprechend hohe Zahl von Samen eingesetzt werden. Beim Spinat waren dies je 4 x 11 und bei der Kresse je 50 Samen. Da bei der Kresse die Wachstumsversuche über einen längeren Zeitraum erfolgen mußten (Dez. 1990 bis Juni 1991), wurde über den Versuchszeitraum hinweg in je 5 Petrischalen auf Filterpapier die Keimfähigkeit getestet. Es zeigte sich, daß diese sehr hoch lag (zwischen 96 und 100%) und im Zeitraum zwischen Dezember 1990 und Juni 1991 annähernd gleich blieb (Tab. 4.5.1/1). Lediglich der Zeitpunkt der Keimung verschob sich bei gleichem Saatgut im Laufe der Zeit. Dies bedeutete, daß beim letzten Kresstest (6/91) eine Keimverzögerung von ca. einem Tag festzustellen war. Dadurch konnte bei den protokollierten Keimungsraten der Einsaatzeitpunkt als Einflußgröße erfaßt und bei der Auswertung berücksichtigt werden. Somit ließ sich der Keimungs- und Wachstumsverlauf auf Unterschiedlichkeiten in den Testböden beziehen.

**Tab. 4.5.1/1:** Erfassung der Veränderung der Keimfähigkeit von Kresse zwischen Dezember 1990 und August 1992

Monat	Jahr	eingelegte Samen	gekeimte Samen					mittlere Keimungsrate in %
			1	2	3	4	5	
12	1990	je 50	50	49	50	50	48	99
2	1991	je 50	48	50	49	50	50	99
6	1991	je 50	47	50	49	49	48	97
10	1991	je 50	50	46	48	46	49	96
3	1992	je 50	49	45	46	44	46	92
8	1992	je 50	48	45	46	45	46	92

Vor der Einsaat wurden darüber hinaus die Samen auf ihre Schwermetallgehalte hin untersucht und 4 Wochen im Kühlschrank „vernalisiert“.

#### 4.5.2 Ansatz, Aufbau und Verlauf der Wachstumsversuche

Ansatz, Aufbau und Durchführung der Wachstumsversuche mit Spinat sind bei BÖHNKE, E., 1990, S. 60 - 63 beschrieben.

Die Wachstumsversuche mit Kresse wurden in Petrischalen durchgeführt. Vor Beginn der Anzucht wurden die einzelnen Schalen mit 40 g des durch ein Kunststoffsieb bis zur Sandfraktion (< 0,7 mm) abgeseibten Feinbodens gefüllt. Lediglich bei Böden mit hohem humosem Anteil war die einsetzbare Substanzmenge geringer. Verwendet wurden neben den Bodenproben der Arbeitsgebiete zwei Böden aus Darmstädter Kleingartenanlagen (HARRES, H.P. et al., 1989; UNGER, H.J., 1988), deren Schwermetallgehalte zum einen an der Obergrenze der in Böden vorkommenden „normalen Gehalte“ (SCHACHTSCHABEL, P. et al., 1992), zum anderen in deren Mitte lagen und die darüber hinaus unterschiedliche Humus- und Karbonatgehalte sowie Kornspektren aufwiesen. Diese Kontrollböden wurden in jeweils zwei Petrischalen bei jedem der insgesamt 4 Aufwuchsversuche eingesetzt. Die bodenphysikalischen und -chemischen Kennwerte dieser als Standard 1 und Standard 2 bezeichneten Böden sind aus Tabelle 4.5.2/1 (im Anhang) zu entnehmen.

Auf jeder Petrischale wurden nach einer leichten Befeuchtung des Bodens mit deionisiertem Wasser 50 Kressesamen gleichmäßig verteilt und leicht in den Boden eingedrückt.

Um Imbalancen im Nährstoffhaushalt der Böden auszugleichen und eine ausreichende Nährstoffversorgung der Pflanzen zu gewährleisten, wurden die Böden mit einem NPKM-Volldünger (Verhältnis 12:12:17:2) gedüngt. Es wurde dabei von einer Düngergabe von 1 g Stickstoff auf 6 kg Boden ausgegangen. Dieses Verhältnis wurde auf die Bodeneinwaage umgerechnet und in zwei Etappen (beim Einlegen der Samen und nach 9 Tagen) in Form einer 1:10 verdünnten Stammlösung auf den Boden aufgebracht.

Während des Aufwuchsversuches wurden die Schalen bis zu 3 mal täglich vorsichtig mit deionisiertem Wasser gegossen. Dabei wurde darauf geachtet, daß die Böden gut durchfeuchtet waren, ohne daß es zur Staunässebildung kam. Petrischalen, in denen es dennoch zur Übernässung kam - meist auf stark tonigen Substraten - wurden nicht in die spätere Auswertung (s. u.) einbezogen, da hierbei das Wachstumsverhalten der trockenstabilen Kresse vom zeitweiligen Wasserüberschuß geprägt wurde (Organreduktionen; siehe dazu auch AL TAYYAR, A.J., 1981, S. 13 f.). Eine Einstellung der Bodenfeuchte auf 70% der Wasserkapazität wie beim Spinat war bei der Kresse nicht möglich.

Die Aufwuchsproben wurden in einem fensterlosen Raum auf einem Tisch in sechs Reihen zu je 14 Schalen aufgestellt und durch eine über dem Tisch angebrachte Beleuchtungseinrichtung bestrahlt (s. Abb. 4.5.2/1 und Foto 4.5.2/1 im Anhang).

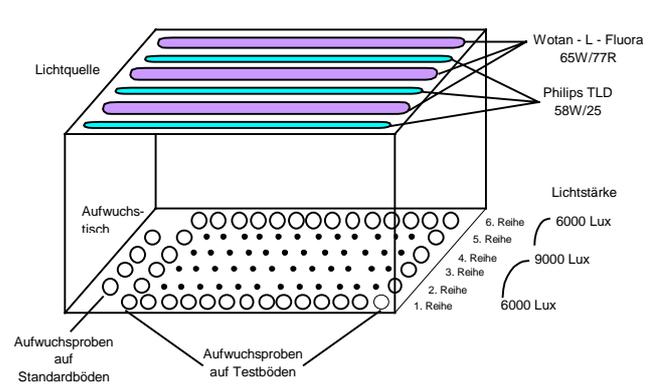


Abb. 4.5.2/1: Modell des Beleuchtungstisches und der Lage der Schalen beim Aufwuchsversuch mit Kresse

Für das zum Pflanzenwachstum notwendige Lichtspektrum (KLESCHNIN, A.F., 1960; NUERNBERGK, E.L., 1961; SAUBERER, F. u. HÄRTEL, O., 1959; SCHOSER, G., 1966; VEEN, R. van der u. MEIJER, G., 1958) sorgten dabei drei Leuchtstoffröhren der Marke WOTAN-L-FLUORA 65 W/77 R von Osram in Kombination mit drei Philips Leuchtstoffröhren TLD 58 W/25. Nach Angaben der Leuchtstoffröhrenher-

steller dominieren bei dieser Mischbeleuchtung die Wellenlängen zwischen 350 und 700 nm. Dabei reicht das Lichtspektrum sowohl in den blauen und grünen als auch in den gelben, orangefarbenen und roten Lichtbereich hinein, so daß insgesamt ein normaler Phototropismus zur Lichtquelle und normale Entwicklungsbedingungen (Chlorophyllbildung, Photosynthese, Blattstellung) zu erwarten waren.

Die Pflanzen wurden in einen solchen Abstand von den Lichtquellen gebracht, daß jede Schale eine Beleuchtungsstärke zwischen 6.000 (Rand des Leuchttisches) und 9.000 Lux (Leuchttischmitte) erhielt. Innerhalb dieses Beleuchtungsgefälles konnten keine Wachstumsunterschiede festgestellt werden. Die Beleuchtungsstärke der Fluora-L-Lampen lagen dabei bei 1.000 bis 1.500 Lux, was ebenfalls einer Tageslichtstärke von 6.000 bis 9.000 Lux entsprach (SCHOSER, G., 1966, S. 31). Kresse gehört zu den Langtagpflanzen, ihre Blattentwicklung verläuft aber optimal bei einer 10- bis 12stündigen Nachtperiode. Daher wurde die über eine Zeitschaltuhr gesteuerte Beleuchtungsdauer auf 12 Stunden täglich festgelegt.

Die Schwankungen der Temperatur lagen zwischen 20 °C (Nacht) und 25 °C (Tag, Erwärmung des Raumes durch die Röhren), hielten jedoch während der gesamten Aufwuchszeit annähernd gleich verlaufende Tagesgänge ein.

Die relative Luftfeuchte wurde mit Hilfe nasser Tücher und Wasserwannen auf 65 - 70% eingestellt. Temperatur und Feuchte wurden kontinuierlich mit Hilfe eines Thermo-Hygro-Schreibers kontrolliert. Somit waren insgesamt (Nährstoffe, Wasserversorgung, Licht, Temperatur, Feuchte) sehr günstige Kulturbedingungen für die Kresse gegeben. Nach den Untersuchungen von AL-TAYYAR, A.J., (1981) sind dies die Voraussetzungen, unter denen sich besonders deutlich der Einfluß von Stressoren (vor allem Immissionen) auf das Wachstum von *Lepidium sativum* bemerkbar macht.

Entgegen den Vorschlägen von STEUBING, L. u. KUNZE, C. (1972) wurde die Kulturdauer verlängert. Beim ersten Aufwuchsversuch (12/90) zeigte sich nämlich, daß es auch noch nach 10 Tagen zu Veränderungen der Pflanzen kam. Insbesondere Interkostal- und Rand-Nekrosen traten häufig erst ab der zweiten Woche auf. Daher wurden bei den folgenden Aufwuchsversuchen die Pflanzen erst ab dem 19. Tag nach der Einsaat geerntet (Abb. 4.5.2/2).

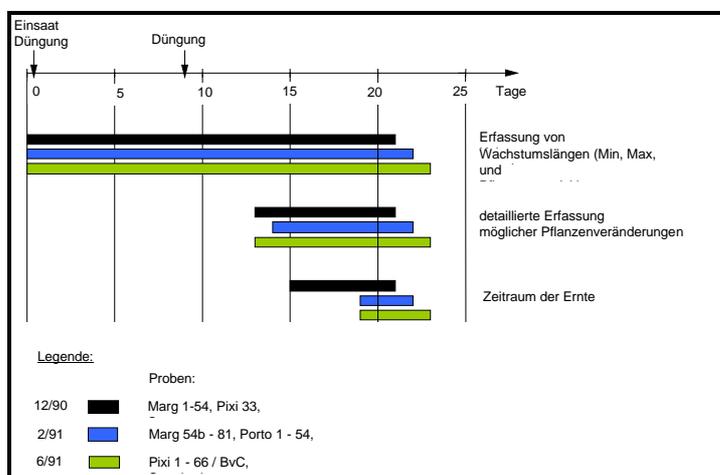


Abb. 4.5.2/2: Verlaufsdigramm der Kresstests

Während der insgesamt 3 Aufwuchsversuche (Tab. 4.5.2/2 im Anhang) wurden verschiedene Wachstumsaspekte regelmäßig erfaßt. Um interpretationsfähige Daten zu erhalten, wurde täglich die Keimrate ermittelt sowie die Sproßlängen der kleinsten und größten Pflanzen gemessen. Daneben wurde durch Längenmessung eines Drittels der gekeimten Pflanzen die mittlere Wachstumslänge abgeschätzt. Bei der Ernte wurde dann jede einzelne Pflanze ausgemessen, so daß die darauf basierende Mittelwertbestimmung auf exakten Werten beruht. Während des Wachstums wurde darüber hinaus ständig die Blattentwicklung notiert und dabei Aussehen (klein, groß) und Farbe (hellgrün, dunkelgrün, gelbgrün, gelb, braun, rot) der Keim- und Folgeblätter tabellarisch festgehalten. Neben den zum Teil auf nekrotische Schädigungen hinweisenden Verfärbungen wurden auch makroskopisch sichtbare

morphologische Veränderungen wie Verkrüppelungen, Verkümmierungen, Kringelwuchs, Verzweigungen oder andere Entwicklungsanomalien notiert.

13 Tage nach der Einsaat wurde mit einer detaillierten Erfassung der Pflanzenveränderungen begonnen. Diese Protokollierung wurde bis zur Ernte fortgesetzt. Dabei wurden nicht nur die o.a. Aspekte aufgezeichnet, sondern jeweils auch die Zahl der Pflanzen mit entsprechenden Anomalien ermittelt. Dadurch war es möglich, von diesem Zeitpunkt an sowohl den prozentualen Anteil der betroffenen Pflanzen als auch die zeitliche Entwicklung der Pflanzenveränderungen festzustellen. Tabelle 4.5.2/3 (im Anhang) zeigt ein Beispielprotokoll für zwei Petrischalen aus Portoscuso.

Die Verfärbungen der Keimblätter wurden bei der Erfassung der Pflanzenveränderungen nicht in die Auswertung mit einbezogen, da deren Absterben ein natürlicher Vorgang ist. Lediglich solche Keimblattverfärbungen wurden dargestellt, die eindeutig auf Belastungsfaktoren zurückführbar waren (rasche Verfärbungen nach dem Keimen, intensive Farbaspekte). Starben während des Aufwuchsversuches mehrere Pflanzen ab (was bei den Proben von Portoscuso häufiger geschah), so traf dies meist Pflanzen, bei denen es noch nicht zur Ausbildung von Folgeblättern gekommen war. Auch hier wurde auf eine Darstellung der Keimblattveränderungen verzichtet. Daher erfassen die Abbildungen zum Wachstumsverlauf der Kresse in den Kapiteln 6.1.4, 6.2.4 und 6.3.4 lediglich die Folgeblattanomalien.

Nach Beendigung der Kulturdauer wurden die Pflanzen geerntet. Wegen der Vielzahl der Proben und der großen Zeitdauer der einzelnen Arbeitsschritte erstreckte sich die Ernte der Pflanzen über mehrere Tage (s. Abb. 4.5.2/2). Bei der Ernte, bei der jeweils zwei Personen eingesetzt waren, wurde jede Pflanze 0,5 cm oberhalb der Bodenoberfläche abgeschnitten, um die bevorzugt am unteren Stengelabschnitt anhaftenden Bodenteilchen nicht zu erfassen. Die Länge jeder Pflanze (unter Berücksichtigung des in der Schale verbliebenen Stengelabschnitts) wurde gemessen. Als Obergrenze diente die äußerste Blattspitze des höchsten und längsten Blattes. Noch anhaftende Bodenpartikel wurden vorsichtig mit einem mittelharten Pinsel abgewischt. In einigen Petrischalen fanden sich auch stärker verschmutzte Pflanzen vor allem dann, wenn es durch gekrümmtes Wachstum der Stengel zum Bodenkontakt der Blätter gekommen war. Solche Kressepflanzen ließen sich weder mit der Hand noch durch ein späteres Waschen völlig von den anhaftenden Bestandteilen befreien. Da jedoch die Interpretation der Schwermetallgehalte der Pflanzen zentrales Anliegen war und bei den geringen Pflanzenmengen die Ergebnisse durch anhaftende kontaminierte Böden nicht nur beeinflusst, sondern geprägt worden wären, wurden stärker verschmutzte Pflanzen nach der Längenmessung verworfen. Dadurch mußte bei diesen Schalen auf die exakte Ermittlung des Frischgewichtes verzichtet werden. In solchen Fällen wurden dann lediglich die für die Schwermetallanalytik geeigneten Pflanzen gewogen bzw. eine Schwermetallanalytik unterblieb völlig.

Von allen anderen Schalen wurde 5 Minuten nach Abschneiden der ersten Pflanze das Frischgewicht ermittelt. Es wurde Wert darauf gelegt, bei allen Schalen in gleicher Weise zu verfahren, da auch nach dem Abschneiden die noch vorhandene Transpiration und Atmungsaktivität der Pflanzen zu einem meßbaren ständigen Gewichtsverlust führte. Durch Gleichbehandlung aller Proben und durch die Angabe von nur drei Kommastellen ließ sich dieser Einfluß jedoch nivellieren, so daß die Gewichtsunterschiede der Pflanzen aus den einzelnen Schalen auf Unterschiede in der Biomasseproduktion zurückführbar sind.

Nach der Bestimmung des Frischgewichtes wurde von jeder Pflanze die Zahl der Folgeblättern generationen notiert und tabellarisch festgehalten, ob diese Folgeblätter lediglich in der Anlage erkennbar oder bereits entwickelt waren. Desgleichen wurden abermals die Verfärbungen an den Keim- und Folgeblättern ausgezählt. Anschließend wurden die Pflanzen mehrmals sorgfältig in demineralisiertem Wasser gewaschen (unter Verwerfung des jeweiligen Waschwassers), mit einer Kunststoffpinzette auf ein Uhrglas gegeben und im Trockenschrank bei 60 °C 48 Stunden bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Zu Beginn des Trocknungsvorganges mußten die Pflänzchen häufiger gewendet werden, um ein Festkleben auf dem Uhrglas zu verhindern. Nach Abkühlen der getrockneten Pflanzen wurde deren Trockengewicht ermittelt und die Pflanzen, wie in Kap. 4.3.3 beschrieben, für die Schwermetallanalytik aufgeschlossen.

Zur Beurteilung der Schwermetallgehalte der geernteten Kressepflanzen wurden die entsprechenden Elemente auch in den Kressesamen durch Mehrfachbestimmung erfaßt (Tab. 4.5.2/4).

Tab. 4.5.2/4: Mehrfachbestimmung von Kressesamen

Kressesamen Probennummern	Schwermetallgehalte in mg/kg TG						
	Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
1	1,93	37,6	0,80	4,75	5,58	nn	1,18
2	1,97	37,7	0,68	4,93	5,58	nn	0,90
3	2,03	35,0	0,63	4,98	5,48	nn	1,05
4	2,48	35,7	0,70	5,05	5,30	nn	1,98
5	2,13	34,0	0,75	5,00	5,45	nn	1,95
Mittelwert	2,11	35,8	0,71	4,94	5,48		1,41
Stand.abw.	0,22	1,4	0,07	0,12	0,12		0,51
rel. Var.koef. in %	5,2	1,9	4,6	1,2	1,1		18,2

Gleichzeitig war dadurch eine Berechnung der relativen Korrelationskoeffizienten möglich. Diese bewegen sich zwischen 1,1 und 18,2%. Die stellenweise hohen Variationskoeffizienten - insbesondere von Blei, Nickel und Chrom - sind auf die Nähe zur Nachweisgrenze zurückzuführen.

#### 4.6 ERFASSUNG VON RAHMENBEDINGUNGEN ZUR BEURTEILUNG DER SCHWERMETALLGEHALTE

Um die gemessenen Schwermetallgehalte der unterschiedlichen Proben besser beurteilen und aufeinander beziehen zu können, wurden ergänzend zu den bereits genannten Untersuchungen noch einige Rahmenbedingungen in den Arbeitsgebieten erfaßt. Dies betraf die Ermittlung und Darstellung von Klimadaten sowie die Kartierung von Böden (flächhaft oder entlang von Profilschnitten), Fließstrecken der Gerinne und partiell von Vegetation und Nutzungsmustern. Letzteres wurde z.T. im Rahmen von Magisterarbeiten durch Kollegen aus Darmstadt durchgeführt.

Zur Erfassung der **Klimadaten** wurden die Annali Idrologici (MINISTERIO DEI LAVORI PUBBLICI, 1981 -1992) herangezogen. Teilweise mußte dabei auf unveröffentlichte Unterlagen zurückgegriffen werden. Insbesondere wurde die monatliche und jährliche Niederschlagsverteilung der für die Arbeitsgebiete in Frage kommenden Stationen ausgewertet und kartographisch dargestellt.

Flächenhafte **Bodenkartierungen** fanden im Forstschutzgebiet von Pixinamanna statt. Die Arbeiten hierzu erfolgten im Rahmen des von der DFG geförderten Forschungsprojektes "Geoökodynamik" (SEUFFERT, O. et al., 1987). Im Marganei und in der Industriezone wurden zahlreiche Bodentypen entlang verschiedener Transekte aufgenommen.

Für die Zeiten der Wasserprobenahme wurden die **Fließstrecken der Bäche** kartiert. Dies geschah durch Begehungen und Befahrungen und erfolgte, um die extremen Unterschiede im Fließverhalten zu dokumentieren. Darüber hinaus wurden die zur Berechnung der **Abflussmengen** notwendigen Parameter (Gerinnequerschnitt, Gefälle, Pegelstände, Sohlenrauigkeit u.a.) erfaßt.

**Vegetation und Nutzungsmuster** wurden im Forstschutzgebiet flächendeckend kartiert (KOHLMEYER, C., 1983 und DIECKMANN, H. unveröff.). In den anderen Gebieten wurde neben einzelnen Vegetationskartierungen die Nutzung protokolliert.

#### 4.7 METHODEN DER STATISTISCHEN AUSWERTUNG

Die Interpretation von Analysedaten aus unterschiedlichen Umweltmedien und deren Beziehungen zueinander erfordert den Einsatz verschiedenster statistischer Verfahren. Neben der Verwendung einfach zu ermittelnder Kenngrößen, wie Mittelwerte, Standardabweichungen und relative Variationskoeffizienten, deren Ableitungen bei BAHRENBURG, G., et al. (1985) oder BORTZ, J. (1977) zu finden sind, wurden verschiedene multivariate Verfahren benutzt.

"Die Anwendung multivariater statistischer Verfahren ist an verschiedene Voraussetzungen gebunden, die von empirisch gewonnenen Daten nicht immer erfüllt werden können (z.B. Frage der Normalverteilung). Eine auf den ersten Blick zwingend erscheinende Konsequenz wäre es, in allen kritischen Fällen, und in den Geowissenschaften sind diese Fälle die Regel, auf eine statistische Auswertung zu verzichten, um so die Gefahr einer auf Artefakten beruhenden Fehlinterpretation gering zu halten. Gleichzeitig wird dabei in Kauf genommen, daß wesentliche Informationen des Datenmaterials nicht genutzt werden können." (SYMADER, W. 1984, S.9). Auch im vorliegenden Fall ist die Voraussetzung

zur mathematisch-statistischen Auswertung der empirischen Daten, nämlich die Prämisse der Normalverteilung der Grundgesamtheiten (s. Kap. 4.7.1) nicht gegeben. Um dennoch aussagekräftige Informationen zu erhalten, wurde ein Teil der Datensätze im Rahmen einer Staatsexamensarbeit am Fachbereich Mathematik der TH Darmstadt (Prof. Wegmann) durch Martin Sauerwein bearbeitet (SAUERWEIN, M., 1993). Die nachfolgenden Ausführungen orientieren sich an den dabei erzielten Ergebnissen, die teilweise in einer neueren Arbeit (HARRES, H.P. u. SAUERWEIN, M., 1994) publiziert wurden.

#### 4.7.1 Problematik der Normalverteilung

Empirische Datensätze, die auf nicht-normalverteilte Grundgesamtheiten hinweisen, lassen sich mit Hilfe **nichtparametrischer Verfahren** statistisch bearbeiten (SAUERWEIN, M., 1993; HARRES, H.P. u. SAUERWEIN, M., 1994). Die Güte verteilungsunabhängiger Tests zum Beispiel ist nicht wesentlich schlechter als die der verteilungsabhängigen (LEHMANN, E.L., 1975). Will man keine nichtparametrischen Verfahren benutzen, bleibt nur der Weg der Transformation der Daten zu einer annähernden Normalverteilung. „Oft erscheinen jedoch wegen der Fülle und der Unterschiedlichkeit von Datensätzen Transformationen als nicht sinnvoll, da im ungünstigsten Fall für jede Meßreihe eine eigene Transformation zu bestimmen wäre. Zudem sind solche Transformationen nicht eindeutig bestimmt“ (HARRES, H.P. u. SAUERWEIN, M., 1994, S. 135). Darüber hinaus bleibt die grundsätzliche Frage offen, ob es immer angebracht ist, in heterogen strukturierten Arbeitsgebieten eventuell durch Eliminierung von Daten eine Annäherung an eine Normalverteilung zu erreichen. Speziell wenn räumliche Differenzierungen statistisch abgesichert werden sollen, scheint der Einsatz nichtparametrischer, also verteilungsunabhängiger Modelle ein „ehrlicherer“ Weg zu sein, zumal solche Verfahren wesentlich globaler anzuwenden sind (HARTUNG, J., 1984). Bei SAUERWEIN (1993) wird zudem gezeigt, daß solche verteilungsfreie Verfahren adäquate Ergebnisse wie algebraische Verfahren (z.B. Hauptkomponentenanalyse, siehe dazu BAHRENBERG, G. et al., 1992; GAENSSLEN, H. u. SCHUBÖ, W., 1973; ÜBERLA, K., 1971) liefern.

##### 4.7.1.1 Häufigkeitsverteilungen der Schwermetallgehalte

Die Analyse der Bodenschwermetallgehalte ergibt Verteilungskurven, die nicht den Schluß auf eine Gaußsche Normalverteilung der Grundgesamtheit zulassen. Auch die übrigen Meßreihen (Wasser-, Sediment-, Immissions- und Pflanzenproben) zeigen z.T. gravierende Abweichungen von einer Normalverteilung.

Als repräsentative Beispiele solcher Stichprobenverteilungen sind in Abbildung 4.7.1.1/1 (nächste Seite) die Häufigkeitsverteilungen von Chrom und Zink in den Oberböden von Pixinamanna (Cr) und Portoscuso (Zn) sowie in Abbildung 4.7.1.1/2 von Blei (*Arbutus unedo* im Marganei) und Zink (Wasserproben in Pixinamanna) dargestellt.

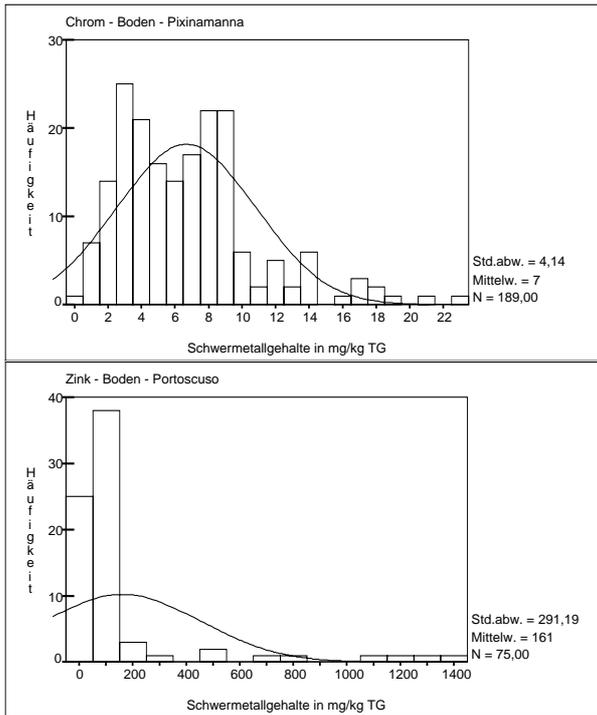
Die Meßwerte weichen in allen Abbildungen deutlich von der darüberprojizierten Normalverteilungskurve ab. Nähere Ausführungen zu den Hintergründen dieses Sachverhaltes finden sich bei HARRES, H.P. u. SAUERWEIN, M. (1994).

Die Auswertung der Daten erfolgte mit dem statistischen Programmpaket SPSS für Windows (Version 5.0.2.).

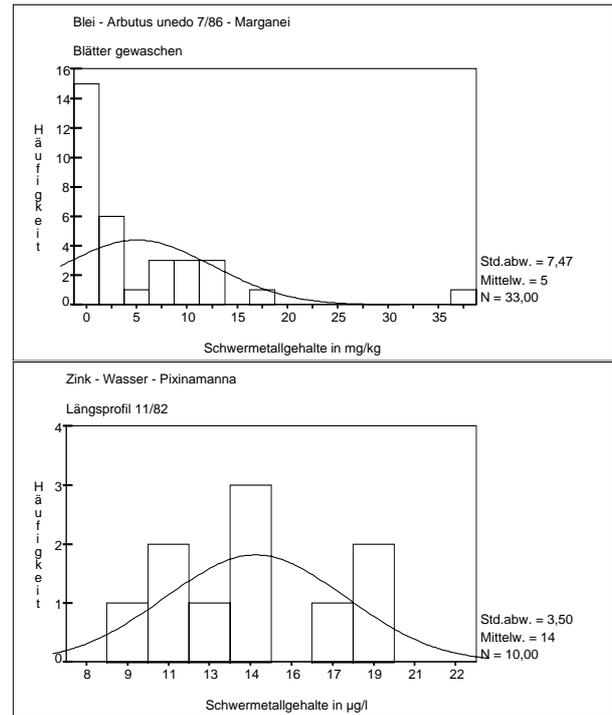
#### 4.7.2 Korrelationen

Neben den in geowissenschaftlichen Arbeiten häufig verwendeten statistischen Verfahren, wie der Ermittlung der Mittelwerte, der Standardabweichungen, der rel. Variationskoeffizienten<sup>6</sup> oder der Pearsonschen Korrelationskoeffizienten (siehe z.B. BAHRENBERG, G. et al., 1985), werden in dieser Arbeit zur Auswertung der Meßergebnisse einige nichtparametrische Tests und Verfahren eingesetzt.

<sup>6</sup> Bei der Berechnung dieser Kenngrößen wurden Tabellenwerte, die mit kleiner als (<) angegeben waren, auf den Wert gesetzt, der nach dem < Zeichen folgt.



**Abb. 4.7.1.1/1:** Häufigkeitsverteilungen von Chrom und Zink in Oberböden



**Abb. 4.7.1.1/2:** Häufigkeitsverteilungen von Pflanzen- und Wasserproben

Während der "übliche" **Korrelationskoeffizient nach Pearson** die Normalverteilung voraussetzt (LEHN, J. u. WEGMANN, H., 1992), kann bei nicht normalverteilten Grundgesamtheiten auf die nicht-parametrischen Korrelationskoeffizienten **Spearman's Rho** oder **Kendalls Tau** zurückgegriffen werden (BÜNING, H. u. TRENKLER, G., 1980). Die Unterschiede dieser verteilungsunabhängigen Koeffizienten sind bei SAUERWEIN, M. (1993) oder HARRES, H.P. u. SAUERWEIN, M. (1994) genauer erläutert. Auf die mathematischen Hintergründe gehen u.a. LEHMANN, E.L. (1975) und BARTZ, J. (1977) ein. In der hier vorliegenden Arbeit wird prinzipiell der Spearman'sche Korrelationskoeffizient zugrunde gelegt.

Nach Spearman (in LEHMANN, E.L., 1975) ist dieser folgendermaßen definiert:

$$\rho = \frac{\sum (r_i - \bar{r})(s_i - \bar{s})}{\sqrt{\sum (r_i - \bar{r})^2} \sqrt{\sum (s_i - \bar{s})^2}}$$

Hierbei bezeichnen  $r_1, \dots, r_n$  die Rangwertreihe der Stichprobe  $x_1, \dots, x_n$ ,  $\bar{r}$  den Mittelwert dieser Rangwertreihe,  $s_1, \dots, s_m$  die Rangwertreihe der Stichprobe  $y_1, \dots, y_m$  und  $\bar{s}$  deren Mittelwert.

Die absoluten Meßwerte werden auf ihren Rang innerhalb der Meßreihe reduziert. Der kleinste Meßwert erhält den Rang 1, der größte Meßwert den Rang  $n$ . Es kommt beim Vergleich der Stichproben also nur auf die relative Lage innerhalb der gemeinsamen Meßreihe an und nicht auf die Absolutwerte.

Die nichtparametrische Korrelation wird u.a. für folgende Fragen eingesetzt:

- Spielen die Gesamtschwermetallgehalte der Böden eine Rolle für die Gehalte in den Pflanzen?
- Korrelieren die "pflanzenverfügbaren Anteile" der Gesamtschwermetallgehalte mit den Gehalten in den einzelnen Pflanzen?
- Gibt es jahreszeitliche Unterschiede in den Schwermetallgehalten der Pflanzen?
- Inwiefern spielen bodeninterne Parameter eine Rolle beim Transfersgeschehen Boden - Pflanze?
- Welche Rolle kommt Immissionen für die Pflanzengehalte zu?

### 4.7.3 Lineare Regressionen

Mit der linearen Regressionsanalyse wird das Ziel verfolgt, aus einer Meßreihe  $(x_1, y_1), \dots, (x_n, y_n)$  Schätzwerte für die unbekanntenen Zahlen  $a$  und  $b$  (die „Regressionssteigung“ und den „Achsenabschnitt“) der „Regressionsgeraden“  $y = a x + b$  zu gewinnen.

Dabei wird ebenfalls die Normalverteilung der Grundgesamtheiten vorausgesetzt. Da diese Voraussetzung - wie ausgeführt - bei den vorliegenden Datensätzen nicht erfüllt ist, wird die lineare Regression nur bei der Betrachtung von Transferfaktoren eingesetzt. Dazu werden die empirischen Meßreihen auf eine annähernde Normalverteilung transformiert (über Eliminierung offensichtlicher Ausreißerwerte und Logarithmusfunktionen).

Die Modellparameter  $a^*$  und  $b^*$  berechnen sich wie folgt:

$$a^* = \frac{ssy}{ssx} \quad \text{und} \quad b^* = \bar{y} - a^* \bar{x} \quad \text{mit}$$

$$ssy = \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y}) \quad \text{bzw.} \quad ssx = \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2$$

In SPSS ist eine numerische Näherung der Regressionsgeraden programmiert (SPSS, 1993), die den Vorteil hat, keine Voraussetzung über die Existenz des Achsenabschnitts zu machen. Durch Iteration wird eine "geknickte" Gerade angezeigt, die aufgrund der Methode der kleinsten Quadrate berechnet wird. Diese Kurve gibt Hinweise auf den funktionalen Zusammenhang der abhängigen von der unabhängigen Variablen.

Die lineare Regression (Iteration) wird bei der Betrachtung der Transferfaktoren und der Zusammenhänge Transferfaktoren - Bodenparameter (pH) eingesetzt.

### 4.7.4 Nichtparametrische Tests mehrerer Variablen

**Nichtparametrische** (oder verteilungsunabhängige) **Tests** stellen geringere Anforderungen an die Verteilung der Grundgesamtheit als die parametrischen Tests. Signifikanzniveaus, die sich mit Hilfe der in der Arbeit eingesetzten Verfahren ermitteln lassen, können "ohne Rücksicht auf die Gestalt der Populationsverteilung bestimmt werden, da sie auf Rängen beruhen." (HARRES, H.P. u. SAUERWEIN, M., 1994, S. 144).

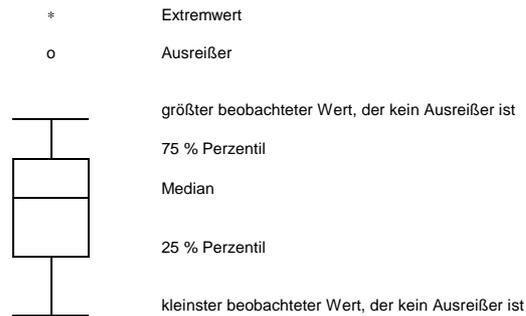
Die unten angegebenen Tests prüfen, ob die Beobachtungsergebnisse einer Meßreihe mit der **Nullhypothese  $H_0$**  verträglich sind, oder ob sie signifikante Abweichungen zeigen. Als Nullhypothese wird die Gleichheit der Verteilungsfunktionen (**Kruskal-Wallis-Test** und **Friedman-Test**) bzw. der Mediane (**Median-Test**) angenommen. Bei Verwerfung dieser Hypothesen werden die postulierten Unterschiedlichkeiten mathematisch-statistisch begründet. Dies ist dann der Fall, wenn kleine Signifikanzwahrscheinlichkeiten berechnet werden. Die Daten passen jedoch um so besser zur Nullhypothese, je größer die Signifikanzwahrscheinlichkeit ist.

Die verwendeten Tests mit ihren genauen Voraussetzungen, Nullhypothesen, Teststatistiken und mathematischen Ableitungen sind bei SAUERWEIN, M. (1993) näher erläutert.

Median- und Kruskal-Wallis-Test werden insbesondere eingesetzt, um Unterschiede zwischen den drei Einzugsgebieten im Hinblick auf Schwermetallgehalte im Boden und in jeweils gleichen Pflanzen zu erfassen. Der Friedman-Test (ein Pendant zur parametrischen Varianzanalyse für nichtnormalverteilte Grundgesamtheiten) wird bei der Frage nach signifikanten jahreszeitlichen Unterschieden in den Schwermetallgehalten der Pflanzen eingesetzt.

#### 4.7.5 Boxplots

Aus Boxplots lässt sich eine Gesamteinschätzung über die Häufigkeitsverteilung der jeweiligen Elemente, deren Symmetrie sowie die Lage der zentralen Tendenz, die Variabilität und die Höhe der Einzelwerte an den Enden der Verteilung entnehmen. Bei ihnen gliedert der Median „die Verteilung in zwei Hälften, wobei unterhalb des Medians 50 % der Merkmalsausprägungen liegen. Unterhalb des 25 % Perzentils ... liegen  $\frac{1}{4}$  und unterhalb des 75 % Perzentils ... liegen  $\frac{3}{4}$  der Verteilung. Die Box-Länge charakterisiert die Variabilität eines Merkmals, die Lage des Medians gibt einen Eindruck von der Lage der zentralen Tendenz und damit auch von der Symmetrie der Verteilung. Ausreißer sind Fälle mit Werten zwischen 1.5 und 3 Feldlängen von der unteren oder oberen Ecke aus gesehen, Extremwerte sind Fälle mit Werten länger als 3 Boxen von der oberen zur unteren Boxenecke“ (SAUERWEIN, M., 1997, S. 148).



**Abb. 4.7.5/1:** Kenngrößen eines Boxplots (aus: SAUERWEIN, M., 1997, S. 149)

## 5. DIE UNTERSUCHUNGSGEBIETE

### 5.1 LAGE DER ARBEITSGEBIETE

Die Arbeitsgebiete liegen im Südwesten Sardinien (Abbildung 5.1/1). Im Hinblick auf die Problematik der Untersuchung repräsentieren sie drei verschiedenartige Beispielräume.

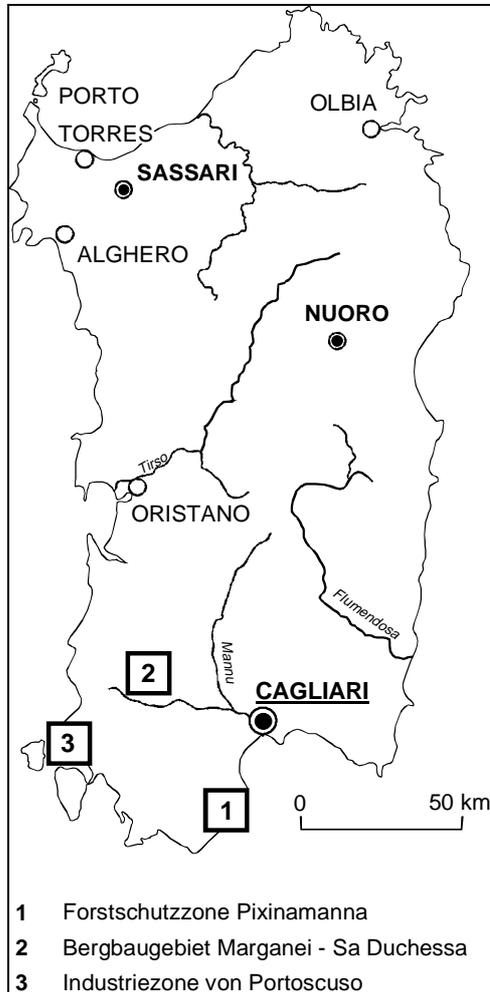


Abb. 5.1/1: Lage der Arbeitsgebiete

Als Kontrollstandort zur Beurteilung der Querbeziehungen zwischen den untersuchten Medien (Böden, Pflanzen, Wasser etc.) wurde das Einzugsgebiet der Torrente Pixinamanna an der Südostabdachung der Ilesiente gewählt. Dieses Gebiet liegt zum größten Teil in einer kaum belasteten **Forstschutzzone** (Abb. 5.1/1: Nr. 1), bei der die Schwermetallgehalte überwiegend geo- und pedogen beeinflusst sind. In den oberen Einzugsgebietsteilen spielen zusätzlich Immissionen eine etwas stärkere Rolle. Diese haben dort zu leicht erhöhten Elementgehalten in den Böden geführt (Kap. 6.1.1.1). Der Unterlauf des Pixinamanna wird überwiegend landwirtschaftlich genutzt. Da hier industrielle oder bergbauliche Einflüsse ausgeschlossen werden können, kann er als Background für agrarisch bedingte Schwermetalleinträge herangezogen werden.

Als Hauptuntersuchungsareal dient ein extrem durch erodierte Flotationsschlämme und Haldenmaterialien kontaminiertes **altes Bergbauggebiet** im Marganei (Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa; Abb. 5.1/1: Nr. 2). Die Kontaminationen erfolgten hier fast ausschließlich durch sehr hohe Schwermetallgehalte. Einflüsse anderer umweltbelastender Stoffe (Organika, Schadgase etc.) können weitgehend ausgeschlossen werden. Durch das hohe Alter dieses Belastungsgebietes, in Verbindung mit der weitgehenden Einseitigkeit der Belastung, erscheint dieses Beispiel in besonderer Weise für die Untersuchung des Schwermetalleinflusses auf mediterrane Ökosysteme geeignet zu sein.

Als dritter Schwerpunkt wurde ein **junges Belastungsgebiet** in einer sich entwickelnden Industriezone im Umfeld von Portoscuso gewählt (Abb. 5.1/1: Nr. 3). In diesem Bereich existiert, wie aus der Literatur bekannt, eine für die Pflanzenproduktion problematische Mischbelastung. Diese besteht neben den Immissionen von SO<sub>2</sub> und Fluoriden

auch aus Schwermetallen. Letztere stammen sowohl aus Ablagerungen von Rotsedimenten aus der Aluminiumproduktion als auch aus einer Bleischmelze und anderen metallverarbeitenden Betrieben. Dadurch läßt sich im Umfeld dieser Industriezone der Frage nachgehen, ob signifikante Unterschiede in den Schwermetallgehalten der Pflanzen gegenüber der Bergbauregion bestehen, ob diese mit möglicherweise anderen (höheren) Verfügbarkeiten zusammenhängen und ob diese Verfügbarkeiten mit den Mischbelastungen und dem jungen Alter der Ablagerungen in Verbindung zu bringen sind.

### 5.2 NATURRÄUMLICHE STRUKTUREN UND NUTZUNGSMUSTER SÜDWESTSARDINIENS

Die naturräumlichen Strukturen und die Nutzungsmuster werden in Südwestsardinien - wie auf der gesamten Insel - in starkem Maße von der **geologisch-tektonischen Entwicklung** beeinflusst. Eine wichtige Rolle spielt dabei die Tatsache, daß Sardinien noch im Frühtertiär Teil des europäischen Festlandes war und mit diesem im Bereich des Golfes von Lyon "zumindes über einen gemeinsamen Schelf" (HILLER, O.K., 1981, S.8) in Verbindung stand. Dadurch weist die Insel vor allem im Westen paläozoische Gesteinsserien auf, die "bezüglich der Metamorphose, den granitischen Intrusionen (und

den Erzvorkommen" (BONI, M., 1979, S.1) denen in der Montagne Noire entsprechen. Es handelt sich hier zum einen um anchi- bis epimetamorphe präkambrische (Bithia-Formation) bis kambrische Serien (Nebidia- bis Cabitza-Formation), die im Zuge der kaledonischen Orogenese gefaltet wurden (VARDABASSO, S., 1956), zum anderen um ebenfalls verfaltete und z.T. regionalmetamorph veränderte (variszische Orogenese) silurische bis permische interkratonischen Beckensedimente (EXEL, R., 1986, S. 91) sowie um Intrusivgesteinskomplexe.

Aus der ehemaligen Lage am Rand des südwesteuropäischen Urkontinentes driftete die Mikroplatte der sardisch-korsische Masse im Tertiär unter Drehung im "Gegenuhrzeigersinn" nach Osten in seine heutige Position (ALVAREZ, W., 1972).

Während des Tertiärs wurde im Zusammenhang mit der alpidischen Orogenese die variszisch konsolidierte Insel durch germanotype Bruchtektonik beansprucht. Dadurch wurde das stellenweise von mesozoischen Serien (vor allem im Bereich epikontinentaler Becken Ostsardiniens) überdeckte Paläozoikum (Abb. 5.2/1, nächste Seite) in einzelne Schollen zerlegt und teilweise durch Grabenzonen voneinander getrennt (EXEL, R., 1986). Dabei entstand neben einer Reihe kleinerer Gräben der meridional die Insel querende zentralsardische Graben (VARDABASSO, S., 1964), der als Teil eines kontinentalen Riftsystems gedeutet wird (ILLIES, J. H., 1970, 1972, 1974).

Verbunden mit dem tektonischen Geschehen war ein intensiver Vulkanismus im Oligo- und Miozän und zwischen Plio- und Pleistozän. Dessen Förderprodukte (andesitisch-trachytische Laven, Tuffe, Alkalibasalte etc.) bedecken etwa ein Drittel der Inseloberfläche. Im Zusammenhang mit den Effusivzyklen wurde der nördliche Teil des Zentralgrabens aufgefüllt, so daß heute lediglich noch der Südteil (Campidano) seinen "Grabencharakter auch im morphologischen Sinn bewahrt" (SEUFFERT, O., 1970, S. 11) hat. Auch im Westen der Insel (u.a. im Tertiärbecken von Carbonia) kam es zu starken vulkanischen Aktivitäten. Dabei wurden u.a. rhyolithische und andesitische Vulkanite gefördert, die sowohl als Grabenrandvulkane als auch als Lavadecken die Landschaft prägen.

Neben vulkanischen Förderprodukten verhüllen marine bis kontinentale Sedimente des Tertiärs (Kalke, Mergel, Konglomerate, Sandsteine) teils diskordant den jurassisch-kretazischen oder paläozoischen Untergrund. Insbesondere im Bereich des Campidanos und des Cixerigrabens sowie im Westen der Insel sind solche Ablagerungen weit verbreitet.

Pleistozäne Dünensande (häufig durch kalkige Bindemittel zementiert) in Küstennähe, marines Tyrren (u.a. Konglomerate, Kalkbänke, Arenite) im Bereich der Strandterrassen sowie holozäne Sedimentfüllungen in den stellenweise noch aktiven Senkungsgebieten und in den Akkumulationszonen charakterisieren die Bildungen des Quartärs, in dem die Insel ihre heutige Form erhielt.

Bei den **Böden** im Südwesten Sardiniens zeigt sich noch deutlich der Einfluß des Ausgangsgesteins, vor allem weil nach ARU, A. et al. (1991) insgesamt unentwickelte und schwach entwickelte Bodentypen dominieren. Aber auch bei weiter fortgeschrittener Bodenentwicklung ist meist der Zusammenhang zum Untergrund noch gegeben.

So finden sich in den Bergländern auf silikatreichem Substrat überwiegend basenarme Braunerden und ferritische Braunerden (ARU, A. et al., 1967). Diese sind jedoch - vor allem im Bereich schütterer Vegetationsbestände oder an Standorten landwirtschaftlicher Nutzung - erosiv gekappt. Auch an steileren Hängen und im Umfeld anstehender Felsen existieren wenig entwickelte Böden. Die Catenen dieser Gebiete bestehen aus Braunerde-Rankern, Rankern, Syrosem und Lithosolen.

Entsprechend der - zumindest in früheren Zeiten phasenweise - vorherrschenden Dominanz der Ferritierung bzw. der Rubefizierung kommen daneben zahlreiche Standorte (insbesondere auf flacheren Reliefteilen) mit Plastosolen und Latosolen bzw. mit Terrae calcis vor. Unter letzteren ist die Terra rossa auf karbonathaltigen Gesteinen der Sulcis und Igliesiente weit verbreitet. Oftmals finden sich hier auf Kalken unter mächtigen mediterranen Steineichenwäldern (verbreitet im Marganei) eutrophe Braunerden mit hohem Humusgehalt in den Oberböden.

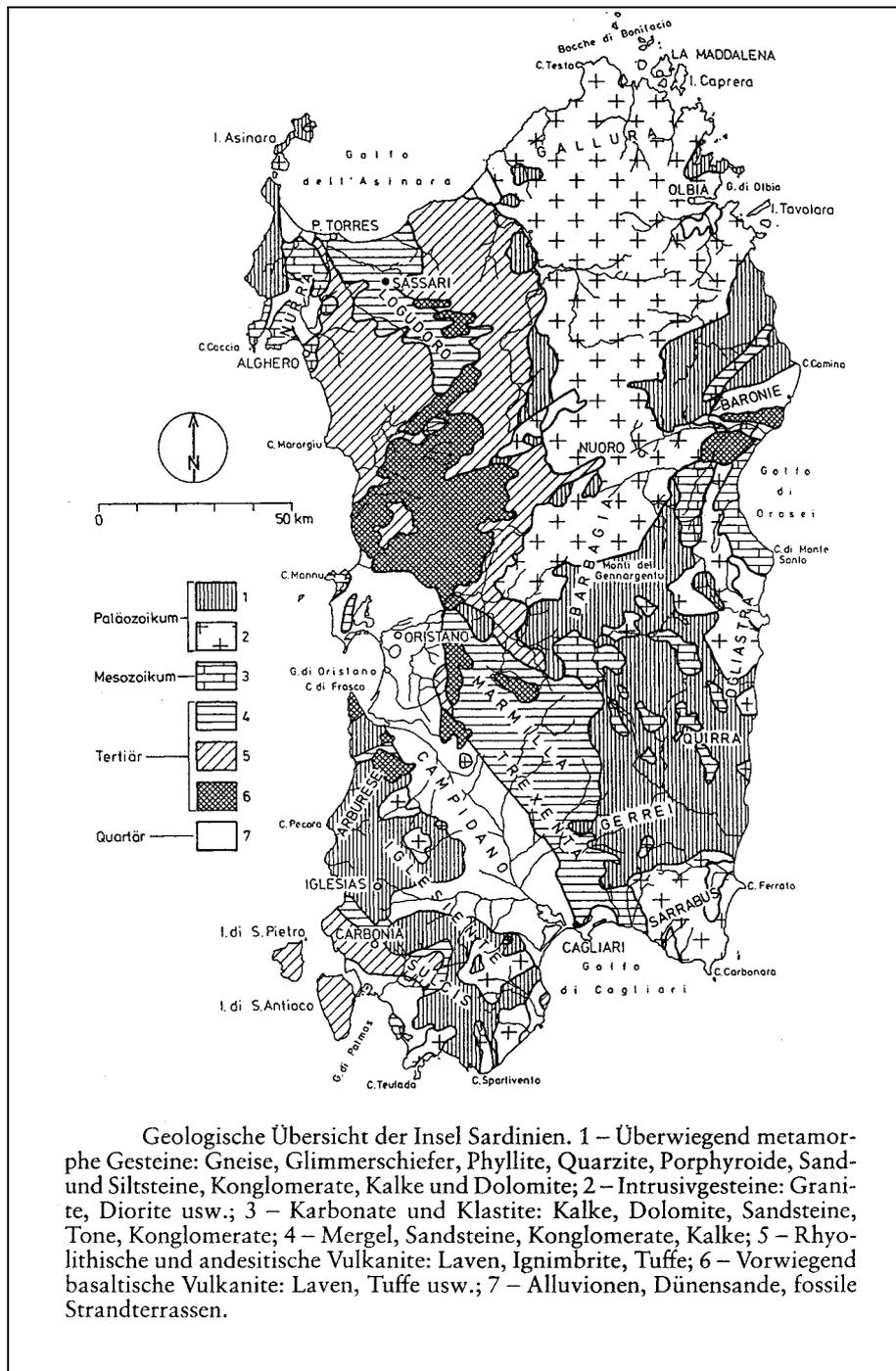


Abb. 5.2/1: Geologischer Aufbau Sardinien (aus EXEL, R., 1986, S.23)

Vorwiegend in ihrem Stoffhaushalt veränderte Böden finden sich in den Grabenzonen und den Küstenvorländern. Vor allem für diese Gebiete weisen ARU, A. et al. (1983) bzw. ARU, A. (1985) darauf hin, "daß der Mensch seit sehr langer Zeit Hauptverursacher" (ARU, A., 1985, S.71) einer Bodendegradation ist. Die Ursache hierfür liegt neben der Beweidung und dem Ackerbau (ARU, A., 1974) vor allem auch in anthropogen induzierten Bränden, Verstädterungsprozessen und Verschmutzungen durch Immissionen und Ablagerungen.

Von den Bodentypen her dominieren in diesen Gebieten neben Braunerden unterschiedlichster Ausprägung und Parabraunerden (jedoch meist mit sedimentär bedingten Tonanreicherungshorizonten) (ARU, A. et al., 1991) Auenböden, Gleye und Pseudogleye sowie stellenweise graubraune podsolierte Böden und Pelosole. Daneben finden sich Vertisole und degradierte Vertisole auf den häufig tonig verwitterten calciumkarbonathaltigen Tertiärsedimenten bzw. auf pleistozänem und holozänem Akku-

mulationsschutt (ARU, A., 1966a, 1966b) oder dem Verwitterungsmaterial von Andesiten im Umfeld einzelner Vulkankuppen.

Neben lokal vorkommenden Salzböden sind an den küstennahen Streifen außerhalb älterer Abrasions- oder Glaciterrassen vor allem Regosole und Locker-Syroseme verbreitet. Durch landwirtschaftliche Nutzung wurden diese Böden anthropogen verändert. Insbesondere auf den ausgedehnten Weinbauarealen entstanden dabei Rigosole, die sich kleinräumig mit einem bunten Mosaik gering entwickelter Bodentypen verzahnen.

Das **Klima** Sardinien wird im Sommer wegen dem nach Norden verschobenen subtropischen Hochdruckgürtel vom Azorenhoch beeinflusst. Dieses steuert zusammen mit dem Mesopotamientief die Luftbewegungen über dem Mittelmeer. Die dabei dominierende "Divergenz bodennaher Luftströmungen auf der polwärtigen Seite der Passate" (TICHY, F., 1985, S. 142) führt in dieser Zeit zu Hitze und Trockenheit. Lediglich das Auftreten einzelner, lokaler Wärmegewitter differenziert dabei den ansonst gleichmäßigen Witterungscharakter. Im Winter, wenn Sardinien in den Einflußbereich der nach Süden wandernden Westwindzone gelangt (KOCH, H.G., 1950), herrschen demgegenüber z.T. ergiebige zyklonale Niederschläge vor.

Somit gehört Sardinien zum subtropisch-mediterranen Winterregenklima. Allerdings ist das Klima auf der Insel unterschiedlich ausgebildet. So unterscheidet TICHY (1985, S. 162 f) fünf Klimaprovinzen. Dabei stehen dem kühleren und feuchteren Gebirgsklima Innersardinien (2 - 3 aride Monate) die trockeneren und wärmeren Hügelland- und Küstenklimate Ost- und Westsardinien (3 - 5 aride Monate) und das sommerheiße und trockene Tieflandklima Südsardinien (5 - 6 aride Monate) gegenüber. Die fünfte Klimaprovinz umfaßt die Südküste. Hier herrscht ein subtropisches Küstenklima mit den geringsten Temperaturjahresschwankungen sowie mit besonders milden Wintern, seltenen Frosttagen und 6 - 7 ariden Monaten im Sommerhalbjahr.

Die hygrischen Unterschiede in diesen einzelnen Klimaprovinzen sind, "obwohl sich bezüglich des jährlichen Niederschlagsanges für ganz Sardinien charakteristische Phasen herauskristallisieren" (SEUFFERT, O. et al., 1987, S.8) beträchtlich. So steigen sie zum einen mit der Höhe von etwa 400 - 600 mm/Jahr in der Grabenregion auf mehr als 1200 mm im Gennargentu-Massiv an. Zum anderen weisen die Niederschläge jedoch auch kleinräumige/kurzzeitige Differenzierungen in ihren Intensitätsgängen und Strukturen auf (DIECKMANN, H. et al., 1981, 1982, 1983; MOTZER, H., 1988; SEUFFERT, O. et al, 1984, 1988, 1992), die von entscheidendem Einfluß auf die Abflußverhältnisse und den Stofftransport der Fließgewässer Sardinien sind, wie im Rahmen des DFG-Projektes Geoökodynamik (SEUFFERT, O. et al., 1987) nachgewiesen werden konnte.

Zur Charakterisierung des Klimaganges in Südsardinien dienen die beiden Klimadiagramme nach WALTER und LIETH (Abb. 5.2/2). Sie zeigen sowohl für Cagliari als auch für Iglesias die sommerliche Aridität und die Dominanz der Niederschläge im Winterhalbjahr.

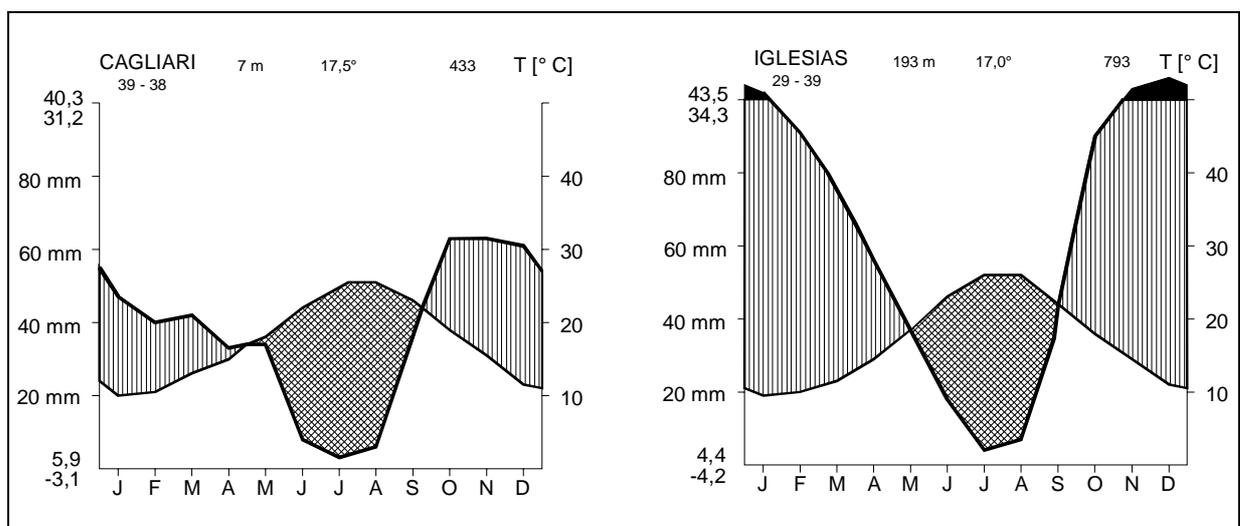


Abb. 5.2/2: Klimadiagramme von Cagliari und Iglesias (verändert nach: ARRIGONI, P. V.; 1968, S.49 u. 51)

Die Tatsache, daß sich im Sommer Temperaturmaximum und Niederschlagsminimum überlagern, führt nicht nur zu ausgesprochen ariden Phasen und hydrologischen Defiziten, sondern vor allem zu periodischen **Abflußverhältnissen**. Daher existieren nur wenige perrenierende Flüsse in Sardinien. Die meisten Gerinne sind Torrenten, die während der Sommermonate völlig austrocknen, zumal eine Einspeisung von Grund- und Quellwasser kaum gegeben ist. Je nach den Niederschlagsgängen des Winterhalbjahres können die Fließgewässer extreme Unterschiede in der Wasserführung und dem Materialtransport aufweisen. Diese reichen von seltenen Extremhochwässern mit enormer Transportkapazität auf der einen Seite bis zu Verhältnissen, die denen der Sommermonate entsprechen. Die Frage nach Austrägen aus Einzugsgebieten ist daher in weit stärkerem Maße als bei uns an die jeweiligen die Abflußgangelinien steuernden Niederschlagsereignisse gebunden.

Eine sehr starke Prägung durch das Klima erfuhr auch die **Vegetation**, die sich durch Ausbildung xeromorpher Merkmale an die sommerliche Trockenheit und Hitze angepaßt hat. Insgesamt hat sich dabei eine natürliche Hartlaubvegetation mit immergrünen Wäldern entwickelt. In diesen dominierte in den tieferen Lagen Sardiniens *Quercus ilex* bzw. *Quercus suber*, während die Charakterpflanze der submediterranen Höhenstufe *Quercus pubescens* darstellte. Aufgrund anthropogener Eingriffe sind heute nur noch an wenigen Standorten solche ursprünglichen Stein- oder Flaumeichenwälder erhalten. Große Areale nehmen demgegenüber (neben den Nutzflächen) Degenerationsstufen dieser Primärwälder ein. Darunter finden sich zahlreiche Macchienformen (CASU, T. et al., 1984), und bei stärkerer Degeneration verschiedene garrigueähnliche Zwerg- und Halbstrauchformationen sowie Gras- und Felsflurengesellschaften (wie z.B. die *Brachypodium ramosum*-Steppe).

Vor allem in den Macchien finden sich noch zahlreiche Charakterpflanzen der ehemaligen Waldgesellschaften. Neben *Quercus ilex* sind dabei im Südwesten der Insel am weitesten *Arbutus unedo*, *Erica arborea*, *Pistacia lentiscus*, *Phillyrea latifolia*, *Juniperus oxycedrus*, *Myrtus communis*, *Rhamnus alaternus* sowie zahlreiche Zistrosen- und Ginsterarten (CAMARDA, I. u. VALSECCHI, F., 1982) verbreitet.

Die häufigsten Arten der Garrigue sind im Südwesten der Insel *Calycotome spinosa*, *Genista corsica*, *Cistus monspeliensis*, *Cistus salvifolius*, *Cistus villosus*, *Euphorbia dendroides*, *Euphorbia characias*, *Daphne gnidium*, *Ephedra distachya*, *Globularia alypum*, *Juniperus phoenicea*, *Lavendula stoechas*, *Rosmarinus officinalis*, *Asphodelus microcarpus*, *Salvia officinalis* und verschiedene aromatische Gewürz- und Heilkräuter.

Durch Aufforstungen größerer Gebiete sind heute wieder zahlreiche Wälder in den Bergländern entstanden. Allerdings entsprechen diese i.d.R. nicht den ursprünglichen Waldtypen, da aus Wirtschaftsgründen schnellwachsende oder nicht einheimische Holzarten angepflanzt wurden.

Die geschilderten physisch-geographischen Randbedingungen prägen die **Naturraumstrukturen** und beeinflussen die **Nutzungsmuster** Südwestsardiniens.

So trennt der von Randvulkanen begrenzte Cixerigraben die überwiegend aus paläozoischen Gesteinsserien (Metamorphite, Sandsteine, Kalke, Dolomite und Intrusiva) bestehenden Bergländer der Sulcis und der Iglesias. Diese Gebirgsregionen sind stark zertalt und weisen stellenweise Verebnungsreste auf. Sie sind i.d.R. von einer dichten Macchie mit Übergängen sowohl zu Steineichenwäldern als auch zur Garrigue überzogen. Extensive Weidenutzung dominiert neben der Forstwirtschaft.

Entsprechend dem Vorkommen von Erzen in "Kluftsystemen und Paläokarstformen von karbonatisch-dolomitischen Serien oder in vererzten Skarnen, die sich im Kontaktbereich einzelner Plutone bildeten" (HARRES, H.P. et al, 1987, S. 5), finden sich in großen Teilen dieser Bergländer heute meist aufgelassene Gruben und Verhüttungsbetriebe.

Zentren landwirtschaftlicher Nutzung sind neben dem Campidano (SCHLIEBE, K., 1972, 1975) und dem Cixerigraben mit ihren kaltzeitlichen Fußflächenterrassen (SEUFFERT, O., 1970) vor allem auch der aus Tertiärsedimenten bestehende Ostflügel des Campidanos - der nicht mehr in die quartären Senkungsbewegungen einbezogen wurde - und die küstennahen Bereiche. Bei diesen hebt sich zum einen der unterschiedlich breite Küstensaum zwischen dem Golf von Cagliari und dem Capo Spartivento heraus. In dieser Zone finden sich neben einer z.T. in Form von Treibhauskulturen betriebenen Agrarnutzung vor allem auch industrielle (Macchiareddu) und petrochemische (Sarroch) Standorte

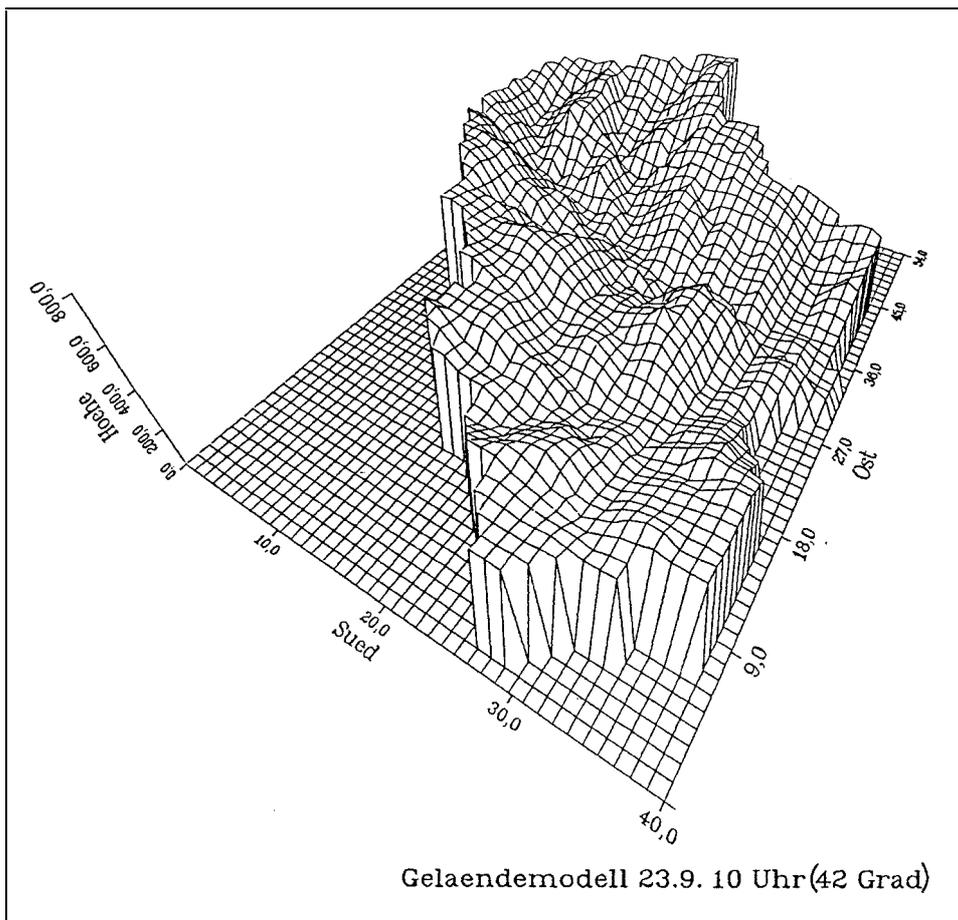
sowie zahlreiche Einrichtungen für die Naherholung und den Fremdenverkehr. Zentrum des Fremdenverkehrs ist dabei der Abschnitt zwischen Pula und der Costa del Sud.

Im Gegensatz dazu nimmt in den Küstenvorländern im Bereich des Golfes von Palmas die militärische Nutzung und die Landwirtschaft einen großen Raum ein. Letztere dominiert in der Tertiärbucht von Carbonia. Allerdings wird hier das Landschaftsbild neben der Landwirtschaft auch durch eine Vielzahl meist aufgelassener Kohle- (tertiäre Glanzbraunkohle) und Erzgruben und im Umfeld von Portoscuso von einem sich erweiternden Industriekomplex geprägt.

### 5.3 DIE EINZELNEN ARBEITSGEBIETE IN SÜDWESTSARDINIEN UND IHRE STRUKTUREN

#### 5.3.1 Forstschutzgebiet Pixinamanna

Das etwa 28,5 km<sup>2</sup> große Untersuchungsgebiet ist identisch mit dem Einzugsgebiet der Torrente Pixinamanna, dem Projektgebiet der Darmstädter Physischen Geographie (SEUFFERT, O. et al., 1987; MOTZER, H., 1988) zwischen 1980 und 1986. Es liegt größtenteils in der gebirgigen Südostabdachung der Ilesiente zum Mittelmeer, umfaßt daneben aber auch noch einen schmalen Vorlandstreifen. Der Gebirgstheil besteht fast ausschließlich aus Graniten und granitoiden Gesteinen mit unterschiedlichsten Verwitterungstiefen. Die Gesteine werden oberhalb der 650 m Isohypse von Decksedimenten (Schuttdecken) mit häufig eingeregelmtem Grobschutt (Foto 5.3.1/1, im Anhang) und Blockschutthalden (Fotos 5.3.1/2 und 5.3.1/3, im Anhang) bedeckt. Unterhalb dieser Höhenstufe überzieht Hangschutt die meist steilen Hänge der tief eingeschnittenen Kerbtäler (Abb. 5.3.1/1). Lediglich kleinere Flachformen modifizieren dabei das Tälerrelief.



**Abb. 5.3.1/1:** Geländemodell des gebirgigen Teils des Einzugsgebietes Pixinamanna (aus: SEUFFERT, O. et al., 1987)

Der Vorlandanteil des Einzugsgebietes besteht aus "zwei bis drei flach konkav zum Meer hin abda-  
chenden Fußflächenniveaus, in die ein breiter Überschwemmungstalboden (mehrere hundert Meter)  
eingesenkt ist" (SEUFFERT, O. et al., 1987, S.4) (Foto 5.3.1/4, im Anhang). Die Glacis verzahnen sich  
zur Küste hin mit der jüngsten Abrasionsterrasse. Im Vorland finden sich neben holozänem Akkumula-  
tionsschutt unterschiedlichster Ausprägung (OLLA, F.,1980) z.T. mehrere Meter mächtige quartäre  
Schotter, die i.d.R. tertiären Sedimenten aufliegen. Daneben gibt es auch noch einige Reste kleinerer  
quartärer Vulkanite (Andesite). Diese liegen zwar am Rande des Einzugsgebietes, beeinflussen aber  
dennoch durch ihre Verwitterungssubstrate den Stoffhaushalt der Böden im Untersuchungsraum.

Die **Strukturen** des Gebietes sollen an einem Längsprofil verdeutlicht werden. Die Lage dieses Profils,  
sowie der Querprofile auf die im Kapitel 6.1.1 eingegangen wird, ist in Abbildung 5.3.1/2 dargestellt.

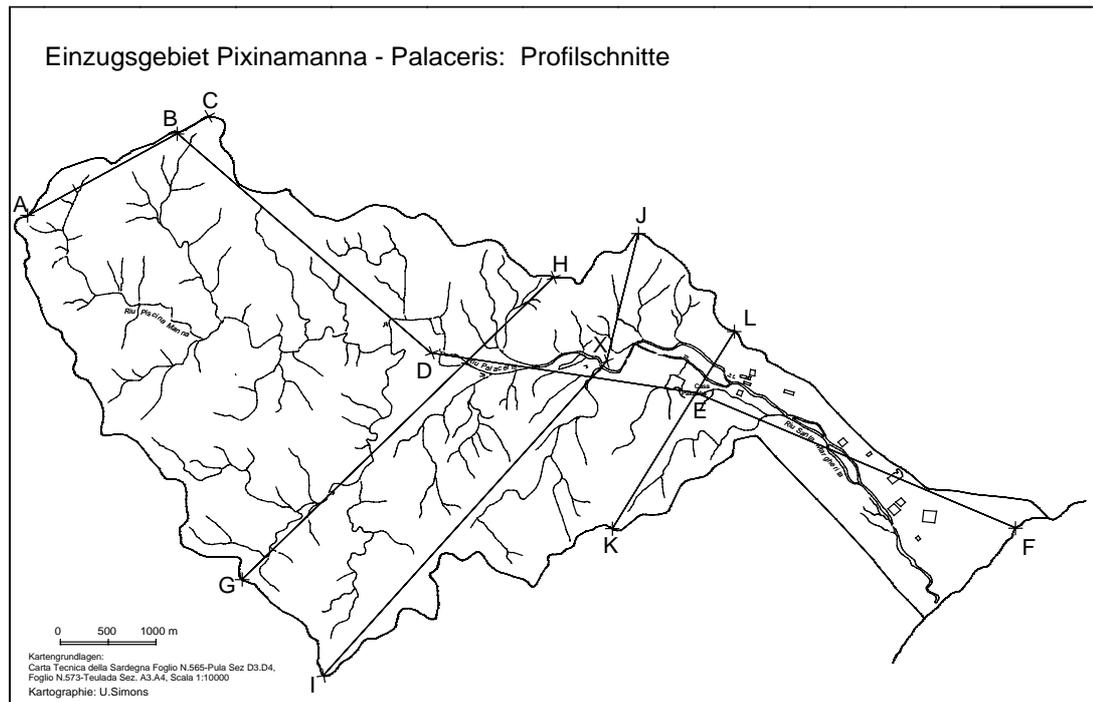


Abb. 5.3.1/2 : Lage der Längs- und Querprofile im Einzugsgebiet Pixinamanna

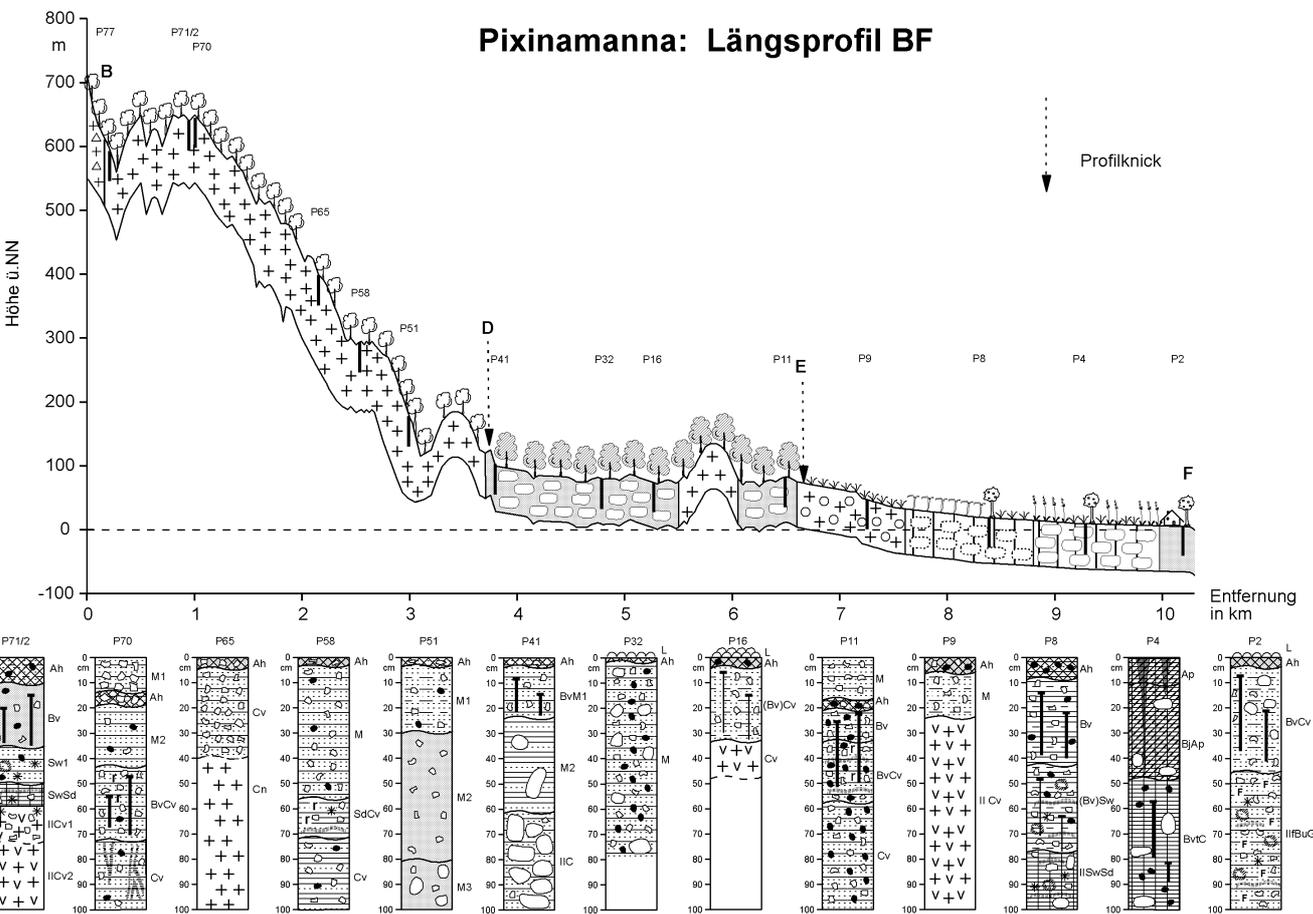
Wie sich aus dem Längsprofil<sup>23</sup> (Abb. 5.3.1./3, nächste Seite) entnehmen läßt, steigt das Gelände von  
der Küste (Abb. 5.3.1/3, Punkt F), an der ein ca. 3 m hohes aktives Kliff ausgebildet ist, bis zum Profil-  
punkt E fast gleichmäßig bis auf ca. 80 m an. Dieser Punkt liegt nordwestlich des Austritts der Torrente  
ins Vorland und somit bereits innerhalb des gebirgigen Einzugsgebietsteiles. Bis zu dem am Forsthaus  
der sardischen Forstbehörden gelegenen Profilpunkt D steigt der Talboden bis auf etwa 100 m an. Von  
da an wird auf der relativ kurzen Distanz von 3,8 km Luftlinie die in über 700 m Höhe liegende Was-  
serscheide des Einzugsgebietes (Punkt B) erreicht.

Im Arbeitsgebiet überdecken in Küstennähe marine Sande zusammen mit Brandungsgeröllen und  
jungquartären Schottern der unteren Glaciserrasse eine Vulkanitbasis. Hier wurde ein Waldgürtel aus  
Kiefern (vor allem *Pinus maritima* und *Pinus halepensis*) und Eucalyptus angepflanzt, in dem sich ein  
Ferien- und Naherholungsgebiet für die Bevölkerung von Cagliari entwickelt hat.

Im Anschluß an den Küstensaum erstreckt sich über die gesamte Fußflächenregion eine agrarisch  
genutzte Zone mit Feingemüseanbau (Auberginen, Zucchini, Artischocken u.a.) (KOHLMEYER, C.,  
1983), Agrumenkulturen, Obst- und Weinbau auf der einen Seite und Getreideflächen auf der anderen.  
"Hinzu kommen in jahreszeitlich wechselnder Ausdehnung Weideflächen, die im Frühjahr von einem  
dichten Bewuchs mit *Asphodelus microcarpus* überzogen sind" (SEUFFERT, O. et al., 1987, S.4). Das

<sup>23</sup>Auf die im Profil dargestellten Bodenverhältnisse wird im Kapitel 6.1.1 Bezug genommen.

# Pixinamanna: Längsprofil BF



Entwurf: H.-P. Harres  
Kartographie: H. Paul

## Legende zu den Profilschnitten von Pixinamanna

- ### Legende Nutzung
- Wald
  - Macchie
  - Garrigue
  - Auflösungsflächen
  - Grünland / Weide
  - Getreide, Ackerbau
  - Weinbau
  - Obstanbau
  - Mischkultur
  - Gärten
  - Brache
  - Stedlung
  - Industriezone
  - Halde
  - Meer

### Legende Geologie

- Granite und granitoid Gesteine, z.T. unter Sulfidationsschutt
- veranzelt Blockschuttmaterial
- Granite und granitoid Gesteine unter unterschiedlich mächtigen Schuttdecken
- junge Füllungen aus grobkiesigem Geröll
- kaluwalder Hangschutt über Graniten
- z.T. tonig, verwitterte Deckschicht der obersten Glassternasse
- längiger Verwitterungsschutt andesitischer Vulkanite über Jungquartären Schottern der unteren Glassternasse
- marine Sande über Terrassenschottern

### Legende Bodenprofile

- #### Organische Bodenkomponente
- Ah
  - Ap
  - Li
  - L-Horizont
  - Of

### Anorganische Bodenkomponente

- ansteigendes Gestein
- angewitterte Festgesteine
- Steine
- scherbiger Schutt
- Geröll
- Grus
- Sand (Ss)
- schwach-stark schluffiger Sand (S1Z-S14)
- schwach - stark lehmiger Sand (S1Z-S14)
- schwach - mittel toniger Sand (S1Z-S13)
- Schluff - sandiger Schluff (Uu-U5)
- sandig lehmiger Schluff (Uls)
- schwach sandiger Lehm (Ls2)
- mittel - stark sandiger Lehm (Ls3-Ls4)
- schluffiger Lehm (Lu)
- schwach - mittel toniger Lehm (L12-L13)
- schwach - stark sandiger Ton (Ts2-Ts4)
- mittel schluffiger Ton (Tu3)
- Ton (T1)

### Bodendynamik

- Bv
- (Bv)
- Al
- Bl
- Ae
- Bh
- Bs
- Go
- rostfarbene Flecken
- rostfarbene Bänder und Schlieren
- z.T. mit Tonanreicherung
- Fe- und Mn-Konkretionen
- Bu
- Sw
- gehäufte Risse u. Spalten mit Rostbandern
- Sd
- Kalkanreicherungen kompakt, schichtig
- Kalkanreicherung, diffusor Art
- Kalkkonkretionen
- Trockenrisse

Abb. 5.3.1/3: Längsprofil durch das Einzugsgebiet der Torrente Pixinamanna

Nutzungsmuster wird darüber hinaus noch modifiziert durch eine Vielzahl von Gewächshäusern, in denen Gemüse und Blumen kultiviert werden, sowie von Wasserspeichern und einigen verstreut liegenden Häusern.

Der Untergrund dieses Vorlandstreifens besteht in seinem südlichen Teil aus tonigem Verwitterungsschutt andesitischer Vulkanite, der überwiegend jungquartäre Schotter der unteren Glacis terrasse überdeckt und im nördlichen oberen Abschnitt aus unterschiedlich mächtigen, meist ebenfalls tonig verwitterten Deckschottern der obersten Glacis terrasse (SEUFFERT, O., 1970). Lediglich in der Akkumulationszone der Torrente finden sich junge Alluvionen aus sandig-grusigem bis kiesigem Material und aus Geröllagen.

Mit dem Eintritt der Torrente in das gebirgige Hinterland wird die Struktur des Untersuchungsraumes trotz unterschiedlicher Reliefverhältnisse relativ gleichförmig. Dies ist neben dem Untergrund (nur granitische Gesteine) vor allem darauf zurückzuführen, daß hier seit annähernd 100 Jahren ein Forstschutzgebiet besteht, in dem (außer dem Weiderecht für einen Ziegenhirten) keine weiteren anthropogenen Nutzungsformen existieren. In diesem Gebiet konnten sich daher, bis auf die zahlreichen Felsausbisse (Foto 5.3.1/5, im Anhang), nahezu lückenlose Macchienformationen (Cistion-, Genisteion- und Arbution-Typ) mit stellenweisen Übergängen zum ursprünglichen Steineichenwald<sup>24</sup> regenerieren (siehe auch die Profilschnitte in den Abbildungen 5.3.1/3 sowie 6.1.1/2 bis 6.1.1/5). Eine Ausnahme sind lediglich die feuchteren Talabschnitte im Gebirge mit ihrem "Nerion Typus" der Macchie (ARRIGONI, P.V., 1964, BALDACCINI, P., 1974)) und die talnahen Gebiete des Mittellaufes (Foto 5.3.1/5). In diesen wurden Kiefern- (neben *Pinus pinea* und *Pinus halepensis* zahlreiche z.T. nicht einheimische Kiefernarten) und Eucalyptusforste angelegt.

### 5.3.2 Bergbauregion im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa/Marganei

In krassem Gegensatz zur anthropogen weitgehend unbelasteten Forstschutzzone von Pixinamanna steht das ca. 35 km<sup>2</sup> große, durch Bergbauaktivlasten geprägte Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa<sup>25</sup>. Dessen Strukturen werden einerseits vom Untergrund und dem mit diesem in engen Wechselbeziehungen stehenden Relief (s. Kap. 5.3.2.2), andererseits jedoch vor allem vom Bergbau und dessen Hinterlassenschaften geprägt. Daher soll zuerst dessen Entwicklung am Beispiel der Gruben von Barraxiutta, sa Duchessa und Tinni dargestellt werden<sup>26</sup>.

#### 5.3.2.1 Die Entwicklung des Bergbaus im Einzugsgebiet

In dem etwa in der Mitte des Einzugsgebietes gelegenen Bergwerk von **Barraxiutta** wurde zwischen 1866 und 1950 eine Serie paralleler Erzgänge abgebaut. Diese verlaufen von NW nach SE und tauchen mit ca. 50° nach SE ab. Sie sind mit Bleikarbonaten mineralisiert, erreichen Mächtigkeiten zwischen wenigen Zentimetern bis maximal 8 m an Verdickungszonen und bestehen neben den Bleikarbonaten überwiegend aus komplexen Fe-Mn-Oxiden und -Hydroxiden, die auch Ferrite und Manganite enthalten. Darüber hinaus kommen u.a. Zn-Karbonate, Galmei und zahlreiche Sulfide vor.

Nach frühen Explorationstätigkeiten um 1849 wurde 1866 die erste Konzession für Pb und Zn der „Società Montesanto“ erteilt. Von dieser wurde sie auf die „Società Miniere di Lanusei“, einem Mitgesellschafter der „Vieille Montagne“ übertragen. Das Bergwerk hatte bis dahin nur unregelmäßige Abbauproduktionen. Mit Hilfe einer kleinen Aufbereitungsanlage wurden dabei nur einige 100 t bleihaltige Konzentrate pro Jahr gewonnen. Erst 1936, mit der Gründung der „Società Rame Italiano“, an welche die Konzession überging, wurde eine kleine Flotationsanlage mit einer Kapazität von 90 t/d, installiert. Diese wurde erst in der Nachkriegszeit in Betrieb genommen. In dieser Zeit hatte sich die Abbauproduktion auf den Rand der kalkhaltigen Formation konzentriert, wo Grenzgehalte von 8% Pb gefunden wurden. Dadurch stieg die Produktion bleihaltiger Konzentrate zwischen 1949 und 1955 auf 200 t/Monat an. Die regelmäßige Produktionsleistung wurde 1955 wegen Abnahme des Bleigehaltes in dem ge-

<sup>24</sup>Eine ausführliche Beschreibung der Vegetationsverhältnisse im Forstschutzgebiet von Pixinamanna gibt ARRIGONI, P.V. (1964).

<sup>25</sup>Nach Verlassen des Karsttunnels (Grotta di S. Giovanni) ändert der Riu sa Duchessa seinen Namen in Riu S. Giovanni, dem somit ein wesentlich größeres Einzugsgebiet zukommt. Der Karsttunnel trennt dieses umfassendere Einzugsgebietes in das obere Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa und das untere des Riu S. Giovanni.

<sup>26</sup>Diese Darstellung basiert auf unveröffentlichten Unterlagen der Ente Minerario Sardo (o. J.) und des Servizio Geologico der Miniere di Montevecchio (o. J.).

wonnenen Rohmaterial und wegen ungünstiger Entwicklung auf dem Metallmarkt eingestellt. Prospektionsarbeiten und Untersuchungen zur Zinkgewinnung aus dem Rohmaterial wurden jedoch noch bis vor wenigen Jahren durchgeführt. Ein Versuchsabbau ergab Rohmaterial mit mittleren Bleigehalten von etwa 4% und Zinkgehalten von etwa 3%.

Die noch vorhandenen Erzreserven werden auf etwa 333.000 t geschätzt. Darüber hinaus wird die Existenz von weiteren 300.000 t, die zudem einen guten Zugang gestatten, vermutet. Allerdings sind die Perspektiven weniger an Vorkommen und Verfügbarkeit der Erze gebunden, sondern vielmehr an die Unkosten, die bei der Metallgewinnung anfallen. Ökonomische Gesichtspunkte schließen daher heute (noch) eine Reaktivierung des Bergbaus aus.

Die Vererzungen von Barraxiutta setzen sich im Bereich des weiter oberhalb gelegenen Gebietes von **Sa Duchessa** fort. Allerdings sind die erzführenden Kalke hier stark metamorph, da sie von einer granitischen Intrusion (s. auch Abb. 5.3.2.2/3) erreicht wurden. Dieser Granitpluton tritt zwischen den Konzessionen Sa Duchessa und Perda Niedda zu Tage. Die Mineralisation erfolgte hier entlang zweier paralleler Gangbündel, welche das Konzessionsgebiet in Richtung WNW-ESE queren. In diesen Gängen finden sich als Erzminerale hauptsächlich Galenit, Sphalerit, Cerussit und Smithsonit. Daneben kommt Pyrit, Chalcopyrit, Bornit, Chalcocite, Covellin, Hemimorphit, Cuprit, Malachit, Azurit und Brochantit vor (URAS, I., 1951). Die Metallerzparagenesen dieser Zone werden dadurch modifiziert, daß während der primären, synsedimentären Mineralisationsphasen mit Blei- und Zinksulfiden ein Prozeß der tektonischen Mobilisierung stattgefunden hat. In der Aureole des Granits kam es dabei durch Diffusion von Al-Ionen zur Bildung von Granaten und durch Diffusion von Cu-Ionen zur Bildung von Chrysokoll. Durch intensive Oxydation kam es darüber hinaus zur Anreicherung von Galmeimassen.

Insgesamt macht sich die Mineralisation sehr stark in Oberflächennähe bemerkbar, nimmt jedoch rasch mit der Tiefe ab. Es werden heute noch Erzvorkommen von etwa 200.000 t vermutet. Diese haben mittlere Zinkgehalte von 10% und Bleigehalte von 4%.

Es wurden zwei unterschiedliche Vorkommen abgebaut, wobei zum einen überwiegend galmeiartige Erze im Bereich von „Sa Duchessa“ und zum anderen überwiegend Kupferoxide im Umfeld der Lokalität „Maremma“ gefördert wurden.

Die Konzession wurde 1873 anfänglich der „Società della Vieille Montagne“ für Zinkminerale gewährt, im Jahre 1926 auf Blei- und 1932 auf Kupferminerale ausgedehnt. 1936 ging die Konzession an die „Società Rame Italiano“ als assoziierte Gesellschaft der AMMI über, der die Grube noch immer gehört.

Die Abbautätigkeit dehnte sich bis in das Jahr 1914 mit einer jährlichen Gewinnung von ungefähr 1.000 t kalkhaltigem Galmei aus und ließ danach aufgrund der politischen Situation nach. Zwischen 1921 und 1930 wurden bleihaltige Konzentrate von etwa 100 t/a produziert. Erkundungsarbeiten unter Tage erfaßten 1931 mit Chrysokoll, Malachit, Azurit und Resten gemischter Sulfide assoziierte Galmeiaufschlüsse von ungefähr 300.000 t. Die „Società della Vieille Montagne“ betrachtete die Ausbeutung dieses Erzes als nicht rentabel. AMMI dagegen förderte während eines Zeitabschnitts von 9 Jahren ungefähr 60.000 t Konzentrate mit 5% Cu, um die Anlagen für die elektrolytische Transformation, die eigens in Cagliari installiert worden war, zu versorgen.

In der Abbaugrube „Maremma“: wurden die Abbauarbeiten 1943 eingestellt. Nach den Ausführungen der ENTE MINERARIO SARDO (o. J.) wurden zu diesem Zeitpunkt Reserven von etwa 250.000 t Erz mit einem Kupfergehalt von 4,6% angenommen. Was die noch vorhandene Kupfer- und Galmeivorkommen betrifft, so vertrat AMMI die Meinung, daß der Bau entsprechender metallurgischer Anlagen in „Porto Vesme“ eine zukünftige Ausbeutung sinnvoll erscheinen läßt.

An der obersten Einzugsgebietsgrenze liegt das mineralisierte Gebiet der Konzessionen von **Tinni** und von Is Arenas. Diese Region wird von dem granitischen „Lakkolithen von Oridda“ bestimmt, der in die kambrischen Serien am Rande der ordovizischen Transgression intrudiert ist (MINIERE DI MONTEVECCHIO (o. J.)). Das Vorkommen liegt westl. dieses Lakkoliths innerhalb kambrischer Formationen zwischen Kalken und Schiefen und besteht überwiegend aus Quarziten mit ausgedehnten Mineralisationen. Die Imprägnationen umfassen ein breites Spektrum von Mineralien. Dabei dominieren Pb-Zn-Fe-Cu-Verbindungen, die überwiegend als Oxide, Sulfide, Sulfate, Arsenite und Antimonite ausgebildet sind. Die wirtschaftlich bedeutenderen Mineralien sind hier Galenit, Sphalerit, Cerussit, Mimetesit, An-

glesit und Smithsonit, die sich sowohl in granitischen Kontaktgesteinen als auch in Quarziten und Schiefen finden.

Die Mine wurde 1890 entdeckt. Ursprünglich wurde die Konzession „Basilio Costa“ eingeräumt, der sie 1897 der Firma „Pazzini e Pitschen“ übertrug. Diese Gesellschaft baute bis 1926 ca. 2.200 t Galmei und eine vergleichbare Menge an vermarktbarem Bleierz ab. Von 1926 bis 1936 ruhte der Abbau. 1936 wurde die Konzession auf die „Società di Monteponi“ übertragen, welche die Mine mit Anlagen für eine Kleinproduktion ausstattete. Zwischen 1962 und 1970 wurden 173.000 t Rohmaterial, aus welchen u.a. 7.378 t Bleikonzentrat gewonnen wurden, behandelt. Für 1970 wird eine Abbaumenge von 7.000 t Rohmaterial angegeben. Im Jahre 1971 wurde die Mine vorübergehend der „Società Piombo-Zincifera Sarda“ anvertraut. Seit Ende der 70er Jahre ruht der Abbau.

Die heutigen Erzreserven werden für Tinni auf 140.000 t und für Arenas Su Pizianti auf 3.000.000 t bleihaltigen Roherzes mit Gehalten von 3 - 5% Pb veranschlagt. Dennoch lassen Marktsituation und Investitionsvolumen derzeit auch hier keine Wiederaufnahme des Abbaus zu.

### 5.3.2.2 Die Naturraumstrukturen des Einzugsgebietes

Am Beispiel eines Längsprofils (Abb. 5.3.2.2/1, nächste Seite), dessen Lage aus Abbildung 5.3.2.2/3 entnommen werden kann, sollen die wichtigsten naturräumlichen Merkmale dieses Raumes verdeutlicht werden.

Entwässert wird das Arbeitsgebiet durch den Riu sa Duchessa. Dieser Nebenbach des Riu Cixerri entspringt nordöstlich von Domusnovas in ca. 605 m über NN. Er durchfließt "mit südöstlicher Fließrichtung ein durch mehrere Steilstufen und Verebnungen getrepptes Tallängsprofil, bis er mit Eintritt in die Grotta di San Giovanni in ca. 210 m Höhe den Gebirgsbereich der Igliesiente verläßt" (HARRES, H. P. et al., 1987, S. 11). Das Längsprofil in Abbildung 5.3.2.2/1 zeigt u.a. den gestuften Verlauf des Tales.

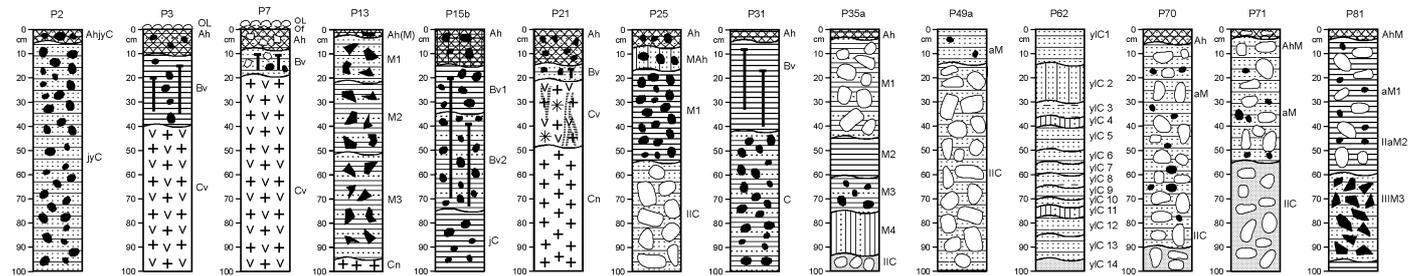
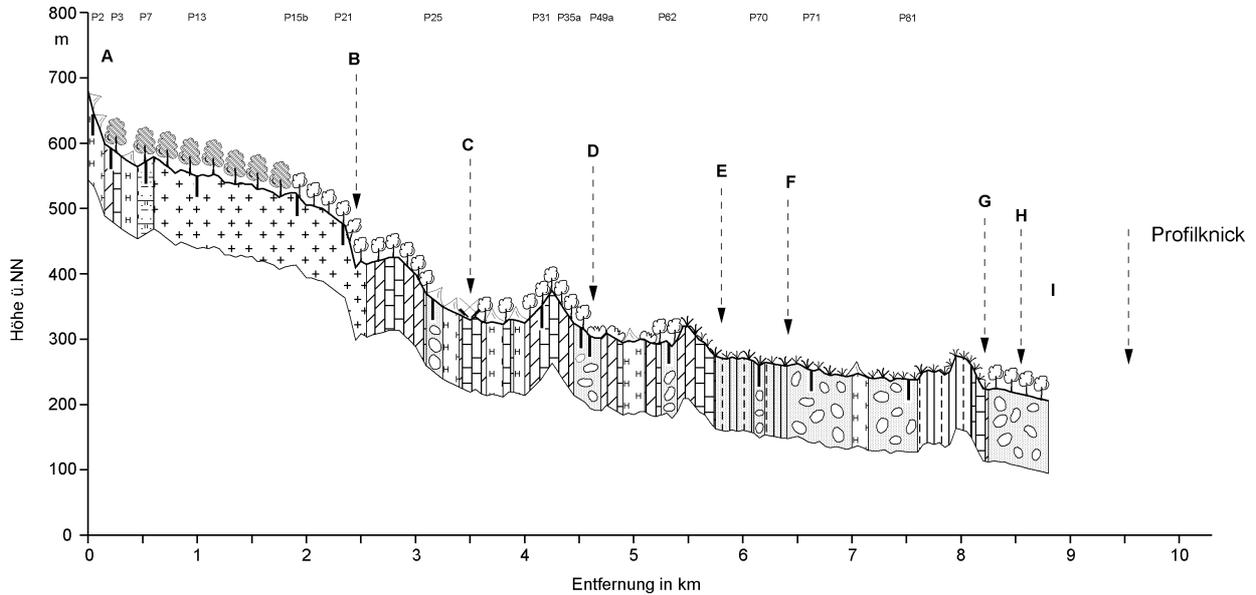
Dieser mehrfache Wechsel von steileren und flacheren Hangbereichen, der weitgehend unabhängig vom Untergrund erfolgt, muß im Zusammenhang mit der jüngeren Flußgeschichte gesehen werden. Folgt man SEUFFERT, O. (1970, S. 57 f), so entwässerte der Riu sa Duchessa vor Inbetriebnahme des Karsttunnels (im Würm) in den weiter südöstlich gelegenen Riu Forresu. Die hochgelegenen Verebnungen scheinen daher mit dem alten Flußverlauf in Verbindung zu stehen, zumal deren Abdachungsrichtung stellenweise nach Südosten geneigt ist. Darüber hinaus korrespondiert die Höhenlage in etwa mit einer die alte Fließrichtung markierenden Einkerbung in den umrahmenden Gebirgsketten. Diese Einkerbung trennt heute gleichzeitig das Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa von dem des Riu Fenugus, einem Oberlauf des Riu Forresu.

Die Treppung des Reliefs im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa läßt sich bis zur würmzeitlichen Veränderung der Abflußrichtung mit den unterschiedlichen Abfluß- und "Belastungsverhältnissen im Gefolge der quartären Klimaschwankungen" (SEUFFERT, O., 1970, S. 58) und damit dem Wechsel von Einschneidungs- und Akkumulationsphasen in Zusammenhang bringen.

Erst durch den mit Senkungsbewegungen im Cixerri graben zusammenhängenden Anschluß an ein älteres Karstsystem entstanden die heutigen mulden- und kerbförmigen Talsysteme (siehe Querprofile der Abbildungen 6.2.1/1 - 6.2.1/4). Muldentäler finden sich dabei vor allem im Mittel- und Oberlauf des Riu sa Duchessa sowie am Riu Sarmentus, der knapp oberhalb des Karsttunnels (Grotta di San Giovanni) in den Riu sa Duchessa mündet. Im Bereich der stärker zerschnittenen Ostflanke hingegen dominieren Kerbtäler. Der stellenweise vorhandene Sohlentalcharakter im Mittel- und Unterlauf des Haupttales ist, neben dem torrentiellen Schutttransport, auch auf einen künstlichen Aufstau des Baches durch Verbauung des Talquerschnittes mit Erdwällen und Steinmauern zurückzuführen (Foto 5.3.2.2/1, im Anhang).

Diese Abriegelung des Talquerschnittes erfolgte im Zusammenhang mit dem Bergbau. Sie diente einerseits zur Wassergewinnung und sollte andererseits die durch den Bach transportierten Sedimente (vor allem auch Flotationsschlämme) zur Ablagerung bringen (PAZZAGLIA, L., 1987). Dadurch bedecken heute z.T. bis mehrere Meter mächtige Feinsedimentpakete das Schotterbett der alten Flußsohle (Foto 5.3.2.2/2, im Anhang).

# Marganei: Längsprofil AI



Entwurf: H.-P. Harres  
Kartographie: H. Paul

## Legende zu den Profilschnitten von Marganei

### Legende Nutzung

- Wald
- Maschie
- Garrigue
- Aufrostungsflächen
- Grünland / Weide
- Getreide, Ackerbau
- Weinbau
- Obstanbau
- Mischkultur
- Gärten
- Brache
- Siedlung
- Industriezone
- Halde
- Meer
- Aufgelassenes Bergwerk

### Legende Geologie

- Erzführende graue Dolomite, Kalk- und Kalibocceen (Dolomie rigide) der unter- bis mittelkambrischen Gornessa-Formation, meist unter holozänen Decksedimenten
- Erzführende fein- bis feinsandige, geschichtete Kalk- oder unter- bis mittelkambrischen Gornessa-Formation, meist unter holozänen Decksedimenten
- Wechsellagernde tonig, sandige, karbonatische Schiefer der ober- bis mittelkambrischen Cabliza-Formation, z.T. unter holozänen Decksedimenten
- Mit oberkambrischen Cabliza-Schiefer verzahnte ordovizische Schiefer und Dolomiten, meist unter holozänen Decksedimenten
- Spätvariszische Granite und Schiefer der ober- bis mittelkambrischen Cabliza-Formation, z.T. unter holozänen Decksedimenten
- Rezepte Talfüllungen aus grob- bis feinsandigem Substrat und fluvialen Geröll
- Halten und Sandflächen des Erdbebens

### Legende Bodenprofile

- Ah
- Ap
- Organische Bodenkomponente
- L-Horizont
- Of

### Anorganische Bodenkomponente

- ansteihendes Gestein
- angewitterte Festgesteine
- Steine
- schmieriger Schluff
- Geröll
- Grus
- Sand (Ss)
- schwach-stark schluffiger Sand (S2-S4)
- schwach - stark lehmiger Sand (S2-S4)
- schwach - mittel toniger Sand (S2-S3)
- Schluff - sandiger Schluff (Uu-Us)
- sandig lehmiger Schluff (Us)
- schwach sandiger Lehm (LS2)
- mittel - stark sandiger Lehm (LS3-LS4)
- schwach - mittel toniger Lehm (LT2-L3)
- schwach - stark sandiger Ton (TS2-TS4)
- mittel schluffiger Ton (TU3)
- Ton (Tt)

### Bodendynamik

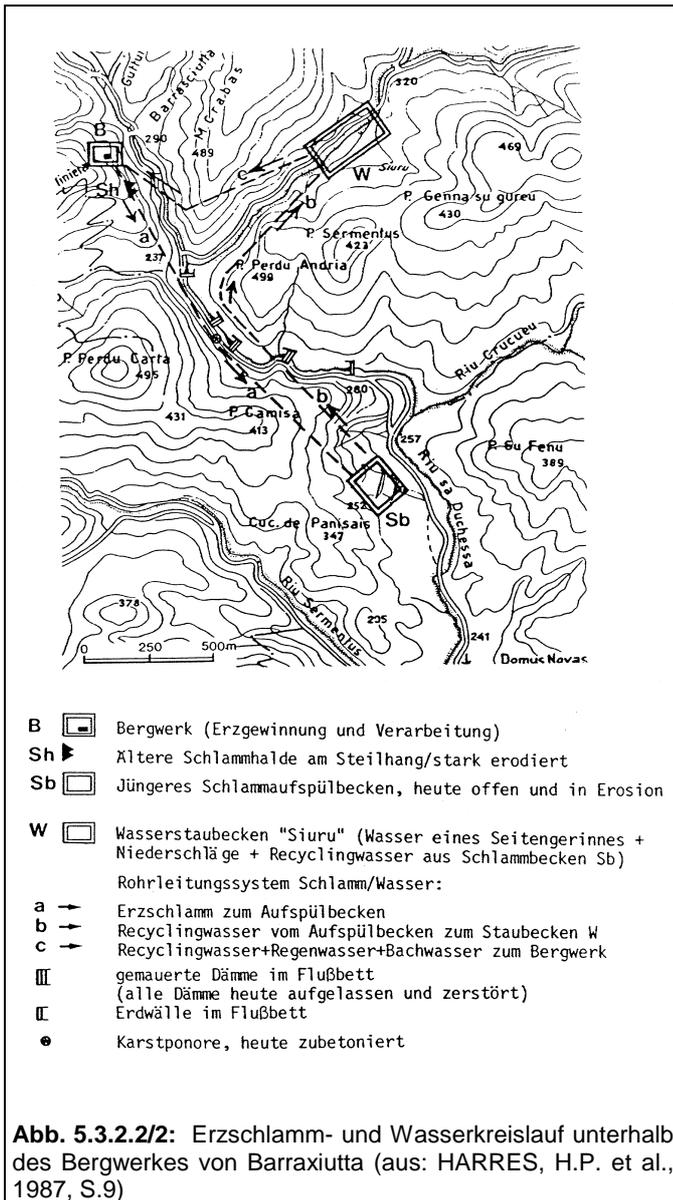
- Bv
- (Bv)
- Al
- Bk
- Ae
- Bh
- Bs
- Go
- rostfahne Flecken
- Gr
- rostfahne Bänder und Schlieren z.T. mit Tonanreicherung
- Fe- und Mn-Konkretionen
- Bu
- Sw
- gebirgliche Risse u. Spalten mit Rostbändern
- Sd
- Kalkanreicherungen kompakt, schichtig
- Kalkanreicherung, diffus Art
- Kalkkonkretionen
- Trockenrisse

Entwurf: P. Harres  
Kartographie: U. Simons u. H. Paul

Abb. 5.3.2.2/1: Längsprofil durch das Einzugsgebiet des Rio sa Duchessa

Mit dem Auflassen des Bergbaus zwischen 1946 und 1970 zerfielen diese Querriegel, so daß sich in den letzten Jahrzehnten der Fluß wieder in seine jüngsten (heute meist bewachsenen) Ablagerungen einschneiden konnte. Der Riu sa Duchessa fließt somit zur Zeit wieder in etwa in dem Niveau, das er vor dem Bergbau innehatte.

Weitere wasserbauliche Eingriffe wurden im Seitental des Riu Siuru vorgenommen. Um ständig Wasser für Flotationszwecke zur Verfügung zu haben, wurde dort ein kleines Staubecken (Foto 5.3.2.2/3, im Anhang) gebaut, welches neben dem Wasser des Seitengerinnes und der Niederschlagseinspeisungen vor allem auch zur Aufnahme von Recyclingwasser (Abb. 5.3.2.2/2) aus einem Schlammaufspülbecken diente (PAZZAGLIA, L., 1987; HARRES, H.P. et al., 1987).



Wie sich aus den Ausführungen von Kapitel 5.3.2.1 sowie dem Profilschnitt (Abb. 5.3.2.2/1) entnehmen läßt, stehen im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa als einem Teil des paläozoischen Grundgebirges Südsardiniens (BONI, M., 1979; CARMIGNANI, L. et al., 1982, 1986; EXEL, R., 1986), hauptsächlich kambrische Schichtenfolgen an (Abb. 5.3.2.2/3, nächste Seite). Kleinflächig verbreitet sind dabei an der Westflanke des umrahmenden Gebirgsmassivs als älteste Gesteine Siltite, Schiefertone und Arenite mit eingeschalteten fossilführenden Karbonatlagen der unterkambrischen Nebidia-Formation (in Abb. 5.3.2.2/3 nicht dargestellt). Die westliche Einzugsgebiets Hälfte wird von der unter- bis mittelkambrischen (BONI, M., 1979, S.16) Gonnese-Formation eingenommen. Es handelt sich dabei einerseits um graue massive Dolomite, Kalke und Kalkbrekzien (Dolomie grigie) und andererseits um laminierte fein- bis feinstkörnige Kalke, die zur Abfolge der Calcarei gerechnet werden. Zwischengeschaltet in diese beiden Abfolgen sind oolithische Horizonte und intraformationale Brekzien.

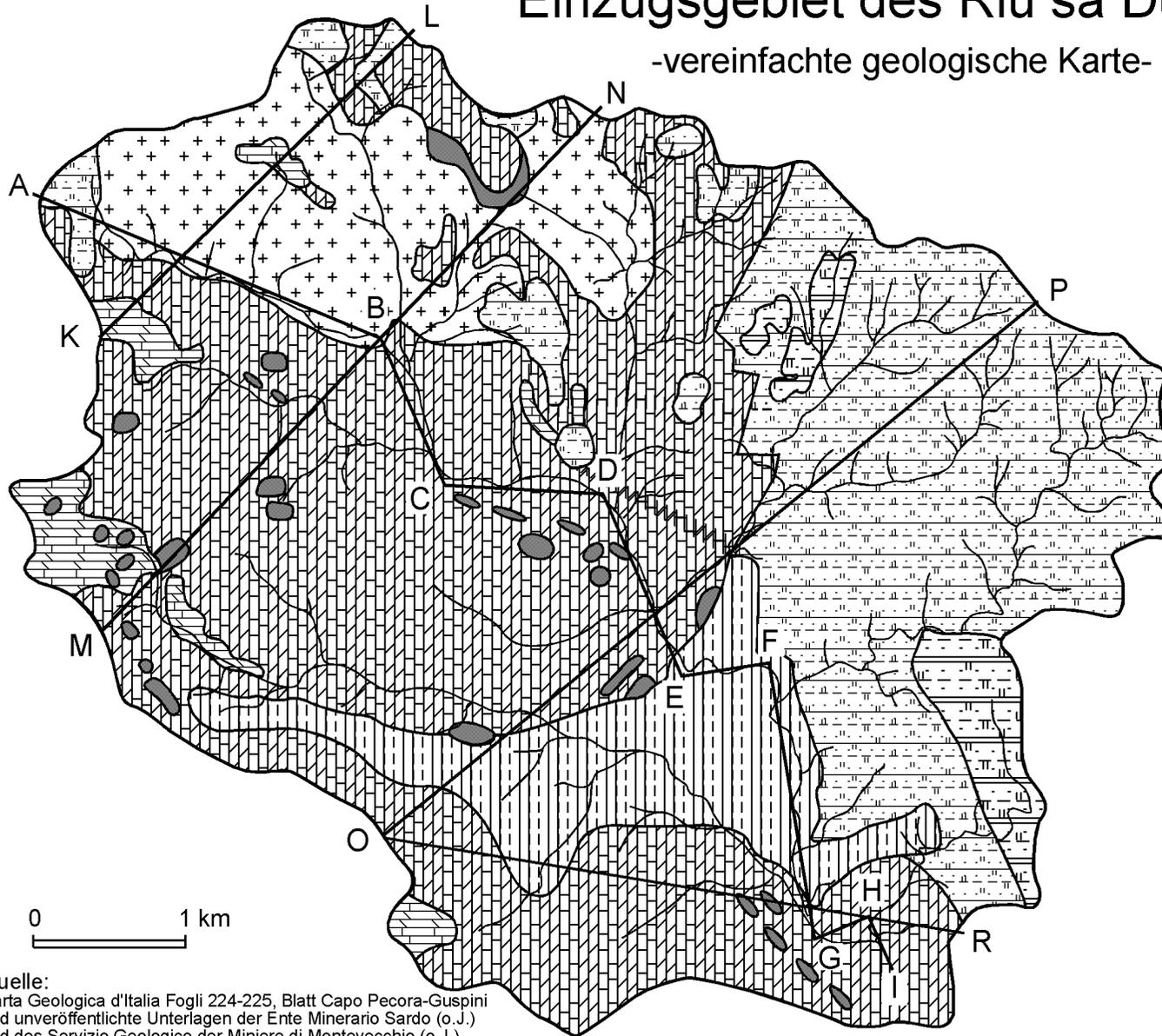
Diese Serien sind erzführend. In ihnen finden sich u.a. die weiter oben angesprochenen Blei-, Kupfer- und Zinkerze, die überwiegend als hydrothermale Gangfüllungen in Klüften und Paläokarstformen angereichert wurden und Grundlage des Erzbergbaus darstellten. Dieser wurde neben den Gruben von Tinni, Sa Duchessa und Barraxiutta auch in Perda Niedda, Reigraxius und Malacalsetta betrieben. Die Hinterlassenschaften dieses Bergbaus (aufgelassene Gebäude, Halden etc.) prägen daher in besonderer Weise diese Einzugsgebietsabschnitte (Fotos 5.3.2.2/4 bis 5.3.2.2/6 - alle im Anhang - sowie Abbildung 5.3.2.2/4, übernächste Seite).

# Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa

-vereinfachte geologische Karte-

Legende:

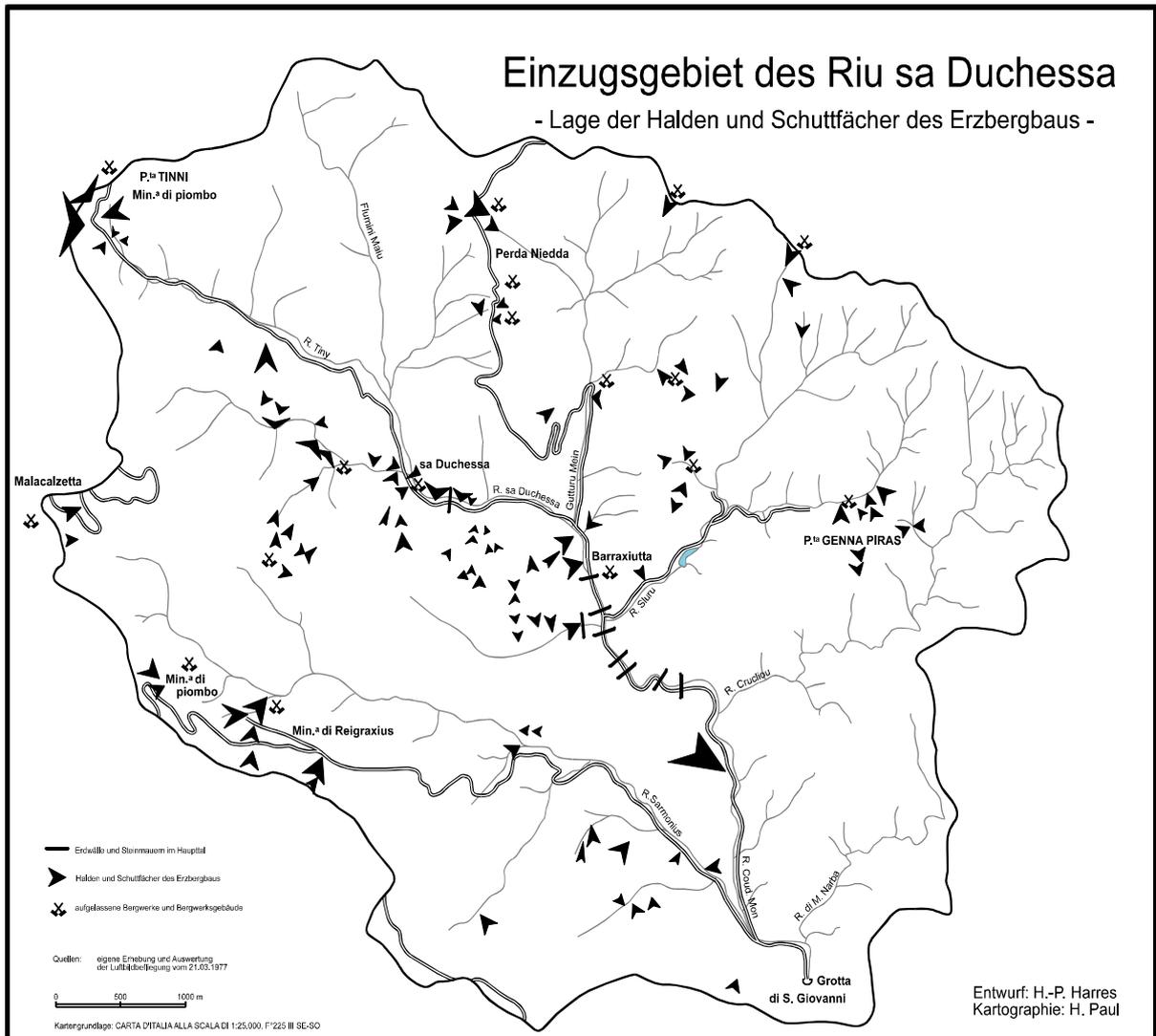
-  Erzführende graue Dolomite, Kalke und Kalkbreccien (Dolomie grigie) der unter- bis mittelkambrischen Gonnese-Formation, meist unter holozänen Decksedimenten
-  Erzführende fein- bis feinstkörnige geschichtete Kalke der unter- bis mittelkambrischen Gonnese-Formation (calcarei ceroidi), meist unter holozänen Decksedimenten
-  Wechsellagernde tonig, sandige, karbonatische Schiefer der oberkambrischen Cabitza-Formation, z.T. unter holozänen Decksedimenten
-  Mit oberkambrischen Cabitza-Schiefern verzahnte ordovizische Tonschiefer und Konglomerate, meist unter holozänen Decksedimenten
-  Mit oberkambrischen Cabitza-Schiefern verzahnte ordovizische Schiefer und Dolomitserien, meist unter holozänen Decksedimenten
-  Spätvariszische Granite und Granit-schutt, meist unter holozänen Deck-sedimenten
-  Erzgänge und Erzadern, sowie Ausbisse stark mineralisierter Serien



Quelle:  
 Carta Geologica d'Italia Fogli 224-225, Blatt Capo Pecora-Guspini  
 und unveröffentlichte Unterlagen der Ente Minerario Sardo (o.J.)  
 und des Servizio Geologico der Miniere di Montevecchio (o.J.)

Entwurf: H.-P. Harres  
 Kartographie: H. Paul

Abb. 5.3.2.2/3: Lage der Profilschnitte und vereinfachte Geologische Karte des Einzugsgebietes des Riu sa Duchessa



**Abb. 5.3.2.2/4:** Lage der Halden und Schuttfächer des Erzbergbaus

Die Vielzahl der Abraum- und Erzschlammhalden (Abb. 5.3.2.2/4), die stellenweise die steilen Kerbtalhängen bedecken, sind nicht nur ein Charakteristikum dieses Einzugsgebietes, sondern eine typische Erscheinung im Bereich der erzführenden Serien in der Iglieseinte. Sie belegen einerseits die große Bedeutung des Bergbaus für Südwestsardinien, markieren aber andererseits augenfällig das latente Konfliktpotential<sup>27</sup> durch die in ihnen enthaltenen Schwermetallverbindungen.

Neben Gesteinen der Gonnese-Formation nehmen spätvariszische Granite (Leukogranite) eine größere Fläche im obersten Einzugsgebiet ein. Hier finden sich auf kleineren Flächen außerdem ordovizische Konglomerate die mit oberkambrischen Cabitza-Schiefen verzahnt sind. Wie die meisten Gesteine im Einzugsgebiet werden sie von Decksedimenten verhüllt. In der breit ausgeräumten Zone unterhalb der Einmündung des Riu Siuru in das Hauptgerinne sowie im Muldental des Riu Sarmantus stehen Gesteine der Cabitza-Formation an. Es handelt sich hierbei um wechsellagernde tonige, sandige und karbonatische Schiefer sowie um Knollenkalke. Die gesamte Südostflanke des Einzugsgebietes wird von ordovizischen Sedimentserien eingenommen, die stellenweise die kambrischen Formationen diskordant überlagern. Weit verbreitet sind in diesem Bereich (z.T. fossilführende) Tonschiefer.

<sup>27</sup> Der Hauptgrund liegt darin, daß durch Erosion dieser Halden "ökotoxisch wirksame Elemente in die bis dahin unbelasteten Gebiete gelangen. Diese aber ... stellen gleichzeitig Hauptanbauggebiete einer vielschichtigen Palette an Nutzpflanzen dar oder sind Zentren des Fischfangs und des Fangs anderer mariner Organismen. Dadurch ordnet sich der Mensch in dieses System als Endglied von Nahrungsketten ein und setzt sich somit z. T. unwägbar Risiken aus" (HARRES, H.P. et al., 1987, S.7).

ferlagen, die mit Brekzien und Konglomeraten verzahnt sind und ebenfalls von Decksedimenten verhüllt werden.

Diese heterogenen geologischen Verhältnisse spiegeln sich vor allem in den Abflußganglinien der einzelnen Bäche wieder. So bleiben auch im niederschlagsreichen Winterhalbjahr in den kalkig-dolomitischen Einzugsgebietsabschnitten die Gerinne oft trocken, da die sich sammelnden Abflüsse durch Ponore und Kluftsysteme rasch in den Untergrund geführt werden. Im Gegensatz dazu sind die Bäche im Bereich der Tonschiefererien durch ausgesprochene torrentielle Abflußverhältnisse charakterisiert. Diese Zusammenhänge sind auch für die im Kapitel 6.2.2 dargestellten Fließstrecken der Hauptgerinne verantwortlich.

Bemerkenswert für das gesamte Arbeitsgebiet ist, daß trotz extrem hoher Schwermetallgehalte in den Böden und Sedimenten (s. Kap. 6.2.1) z.T. eine morphologisch vital aussehende Vegetation auch auf den stark belasteten Standorten stockt. Es handelt sich dabei im oberen Einzugsgebiet um einen relativ jungen dichten Steineichenwald (Abb. 5.3.2.2/1 zwischen Punkt A und B) mit den für diesen Vegetationstyp charakteristischen Pflanzengesellschaften. Möglicherweise deutet jedoch der extrem häufige Pilzbefall an den Eicheln von *Quercus ilex* (Foto 5.3.2.2/7, im Anhang), sowie die fehlende Naturverjüngung der Bestände<sup>28</sup> auf schwermetallbeeinflusste Vitalitätsschwächungen der Pflanzen hin.

Im zentralen Teil des Untersuchungsraumes und im Oberlauf des Riu Sarmentus finden sich Macchienbestände (Foto 5.3.2.2/8, im Anhang), in denen neben *Arbutus unedo*, *Erica arborea*, *Pistacia lentiscus*, *Phillyrea latifolia*, *Phillyrea angustifolia* auch *Juniperus oxycedrus*, *Myrtus communis*, *Rhamnus alaternus* und *Ilex aquifolium* vorkommen. Die Zusammensetzung der Macchie differiert dabei je nach den Untergrundverhältnissen.

Ein Großteil der Fläche wird darüber hinaus von einer schütterten Garrigue und von stark überweideten Arealen mit der Dominanz von *Asphodelus microcarpus* und verschiedenen Zistrosenarten überzogen (Foto 5.3.2.2/9, im Anhang).

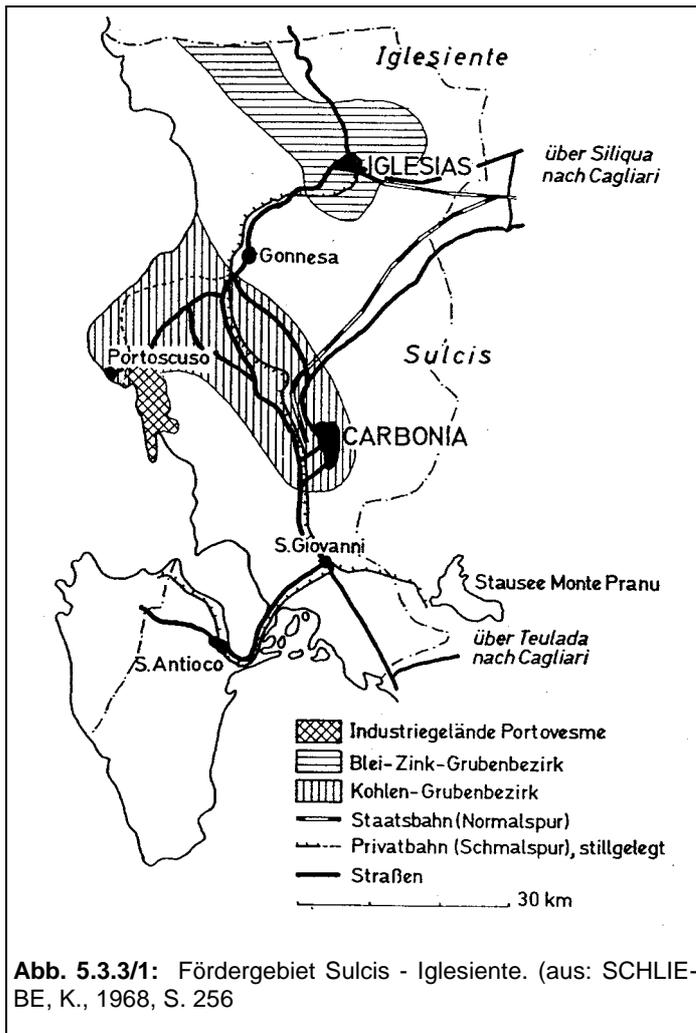
Lediglich der Bereich der Talweitung im untersten Einzugsgebiet wird neben einer großen Schlammhalde von ausgedehnten Weidearealen eingenommen. Diese weisen fließende Übergänge zur Garrigue auf. Sie werden von der Bevölkerung als Wochenenderholungsgebiet genutzt. In diesem Bereich wurden an den Hängen einzelne Ferienhäuser und ein Erholungsheim für Arbeiter einer sardischen Firma errichtet. Daneben prägen die zerfallenen Bauten einer aufgelassenen Hühnerfarm diese Zone.

### 5.3.3 Industriezone um Portoscuso

Dieses dritte Untersuchungsbeispiel orientiert sich nicht am Einzugsbereich eines Gerinnes, sondern umfaßt als engeres Arbeitsgebiet ein Areal von etwa 33 km<sup>2</sup> Größe. Dieses Areal umschließt die eigentliche Industriezone von Portoscuso und reicht im Südosten über die Gemeinde Paringianu hinaus. Wegen der z.T. beträchtlichen Auswirkungen der Industriezone auf die Geoökosysteme (s. Kap. 6.3) wurde der Untersuchungsraum auf ein ca. 415 km<sup>2</sup> großes Gebiet (einschließlich der Insel S. Antioco) erweitert.

Neben den bekannten historischen Hintergründen mit ihren Auswirkungen auf die Sozialstruktur der Insel (HILLER, O.K., 1978; SCHLIEBE, K., 1968, 1970) sind die Lagerstätten der Iglesiasite und der Sulcis zusammen mit den Kohlengruben zwischen Carbonia und Portoscuso (Abb. 5.3.3/1) indirekter Auslöser der die Landschaft prägenden jungen Industrialisierung in der Umgebung von Portoscuso. Diese setzte verstärkt nach den Krisen des Bergbaus in den 60er und 70er Jahren (MANCONI, F., 1986; SCHRÖDER, K.H., 1962, 1965 und SERRA, P., 1984) ein und wurde aus Mitteln der "Cassa per il Mezzogiorno" (im Zusammenhang mit dem "Piano di Rinascita") sowie der EG gefördert. Ziel war u.a., durch Bau und Ausbau einer Industriezone eine Steigerung des Pro-Kopf-Einkommens und des Bruttosozialproduktes zu erreichen, das Arbeitsplatzangebot zu erhöhen und vor allem eine Reduzierung der stellenweise extremen Arbeitslosigkeit zu erreichen.

<sup>28</sup>mündliche Mitteilung von Prof. A. ARU, Universität Cagliari



Hierbei bot sich als industrielles Fördergebiet vor allem der "Problembereich Sulcis-Iglesiente" an, u.a. weil in dieser Zone nicht nur bedeutende Blei-Zink-Gruben und ausgedehnte Kohlevorkommen vorhanden waren, sondern auch weil mit dem alten Hafenort Portovesme (und dem in der Nähe liegenden Hafen von S. Antioco) eine schon bestehende Möglichkeit zur Verschiffung von Bodenschätzen oder Industrieprodukten gegeben war (Foto 5.3.3/1, im Anhang). Darüber hinaus waren Arbeitskraftreserven aus Carbonia<sup>29</sup> und der Umgebung vorhanden, konnte der Energiebedarf durch ein Wärmekraftwerk der ENEL (Supercentrale) gedeckt werden, und es existierten ausreichende Brauchwasseranlagen und eine günstige Verkehrslage.

Einer der Anreize für ausländische Investoren lag neben der billigen Arbeitskraft im Fehlen von wirksamen Umweltauflagen.

Diese Randbedingungen haben dazu beigetragen, daß bis 1995 u.a. ein Leichtmetallwerk, 2 Aluminiumwerke (Foto 5.3.3/2, im Anhang), ein petrochemisches Unternehmen, eine Mangan-Elektrolyse, ein Chemiewerk sowie eine Blei-Zink-Schmelze angesiedelt wurden bzw. daß weitere Ansiedlungen verarbeitender Betriebe geplant sind (Abb. 5.3.3/2, folgende Seite).

Diese Ansiedlungen veränderten bisher sowohl durch das Planieren großflächiger Areale (Fotos 5.3.3/3 und 5.3.3/4, im Anhang) als auch durch den Bau von Straßen, Entwässerungskanälen und Sedimentationsbecken (Abb. 5.3.3/2, Foto 5.3.3/5), die Auffüllung von Feuchtgebieten (Foto 5.3.3/6, im Anhang) und die Deponierung von Produktionsrückständen an den Hängen (Foto 5.3.3/7) oder im Beriebsgelände (Foto 5.3.3/8) das Naturlandschaftsgefüge dieses Raumes. Damit verbunden sind u.a. aufgelassene Siedlungsstellen (Foto 5.3.3/9, im Anhang) und enge Verzahnungen zwischen den agrarisch und industriell genutzten Arealen (Fotos 5.3.3/7 und 5.3.3/10, im Anhang). Durch die Summe aller Maßnahmen (vor allem auch durch industrielle Emissionen) werden die agrarischen Nutzungsgefüge weitgehend zerstört und in großen Teilen des Gebietes die geoökologischen Strukturen umgeformt.

Hinweise sowohl auf die "ehemaligen" Strukturen als auch auf deren aktuelle Veränderungen lassen sich aus dem Profilschnitt in der Abbildung 5.3.3/3 (übernächste Seite) entnehmen, dessen Lage - ebenso wie die der Querprofile (s. Kap. 6.3.1) - in Abbildung 5.3.3/4 dargestellt ist.

<sup>29</sup> Die Ursache hierfür liegt vor allem darin, daß nach der Ausweitung des Bergbaus im Zuge der Autarkiebestrebungen zwischen den beiden Weltkriegen (die u. a. zur Gründung der Kohlenstadt Carbonia führte) in den 50er Jahren eine Krise im Bergbau Sardinien einsetzte, die bis heute anhält. Dadurch mußten die meisten Bergwerke geschlossen werden, was einerseits zu Abwanderungen von der Insel führte, andererseits Unterbeschäftigung und Arbeitslosigkeit mit sich brachte und somit ein hohes Arbeitskräftepotential erzeugte.

Industriezone Portoscuso - Portovesme  
Bestand und Planung 1990

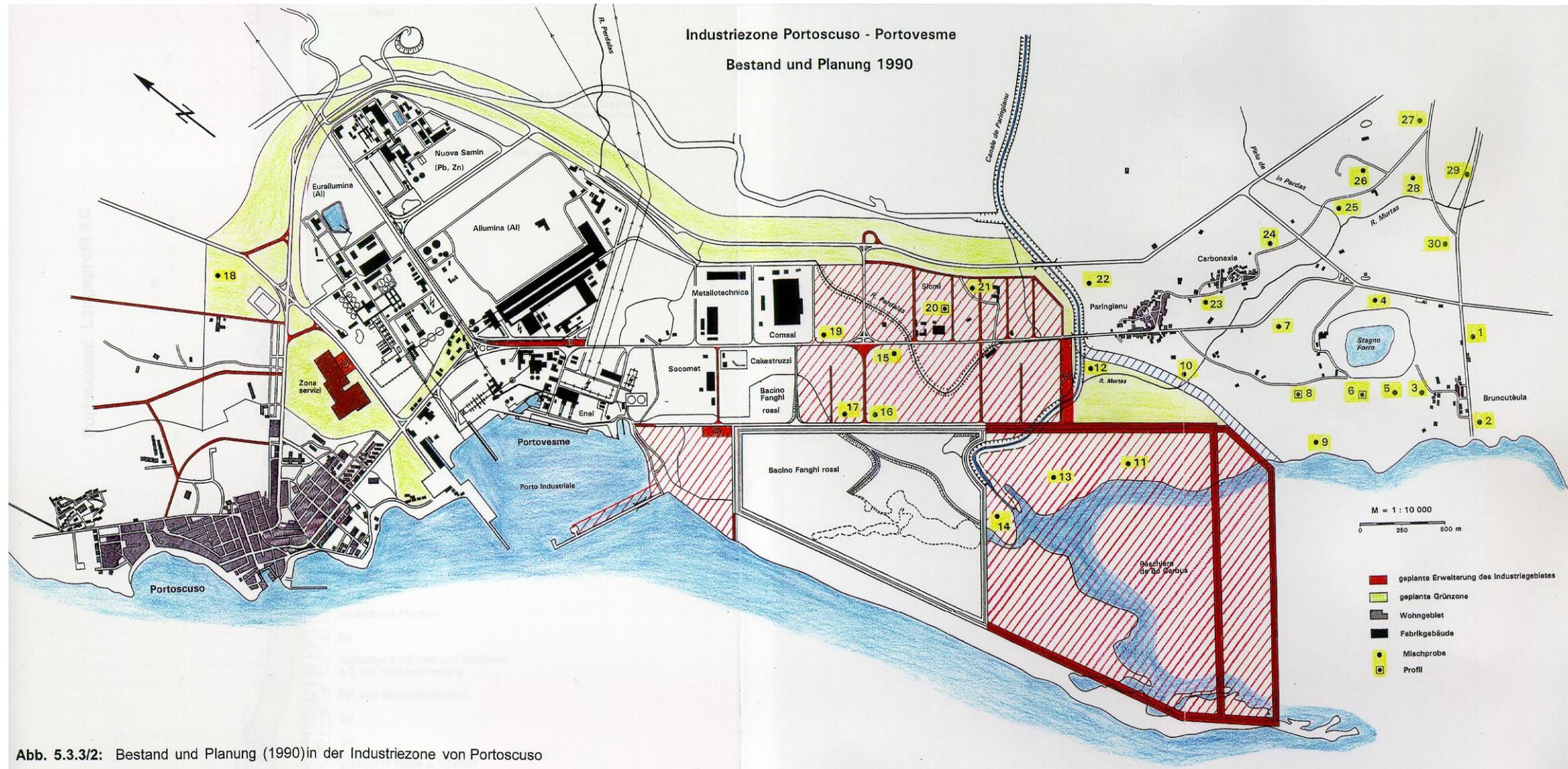


Abb. 5.3.3/2: Bestand und Planung (1990) in der Industriezone von Portoscuso



Lage der Längs- und Querprofile  
im Arbeitsgebiet von Portoscuso

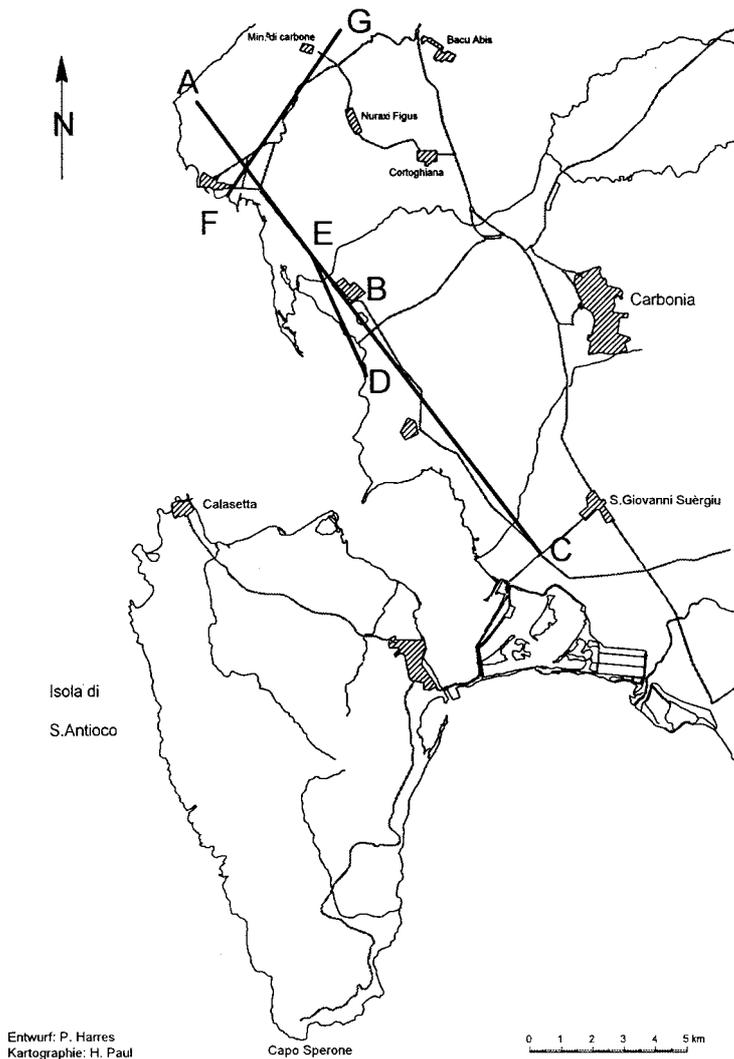


Abb. 5.3.3/4: Lage der Profilschnitte im Arbeitsgebiet von Portoscuso

mit ihren sandigen Talfüllungen und fluvialen Geröllen vor allem in das oberste Niveau eingesenkt sind.

Entsprechend der Lage des Profilschnittes parallel zur Küste, werden nur an dessen Nordwestrand Höhen von etwa 100 m erreicht. Der Großteil des Längsprofils erfaßt Höhenlagen, die nur wenige 10er Meter über der Küstenlinie liegen. Diese ist - vor allem südlich von Portoscuso - als Ausgleichsküste ausgebildet und wird einerseits durch Nehrungen und Sandbänke, andererseits durch ausgedehnte Verlandungszonen gegliedert. Dadurch überwiegen an diesen Stellen allmähliche Übergänge zum Hinterland.

Vor allem der Bereich der Ausgleichsküste zwischen Portovesme und Bruncuteula wurde grundlegend umgestaltet, wie sich aus der Abbildung 5.3.3/2 entnehmen läßt. Großflächige Sedimentationsbecken, von denen das „Bacino Fanghi rossi“ bereits 1990 realisiert wurde<sup>31</sup>, Auffüllungen der Verlandungsgebiete und die Anlage eines Ringkanales (Fotos 4.1.1.2/1 und 5.3.3/14, im Anhang) lassen daher hier die ursprünglichen Naturraumstrukturen kaum mehr erkennen.

Wie der Profilschnitt zeigt, stehen im Arbeitsgebiet, das nur eine relativ geringe Reliefenergie aufweist<sup>30</sup>, vulkanische Förderprodukte an. Unter diesen dominieren Liparite, andesitisch-trachytische Laven sowie liparitische Tuffe, die - vor allem in Küstennähe - stark tafonisiert sind (Foto 5.3.3/11, im Anhang). Häufig verhüllen (meist geringmächtige) marine Sande die vulkanischen Förderprodukte. Einige Trachyt- und Tuffhänge werden jedoch auch von Hangschutt überzogen (Foto 5.3.3/12, im Anhang). Häufig finden sich auf der Oberfläche der Tuffe dünnere Platten von Eisenoxidkrusten, welche die Grenze zwischen Schutt und Festgestein markieren und die Kluftsysteme der Vulkanite nachzeichnen (Foto 5.3.3/13, im Anhang).

Weit verbreitet sind Flugsande, die entweder zu Dünen aufgeweht wurden oder ausgedehnte Sandflächen bilden. An zahlreichen Stellen überdecken diese Sande fossile (pleistozäne), durch Kalke verbackene Dünenkomplexe und Arenite.

Wie in der Küstenzone von Pixina-manna finden sich auch hier mindestens zwei Fußflächenniveaus, die zum Meer hin abdachen und sich küstennah mit der jüngsten Abrasionsterrasse verzahnen. Unterbrochen und gegliedert werden diese Glacis-terrassen durch Überschwemmungstalböden, die

<sup>30</sup> Es finden sich maximale Höhenunterschiede von 163 m auf einer Distanz von ca. 4 km zwischen der Küste und den nordöstlich vorgelagerten Höhenrücken.

<sup>31</sup> Das Sedimentationsbecken, das die Peschiera de Bo Cerbus umschließt, war 1996 noch nicht angelegt worden, soll aber nach wie vor gebaut werden.

Neben diesem mit der Industrialisierung in Zusammenhang stehenden Nutzungsschwerpunkt existiert entlang der Küstenregion ein regelhafter Wechsel zwischen kleinflächig verbreiteten Garriguebeständen (meist auf den Lipariten, Trachyten und Tuffen), Brachflächen, Gärten und agrarisch genutzten Zonen. In letzteren dominiert der Weinbau, der allerdings durch industrielle Emissionen extrem geschädigt ist. Diese Schädigung zeigt sich bereits beim Austreiben der ersten Blätter, die mit Kringelwuchs, Chlorosen sowie Blattrand- und Interkostalnekrosen (Fotos 5.3.3/15 und 5.3.3/16, im Anhang) auf die immissionsbedingten Stressoren reagieren.

Außer Wein werden in dieser Zone Gemüse (Artischocken, Zucchini u.a.) kultiviert, Obst und Getreide angebaut und einzelne Flächen als Grünland und Weide genutzt.

Am verbreitetsten sind unter den Bodentypen der Vulkanitgebiete - neben den dominierenden Felsausbissen - Syrosemi (P 59b in Abb. 5.3.3/3), Protoranker, Ranker und nur an wenigen flach liegenden Stellen Braunerde-Ranker. ARU, A. et al (1991) ordnen diese Bodengesellschaften den Lithic Xerorthents und den Typic und Lithic Xerochrepts zu.

Bei Sandüberdeckung der Vulkanitbasis oder auf Glaciterrassenschotter haben sich Regosole (P20 Abb. 5.3.3/3), Braunerde-Regosole (P 59 in Abb. 5.3.3/3), Regosol-Braunerden oder Braunerden entwickelt. Entsprechend eines häufig kleinflächigen Wechsels von Grundwasser- oder Staunäseeinflüssen finden sich hydromorphe Merkmale in unterschiedlicher Tiefe einzelner Bodenprofile (P4, P44, P42 und P41 in Abb. 5.3.3/3). Auf tonig verwitterten Glaciterrassen sind Vertisole, degradierte Vertisole (Vertic Xerochrepts) und Pseudogleye weit verbreitet. Auf diesen Sedimentdecken finden sich vereinzelt auch Parabraunerden, deren Bt-Horizonte häufig eine sedimentäre Ursache haben. Daneben finden sich in Hanglage und im Bereich der Hangfußzone Kolluvisole.

Den engeren Bereich junger Alluvionen prägen Auenböden und Gleyen, bei Vorliegen mächtigerer Tonakkumulationen auch Pelosole.

In Küstennähe und im Umfeld der Stagni finden sich Salzböden, von denen in Abbildung 5.3.3/3 ein vergleyter Solonchak (P4) dargestellt ist.

Anthropogene Veränderungen zeigen insbesondere die Rigosole (P18, P23, P7, P30, P45, P44, P43, 42, P41 in Abb. 5.3.3/3), die - entsprechend unterschiedlich langer Nutzungsdauer der Flächen als Weinberge - große Mächtigkeitsunterschiede in den R- bzw. RAp-Horizonten aufweisen.

Somit lassen die Bodengesellschaften, obwohl das heutige Umfeld von Portosuso und Porto Vesme in extremer Weise von Industrie-, Verhüttungs- und Stromerzeugungsanlagen geprägt wird und großflächige Veränderungen der Nutzungsmuster eingetreten sind, einen Einblick in die ehemaligen Naturraumstrukturen zu.

## 6. ERGEBNISSE UND DEREN INTERPRETATION

### 6.1 FORSTSCHUTZGEBIET PIXINAMANNA

Schwermetallverlagerungen lassen sich nur unter Berücksichtigung der jeweiligen Böden, deren physikalischen, chemischen und biologischen Randbedingungen sowie der aktuellen Bodendynamik beurteilen. Daher sollen zuerst die Böden und Bodengesellschaften der Untersuchungsräume dargestellt werden.

#### 6.1.1 Böden und Bodengesellschaften

Die **Bodengesellschaften** im Einzugsgebiet der Torrente Pixinamanna werden im Bereich des Küstenstreifens neben Lockersyrosemen (auf rezenten marinen Sanden) vor allem durch Regosole, Braunerde-Regosole und Regosol-Braunerden gebildet (Abb. 6.1.1/1, folgende Seite).

Die Bodentypen<sup>32</sup> sind i.d.R. auf den mit marinen Sanden verzahnten Glacissedimenten entstanden. Stellenweise entwickelten sie sich über vergleyten Latosolen (Profil P2 in Abb. 5.3.1/3). Letztere weisen<sup>33</sup> - wie auch zahlreiche Aufschluß- und Bodenverhältnisse im Küstenstreifen - auf den markanten (z.T. mehrfachen) Wandel der Verlagerungs-, Verwitterungs- und Bodenbildungsprozesse seit dem Jungtertiär/Ältestquartär hin<sup>34</sup>.

Bei den Böden auf den holozänen Bachsedimenten der Fußflächenregion dominieren Auensilikatrohböden und Auenregosole. An den Stellen, wo Feinmaterial akkumuliert wurde oder längerfristig keine Überdeckung stattfand, sind (stellenweise pseudovergleyte) Auenbraunerden und Gleye ausgebildet. Im Bereich der Glacissedimente und der Verwitterungssubstrate der Vulkanite hingegen finden sich hauptsächlich Braunerden, Pseudogley-Braunerden (Profil P 8 in Abb. 5.3.1/3), Parabraunerde-Braunerden und degradierte Vertisole (ARU, A., 1966a) (Profil P 4 in Abb. 5.3.1/3) sowie unter Weinbergnutzung Rigosole und Braunerde-Rigosole. Im Gegensatz dazu haben sich an der Gebirgsabdachung, an der an zahlreichen Stellen Aufforstungsterrassen aufgeschoben wurden (Foto 6.1.1/1, im Anhang), Syroseme, Ranker, Braunerde-Ranker und Ranker-Braunerden entwickelt. Diese werden im Bereich des Hangfußes meist durch Kolluvisole (Profil P 9 in Abb. 5.3.1/3) und Hangpseudogleye (Profil 10 in Abb. 6.1.1/2, übernächste Seite) ersetzt.

Zahlreiche Böden der Gebirgszone sind aufgrund starker erosiver Kappung wenig entwickelt (BALDACCINI, P., 1974). Die Bodengesellschaften bestehen daher an diesen Standorten aus Syrosemen, Protorankern, Rankern (Profil P 65 in Abb. 5.3.1/3), Braunerde-Rankern (Profile P 16 in Abb. 5.3.1/3, P 14 in Abb. 6.1.1/2) und Ranker-Braunerden (Profil P 15 in Abb. 6.1.1/2). Diese Bodentypen sind entweder auf granitoiden Gesteinen oder auf deren meist stark vergrustem Schutt entstanden. Verlagerungsvorgänge werden daher vom grobporenen Grus oder dem meist engmaschigen Kluftgitter der Granite gesteuert, so daß es zu einer schnellen Abfuhr des Sickerwassers und der in ihm transportierten Stoffe kommt. Meist sind die A-Horizonte dieser Bodengesellschaften nur wenige cm mächtig. Dies wird an den Profilen P 30, 33, 34, 37 und 38 in den beiden Abbildungen 6.1.1/3 und 6.1.1/4 besonders deutlich. Böden, die weniger stark vom erosiven

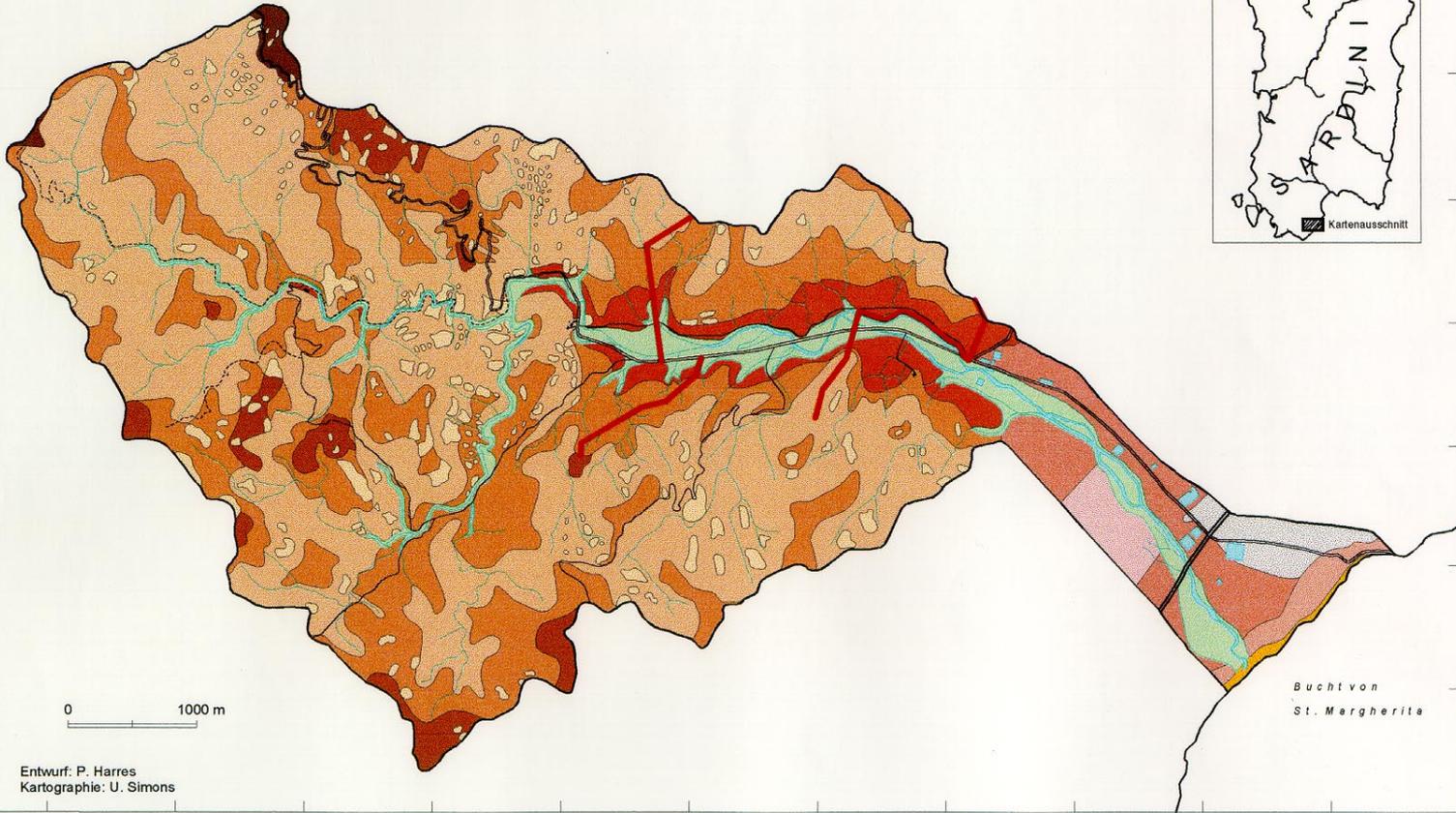
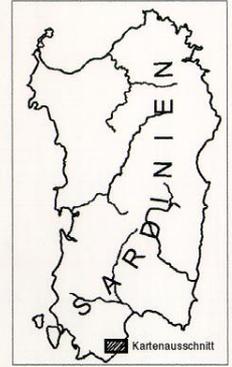
<sup>32</sup>Auf die Beschreibung der einzelnen Profile wird aus Platzgründen verzichtet.

<sup>33</sup>Dies gilt nur unter der Voraussetzung, daß die jetzigen thermisch-hygrischen Verhältnisse Südsardiniens nicht zu einer so tiefreichenden Ferralitisierung führen.

<sup>34</sup>So läßt sich beispielsweise aus einer am aktiven Kliff (nordöstlich des Punktes D in Abb. 5.3.1/3) aufgeschlossenen Profilverfolg erkennen, daß auf den abradierten verfestigten Tuffbrekzien bis über 120 cm mächtige Brandungsgerölle (z.T. kopfgroß) bewegt und in späterer Zeit durch kalkiges Bindemittel zementiert wurden. Insbesondere an der Grenze zwischen dieser alten Strandterrasse und der Vulkanitbasis kam es zur Bildung von laminaren Kalkkrusten, die daneben auch einzelne Gerölle ummanteln. Die Gerölle stecken in einer sehr schwach lehmigen, sandigen Matrix, die durch rostfarbene Bänder und einzelne Eisenkonkretionen differenziert wird. Über dem verfestigten Geröllhorizont liegen mehrere helle rostfleckige Gruslagen, die durch zwei fossile Ah-Horizonte getrennt und von einem stark ferralitierten Feinschotterkörper überdeckt werden. Dieser wiederum liegt unter einem deutlich helleren, jedoch ebenfalls wieder rostfleckigen, grusigen, lehmigen Sand, auf dem sich ein schwach vergleyter Braunerde-Regosol entwickelt hat. Diese Abfolge unterschiedlichster Sedimentkörper in Verbindung mit den Hinweisen auf verschiedenartige Bodenprozesse legt einen mehrfachen klimagesteuerten Wechsel im Prozeßgeschehen in dieser Zone nahe. Die geomorphologische Interpretation dieses Befundes soll - zusammen mit weiteren Aufschlußaufnahmen - an anderer Stelle erfolgen.

# Bodenkarte

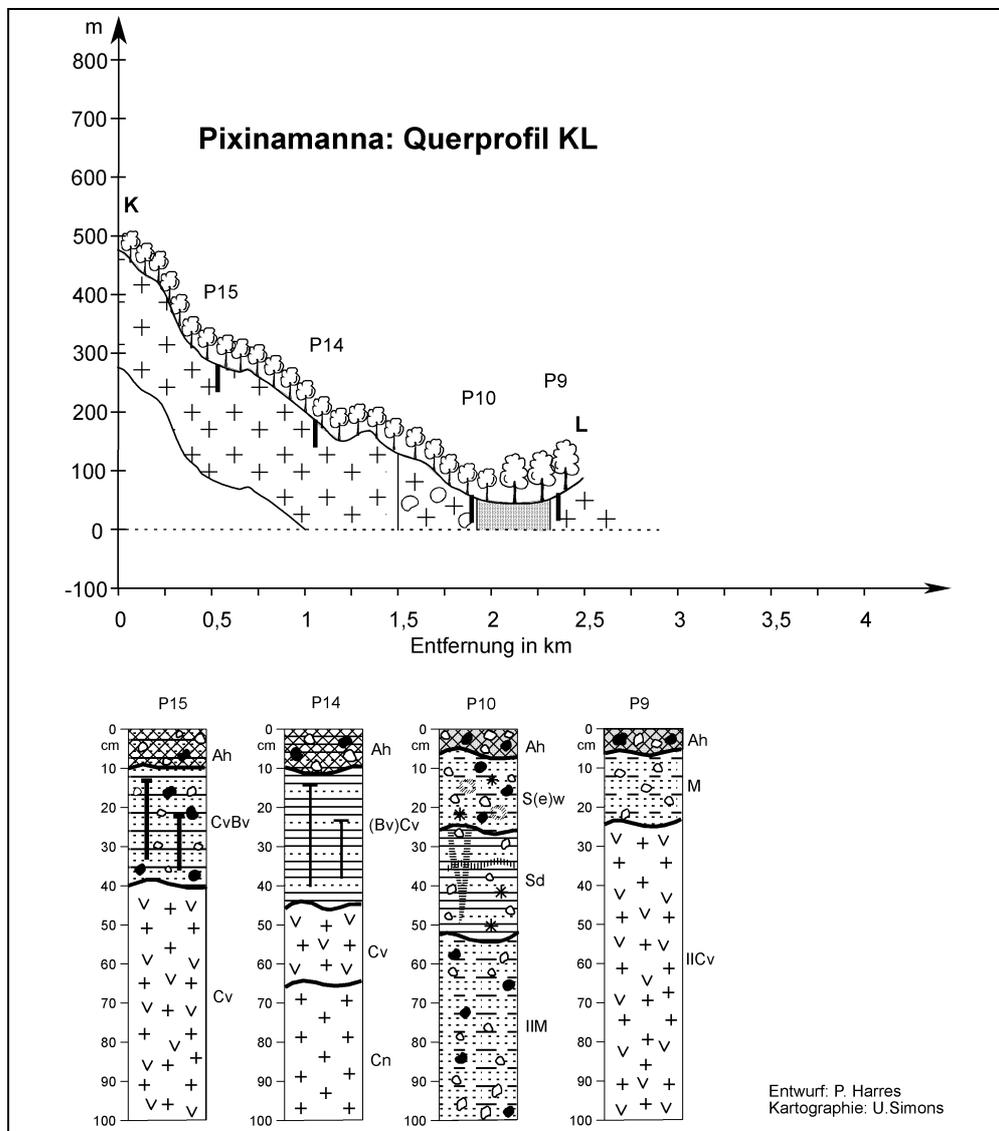
Einzugsgebiet Pixinamanna - Palaceris (Südsardinien)



Bodengesellschaft	Hauptbodenarten	Geologie	Wasserwegsamkeit	Wasserhaltevermögen
aktuell akkumulierte Sande, stellenweise Lockersyroseme	Sand	rezente marine Sande	sehr gut	gering
Auensilikatrohbböden, Auenregosole und Auenbraunerden im Wechsel mit Auenpseudogleyen u. Auenogleyen, örtl. Kolluvien	grusreicher Sand mit fluvialen Geröllen örtl. sandige Lehme	holozäne Bachsedimente holozäne Sedimente	sehr gut	i. d. R. gering
degradierte Vertisole, Braunerden und Parabraunerde-Braunerden, örtl. pseudovergleyt	schwach sandig-toniger Lehm bis lehmiger Ton örtlich tonige Sande	andesitisches Verwitterungsmaterial über Glacisschutt	nach der Trockenphase zuerst gut durch tiefgreifende Trockenrisenetze., nach Dichtquellen der Sickerbahnen jedoch gering	mittel bis gut
Rigosole u. Braunerde-Rigosole	schwach lehmiger Sand bis sandiger Lehm	Glacisschutt	sehr gut bis gut	mittel bis gering
Regosole, Braunerde-Regosole u. Regosol-Braunerden, örtlich pseudovergleyt	Sande	mit marinen Sanden verzahnte Glacissedimente	sehr gut bis gut	gering
Braunerden, Pseudogley-Braunerden, stellenweise Parabraunerden u. Vertisole, örtl. Kolluvien	schluffig-lehmige Sande bis sandig-tonige Lehme Im Übergangsbereich zu 3 schwach sandige bis sandige Lehme, örtlich sandig lehmige Tone	Glaciterrassensedimente z.T. verzahnt mit holozänen Bachsedimenten	mittel	mittel
Kolluvien u. Hangpseudogleye im Wechsel mit Ranker, Braunerde-Ranker, Ranker-Braunerden u. Braunerden, örtl. Syroseme	sandiger Grus bis sandiger Lehm	Hangschutt und Gehängelehme	i. d.R. gut bei unterlagerndem tonig verwitterten Granitzersatz, jedoch schlecht bis sehr schlecht	gering bis mittel
Syroseme und Protoranker im Wechsel mit Ranker, örtl. Braunerde-Ranker	Festgestein und grusig verwitterte granitoide Gesteine; sowie vereinzelt Blockschutthalden	granitoide Gesteine	sehr schlecht, bei tiefgründig verwitterten Graniten abhängig vom Substrat und Klüftgitter auf Blockschutthalden sehr gut	sehr schlecht
Ranker, Protoranker und Braunerde-Ranker vereinzelt Ranker-Braunerden u. Braunerden, stellenweise podsoliert, örtl. pseudovergleyt	Grus Schutt und lehmiger Sand	verwitterte, granitoide Gesteine und Hangschutt	gut bis sehr gut	gering
Ranker-Braunerden u. Braunerde-Ranker z.T. Braunerden, stellenweise podsoliert, örtlich pseudovergleyt vereinzelt Syroseme und Ranker	sandiger Grus bis lehmiger Sand	verwitterte granitoide Gesteine	gut bis mittel bei pseudovergleytem Unterboden schlecht	gut
Braunerden, podsolige Braunerden, Pseudogley-Braunerden u. Pseudogleye auf Verebnungsresten vereinzelt Syroseme u. Ranker, örtlich fossile Plastosole	sandiger Grus bis toniger Lehm	intensiv verwitterte Granite	mittel bis schlecht	gut
Braunerden z.T. Parabraunerden, stellenweise pseudovergleyt örtlich fossile Plastosole im Wechsel mit Syrosemern u. Rankern	sandig lehmiger Schluff bis sandiger Lehm (Matrix) mit Schutt	Solifluktionsschuttdecke über granitoiden Gesteinen	mittel bis schlecht	gut bis sehr gut
Brandschutzstreifen				

Abb. 6.1.1/1: Bodenkarte des Einzugsgebietes von Pixinamanna

Geschehen betroffen sind, zeichnen sich häufig durch mächtigere, meist sehr locker gelagerte A-Horizonte aus (Profile P 14 und P 15 in Abb. 6.1.1/2, P 39 in Abb. 6.1.1/4 und P 80 in Abb. 6.1.1/5). Im Extremfall sind diese über 30 cm mächtig und bei manchen Böden darüber hinaus sehr stark humos (s. Kap. 6.1.1.1).



**Abb. 6.1.1/2:** Querprofil KL im Einzugsgebiet Pixinamanna (Legende s. Abb. 5.3.1/3)

Für die Bodenbildung im Bergland scheint neben dem Erosionseinfluß auch die jeweilige Zusammensetzung der Granite und die daran gebundene Art der Vorverwitterung eine wichtige Rolle zu spielen. Diese beeinflussen Aussehen und Zusammensetzung des Hangschuttes, der sich stellenweise im Bereich weniger Meter ändert und einerseits aus eckigen, andererseits aus völlig gerundeten wollsackähnlichen Schottern besteht. Außerdem wechseln kleinräumig tiefgründig verwitterte Gesteinspartien mit kaolinitischem Zersatz mit sandig-grusigem Verwitterungsschutt. Häufig sind die Granite in der Nähe der kaolinitisierten Zonen intensiver vergrust als an anderen Stellen. Dabei läßt sich oftmals die Gesteinsstruktur (speziell die Kluftsysteme) in der völlig durchgewitterten Matrix noch erkennen. Als Konsequenz intensiver Vorverwitterung finden sich an den Stellen, wo es zur Bildung kaolinitreicher Tonnesten oder Tonlagen kam, verstärkt pseudovergleyte Böden (Profile P 71/2 in Abb. 5.3.1/3, P 35, P 39 in Abb. 6.1.1/4) oder Pseudogleymerkmale im Kluftgitter der anstehenden Gesteine (Foto 6.1.1/2, im Anhang). Aufgrund des besseren Wasserhaltevermögens der kaolinitisierten

Gesteinspartien sind dies gleichzeitig günstigere Standorte für die ansonsten an sommerliche Trockenheit angepasste Vegetation.

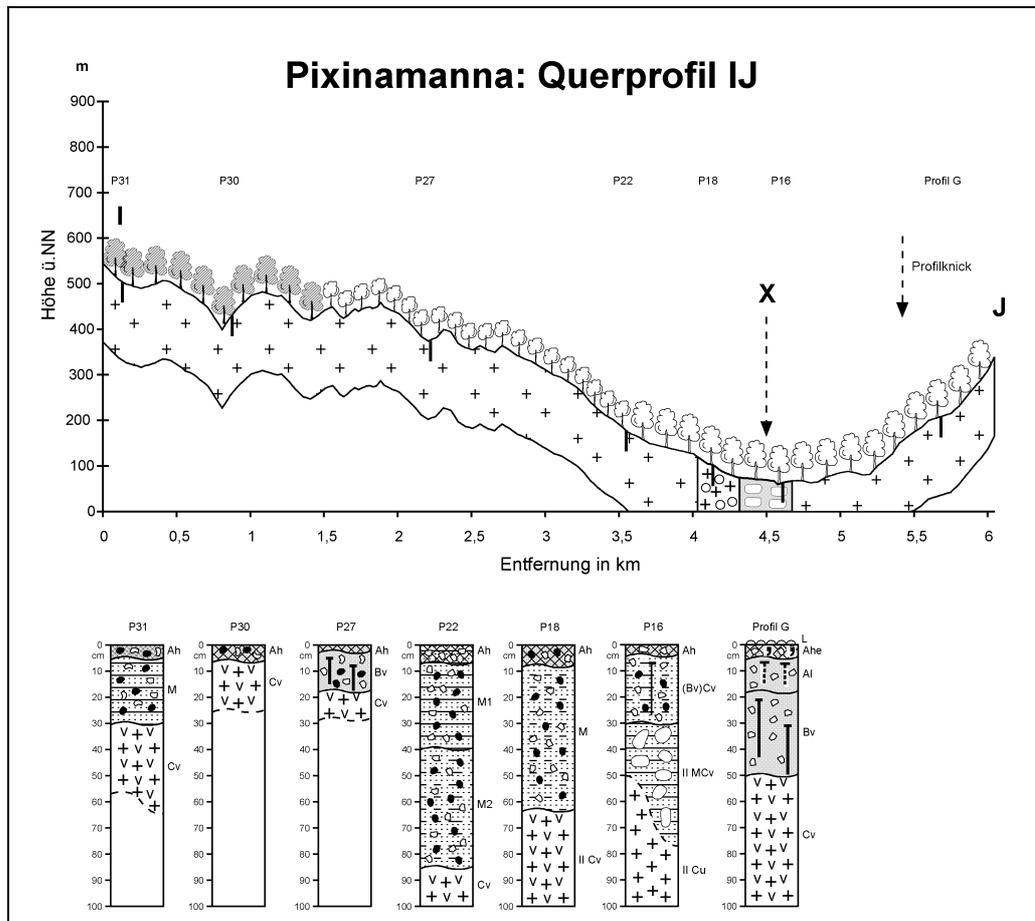


Abb. 6.1.1/3: Querprofil IJ im Einzugsgebiet Pixinamanna (Legende s. Abb. 5.3.1/3)

Insgesamt sind Pseudogleymerkmale im Einzugsgebiet häufig anzutreffen. Sie lassen sich jedoch wegen ihres kleinflächigen Auftretens nicht gesondert auskartieren.

Aufgrund der geringen Basennachlieferung der sauren Granite sowie der schwer verwitterbaren Streu der Nadelforsten oder der *Erica arborea*-Bestände machen sich auch Podsolierungstendenzen bemerkbar, auf die u.a. das Profil G in Abb. 6.1.1/3 hinweist.

Auf Verebnungsresten im oberen Einzugsgebietsbereich gibt es auf kleinen Flächen auch Ranker-Braunerden, schwach podsolierte, saure Braunerden (Profile P 27 in Abb. 6.1.1/3, P 36 in Abb. 6.1.1/4 und P 84 in Abb. 6.1.1/5), Lockerbraunerden und Reste fossiler Böden (Plastosole). Letztere gehören nach SEUFFERT, O. et al. (1987, S.9) "einer feucht-wärmeren Klimaperiode an".

Oberhalb der 650 m Isohypse haben sich auf den Decksedimenten Braunerden (Profil P 84 in Abb. 6.1.1/5) und vereinzelt auch Parabraunerden (Profile P 77 Abb. 5.3.1/3, P 80 und P 83 in Abb. 6.1.1/5) entwickelt. An zahlreichen Stellen lassen sich die Decksedimente in zwei unterschiedliche "Schuttdecken" (?) gliedern. Diese unterscheiden sich sowohl in der Farbe als auch im Anteil und der Größe des eckigen Schuttes sowie in der Bodenart der Schuttmatrix. Dabei liegt ein tonärmerer, ockerfarbener und mit weniger und kleineren Gesteinsscherben durchsetzter Schutt (Schutt 1) über einem tonreicheren, dunkleren Sedimentkörper, der von zahlreichen eingeregelteten, eckigen Schuttbrocken (Schutt 2) durchsetzt ist. Meist sind, sofern dieser untere Schuttkörper an die Oberfläche tritt (Decksedimente erodiert), wenig entwickelte Böden bis z.T. pseudovergleyte Braunerden anzutreffen. Das Charakteristische dieser Zone sind jedoch Parabraunerden, bei denen es jedoch nicht eindeutig feststeht, ob die Bt-Horizonte durch Lessivierung entstanden sind oder aus

Material des untersten Sedimentkörpers bestehen<sup>35</sup>. Insgesamt sind auch hier kleinsträumige Differenzierungen vorhanden, die u.a. einen Einblick in Bodenbildungs- und Abtragsphasen gestatten.

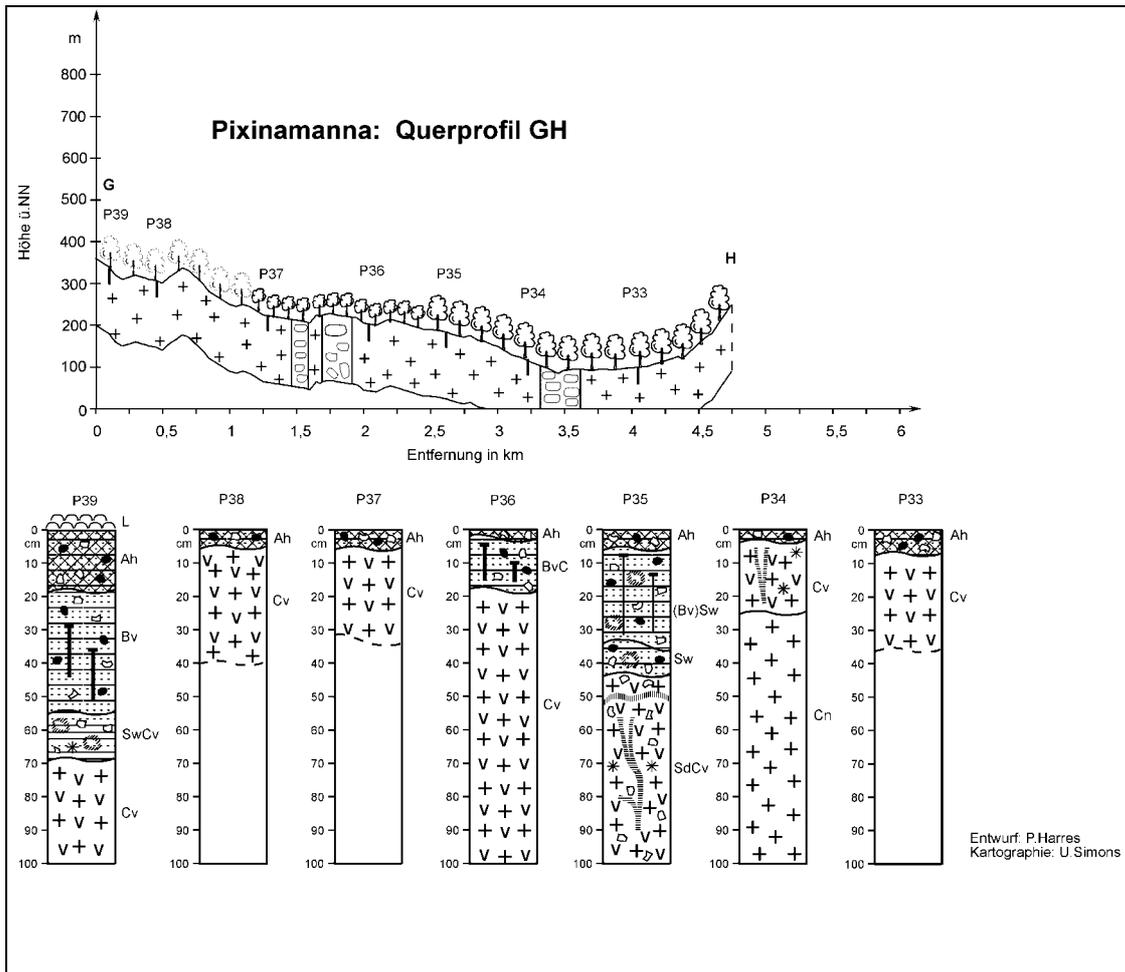


Abb. 6.1.1/4: Querprofil GH im Einzugsgebiet Pixinamanna (Legende s. Abb. 5.3.1/3)

<sup>35</sup> BALDACCINI, P. (1974) geht sogar davon aus, daß die Tonanreicherungshorizonte ein Relikt ehemaliger Paläoböden darstellen.

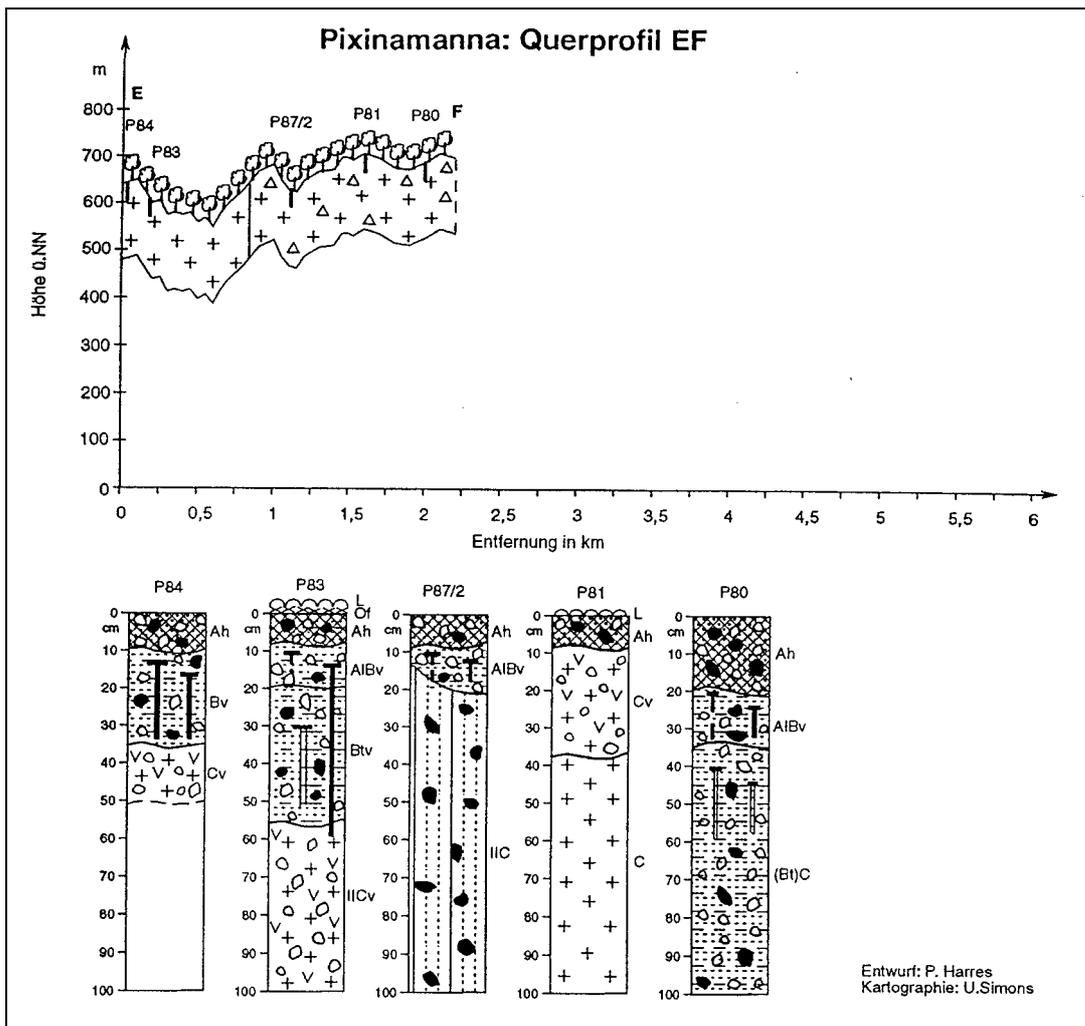
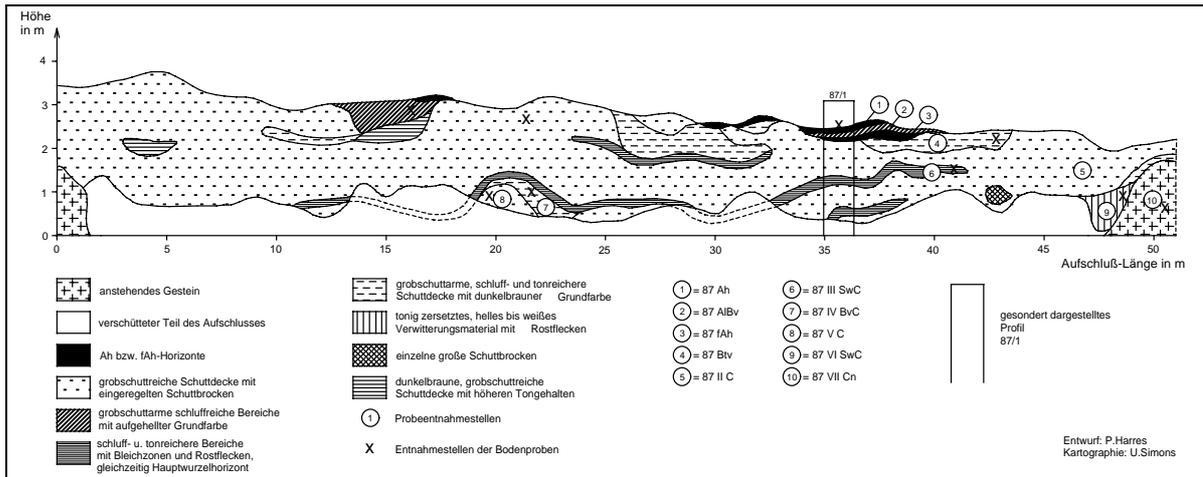


Abb. 6.1.1/5: Querprofil EF im Einzugsgebiet Pixinamanna (Legende s. Abb. 5.3.1/3)

Da die Schwermetallkonzentrationen im Bereich der "Schuttdecken" eine Sonderstellung einnehmen (s. Kap. 6.1.1.1), soll am Beispiel des Aufschlusses am Profilpunkt 87 (Abb. 6.1.1/6, nächste Seite) die mögliche Entwicklung in dieser Zone diskutiert werden, zumal diese einen engen Bezug zu den variierenden Elementgehalten in einzelnen Horizonten/Lagen (Kap. 6.1.1.1) erkennen läßt.

In der gesamten über 50 m langen und bis fast 4 m hohen Profilwand dominiert eine grobschuttreiche "Schuttdecke" (Schutt 2), die einen hohen Anteil an Ton (20,6%) und Schluff (24,3%) aufweist und meist bis zur Hangoberfläche reicht. An einigen Stellen jedoch wird diese "Schuttdecke" vom grobschuttärmeren Schutt 1 (7,7% Ton, 20,7% Schluff) überlagert. Lediglich an diesen Stellen sind Ah-Horizonte erhalten. Daher kann davon ausgegangen werden, daß hier keine (oder nur eine unwesentliche) erosive Kappung stattgefunden hat. Stellenweise unterlagern dunkelbraune, verlehnte Schuttpartien diese Bereiche (Meter 15, sowie zwischen Meter 37 und 44). Zwischen Meter 25 und 32 fehlt über den verlehnten, dunkelbraunen Partien der "Deckschutt" (?). Hier scheint in jüngerer Zeit Material des Schuttes 2 darüberbewegt und stellenweise akkumuliert worden zu sein. Die Bodentypen an diesen Standorten sind Parabraunerden bzw. gekappte Parabraunerden.

Wesentlich für die Interpretation der Aufschlußverhältnisse sind insgesamt drei übereinanderliegende, dünne, schluff- und tonreiche, pseudovergleyte Verlehmungshorizonte, die von den Wurzeln der Macchienpflanzen als Hauptwurzelhorizont genutzt werden. Sie unterlagern die Btv-Horizonte bzw. sind in der grobschuttreichen "Schuttdecke" zwischengeschaltet. Ihr Verlauf entspricht nicht der vorhandenen Oberfläche, sondern zeichnet ein ehemals stärker zerschnittenes Relief nach. Die hydromorphen Merkmale dieser Bänder scheinen mit ihrer aktuellen größeren wasserhaltenden Kraft (28,4% Ton, 27,5% Schluff) zusammenzuhängen.



**Abb. 6.1.1/6:** Aufschluß an der Probenstelle 87 (Einzugsgebiet Pixnamanna)

Insgesamt läßt der Profilaufbau den Schluß zu, daß es in dieser Höhenstufe im Südmediterrangebiet phasenweise zu einer starken Materialaufbereitung und zu einem ausgedehnten solifluidalen (?) Schutttransport kam, der u.a. auf der welligen Unterlage der Hänge akkumuliert wurde. Diese Phasen mit zwischengeschalteten Bodenbildungsabschnitten lassen sich entweder im Sinne der klassischen Klimamorphologie oder aber ausschließlich als ein anthropogen beeinflusstes Geschehen im Laufe des letzten Jahrtausends interpretieren.

Folgt man der traditionellen Sichtweise, so kam es während der Pluvialzeiten zur Ablagerung des Schuttes 1. Aufbau und Aussehen des Schuttes legen Frostverwitterung und gelisolifluidalen Transport nahe. Im Gefolge der Verringerung der Schutförderung (möglicherweise während trockenerer Abschnitte der quartären Klimaschwankungen in der Küstenregion und höheren Wärmesummenstufen im Gebirge) wurden die Hänge einerseits stärker zerschnitten (überproportionale Lastregression bei gleichzeitiger Abflußregression), andererseits aber auch durch die Vegetation festgelegt. Somit konnte verstärkt die Bodenbildung einsetzen. Diese bewirkte nicht nur eine Verbraunung des Schuttes, sondern in nachfolgenden niederschlagsreicheren Abschnitten auch eine Tonverlagerung aus den entbasten Substraten. Dabei kam es u.a. zur Bildung der heute pseudovergleyten tonreicheren Horizonte, die sich entsprechend dem vorgegebenen Relief orientierten.

Diese Vorgänge müssen durch Reaktivierung der Schutförderung und Akkumulation des Schuttes 2 auf den Hängen unterbrochen worden sein. Die Verwitterungsintensität scheint bei dieser neuen Phase solifluidalen Schutttransportes insgesamt geringer gewesen zu sein, da deutlich niedrigere Tongehalte zu finden sind. Die Wiederaufnahme der Schuttdeckenbildung setzt einen abermaligen Wechsel im thermisch-hygrischen Geschehen voraus und läßt ein kühl-feuchteres Klima als Initiator vermuten.

Auf dieser neuen Oberfläche kam es schließlich in den jüngsten Zeitabschnitten des Holozäns unter Vegetationsbedeckung zur Bildung von Parabraunerden. Im Zuge einer intensiven Waldzerstörung in diesem Jahrtausend, die sich mit Bergbauaktivitäten in der Iglesiente in Zusammenhang bringen läßt, wurde die Erosion so gesteigert, daß Böden gekappt bzw. die oberste Schuttdecke abgetragen wurde. Durch Einwehung von Feinstäuben (die Schwermetallgehalte weisen darauf hin, daß diese möglicherweise aus den Bergbaugebieten stammen) wurde in dieser Zeit der Schluffgehalt der oberflächennahen Substrate erhöht. Ein Ferntransport über große Distanzen (CORREGGIARI, A. et al., 1989; NIHLÉN, T. u. SOLYOM, Z., 1986; PYE, K., 1987; SEVINK, J. u. KUMMER, E.A., 1984; TOMADIN, L. et al., 1984) wie auch dessen Einfluß auf die Pedogenese (SYERS, J.K. et al., 1969) muß daher nicht unbedingt angenommen werden.

Eng verzahnt mit den bisher geschilderten Bodentypen sind Kolluvisole, die sowohl im Bereich der Hänge (Profile P 9, P 51 u. P 58 in Abb. 5.3.1/3, P 22 und P 31 in Abbildung 6.1.1/3) als auch großflächig in der Akkumulationszone der Torrente (Profil P 32 in Abb. 5.3.1/3, P 16 und 18 in Abbildung 6.1.1/3) anzutreffen sind. Stellenweise überdecken in dieser durch starke Verlagerungen gekennzeichneten Zone die jungen Ablagerungen ältere Bodenbildungen (Profile P 11 u. P 70 in Abb. 5.3.1/3). Auf längerfristig festgelegten (ehemaligen) Kolluvien finden sich vereinzelt auch Übergänge zu Braunerden (P 41 in Abb. 5.3.1/3).

Die geschilderten Boden- und Vegetationsverhältnisse sind typisch für einen großen Teil des südostsardischen Berglandes. Der Bereich um Pixinamanna nimmt im Hinblick auf die Erfassung von Schwermetalleinflüssen jedoch insofern eine Sonderstellung ein, weil im Gebirgsabschnitt anthropogene Belastungsquellen fehlen und somit natürlich bedingte Prozessabläufe für Schwermetallverlagerungen voraus gesetzt werden können.

#### **6.1.1.1 Analysedaten der Bodenmischproben der Oberböden**

Die **Analysedaten** der Kornspektren, pH-Werte, Humus- und Karbonatgehalte sind - wie auch die der Bodenprofile (Kap. 6.1.1.2) - in den Tabellen 6.1.1.1/1 bis 6.1.1.1/3 (alle im Anhang) aufgeführt.

Wie sich aus den Tabellen und den im Anhang dargestellten Kornverteilungskurven und Kornverteilungssummenkurven (Abb. 6.1.1.1/1 bis 6.1.1.1/7) entnehmen läßt, dominiert bei den Kornspektren der obersten Bodenhorizonte die Fraktion der Sande. Diese prägen fast das gesamte Einzugsgebiet.

Lediglich im Vorlandstreifen finden sich markante räumliche Unterschiede im Bodenartenspektrum. So lassen sich dort Sande bevorzugt den jungen Alluvionen in der Akkumulationszone der Torrente zuordnen und schwach bis mittelsandige Tone dem Umfeld der Andesite (7 Ah) und den obersten Glaciterrassenschottern.

In der Gebirgsregion hingegen differenzieren - mit Ausnahme vereinzelt vorkommender mittel (14 Ah und 46 Ah) bis stark sandiger Lehme (40 Ah) sowie einzelner schluffreicher Böden - nur unterschiedliche Ton- und Schluffgehalte das sonst recht einheitliche Verteilungsmuster der Sande. Dabei lassen sich - bis auf den Bereich der obersten Decksedimentserien - keine räumlich begrenzten Areale gleicher Bodenarten ausgliedern.

So finden sich sowohl reine Sandböden (16 Ah, 41b Ah, 70 M1, 71/5 Ah, 75 Ah, 75a Ah, 77 Ah, 80 Ah, 81 Ah, 85 Ah, 87 Ah) als auch schwach (79 Ah) und mittel schluffige Sande (12 M, 27 Ah, 51 Ah, 71/2 Ah) sowie schwach (17 Ah, 25 Ah, 31 Ah, 52 M1, 71/1 Ah, 71/3 Ah, 71/4 Ah) und mittel lehmige Sande (13 Ah, 15 Ah, 22 Ah, 26 Ah, 41 0-10, 42 0-10, 48 AhM, 66 Ah, 86 (Bv)C) in allen Teilen dieses Einzugsgebietsabschnittes.

Diese Varianz hängt m.E. damit zusammen, daß die vorangegangene Granitverwitterung - möglicherweise gesteuert über Unterschiede im Kluftgitter und in der Zusammensetzung - zu heterogenen Produkten geführt hat, die in allen Einzugsgebietsteilen nebeneinander auftreten. So finden sich beispielsweise im Abstand weniger Meter abgegruste und abgesandete Granitpartien neben tonig verwittertem Gestein. Da die Bodenbildung mit wenigen Ausnahmen durch die starke erosive Kappung relativ jung ist, konnten Bodenbildungsprozesse dieses vorgegebene Muster noch nicht wesentlich verändern. Gleiches gilt für die von Hangschutt überzogenen Gebiete sowie für die Kolluvien.

Einzig im Umfeld der Decksedimente des obersten Einzugsgebietsteiles sind die Schluffgehalte stellenweise deutlich erhöht (s. Kap. 6.1.1.2).

In den Akkumulationszonen der Täler sind die gleichen Bodenartengruppen wie im Gebirgsabschnitt vertreten. Allerdings sind hier die Oberböden nicht - wie zu erwarten - schluff- und tonreicher als in den Hangzonen. Die Ursache kann an ungünstigen Bedingungen zur Feinsubstratakkumulation durch die Torrente liegen. Darauf weisen Beobachtungen während der Arbeiten im Zusammenhang mit dem Projekt Geoökodynamik (SEUFFERT, O. et al., 1987) hin. Es konnte nämlich festgestellt werden, daß in den Jahren, wo sich der torrentielle Abfluß nur langsam aufgebaut hat und mehrere Wochen (bis Monate) benötigte, um das Meer zu erreichen, einzelne Bachabschnitte im Pixinamanna durch

Wasseraustritt aus den Flußschottern (schwebstofffrei) gespeist wurden, so daß eine Ablagerung von suspendierten Partikeln nicht stattfinden konnte. Darüber hinaus wurden die in normalen Abflußphasen bei Unterschreiten der Schleppkraft (oder in Stillwasserzonen) akkumulierten Schwebstoffe bei einem einzigen größeren Abflußereignis wieder ausgeräumt.

Die **pH-Werte** der Oberböden spiegeln weitestgehend die bisher geschilderten Verhältnisse wieder. So liegen sie im Küstenstreifen zwischen 6,3 und 6,5 (in  $\text{CaCl}_2$ ), im agrarisch genutzten Vorlandbereich zwischen 6,4 und 7,2 und auf den jungen Talböden zwischen 4,7 und 6,0. Stärkere Schwankungen treten auf den Kolluvien und dem Hangschutt auf, wo - entsprechend der Unterschiedlichkeit der migrierten Substrate - Werte zwischen 4,1 und 6,6 gemessen wurden. Gleiches gilt auch für die Granitverwitterungsböden, wo (bis auf wenige Ausnahmen) die pH-Werte zwischen 4 und 6 liegen. Allerdings dominiert hier der Bereich um pH 5. Insgesamt zeigen diese Werte jedoch an, daß - trotz der sauren Ausgangsgesteine und dem Einfluß der Nadelstreu im Bereich einzelner Kiefernforste - noch keine extremen Versauerungstendenzen feststellbar sind. Dies kann u.a. auf die Einwehung kalkhaltiger Stäube aus dem Küstenstreifen zurückzuführen sein. Dies würde gleichzeitig auch die erhöhten pH-Werte im Bereich der Südostabdachung (Probenstellen 14 und 15) erklären.

Auf die gleiche Ursache weisen die **Karbonatgehalte** hin, die an den Küstenprofilen zwischen 3,98 und 4,23%, an den Probenstellen 14 und 15 noch 0,25 bzw. 0,12%, im zentralen Bergland dagegen nur 0% betragen. Da im Küstenbereich tertiäre Kalkvorkommen fehlen, hängen die Kalkgehalte wahrscheinlich mit aufbereitetem Muschelschill zusammen. Auch die Zementation der Brandungsgerölle durch Kalk und die in den Küstenprofilen auftretenden laminaren Kalkkrusten (siehe Fußnote 34) lassen sich mit Muschelschill in Verbindung bringen.

Die zwischen 0,6% und 1,6% schwankenden Karbonatgehalte der landwirtschaftlichen Nutzflächen können demgegenüber auf Kalkungen durch die Landwirte zurückzuführen sein.

Der Gehalt an **organischer Substanz** ist auf den stärker von der Erosion betroffenen Standorten sehr gering. Dort sind die A- und M-Horizonte der Oberböden meist nur sehr schwach (7 Ah, 11 M, 12 M, 18 M) bis schwach humos (17 Ah, 21 AhM, 23 Ah, 32 AhM, 45 Ah, 53 MAh, 54 MAh, 58 M, 60 Ah). Ein Großteil der Böden sind jedoch - sowohl im Küstenvorland als auch in der Gebirgszone - mit Gehalten an organischer Substanz von 2 - 4% - als mittel humos einzustufen. Daneben weisen zahlreiche Böden jedoch auch weit über diesen Prozentzahlen liegende Kohlenstoffgehalte auf. Sie sind daher entweder als stark, sehr stark oder extrem (39 Ah, 62 Ah, 65 Ah, 69 Ah, 70 Ah, 79 Ah, 82a Ah, 83 Ah) humos einzustufen. Diese hohen Kohlenstoffgehalte (als Basis der Berechnung der organischen Substanz) lassen sich - da anmoorige Böden fehlen - nur mit ehemaligen Waldbränden oder Feuerstellen von Hirten in Verbindung bringen. Dadurch kam es zur Bildung von jetzt sehr fein verteiltem - und analytisch nur schwer abtrennbarem - Kohlenstoff, der die Oberböden durchsetzt und somit für hohe C-Gehalte sorgt.

Die **Schwermetallgesamtgehalte der Böden** liegen i.d.R. - mit Ausnahme der Probenstelle 49<sup>36</sup> - im Bereich der für die jeweiligen Gesteine zu erwartenden Größenordnungen (WEDEPOHL, K.-H., 1984) (Tab. 6.1.1.1/4 - 6.1.1.1/7, im Anhang). Allerdings zeigen einzelne Probenstellen Elementverteilungen, die sich nicht ausschließlich mit geogenen und pedogenen Vorgängen erklären lassen (s. Kap. 7.1). Die stellenweise hohen relativen Variationskoeffizienten (Tab. 6.1.1.1/8) vor allem in den Bv- u. BvC-Horizonten sowie den Sw-, Sd-, SwC- und den C-Horizonten weisen bereits in diesem naturnahen Untersuchungsgebiet darauf hin, daß eine relativ hohe Spannweite der Elementgehalte existiert, die sich statistisch "sauber" nur mit Hilfe nichtparametrischer Verfahren (s Kap. 4.7) bearbeiten läßt.

Die **Chromgehalte** der A-Horizonte schwanken zwischen 1,3 und 22,5 mg/kg, die der M-Horizonte zwischen 0,8 und 10,0 mg/kg, der Bv- und BvC-Horizonte zwischen 1,5 und 21,3 mg/kg, der Sw-, Sd- und SwC-Horizonte zwischen 0,4 und 18,1 mg/kg und die der C-Horizonte zwischen 0,8 und 16,3 mg/kg (Tab. 6.1.1.1/8). Bei einem geometrischen Mittel von 5,5 mg/kg (A-Horizonte) bzw. 4,7 (M-Horizonte), 4,9 (Bv- und BvC-Horizonte), 5,9 (Sw-, Sd- und SwC-Horizonte) und 4,2 (C-Horizonte) liegen sie jedoch meist deutlich unter den für granitische Gesteine angegebenen Grundgehalten von 12 - 25 mg/kg (Tab. 2.2/1). Dies gilt sowohl für den größten Teil des Berglandes als auch für das Vorland mit seinen sandigen bis tonigen Sedimentfolgen. Lediglich im Umfeld der obersten

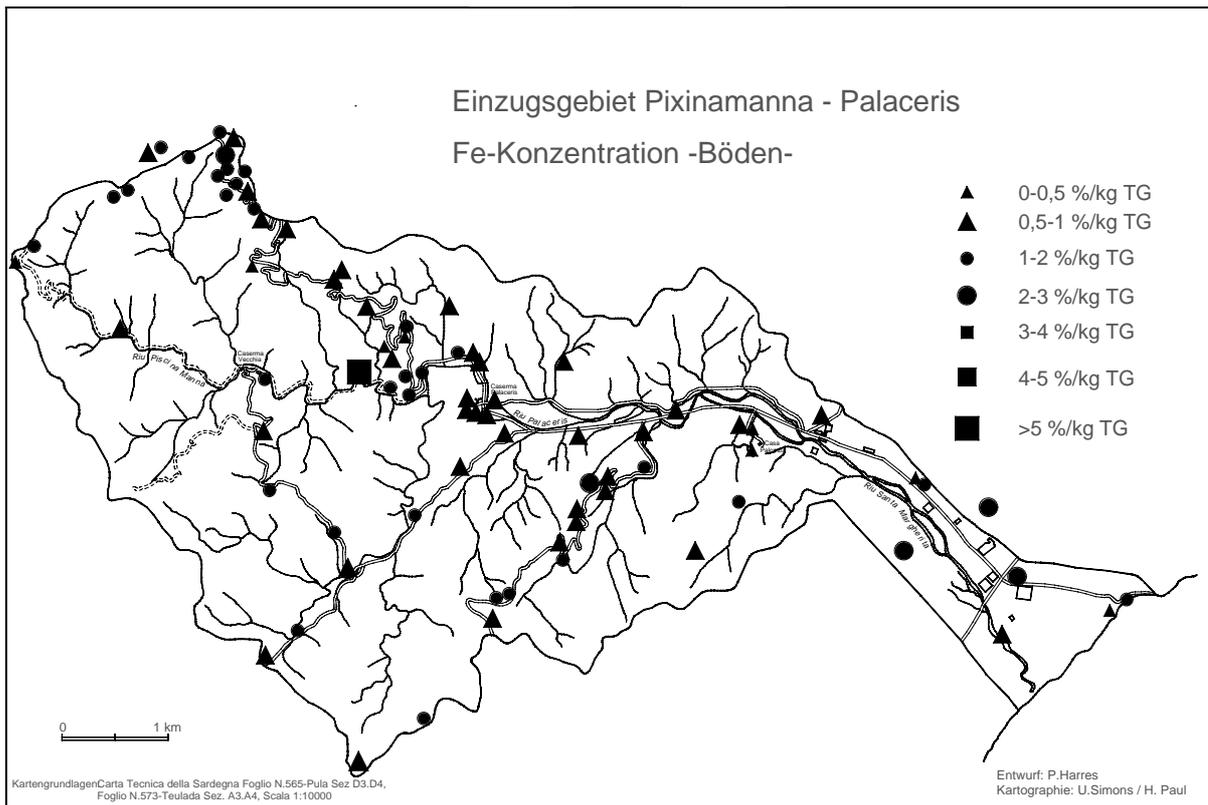
<sup>36</sup> An dieser Stelle wurden die Ausfällungen am Austritt einer Kluftgrundwasseraustrittsstelle beprobt, um einen Hinweis auf die Größenordnung gelöster Elemente im Zusammenhang mit der Sickerwasserbewegung zu erhalten.

“Schuttdecken” erhöhen sich bei einigen Proben die Chromkonzentrationen. Dort erreichen sie an Probenstelle 77 (Ah) auch das Maximum (22,5 mg/kg) im Arbeitsgebiet.

Tab. 6.1.1/1/8: Statistische Kenngrößen der Bodenschwermetallgehalte in Pixinamanna

Pixinamanna		Gesamtgehalte der Schwermetalle in mg/kg TG							
		Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb
Alle Proben (ohne Nr. 49)	<b>Probenzahl n</b>	<b>190</b>	<b>190</b>	<b>190</b>	<b>190</b>	<b>190</b>	<b>190</b>	<b>190</b>	<b>190</b>
	Minimum	0,4	750	0,1	0,5	1	0,05	0,005	6
	Maximum	22,5	37.500	14,5	202,5	363	2,25	0,173	100
	arith. Mittel	6,7	11.041	4,4	15,6	52	0,48	0,037	28
	<b>geom. Mittel</b>	<b>5,3</b>	<b>9.484</b>	<b>3,4</b>	<b>8,9</b>	<b>38</b>	<b>0,36</b>	<b>0,030</b>	<b>23</b>
	Std.abw.	4,1	6.201	2,8	26,0	43	0,38	0,030	18
	Rel. Var.koef. in %	4,4	4,1	4,6	12,1	6,0	5,7	5,9	4,7
A-Horizonte	<b>Probenzahl n</b>	<b>77</b>	<b>77</b>	<b>77</b>	<b>77</b>	<b>77</b>	<b>77</b>	<b>77</b>	<b>77</b>
	Minimum	1,3	3.400	0,8	0,7	4	0,05	0,005	9
	Maximum	22,5	29.750	13,3	172,5	363	2,25	0,173	100
	arith. Mittel	6,4	10.322	4,3	14,4	67	0,68	0,046	37
	<b>geom. Mittel</b>	<b>5,5</b>	<b>9.477</b>	<b>3,7</b>	<b>8,5</b>	<b>50</b>	<b>0,52</b>	<b>0,033</b>	<b>31</b>
	Std.abw.	3,5	4.649	2,4	25,6	53	0,46	0,036	22
	rel. Var.koef. in %	6,3	5,2	6,4	20,4	9,1	7,7	9,0	6,8
M-Horizonte	<b>Probenzahl n</b>	<b>26</b>	<b>26</b>	<b>26</b>	<b>26</b>	<b>26</b>	<b>26</b>	<b>26</b>	<b>26</b>
	Minimum	0,8	1.400	0,1	0,5	1	0,08	0,005	9
	Maximum	10,0	23.000	7,0	120,7	114	0,80	0,055	52
	arith. Mittel	5,8	9.217	3,4	15,0	40	0,32	0,024	21
	<b>geom. Mittel</b>	<b>4,7</b>	<b>8.319</b>	<b>2,7</b>	<b>7,8</b>	<b>30</b>	<b>0,27</b>	<b>0,020</b>	<b>19</b>
	Std.abw.	2,9	4.020	1,8	26,1	26	0,19	0,013	10
	rel. Var.koef. in %	10,0	8,7	10,6	34,8	13,0	11,9	10,8	9,5
Bv- und BvC-Horizonte	<b>Probenzahl n</b>	<b>26</b>	<b>26</b>	<b>26</b>	<b>26</b>	<b>26</b>	<b>26</b>	<b>26</b>	<b>26</b>
	Minimum	1,5	1.200	0,3	1,5	3	0,08	0,010	6
	Maximum	21,3	27.400	14,5	48,0	224	0,60	0,065	71
	arith. Mittel	6,8	11.163	4,0	11,4	45	0,29	0,032	22
	<b>geom. Mittel</b>	<b>4,9</b>	<b>9.067</b>	<b>2,8</b>	<b>8,6</b>	<b>31</b>	<b>0,25</b>	<b>0,032</b>	<b>17</b>
	Std.abw.	5,1	6.924	3,4	10,2	46	0,15	0,016	18
	rel. Var.koef. in %	15,0	12,4	17,0	17,9	20,4	10,3	10,0	16,4
Sw-, Sd- und SwC-Horizonte	<b>Probenzahl n</b>	<b>15</b>	<b>15</b>	<b>15</b>	<b>15</b>	<b>15</b>	<b>15</b>	<b>15</b>	<b>15</b>
	Minimum	0,4	1.100	0,2	0,9	6	0,10	0,015	6
	Maximum	18,1	37.500	11,1	73,8	56	0,50	0,157	30
	arith. Mittel	8,2	15.263	5,2	21,9	32	0,30	0,045	19
	<b>geom. Mittel</b>	<b>5,9</b>	<b>11.635</b>	<b>3,5</b>	<b>11,1</b>	<b>28</b>	<b>0,27</b>	<b>0,035</b>	<b>18</b>
	Std.abw.	5,0	10.546	3,3	24,9	15	0,11	0,040	8
	rel. Var.koef. in %	16,3	18,5	16,9	30,4	12,5	9,8	23,7	11,2
C-Horizonte	<b>Probenzahl n</b>	<b>25</b>	<b>25</b>	<b>25</b>	<b>25</b>	<b>25</b>	<b>25</b>	<b>25</b>	<b>25</b>
	Minimum	0,8	750	0,5	1,0	3	0,08	0,005	7
	Maximum	16,3	29.500	10,8	202,5	149	0,80	0,070	31
	arith. Mittel	5,5	11.542	4,1	24,3	40	0,29	0,031	18
	<b>geom. Mittel</b>	<b>4,2</b>	<b>9.067</b>	<b>2,9</b>	<b>10,7</b>	<b>27</b>	<b>0,24</b>	<b>0,026</b>	<b>16</b>
	Std.abw.	4,2	7.211	3,1	43,2	30	0,21	0,017	8
	rel. Var.koef. in %	15,6	12,7	15,4	36,3	15,3	14,8	11,2	9,1

Die **Eisenkonzentrationen** variieren zwischen 3.400 und 39.750 mg/kg (A-Horizonte), 1.400 und 23.000 mg/kg (M-Horizonte) bzw. 750 und 29.500 mg/kg (C-Horizonte). Diese Gehalte sowie die jeweiligen Mittelwerte von ca. 9.500 mg/kg (A-Horizonte), 8.300 mg/kg (M-Horizonte) und 9.000 mg/kg (C-Horizonte) sind insgesamt sehr niedrig (geogene Grundgehalte granitischer Gesteine nach WEDE-POHL, K.H., 1984, S.4 bei 20.000 mg/kg). Sie sind, zusammen mit den ebenfalls niedrigen Konzentrationen der Bv- und BvC-Horizonte (1.200 bis 27.400 mg/kg bei einem Mittelwert von ca. 9.000) sowie der Sw-, Sd- und SwC-Horizonte (1.100 bis 37.500 mg/kg bei einem Mittelwert von etwa 12.000) gleichzeitig ein Hinweis auf die i.d.R. geringe Bodenentwicklung im Einzugsgebiet. Entsprechend der Zusammenhänge zwischen den Eisengehalten und der Bodenentwicklung finden sich die höchsten Fe-Konzentrationen auf Standorten, die längerfristig der Pedogenese ausgesetzt waren und dadurch stärker entwickelte Profile aufweisen (Fußflächenregion, Verebnungsreste, Akkumulationszonen der Täler). Auch die Decksedimente im oberen Einzugsgebiet (s. Abb. 6.1.1.1/8) besitzen insgesamt deutlich höhere Eisengehalte als das tieferliegende Bergland.



**Abb. 6.1.1.1/8:** Eisenkonzentrationen der Oberböden in Pixinamanna

Ein ähnliches Verteilungsmuster wie Chrom zeigen auch die **Nickelgehalte**, die ebenso - mit wenigen Ausnahmen - unterhalb der für die entsprechenden Gesteine angegebenen Grundgehalte (Tab. 2.2/1) liegen. Dies bestätigen nicht nur die Mittelwerte von 3,7 mg/kg (A-Horizonte), 2,7 mg/kg (M-Horizonte), 2,8 mg/kg (Bv- u. BvC-Horizonte), 3,5 mg/kg (Sw-, Sd- u. SwC-Horizonte), 2,9 mg/kg (C-Horizonte), sondern auch der Maximalwert von 14,5 mg/kg (Bv-Horizont an Probenstelle 72/1). Daher sind auch bei diesem Element - bis auf die "Schuttdeckenregion" - weitgehend unauffällige Verteilungsmuster gegeben.

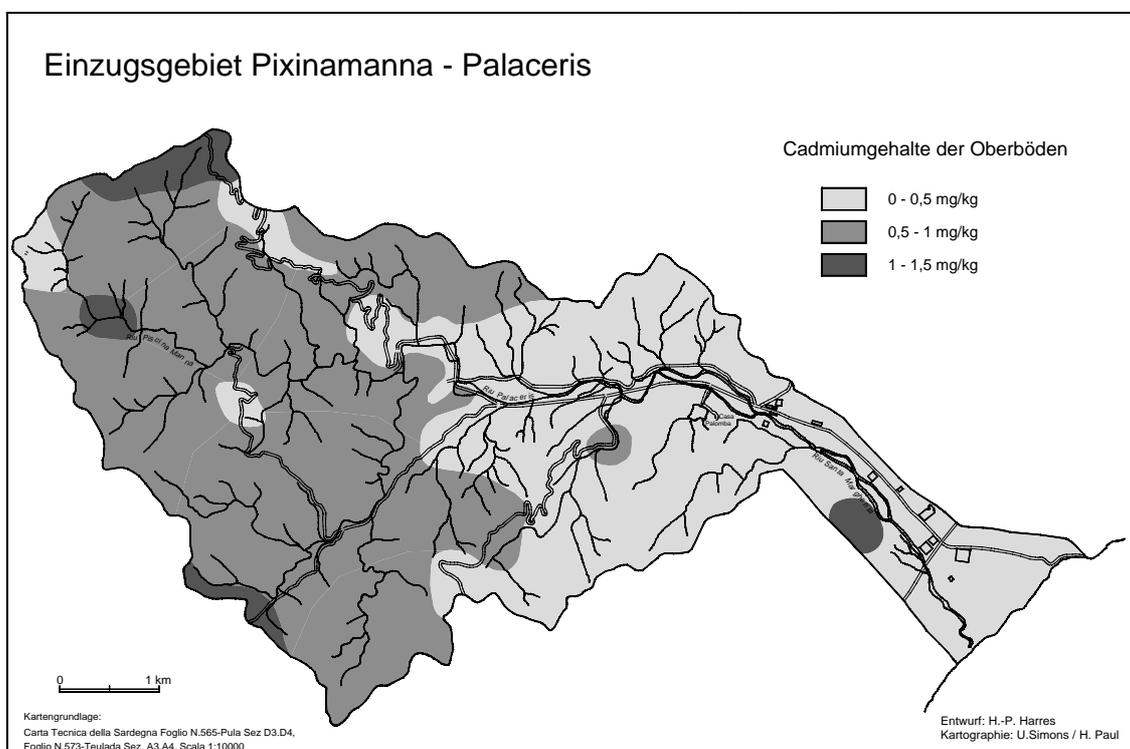
Dies gilt zumindest auch für die Mittelwerte der **Kupferkonzentrationen**, die in allen Horizonten niedriger als die geogenen Gehalte granitischer Gesteine (13 - 20 mg/kg, s. Tab. 2.2/1) sind. Demgegenüber steigen Einzelwerte dieses Elementes in Teilbereichen des Arbeitsgebietes jedoch deutlich über diese Grundgehalte an. Im Vorland betrifft dies mit 49,5 mg/kg den RAp-Horizont am Meßpunkt 6 und im Umfeld des Forsthauses mit 120,7 mg/kg den M2-Horizont an der Probenstelle 51. In beiden Fällen lassen sich diese Konzentrationen mit anthropogenen Aktivitäten (Einsatz kupferhaltiger Spritzmittel im Weinbau am Punkt 6 bzw. Eintrag im Zusammenhang mit Forstarbeiten am Punkt 51) in Zusammenhang bringen.

Nicht so ohne weiteres sind dagegen die bis über 200 mg/kg ansteigenden hohen Kupfergehalte im Bergland zu erklären. Diese Konzentrationen liegen höher als die in der Klärschlamm-Verordnung der BRD 1982 und 1992 festgelegten Grenzwerte für Böden (BUNDESMINISTER DES INNERN, 1982, 1992). Auffällig ist, daß sich hierbei eine eng begrenzte Zone höherer Kupferkonzentrationen herauschält. Diese liegt zwischen den Probenstellen 70 und 87. Sie erfaßt somit wiederum den Bereich der "Schuttdecken". Im größten Teil dieser Zone besitzen die C-Horizonte sehr geringe Kupfergehalte (meist kleiner als 10 mg/kg), so daß die Konzentrationen der Oberböden und der Illuvialhorizonte nur durch einen Input von außen zu erklären sind. Dies gilt jedoch nicht für das sehr kleinflächige Areal um die Meßstellen 77, 79, 80 und 81. Dort sind in den C-Horizonten die Gehalte gleichfalls relativ hoch. Sie erreichen sogar an Probenstelle 77 im Cv-Horizont mit 202,5 mg/kg das Maximum im gesamten Arbeitsgebiet. Es muß sich daher in diesem Falle um gesteinsbedingte Anomalien handeln. Ob von diesen hoch gelegenen Stellen ein Eintrag in die "Schuttdeckenbereiche" erfolgte, erscheint - wegen der Reliefverhältnisse - fraglich.

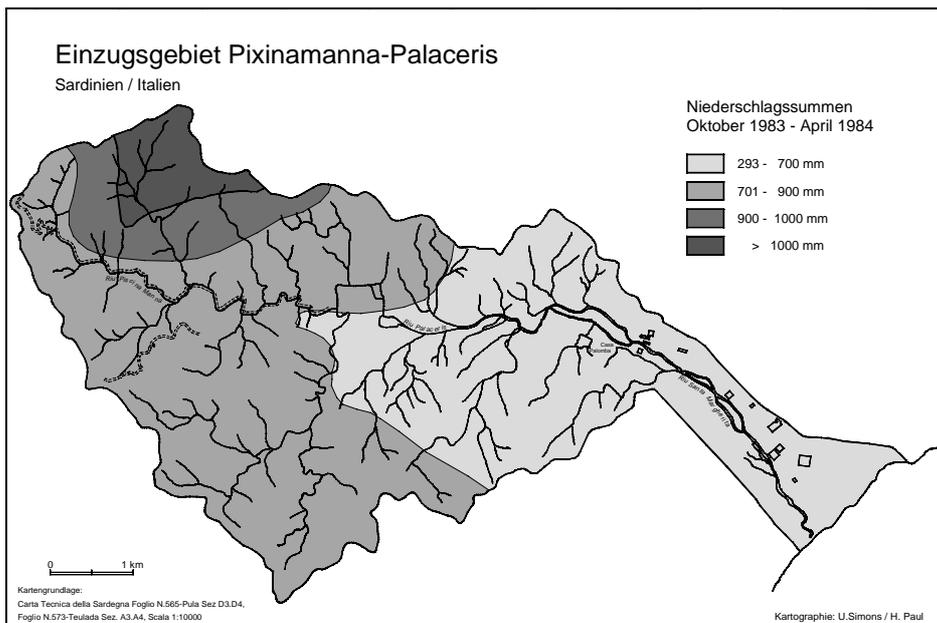
Insgesamt spiegelt sich die hohe Varianz der Kupfergehalte in den hohen relativen Variationskoeffizienten wieder. Diese erreichen mit über 36% in den C-Horizonten den Maximalwert aller Variationskoeffizienten des Einzugsgebietes.

Auch die Konzentrationsverteilung von **Zink** entspricht den bisher besprochenen Verhältnissen. Insgesamt schwanken die Zinkgehalte der A-Horizonte zwischen 4 und 363 mg/kg (Mittelwert: 50 mg/kg), die der M-Horizonte zwischen 1 und 114 mg/kg (Mittelwert: 30 mg/kg), der Bv- und BvC-Horizonte zwischen 3 und 224 mg/kg (Mittelwert: 31 mg/kg), der Sw-, Sd- und SwC-Horizonte zwischen 6 und 56 mg/kg (Mittelwert: 28 mg/kg) und der C-Horizonte zwischen 3 und 149 mg/kg (Mittelwert: 27 mg/kg). Bei einer räumlichen Zuordnung höherer Gehalte zeigt es sich, daß im Vorland einzelne Anreicherungen existieren (Probenstellen 4 Ap- und 6 mit RAp-Horizont), die sich ebenfalls mit der Nutzung in Verbindung bringen lassen. Daneben finden sich im Bergland an zahlreichen Stellen Zinkkonzentrationen, die deutlich über den für granitische Gesteine angegebenen Grundgehalten (40 - 60 mg/kg) liegen. Auch hier ist es wieder vor allem der "Schuttdeckenbereich", der durch höhere Werte auffällt.

Die Sonderstellung der "Schuttdeckenregion" schält sich am markantesten bei den **Cadmiumwerten** heraus (Abb. 6.1.1.1/9), deren Verteilungsmuster ansonsten weitgehend mit denen von Zink übereinstimmen. Im "Schuttdeckenbereich" liegen die Cd-Konzentrationen mit Ausnahme der Stelle 87 (0,93 mg/kg) alle über 1 mg/kg. In der bereits erwähnten "Anomaliezone" schwanken sie zwischen 1,20 (Meßpunkt 79) und 1,35 (Meßpunkt 77) mg/kg. Während normalerweise die Cd-Gehalte unbelasteter Böden unter 0,5 mg/kg liegen (SCHACHTSCHABEL, P. et al., 1989, S. 318), finden sich somit im Arbeitsgebiet teilweise deutlich höhere Werte. Diese sind meist auf die Oberböden beschränkt. Neben den beiden landwirtschaftlich genutzten Standorten im Vorland (Probenstellen 5 und 6) betrifft dies - neben der "Schuttdeckenregion" - vor allem die höher gelegenen Teile des Einzugsgebietes. An vielen Stellen ist eine annähernd regelhafte Zunahme der Cadmiumwerte von der Talsohle zur Wasserscheide festzustellen. Als Beispiel sollen die Abfolgen P34 mit einem Cd-Gehalt von 0,30 mg/kg, P37 (0,80 mg/kg) und P39 (1,50 mg/kg) dienen. Dieses Verteilungsmuster weist Ähnlichkeiten mit der im Rahmen des Projektes Geoökodynamik ermittelten (SEUFFERT, O., et al., 1987) dominierenden Niederschlagsverteilung im Arbeitsgebiet auf (Abb. 6.1.1.1/10). Daher scheint die Ursache der zur Wasserscheide größer werdenden Cd-Gehalte im niederschlagsstrukturbedingten Anstieg der Depositionsraten mit der Höhe zu liegen.



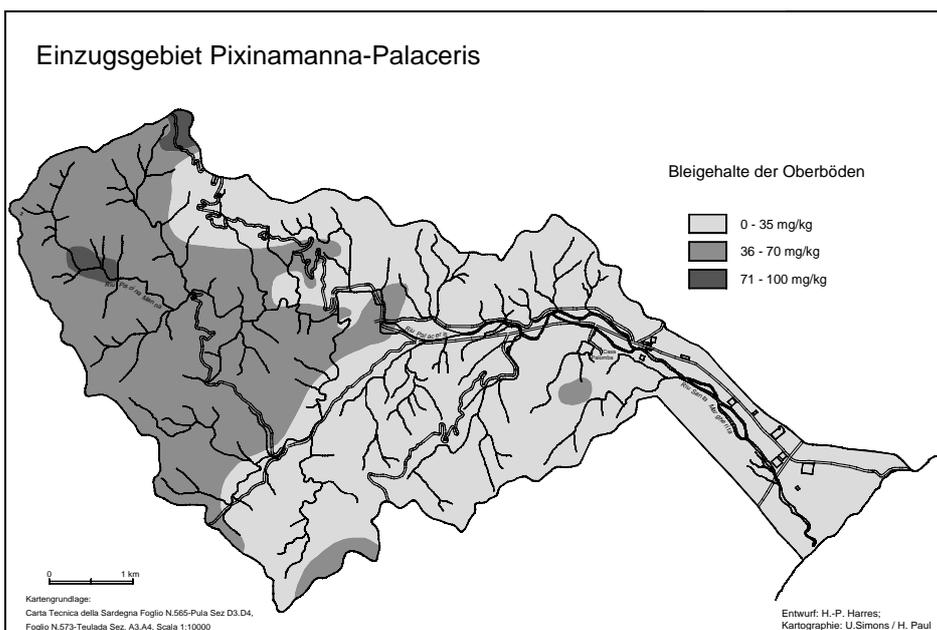
**Abb. 6.1.1.1/9:** Cadmiumgehalte der Oberböden in Pixinamanna



**Abb. 6.1.1./10:** Niederschlagssummen Oktober 1983 - April 1984 im Einzugsgebiet Pixinamanna

Die Mittelwerte der **Quecksilbergehalte** schwanken bei allen Horizonten um 0,03 mg/kg. Sie liegen damit im Bereich der geogenen Grundgehalte granitischer Gesteine (FIEDLER, H.J. u. RÖSLER, H. J., 1988.). Bei einer vergleichenden Betrachtung der räumlichen Konzentrationsunterschiede dieses Elementes fällt wie bei Cadmium der höhenstufenbezogene Anstieg der Konzentrationen zur Wasserscheide hin auf. Auch hier ergeben sich die gleichen Zusammenhänge wie bei den meisten anderen Elementen, vor allem im Hinblick auf die Sonderstellung der „Schuttdeckenregion“.

Die Verteilung der **Bleigehalte**, die sich zwischen 6 und 100 mg/kg (bei einem Mittelwert aller Proben von 23 mg/kg) bewegen, erfolgt nach dem gleichen Muster. Allerdings tritt hier der Einfluß der Werkstätten des Forsthauses als modifizierender Faktor stärker in den Vordergrund (Abb. 6.1.1./11), so daß nicht nur höhenbezogene und gesteins- bzw. sedimentbedingte Konzentrationsunterschiede auftreten.



**Abb. 6.1.1./11:** Bleigehalte der Oberböden in Pixinamanna

Die z.T. höheren Cadmium-, Zink-, Kupfer-, Quecksilber- und Bleiwerte in den Böden der obersten Einzugsgebietsteile stellen die eingangs aufgeführte Auswahl der gesamten Forstschutzregion als „Kontrollstandort“ zur sichereren Beurteilung der Schwermetalleinflüsse auf Teilglieder mediterraner Ökosysteme scheinbar in Frage. Da sie aber einerseits nur einen kleinen Teil des Arbeitsgebietes betreffen, und andererseits andere siedlungs- und industrieferne Standorte in macchienbedeckten Abschnitten der Gebirgsregion Südsardiniens - wie vergleichende Untersuchungen an mehreren Stellen ergaben - ähnlich hohe Elementkonzentrationen in der obersten Höhenstufe aufweisen, ist die Wahl dieses Areals nach wie vor gerechtfertigt.

Die mit **Ammoniumnitratlösung extrahierbaren Elementanteile** ausgewählter Proben (Tab. 6.1.1.1/9 bis 6.1.1.1/11, alle im Anhang) zeigen bei allen Elementen eine sehr breite Streuung, die von der Nachweisgrenze einerseits bis zu relativ hohen Werten andererseits reicht. Letztere erreichen bei Eisen 3.924 µg/kg, bei Kupfer 1.399 µg/kg, bei Zink 22.118 µg/kg, bei Cadmium 118 µg/kg und bei Blei 18.750 µg/kg. Diese großen Streubereiche sind i.d.R. mit z.T. sehr hohen Standardabweichungen (Tab. 6.1.1.1/12) verbunden und machen deutlich, daß für keinen der Datensätze die Prämisse der Normalverteilung der Grundgesamtheit (Kap. 4.7) gilt. Insgesamt sind hier Standardabweichungen und relative Variationskoeffizienten wesentlich höher als bei den Schwermetallgesamtgehalten. Dies mag mit einer der Ursachen sein, daß - im Gegensatz zu den Gesamtgehalten - die Absolutwerte der Eluate keine eindeutige räumliche Zuordnung erkennen lassen. Auf die Zusammenhänge zwischen Gesamtkonzentrationen und extrahierbaren Anteilen, insbesondere im Hinblick auf ihre Bedeutung für Pflanzengehalte, wird in Kapitel 7.4 differenziert eingegangen. Ebenso werden dort die Zusammenhänge zwischen den Konzentrationen der Eluate und den Bodenparametern behandelt.

**Tab. 6.1.1.1/12:** Statistische Kenngrößen der Schwermetallgehalte aus den Eluaten in Pixnamanna

Pixnamanna		Mit Ammoniumnitratlösung extrahierbare Elementanteile in µg/kg						
		Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
<b>Alle Proben (ohne P49)</b>	<b>Probenzahl n</b>	<b>22</b>	<b>155</b>	<b>6</b>	<b>155</b>	<b>155</b>	<b>155</b>	<b>155</b>
	Minimum	nn	50	38,3	50	15	0,01	25
	Maximum	12,6	3.926	194,7	1.399	22.118	118,00	18.750
	arith. Mittel	4,5	909	113,1	95,2	987	15,29	657
	<b>geom. Mittel</b>	<b>3,5</b>	<b>626</b>	<b>101,6</b>	<b>62,9</b>	<b>489</b>	<b>7,91</b>	<b>431</b>
	Std.abw.	5,2	769	51,5	199,6	1.983	19,80	1.555
	Rel. Var.koef. in %	25,2	6,8	20,4	16,9	16,2	10,4	19,1
<b>A-Horizonte</b>	<b>Probenzahl n</b>		<b>68</b>		<b>68</b>	<b>68</b>	<b>68</b>	<b>68</b>
	Minimum		150		50	55	0,01	125
	Maximum		3.475		205	5.188	18,00	18.750
	arith. Mittel		974		61,9	1.036	20,47	819
	<b>geom. Mittel</b>		<b>728</b>		<b>58,3</b>	<b>664</b>	<b>10,09</b>	<b>511</b>
	Std.abw.		778		29,1	1.018	23,94	2.225
	rel. Var.koef. in %		9,7		5,7	12,0	14,3	33,2
<b>M-Horizonte</b>	<b>Probenzahl n</b>		<b>15</b>		<b>15</b>	<b>15</b>	<b>15</b>	<b>15</b>
	Minimum		50		50	78	0,21	50
	Maximum		2.243		98	5.925	46,90	1.100
	arith. Mittel		481		56,6	823	12,30	428
	<b>geom. Mittel</b>		<b>267</b>		<b>55,3</b>	<b>374</b>	<b>7,41</b>	<b>328</b>
	Std.abw.		620		14,1	1.462	12,61	292
	rel. Var.koef. in %		34,4		6,7	47,5	27,4	18,2
<b>Bv- und BvC-Horizonte</b>	<b>Probenzahl n</b>		<b>26</b>		<b>26</b>	<b>26</b>	<b>26</b>	<b>26</b>
	Minimum		122		50	30	1,40	25
	Maximum		2.340		154	3.318	51,20	800
	arith. Mittel		805		55,6	521	11,61	317
	<b>geom. Mittel</b>		<b>778</b>		<b>62,7</b>	<b>361</b>	<b>8,83</b>	<b>301</b>
	Std.abw.		663		21,3	722	11,46	192
	rel. Var.koef. in %		16,5		7,7	27,7	19,7	12,1
<b>Sw-, Sd- u. SwC- Horiz.</b>	<b>Probenzahl n</b>		<b>13</b>		<b>13</b>	<b>13</b>	<b>13</b>	<b>13</b>
	Minimum		220		50	158	0,01	25
	Maximum		3.926		1.144	4.943	117,00	4.125
	arith. Mittel		1.594		143,5	1.014	15,44	1.052
	<b>geom. Mittel</b>		<b>690</b>		<b>71,8</b>	<b>540</b>	<b>4,70</b>	<b>500</b>
	Std.abw.		1.068		301,5	1.365	30,84	1.388
	rel. Var.koef. in %		19,3		60,6	38,9	57,7	38,1
<b>C-Horizonte</b>	<b>Probenzahl n</b>		<b>21</b>		<b>21</b>	<b>21</b>	<b>21</b>	<b>21</b>
	Minimum		56		50	15	0,01	100
	Maximum		2.035		1.399	22.118	28,50	1.975
	arith. Mittel		751		200,4	1.496	7,43	515
	<b>geom. Mittel</b>		<b>497</b>		<b>83,9</b>	<b>354</b>	<b>4,48</b>	<b>381</b>
	Std.abw.		622		393,7	4.750	6,43	490
	rel. Var.koef. in %		18,5		43,9	71,0	19,3	21,3

### 6.1.1.2 Analysedaten der Bodenprofile

Die **Kornspektren** in den Bodenprofilen zeigen, daß einerseits Sedimentations- (Profile 22, 41b, 51, 70) oder Verwitterungsbedingungen (Profile 71/5, 86, 87) Ursache für Korngrößenunterschiede in einzelnen Horizonten sind. Andererseits führen Verlagerungen im Zusammenhang mit pedogenetischen Prozessen zu deren Differenzierungen. Im Arbeitsgebiet ist dies vor allem auf Verbraunung und Verlehmung (Profile 16, 75, 79) sowie auf die Lessivierung (Profile 73, 77, 80, 87) zurückzuführen. Letzteres zeigt sich vor allem im Umfeld der Decksedimente des obersten Einzugsgebietsteiles an den höheren Schluffgehalten im Bereich des Al-Horizontes der Probenstelle 73. Hier kommt sandig lehmiger Schluff, und im Bt-Horizont stark toniger Schluff vor. An dieser Probenstelle werden gleichzeitig die höchsten Schluffgehalte (60%) des gesamten Arbeitsgebietes erreicht.

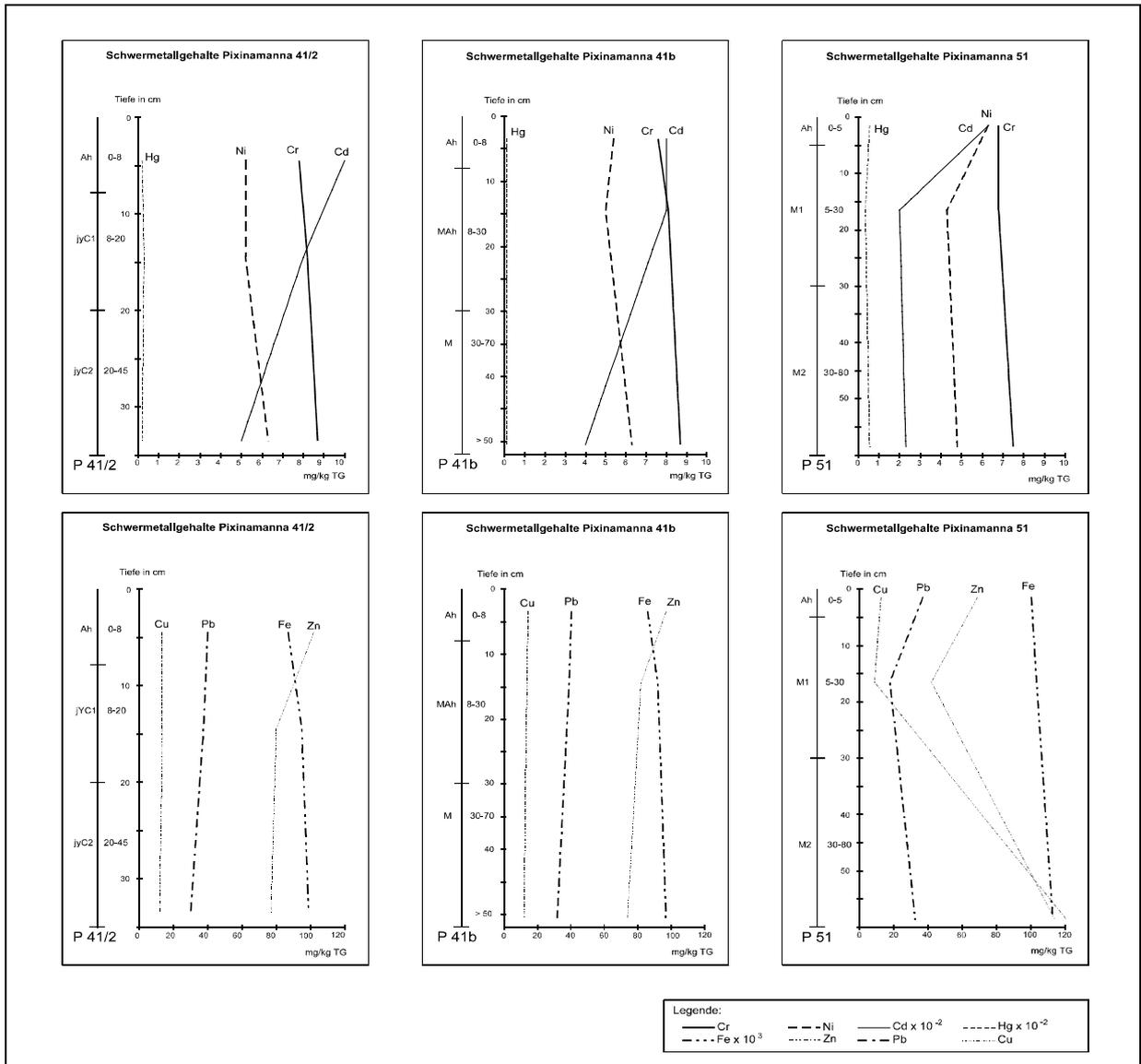
Auf fluvial seit langem nicht mehr bearbeiteten Schotterbetten kam es darüber hinaus neben sedimentär bedingten Differenzierungen auch verstärkt zu einer Verlagerung von Feinsubstraten in den Unterboden. Aus diesen Gründen finden sich beispielsweise beim Profil 41 oberflächennah schwach lehmige Sande, in 20 - 30 cm Tiefe mittel lehmige Sande, in 30 - 40 cm Tiefe stark lehmige Sande und darunter stark sandige Lehme.

Die **pH-Werte** in den Horizonten einzelner Bodenprofile zeigen ein differenziertes Bild. Sie ordnen sich weitgehend in den Rahmen ein, der bereits bei der Darstellung der Oberböden (Kap. 6.1.1.1) skizziert wurde. Sie lassen sich unschwer durch die ebenfalls bereits aufgeführten Hinweise zur Pedogenese in diesem Raum erklären.

Gleiches gilt für die Tiefenverteilungen der **Karbonatgehalte** sowie der **organischen Substanz**.

Die **Schwermetallgesamtgehalte** in den Horizonten einzelner Bodenprofile wurden zusammen mit den jeweiligen relativen Variationskoeffizienten (Tab. 6.1.1.1/8) bereits in Kapitel 6.1.1.1 dargestellt.

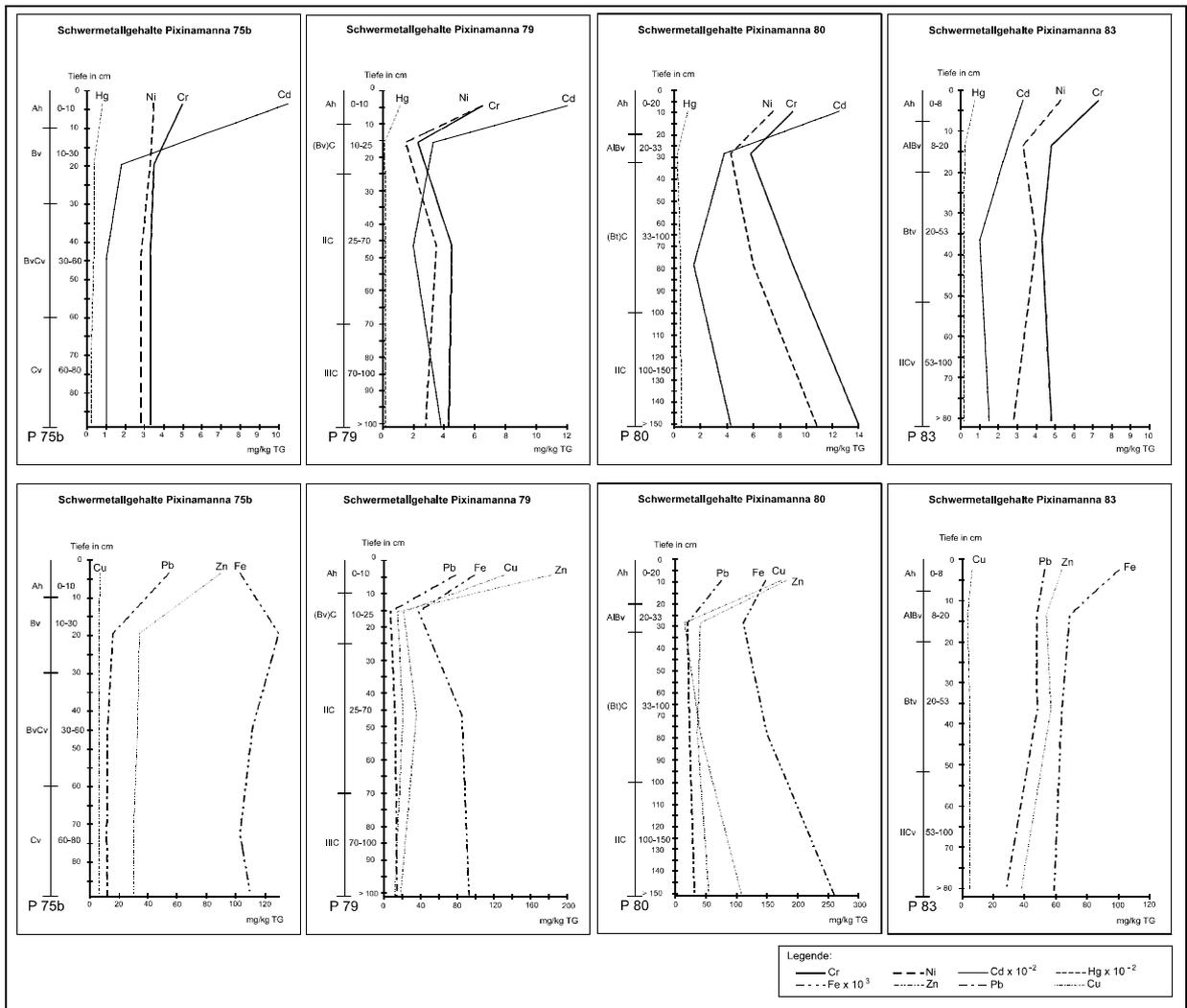
Bei einer genaueren Betrachtung der **tiefenbezogenen Verteilung** der Schwermetallgehalte (s. Kap. 4.1.2.1) lassen sich alle erfaßten Profile einer von drei Gruppen zuordnen, die deutlich voneinander unterscheidbar sind. Bei der ersten bleiben die Schwermetallgehalte innerhalb des Profils annähernd gleich. Als Beispiele dienen die Profile 41/2, 41b und 51 (s. Abb. 6.1.1.2/1). Hierbei handelt es sich i.d.R. um Böden auf jungen Aufschüttungen im Zusammenhang mit Akkumulationen durch die Torrente (P 41b) oder durch den Menschen (P41/2) bzw. um Hangkolluvisole (P51). Die Lage sämtlicher Profile ist in Abbildung 4.1.1.1/1 (im Anhang) dargestellt. Der Aufbau von Profil 51 findet sich darüber hinaus in Abbildung 5.3.1/3.



Die Lage der Profile ist im Anhang in der Abbildung 4.1.1.1/1 dargestellt.

**Abb. 6.1.1.2/1:** Tiefenbezogene Verteilungskurven (1) von Schwermetallen in ausgewählten Profilen Pixinamannas

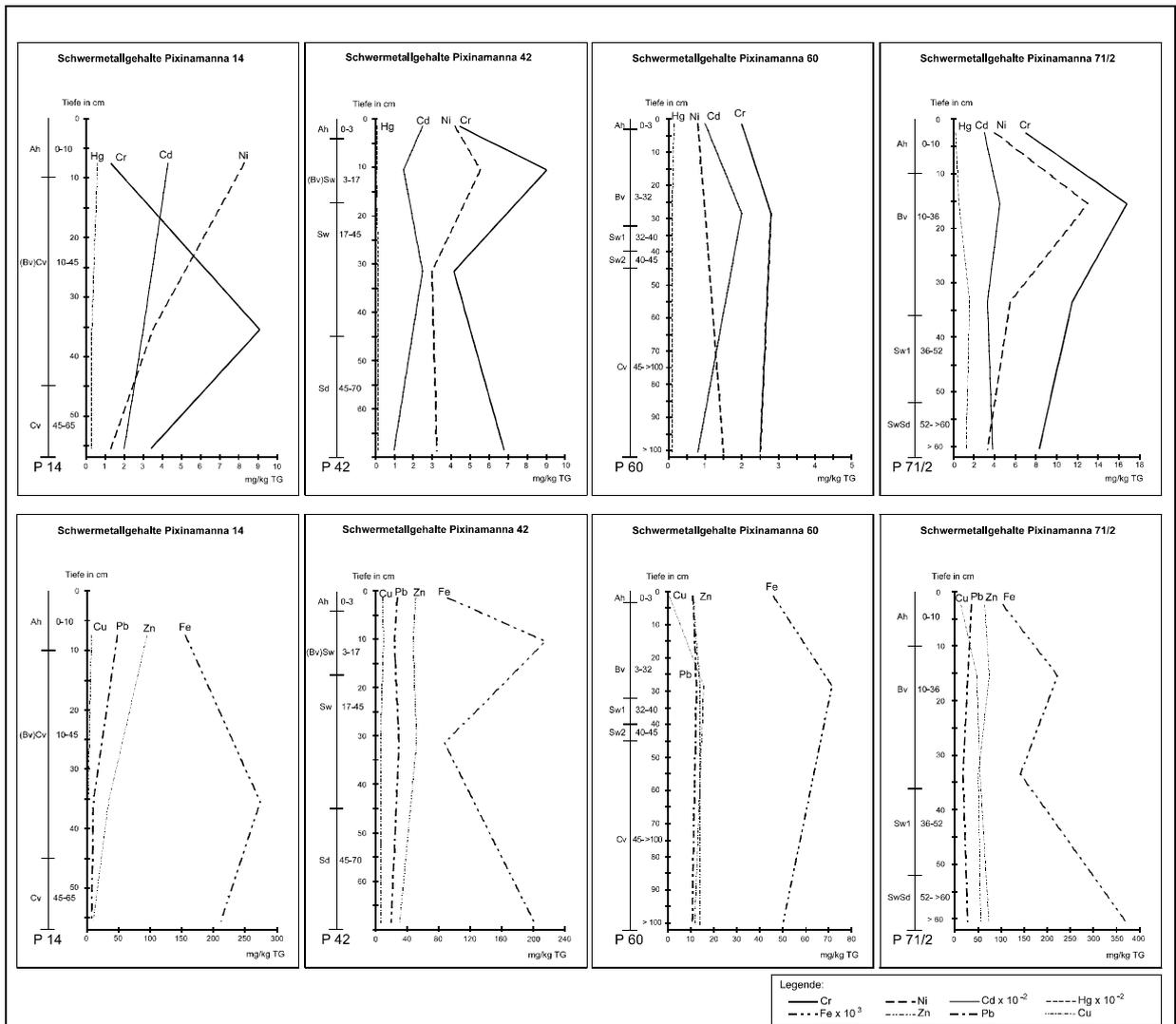
Modifiziert werden solche Verteilungsmuster dort, wo A-Horizonte aufgrund von luftbürtigen Einträgen oder durch Laubfall höhere Schwermetallgehalte aufweisen. Am ausgeprägtesten ist dies - wie ausgeführt - in der „Schuttdeckenregion“ der Fall. Die Verteilungskurven der Profile 75b, 79, 80 und 83 (Abb. 6.1.1.2/2) belegen dies.



Lage und Aufbau dieser Profile findet sich in den Abbildungen 4.1.1.1/1 und 6.1.1/5 (P80 und 83).

**Abb. 6.1.1.2/2:** Tiefenbezogene Verteilungskurven (2) von Schwermetallen in ausgewählten Profilen Pixinamannas

Die dritte Gruppe umfaßt Böden, bei denen bodeninterne Prozesse zu einer Umverteilung der Schwermetallgehalte geführt haben. Verbunden damit sind häufig Konzentrationsanstiege einzelner Elemente in den Bv- und (Bv)Sw-Horizonten bzw. Zu- oder Abnahmen von Elementen im Bereich stauwasserbeeinflusster Horizonte. Als Beispiele seien die Profile 14, 42, 60 und 71/2 aufgeführt (Abb. 6.1.1.2/3, nächste Seite).



Lage und Aufbau dieser Profile findet sich in den Abbildungen 4.1.1/1/1, 6.1.1/2 (P 14) und 5.3.1/3 (P 71/2).

**Abb. 6.1.1.2/3:** Tiefenbezogene Verteilungskurven (3) von Schwermetallen in ausgewählten Profilen Pixinamannas

**Zusammenfassend** lässt sich bei den Böden und Bodengesellschaften in Pixinamanna feststellen, daß:

- gering entwickelte bzw. erosiv gekappte Bodentypen im größten Teil des Arbeitsgebietes dominieren.
- im Vorland bei den Bodengesellschaften auf den holozänen Sedimentkörpern der Torrente Auenlikatrohböden und Auenregosole vorherrschen, während Lockersyrose bis Braunerde-Regosole den Küstenstreifen und Braunerden sowie Pseudogley-Braunerden die Glaciterrassen vor allem im Bereich andesitischer Schuttkörper prägen.
- die Bodengesellschaften im größten Teil des Berglandes von Syrosem, Rankern, Braunerde-Rankern und Ranker-Braunerden gebildet werden.
- auf Verebnungsresten im Gebirge saure Braunerden, Lockerbraunerden und Reste fossiler Böden erhalten sind.
- auf den „Schuttdecken“ im obersten Einzugsgebietsabschnitt vereinzelt auch Parabraunerden vorkommen.
- Aufbau, Zusammensetzung und pedologische Ausprägung dieser „Schuttdecken“ eine klimamorphologische Interpretation nahelegen, die durch pluvialzeitlichen Schutttransport, Zerschneidung während wärmerer Klimaphasen, darauf folgende Substratfixierung und Bodenbildung (Lessivierung) und anschließender Reaktivierung der Schuttförderung während kühl/feuchterer Kli-

- mate charakterisiert ist. Die aktuelle Zerschneidung wird mit einer anthropogen bedingten Entwaldung in Zusammenhang gebracht und als junges Geschehen interpretiert.
- die Bodenbildung insgesamt sehr stark von Gesteinsdifferenzierungen (Kluftgitter, Zusammensetzung) und Art bzw. Intensität der Vorverwitterung gesteuert wird, so daß kleinsträumige Wechsel (beispielsweise pseudovergleyter Zonen) unterschiedlicher Bodentypen charakteristisch sind.
  - bei den Kornspektren der Oberböden die Sandfraktionen überwiegen. Tonige Substrate finden sich vor allem auf den Glaciterrassen und den verwitterten Vulkaniten, lehmige im Gebirge verstärkt auf kaolinisiertem Granitgrus und schluffige im Bereich der „Schuttdecken“.
  - pedogenetische Prozesse (Verbraunung, Verlehmung, Lessivierung, Pseudovergleyung) zu Veränderungen der Kornspektren in den Horizonten einzelner Profile geführt haben. Gleiches gilt auch für die Tiefenkurven der pH-Werte.
  - pH-Werte und Karbonatgehalte der Oberböden in großem Umfang Geologie und Nutzung widerspiegeln.
  - die Menge der organischen Substanz in den obersten Profilmereichen i.d.R. - entsprechend der wenig entwickelten und erosiv gekappten Böden - gering ist.
  - bei einigen Böden im Bergland jedoch Gehalte der organischen Substanz gemessen wurden, die als sehr stark bis extrem humos einzustufen sind. Da anmoorige Bereiche fehlen, wird dies mit ehemaligen Waldbränden, die zu fein verteilten Holzkohlepartikeln in den A-Horizonten führten, in Zusammenhang gebracht.
  - die Schwermetallgehalte der Böden (neben nutzungsbedingten Anreicherungen im agrarisch genutzten Vorland) meist im Bereich der geogenen Grundlast liegen. Dies gilt nicht für die „Schuttdeckenregion“, die eine Sonderstellung einnimmt, da in ihr die höchsten Gehalte aller Elemente gemessen wurden. Dies wird auf Einwehungen von schwermetallreichen Feinstäuben aus den nördlich und nordöstlich vorgelagerten Bergbaugebieten zurückgeführt.
  - sich mit Hilfe der Schwermetalltiefenverteilung drei Gruppen von Bodentypen ausgliedern lassen. Dies sind zum einen - bei annähernd gleichbleibenden Gehalten im Profil - junge Böden und Kolluviole und zum anderen - bei den höchsten Gehalten in den A-Horizonten - immissionsbelastete Böden. Letztere finden sich überwiegend in den höchsten Einzugsgebietsteilen. Die dritte Gruppe umfaßt pedogen bedingte Veränderungen, die jeweils spezifische Schwermetallverlagerungen bewirkt haben. Solche Böden liegen vorrangig auf Verebnungsresten oder auf den Fußflächen des Vorlandes.
  - die Eisengehalte der Profile i.d.R. die geringe Entwicklungstendenz der Böden belegen.

### 6.1.2 Wasserproben

Wasseruntersuchungen wurden in unterschiedlich langen Intervallen zwischen Februar 1981 und April 1988 am Pixinamanna durchgeführt. Einige der dabei im Hinblick auf den Schwermetalltransport in der fließenden Welle gewonnenen grundlegenden Ergebnisse und Zusammenhänge wurden bereits im Kapitel 4.1.2.2 dargestellt (annähernd identische Konzentrationen von Parallelproben an einer Entnahmestelle, Elementgehalte im Querprofil des Fließwasserkörpers bei Trockenwetterabflüssen und bei abschwelldenden Wasserführungen nach einzelnen Hochwasserwellen etwa in der gleichen Größenordnung, nur geringfügige Unterschiede bei Tagesgängen an jeweils einer Probenstelle, Schwermetalltransport fast ausschließlich in partikulärer Form innerhalb der Suspensionsfracht, Quantifizierung des Schwermetallaustrages nur schwer durchführbar, u.a. wegen extremer Abflußschwankungen).

Um die nachfolgend wiedergegebenen Meßreihen der Schwermetallgehalte aus dem Fließwasserkörper im Sinne der eingangs erläuterten Fragestellungen beurteilen zu können, wurde u.a. die **Niederschlagsverteilung** im Untersuchungszeitraum ermittelt<sup>37</sup>, sowie regelmäßig die **Fließstrecken** der Torrente kartiert. Ergänzend dazu wurden **wasserphysikalische und -chemische Parameter in Abhängigkeit von der Wasserführung** erfaßt.

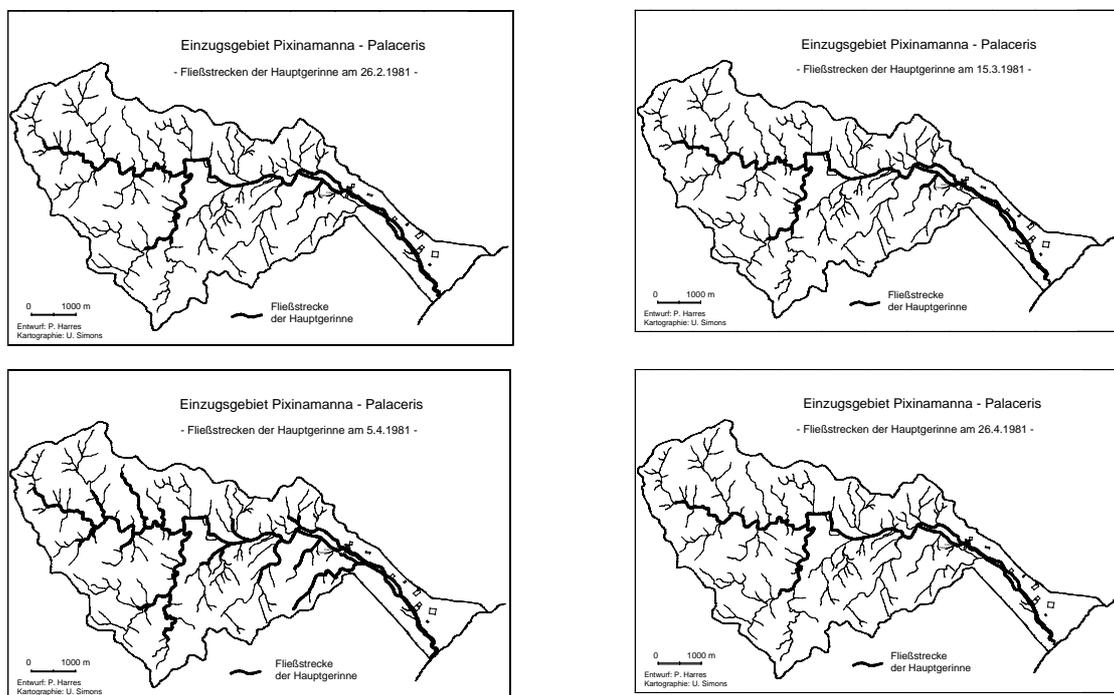
Die Kartierung der Fließstrecken war notwendig, um das periodische Abflußregime des Pixinamanna zu dokumentieren. Dieses begann i.d.R. mit einer ersten Abflußphase im Spätherbst und endete im Frühsommer (Mai/Juni). Aufbau und Versiegen des Abflusses war dabei meist ein diskontinuierliches Geschehen, d.h. es entwickelten sich voneinander getrennte kurze Fließstrecken, deren Lage und

<sup>37</sup> Dies geschah überwiegend im Zusammenhang mit dem von der DFG geförderten Projekt Geoökodynamik (SEUFFERT, O. et al., 1987).

Länge in jedem Abflußzeitraum differierten. Einzelne Jahrgänge waren sogar ausschließlich durch ein Alternieren einzelner Fließabschnitte charakterisiert. Daneben gab es Jahrgänge mit einem Wechsel isolierter und geschlossener Abflußbahnen, wobei auch dieses Abflußbild mehrfach wechseln konnte. Nur in wenigen Jahren während des Beobachtungszeitraumes baute sich der Abfluß kontinuierlich vom oberen Einzugsgebiet an bis zur Mündung auf und bestand bis zum Ende der verbleibenden Niederschlagsperiode. Eingebettet in dieses sehr unterschiedliche Geschehen waren einzelne Hochwasserereignisse, die entweder einen kurzfristigen Abfluß im gesamten Gerinne erzeugten oder einen bestehenden Gesamtabfluß markant überprägten. Im ersten Falle war der Gesamtabfluß und -abtrag eines Jahrganges ausschließlich an einzelne Hochwasserwellen gebunden. Aber auch im zweiten Falle war der Einzugsgebietsaustrag vor allem eine Funktion der Extremabflüsse (s. unten).

Dies zeigte sich bereits in der ersten Meßphase im Frühjahr 1981. Für dieses **Abflußhalbjahr 1980/81** ergab sich folgendes Bild. Die Niederschläge setzten Ende September ein (Abb. 6.1.2/1, im Anhang). Unterbrochen durch zahlreiche niederschlagsfreie Zeitabschnitte fielen an 12 Tagen im Oktober 82 mm<sup>38</sup>, an 14 Tagen im November 109,6 mm und an 13 Tagen im Dezember 133 mm Regen. Trotz dieser regelmäßigen Niederschlagsspenden erreichte der Pixinamanna erst nach einem Starkregenereignis am 28. Dez. (48 mm) sein Mündungsgebiet. Von da an durchfloß er - trotz einer längeren Trockenphase im Januar - sein gesamtes Bett bis Mitte April. Dieser Zeitabschnitt war durch größere Pegelschwankungen charakterisiert. Vor allem nach den ergiebigeren Niederschlägen vom 14. Februar und 1. April (Abb. 6.1.2/2, im Anhang) schwoll die Wasserführung an. Verbunden damit war u.a. eine Erhöhung der Schwebstofffracht, die sowohl durch Oberflächenabfluß eingetragen wurde als auch der Resuspendierung von Feinsedimenten durch den Fließwasserkörper entstammte.

Abbildung 6.1.2/3 zeigt die Fließstrecken zwischen dem 26. Februar und 26. April 1981. Auffällig ist, daß am 5. April zahlreiche kleinere Nebenbäche, die zu den anderen Zeitabschnitten kein Wasser führten, in das Hauptgerinne münden. Die Ursache liegt hier ebenfalls in dem Starkregenereignis vom 1. April (75,2 mm), welches nicht nur hohe Pegelständen bewirkte, sondern auch einige wasserphysikalische Parameter beeinflusste, wie Abbildung 6.1.2/4 zeigt.



**Abb. 6.1.2/3:** Fließstrecken der Hauptgerinne im Einzugsgebiet Pixinamanna zwischen dem 26.02. und 26.04.1981

<sup>38</sup> Alle Angaben zu den Niederschlägen beziehen sich auf das etwa in der Mitte des Einzugsgebietes gelegene neue Forsthaus.

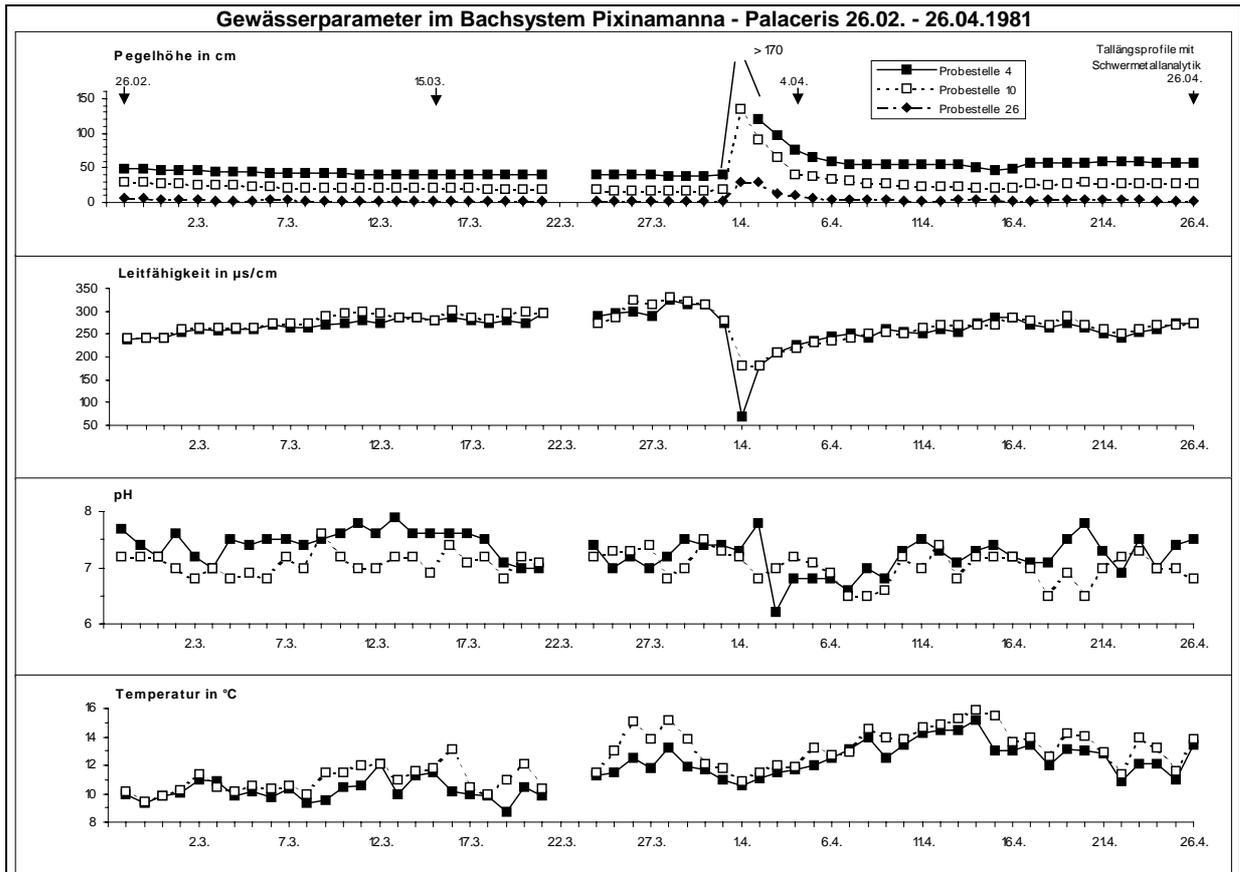


Abb. 6.1.2/4: Gewässerparameter im Bachsystem Pixinamanna vom 26.02. bis zum 26.04.1981

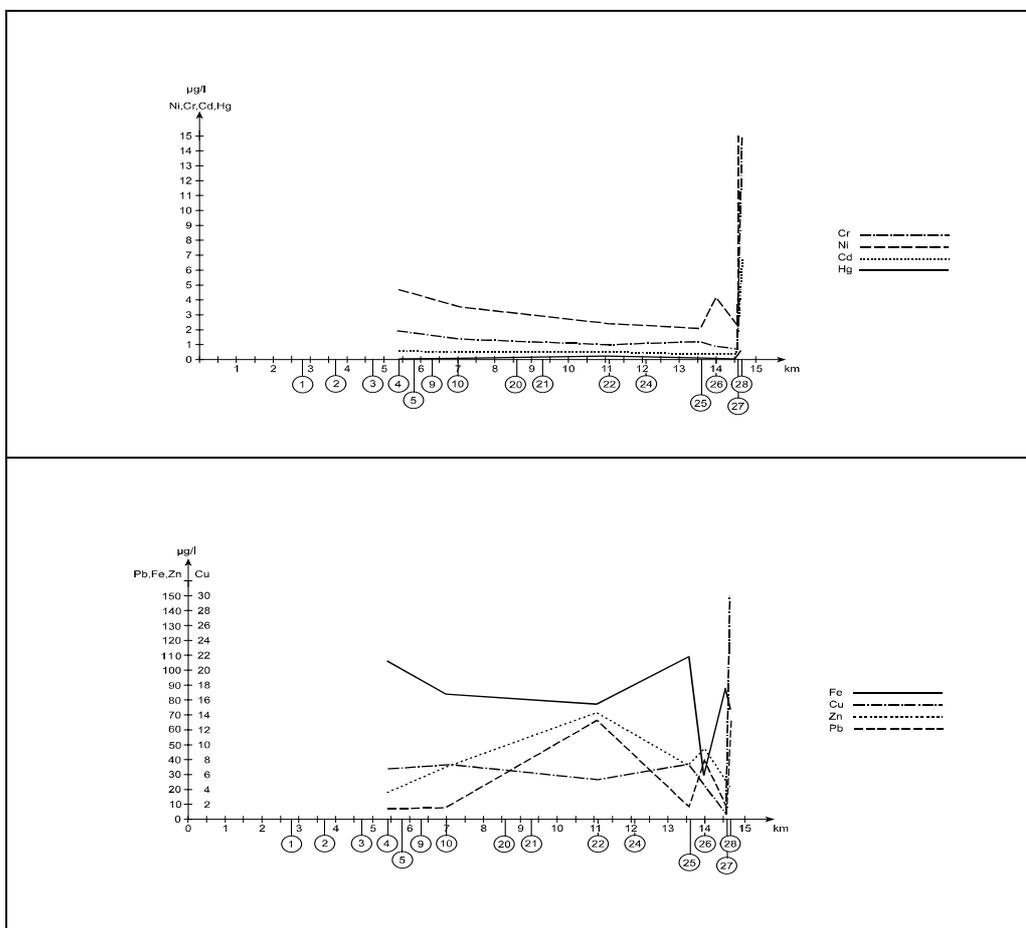
Es zeigte sich, daß der Pegel an der Probestelle 4 bei diesem Ereignis sprunghaft von ca. 50 cm auf mehr als 170 cm anstieg, während die Pegelschwankungen an den anderen Probestellen deutlich geringer waren. Mit Hilfe der Aufmessung des Gerinnebettes, der Erfassung des Gefälles und der Pegelstände (an Probestelle 10 zusätzliche Eichung des Schwimmpegels (SEUFFERT, O. et al., 1987) mit hydrometrischen Flügeln) wurde für den Pixinamanna unter Verwendung der Stiller-Rauhigkeitsbeiwerte der Abfluß nach Manning-Strickler (DYCK, S. et al., 1978; RUMP, H.H. u. KRIST, H., 1987, S. 57) berechnet. Dabei ergab es sich, daß vor dem Hochwasserereignis der mittlere Abfluß (MQ) im März an Probestelle 10 bei ca. 410 l/s lag. Eine knappe Woche nach dem Hochwasserereignis lag er hier noch bei ca. 530 l/s. Genaue Angaben zur Abflußmenge während oder kurz nach der Hochwasserwelle können nicht gemacht werden, u.a. weil zu diesem Zeitpunkt die Abflußbreite der Torrente nicht ermittelbar war. Abflußmessungen zu späteren Zeitpunkten (SEUFFERT, O. et al., 1987, S.153) ergaben bei geringeren Pegelhöhen Spitzenabflüsse von bis zu 8 m<sup>3</sup>/s. Daher muß in diesem Fall von einem noch höheren Spitzenabfluß und einer Abflußerhöhung um den Faktor 20 bis 30 ausgegangen werden.

Verbunden mit der Hochwasserwelle war einerseits durch Verdünnungseffekte eine markante Leitfähigkeitserniedrigung und andererseits ein Absinken der Temperaturen und der pH-Werte, die sich erst allmählich wieder auf den vor dem Ereignis existierenden Level einstellten (Abb. 6.1.2/4). Vor allem die Größenordnung der Veränderung der beiden letztgenannten Parameter läßt vermuten, daß der Extremabfluß nicht nur durch niederschlagsbedingten Oberflächenabfluß zustande kam, sondern daß verstärkt Einspeisungen von Kluffgrundwasser aus den Graniten und Wasser aus dem Zwischenspeicher (Interflow) vorlagen.

Dieses eine Ereignis war entscheidend für die Stoffverlagerung und letztlich für die Morphogenese im Einzugsgebiet, da innerhalb kürzester Zeit ein nicht quantifizierbarer Austrag von zum Teil sehr voluminösen Geröllen und von Schwebstoffen erfolgte (DIECKMANN, H. et al., 1982; 1983; SEUFFERT, O. et al., 1987). Gleiches muß wegen der Potenzierung der Abflußmenge auch für den Lösungstransport postuliert werden.

Untersuchungen an den **Tallängsprofilen**, die vor dem Ereignis (26.02. und 15.03.), kurz nach dem Ereignis (04.04.) und ca. drei Wochen nach der Hochwasserwelle (26.04.) aufgenommen wurden, geben einen Einblick in die zeitliche Varianz des Stoffaustrages. Bei diesen Aufnahmen wurden neben den weiter oben dargestellten Parametern auch Sauerstoffgehalt (nur 26.02.), Ammonium, Nitrat und Phosphat sowie die Schwermetallgehalte in den unfiltrierten Proben der fließenden Welle untersucht. Diese Werte zeigen am Beispiel der Längsprofile für die 4 genannten Zeitpunkte (Tab. 6.1.2/1, im Anhang), daß vor und nach der Hochwasserwelle die Nitratgehalte die anthropogenen Nutzungsschwerpunkte widerspiegeln (Anwachsen im landwirtschaftlich genutzten Abschnitt), während dies kurz nach dem Extremabfluß nur in eingeschränktem Maße feststellbar war.

Die **Schwermetallfracht** der Elemente Cr, Fe, Ni und Cu hingegen ist bis auf den in Meeresnähe liegenden (und somit brackwasserbeeinflussten) Meßpunkt 28 weitgehend unabhängig vom Nutzungsmuster (Forstwirtschaft, Landwirtschaft) im Einzugsgebiet (Abb. 6.1.2/5). Dadurch läßt sie sich, zumal Einleitungen von Industrieabwässern fehlen, überwiegend geo- und pedogenen Quellen zuordnen und spiegelt somit die naturräumliche Beschaffenheit des Einzugsgebietes wieder. Die Konzentrationen<sup>39</sup> der o. g. Elemente entsprechen denen aus weitgehend unbelasteten Fließgewässern (MAHLBERG, A., 1990, S. 90 f; SYMADER, W., 1984), in Einzelfällen liegen sie sogar niedriger als die Hintergrundkonzentrationen gelöster Schwermetalle (SCHUDOMA, D. et al., 1994, S.10).



**Abb. 6.1.2/5:** Schwermetallgehalte der unfiltrierten Wasserproben im Längsprofil des Pixnamanna am 26. 02. 1981

<sup>39</sup> Zahlreiche Elementgehalte liegen in der Nähe der Nachweisgrenzen, die nachfolgend für die FAAS und die GFAAS (Werte in Klammer, alle Werte in µg/l) - entsprechend der Angaben der Labors, in denen die Analytik durchgeführt wurde - angegeben werden und sich auf die umgerechneten Probenkonzentrationen beziehen. Cr, Zn und Pb: <5 (<0,05); Fe: <10 (<0,1); Ni und Cu: <2,5 (<0,025); Cd: <0,5 (<0,05) sowie Hg: <0,1 (<0,01).

Im Gegensatz dazu zeigen Zn, Hg, Cd und Pb durch ihre Maxima an den Probenstellen 22 und 26 eine Abhängigkeit von anthropogenen Strukturen. Diese Maxima lassen sich mit Einleitungen aus einer Golfanlage (Hotel, Ferienhäuser) an Probenstelle 22 bzw. dem Zulauf von Abwässern aus einer Feriensiedlung (Probenstelle 26) in Zusammenhang bringen. Sie erreichen stellenweise Größenordnungen, die denen gering belasteter Gewässer (FÖRSTNER, U. u. MÜLLER, G., 1974; SALOMONS, W. u. FÖRSTNER, U., 1984; SYMADER, W., 1984, S. 36) entsprechen.

Aus den Schwermetallwerten läßt sich unter Einbeziehung der Abflußmengen (Bestimmung siehe weiter oben) an den einzelnen Meßpunkten der jeweilige **Elementaustrag** ermitteln (Tab. 6.1.2/2). Die berechneten Werte stellen jedoch - unter Berücksichtigung der in Kapitel 4.1.2.2 formulierten Probleme bei der Quantifizierung von Schwermetallausträgen durch torrentielle Fließgewässer - nur Näherungswerte dar.

**Tab. 6.1.2/2:** Berechneter Elementaustrag durch die Torrente Pxinamanna im Frühjahr 1981

Datum	Probenstelle	berechneter Abfluß in l/s	Elementaustrag in g/d							
			Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb
26.02.1981	10	410	49	2.975	127	258	1.240	18	1,7	297
	26	40	3	100	14	17	166	1,4	0,5	141
15.03.1981	10	340	23	2.291	94	200	852	-	0,7	235
	26	25	2,6	337	10	9	197	1,9	2,6	77
04.04.1981	10	530	-	1.648	-	32	549	-	-	-
	26	120	-	196	-	-	176	-	-	24
26.04.1981	10	400	45	483	66	100	552	4,5	0,7	48
	26	25	2,6	725	5	14	60	0,5	0,6	8

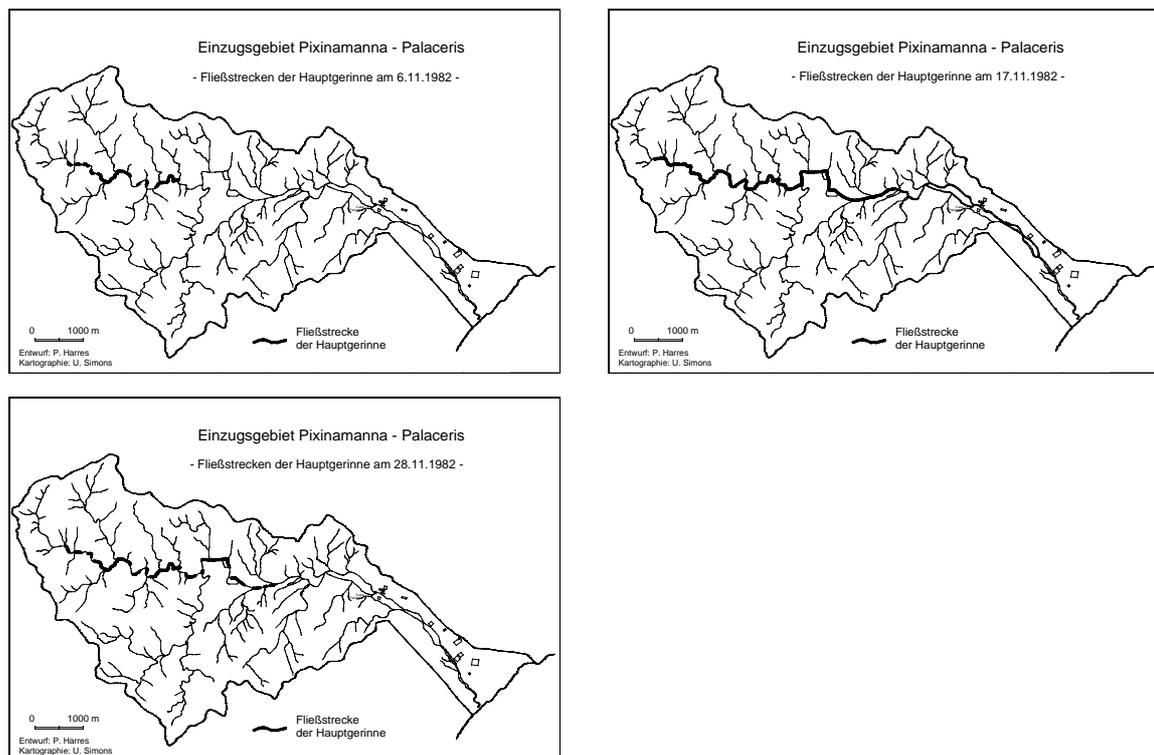
Der Elementaustrag schwankte bei Chrom an der Probenstelle 10 vor dem Hochwasserereignis zwischen 23 und 49 g/d. Die analogen Werte lagen bei Fe zwischen 2.291 und 2.975 g/d, bei Ni zwischen 94 und 127 g/d, bei Cu zwischen 200 und 258 g/d, bei Zn zwischen 852 und 1.240 g/d, bei Cd zwischen nn und 18 g/d, bei Hg zwischen 0,7 und 1,7 g/d und bei Pb zwischen 235 und 297 g/d. Allerdings zeigt es sich, daß dies kein Durchtransport war, da knapp oberhalb der Mündung der Torrente in das Meer nur noch sehr geringe Mengen verlagert wurden (Cr zwischen 2,6 und 3 g/d, Fe zwischen 100 und 337 g/d, Ni zwischen 10 und 14 g/d, Cu zwischen 9 und 17 g/d, Zn zwischen 166 und 197 g/d, Cd zwischen 1,4 und 1,9 g/d, Hg zwischen 0,5 und 2,6 g/d und Pb zwischen 77 und 141 g/d).

Somit ergab sich vor dem Hochwasserereignis ein monatlicher Einzugsgebietsaustrag (bezogen auf den Mündungsbereich) von ca. 90 g Cr, 3 bis 10 kg Fe, 300 bis 400 g Ni, 300 bis 530 g Cu, 5 bis 6 kg Zn, 40 bis 60 g Cd, 15 bis 80 g Hg und 2 bis 4,4 kg Pb. Auch kurz nach dem o. g. Ereignis lagen die Austragswerte etwa in der angegebenen Größenordnung (Tab. 6.1.2/2). Dies macht deutlich, daß zum Zeitpunkt der Probenahme die Schwebstofffracht sich wieder weitgehend in der Größenordnung bewegte wie vor der Hochwasserwelle. Dadurch konnte der Einfluß von resuspendierten Sedimenten bei dem Spülstoß nicht erfaßt werden. Aus der Literatur (SYMADER, W., 1984) ist bekannt, daß gerade solchen Ereignissen die Hauptrolle bei einem Schwermetallaustrag zukommt.

Auch die entsprechenden Werte vom 26.04. liegen bis auf Eisen entweder in der gleichen Größenordnung (Cr, Cu, Hg), oder sie sind z.T. deutlich niedriger (Ni, Zn, Cd, Pb). Da in diesem Jahr der Pixinamanna nur knapp 4 Monate (s. oben) vollständig bis zum Meer floß, ergeben sich somit Jahresaustragsraten durch die „Normalabflüsse“, die von wenigen Gramm für einzelne Elemente (Cr: 300 - 400, Cd: 150 - 250, Hg: 60 - 300) bis zu mehreren Kilogramm (Fe: 40, Ni und Cu: 1-2, Zn: 20 - 30, Pb: 8 - 20) reichen. Diese Werte gelten jedoch nur unter der Voraussetzung annähernd gleichbleibender Monatswerte. Sie berücksichtigen nicht den Einfluß von Spülstößen, die im Gefolge einzelner ergiebiger Starkregen auftraten.

Die Wasseruntersuchungen zu den anderen Zeitabschnitten ergaben - sofern der Pixinamanna bis zum Meer floß - ähnliche Ergebnisse. Auch in den Jahren, in denen die Torrente nicht vollständig ihr Einzugsgebiet entwässerte, lagen die Elementgehalte an den einzelnen Probenstellen weitgehend im gleichen Level.

So zeigte sich nach dem durch einen fehlenden Gesamtabfluß charakterisierten niederschlagsarmen Halbjahr 1981/82 (Abb. 6.1.2/2 und 6.1.2/7) in der **Meßphase 1982/83**, daß der Pixinamanna auch in dieser Zeit erst allmählich seine Laufstrecke aufbaute (Abb. 6.1.2/6). Dies geschah nicht durch eine schrittweise Zunahme der Fließstrecken, sondern war, trotz der regelmäßigen Niederschläge ab Anfang September (Abb. 6.1.2/7, im Anhang), ein mehr oder weniger rhythmisches Zurückziehen in einzelne isolierte Bachabschnitte einerseits und Ausdehnen in größere geschlossene Abschnitte andererseits. Dies ging bis Mitte Februar so weiter, ohne daß dabei der Pixinamanna über einen längeren Zeitraum kontinuierlich bis zum Mündungsgebiet Wasser führte. Trotz mehrerer intensiverer Niederschläge durchfloß er nur für sehr kurze Zeit seine gesamte Laufstrecke. So floß er beispielsweise trotz einer ausgeprägten Niederschlagsphase im November (14.11. - 16.11. mit 40,6 mm) nur bis etwa zur Probenstelle 20 und erreichte erst jeweils im Gefolge einzelner ergiebigerer Niederschlagsereignisse am 12.12.1982 (18,2 mm Niederschlag), 19.12.1982 (17,6 mm) sowie am 14.2.1983 mit 55,6 mm (Abb. 6.1.2/8, im Anhang) sein Mündungsgebiet. Die Gesamtdauer dieser Abflußereignisse betragen jeweils nur wenige Tage. Die Hochwasserwellen dauerten am 19.12. insgesamt 75 Stunden bei einer Abflußspitze von 450 l/s und am 14.02. bei einem Maximalabfluß von 5.600 l/s 36 Stunden (SEUFFERT, O. et al., 1987, S.153). Somit fand im hydrologischen Jahr 1982/83 zwar ein Stoffaustrag durch Fließgewässer statt, doch war dieser nur auf wenige Tage beschränkt. Die Größenordnung der dabei exportierten Schwermetallmenge kann nicht abgeschätzt werden, da zum Zeitpunkt der Hochwasserwellen keine Probenahme erfolgen konnte. Man muß jedoch davon ausgehen, daß der Abtrag entsprechend der im Mündungsbereich (mit Ausnahme vom 14. 02.) nur sehr geringen Abflußspende äußerst gering blieb.



**Abb. 6.1.2/6:** Fließstrecken der Hauptgerinne im Einzugsgebiet Pixinamanna zwischen dem 06.11. und 28.11.1982

Die im Winterhalbjahr 1982/83 erfaßten Schwermetallgehalte aus der fließenden Welle lagen bis auf Eisen, Zink und Blei für die anderen Elemente (Cr, Ni, Cu, Cd, Hg) zu allen Probenahmezeiträumen über das gesamte Längsprofil (alle Probenstellen innerhalb der Forstschutzzone) in engen Wertebereichen (Tab. 6.1.2/3, im Anhang). So schwankten beispielsweise die Chromgehalte zwischen 0,7 und 2,2 µg/l, die Nickelgehalte zwischen 2,1 und 5,5 µg/l, die Kupfergehalte zwischen 2,1 und 7,3 µg/l, die Cadmiumgehalte zwischen nn und 0,8 µg/l und die Quecksilbergehalte zwischen nn und 0,120 µg/l. Die Werte von Zink und Blei lagen ebenfalls eng beieinander, zeigten jedoch an einzelnen Probenstellen (vor allem Probenstelle 13 am 21.11.1982) deutliche Erhöhungen gegenüber den sonstigen

Grundwerten. Da zu diesem Zeitpunkt an dieser Probenstelle auch alle anderen Elemente erhöhte Werte aufwiesen, muß von einer lokalen Kontamination an diesem Tag (Nähe der Probenstelle zu den Forsteinrichtungen) ausgegangen werden.

Die Schwankungsbreite von Eisen lag insgesamt höher als die der anderen Elemente. Sie läßt sich weder durch die Unterschiedlichkeit der Fließsituation des Pixinamanna noch durch einzugsgebiets-spezifische Parameter erklären.

Wichtig für die Beurteilung der Schwermetallgehalte des Fließwasserkörpers ist die Tatsache, daß die Elementkonzentrationen weitgehend unabhängig von der jeweiligen Fließsituation zu sein scheinen. Dies verwundert, da die Proben unfiltriert untersucht wurden und somit ein hoher Prozentsatz der gemessenen Werte der Suspensionsfracht zugerechnet werden muß. Letztere ist jedoch in starkem Maße abhängig vom Abflußgang (HELLMANN, H., 1970, 1986). So sind in den Phasen stagnierenden bzw. rückschreitenden Abflusses i.d.R. günstige Voraussetzungen zur Akkumulation von Schwebstoffen gegeben. Daher sind Wasserproben, die zu diesem Zeitpunkt genommen werden, weitgehend schwebstofffrei. Sie müßten folglich deutlich niedrigere Elementgehalte aufweisen, die überwiegend dem Lösungstransport entsprechen. Bezogen auf den Pixinamanna würde dies jedoch bedeuten, daß einige Schwermetallkonzentrationen dann als hoch einzustufen wären, wenn sie sich ausschließlich auf den Lösungstransport beziehen würden. Es muß daher davon ausgegangen werden, daß entweder kleine Schwebstoffflocken und/oder Algenpopulationen in den Stillwasserphasen im Wasserkörper vorhanden waren, die als Trägersubstanzen bzw. -organismen für die Schwermetalle fungierten (HARRES, H.P., 1993).

Zur Erfassung der Elementgehalte des bei stagnierenden Abflußphasen aus den Schotterkörpern ausdringenden und die einzelnen isolierten Fließstrecken speisenden Wassers wurde am 29.11. zusätzlich zur Beprobung an einzelnen Meßstellen noch das ausdringende Qualmwasser an den Meßpunkten 16 und 19 untersucht (Tab. 6.1.2/3, im Anhang). Es zeigte sich, daß sich dieses zwar in den wasserphysikalischen und -chemischen Parametern deutlich vom sonstigen Fließwasserkörper unterscheidet, in den Schwermetallkonzentrationen diesem jedoch weitgehend entspricht (eine Ausnahme bilden lediglich die nicht erklärbaren hohen Chromgehalte an Probenstelle 19Qu). Die gemessenen Schwermetallwerte des Qualmwassers liegen bei Cr, Ni, Hg und Pb in der gleichen Größenordnung wie die entsprechenden Konzentrationen von Klufftgrundwasseraustrittsstellen im Einzugsgebiet (Tab. 6.1.2/4). Lediglich bei Fe, Cu, Zn und Cd übersteigen die Elementgehalte der Quellen z.T. deutlich die der Qualmwasseraustrittsstellen. So sind die Cu- und Cd-Gehalte der Quellen doppelt so hoch, Fe und Zn liegen sogar eine Zehnerpotenz über den Werten des Qualmwassers. Untersucht man die an den Austrittsstellen ausgekorkten Oxidkrusten, so zeigen deren Schwermetallkonzentrationen insbesondere durch ihre extremen Fe- und Zn-Gehalte (Probenstelle 49 in Tab. 6.1.1.1/5, im Anhang) die über einen längeren Zeitraum doch beträchtlichen Elementausträge durch den Grundwasserkörper.

**Tab. 6.1.2/4:** Schwermetallgehalte von Klufftgrundwasseraustrittsstellen im Einzugsgebiet

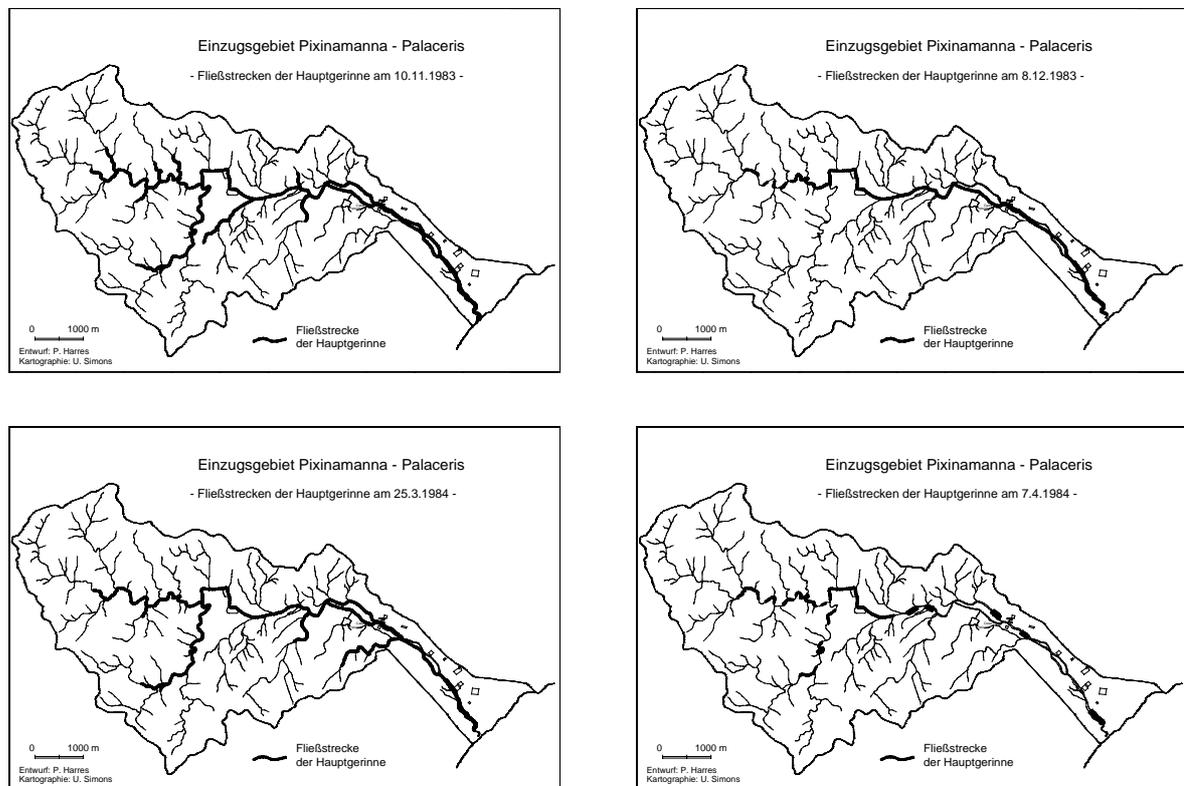
Pixinamanna: Quellen													
Datum	Probenr.	Temp.	pH	LF in µS	O <sub>2</sub> in mg/l	Schwermetallgehalte in µg/l							
						Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb
24.11.1982	Q1	17,0	6,8		3,9	1,0	325	3,1	6	109	2,0	0,1	6
04.12.1982	Q1					1,5	508	5,1	9	119	1,9	0,2	13
24.03.1987	Q1					1,7	550	5,6	10	155	2,1	0,2	15
02.12.1982	Q2	12,0	5,3	335	4,9	1,0	305	2,1	5	101	0,9	nn	4
24.03.1987	Q2					1,3	450	2,5	7	120	1,2	nn	6
25.11.1982	Q3	16,0	5,8	396	4,3	1,3	500	3,0	6	125	1,5	nn	11
24.03.1987	Q3					1,5	525	5,7	9	150	2,1	0,2	15

Methode: 2 l Wasser, unfiltriert, mit HNO<sub>3</sub> stab., einrotiert, AAS Graphitrohr (Hg mit Kaltdampfmethode)

Im **Abflußhalbjahr 1983/84** floß der Pixinamanna von 10. November bis Mitte Dezember und von Anfang Februar bis Ende März durchgängig bis zum Meer. Während dieser Zeit gab es vier extremere Abflußereignisse, die sich im Gefolge von Niederschlägen mit z.T. hohen Intensitäten einstellten. Im einzelnen waren dies die Ereignisse vom 10. Nov. 1983 (49 mm, Maximalmenge im Einzugsgebiet 89,1 mm, Intensitätsmaxim. 1,15 mm/min<sup>40</sup>), 22. Nov. 1983 (36 mm), 02. Feb. 1984 (43 mm) und 15. März 1984 (55,6 mm) (Abb. 6.1.2/8 und 6.1.2/9, beide im Anhang). Kartiert wurden die Fließstrecken

<sup>40</sup> Werte aus SEUFFERT, O., et al., 1987

am 10.11. und 8.12.1983 sowie am 25.03. und 07.04.1984 (Abb. 6.1.2/10), während Wasseruntersuchungen am 11.11., 07.12. und 08.12.1983, bzw. am 25.03., 29.03. und 07.04.1984 durchgeführt wurden (Tab. 6.1.2/5, im Anhang).

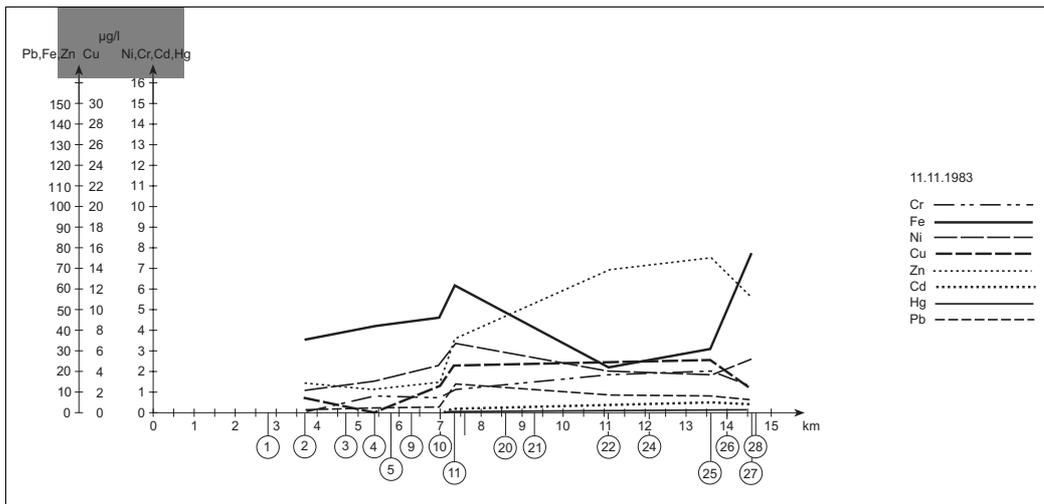


**Abb. 6.1.2/10:** Fließstrecken der Hauptgerinne im Einzugsgebiet Pixinamanna zwischen dem 10.11.1983 und dem 07.04.1984

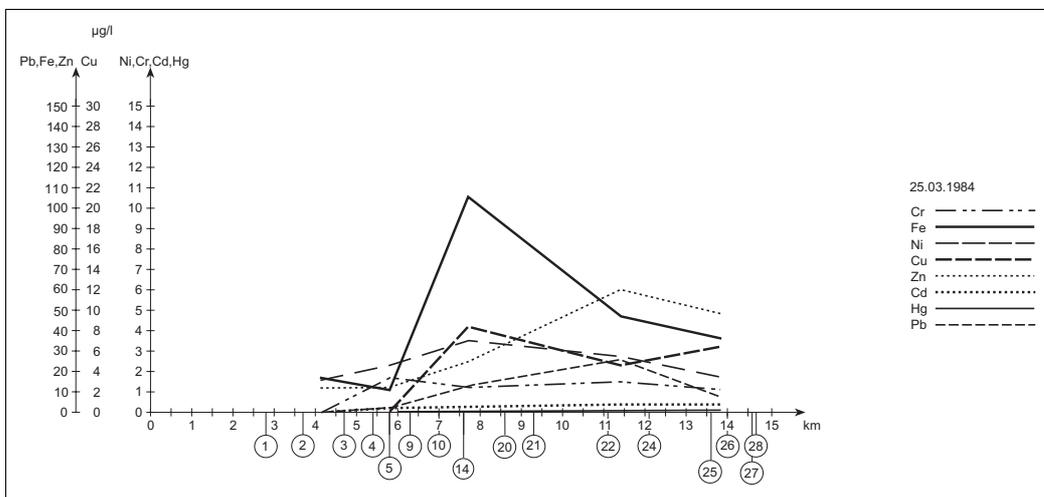
An Probenstelle 10 erzeugte die Hochwasserwelle vom 10.11. „einen Spitzenabflußwert von  $Q = 7,26 \text{ m}^3/\text{s}$ . Über 2 Stunden 15 Minuten betrug der Mittelwert des Abflusses  $Q = 6.5 \text{ m}^3/\text{s}$ , was einer Abflußmenge von  $58.530 \text{ m}^3$  entspricht.“ (SEUFFERT, O. et al., 1987, S. 151). Geht man davon aus, daß die vom absteigenden Ast der Hochwasserwelle am 11.11. ermittelten Schwermetallgehalte (Tab. 6.1.2/5, im Anhang) auch für die Hochwasserwelle gelten, so wurde in den ersten 135 min dieses allerersten Abflusses im Winterhalbjahr 41 g Cr, 2,7 kg Fe, 135 g Ni, 152 g Cu, 878 g Zn und 158 g Pb ausgetragen. Dies entspräche, je nach Element etwa einem Zehntel (Cr, Ni, Cu), einem Zwanzigstel (Fe, Zn) oder einem Fünzigstel (Pb) der für das gesamte Wasserhaushaltsjahr 1981/82 ermittelten Austräge der „Normalabflüsse“. Dies macht deutlich, daß das Austragsgeschehen in starkem Maße von kurzzeitigen Abflußspitzen abhängt. Diese treten häufig am Beginn des Abflusses auf, da „die Niederschläge insbesondere zu Beginn der Niederschlagsperiode im Winter besonders hoch und intensiv sind“ (SEUFFERT, O. et al., 1987, S. 151). Dies wird auch deutlich bei einer Gegenüberstellung der Abflußspitzenwerte vom Winterhalbjahr 1983/84. Diese betragen am 10.11.:  $7,26 \text{ m}^3/\text{s}$ <sup>41</sup>, am 22.12.:  $1,60 \text{ m}^3/\text{s}$ , am 02.02.:  $2,99 \text{ m}^3/\text{s}$ , am 25.02.:  $0,44 \text{ m}^3/\text{s}$ ; am 15.03.:  $3,67 \text{ m}^3/\text{s}$  und am 21.03.:  $0,86 \text{ m}^3/\text{s}$ .

Die während dieses Abflußzeitraumes gemessenen Schwermetallkonzentrationen der fließenden Welle lagen in ähnlichen Konzentrationsbereichen wie in den Jahren zuvor und wiesen auch annähernd gleiche Längsprofile auf (Abbildungen 6.1.2/11 bis 6.1.2/12).

<sup>41</sup> Werte aus: SEUFFERT, O. et al., 1987, S. 153



**Abb. 6.1.2/11:** Schwermetallverteilung am 11.11.1983 in einem Längsprofil des Pixinamanna.



**Abb. 6.1.2/12:** Schwermetallverteilung am 25.03.1984 in einem Längsprofil des Pixinamanna.

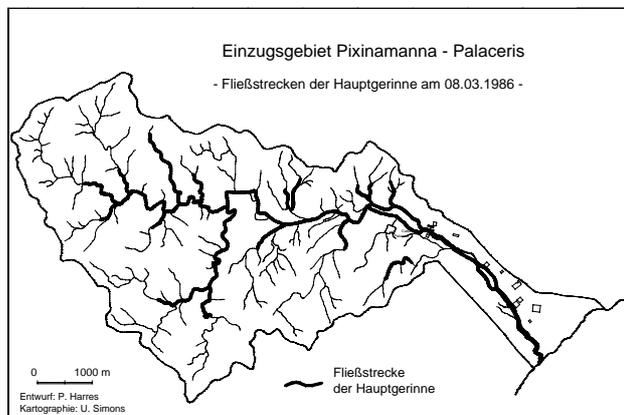
Wie sich aus den Längsprofilen entnehmen läßt, spiegeln sich einzugsgebietsspezifische Nutzungsschwerpunkte vor allem bei den Elementen Zink, Cadmium, Quecksilber und Blei wieder. Dies entspricht den Ergebnissen vom Frühjahr 1981, ebenso wie die Bedeutung anthropogener Einflüsse an den Probenstellen 22 und 27. Es wird außerdem deutlich, daß vor allem Zink auch in sonst weitgehend unbelasteten Fließgewässern eine Indikatorfunktion als Abwasseranzeiger besitzt. Deutlich wird ebenfalls, daß das Forsthaus mit seinen Werkstätten (Probenstelle 11) als lokale Kontaminationsquelle gelten muß.

Da nach Abschluß dieser Untersuchungsreihen Grundkenntnisse über Verlauf und Höhe des fluvialen Schwermetallaustrages durch den Pixinamanna gewonnen waren, wurden die Ergebnisse in den folgenden Jahren nur noch im Hinblick auf mögliche Veränderungen überprüft (Längsprofile mit Hyphanproben im März 1986 und im März 1988). Dennoch wurden kontinuierlich bis 1989 die Jahresniederschlagsverteilungen ermittelt (Abbildungen 6.1.2/13 - 6.1.2/17, alle im Anhang) auch im Hinblick auf die Beurteilung der Immissionsproben (Kap. 6.1.6) und der Schwermetallgehalte der Pflanzenproben (Kap.

6.1.4). Darüber hinaus wurde im Rahmen des Projektes Geoökodynamik der Abflußgang und die Spitzenabflußwerte im Winterhalbjahr 1984/85 erfaßt, auf die hier zurückgegriffen wird.

Wasseranalysen wurden im **Winterhalbjahr 1984/85** nicht durchgeführt. Der Abflußgang wurde in diesem Zeitraum durch einen sehr diskontinuierlichen Beginn, relativ niedrige Winterhochwässer (29.12.1984: 1,10 m<sup>3</sup>/s., 18.01.1985: 1,01 m<sup>3</sup>/s), ein langsames Aufbauen der gesamten Fließstrecke und durch extrem hohe Frühjahrshochwässer (22.02.1985: 8,45 m<sup>3</sup>/s, 07.03.1985: 7,98 m<sup>3</sup>/s, 13.03.1985: 6,51 m<sup>3</sup>/s) charakterisiert. Da diese Hochwasserwellen z.T. auch sehr lange anhielten (07.03.1985: 108 Stunden), muß davon ausgegangen werden, daß unter diesen Voraussetzungen die bisher höchsten Austragswerte im Untersuchungszeitraum erzielt wurden.

Das **Winterhalbjahr 1985/86** war durch einen ähnlichen Abflußverlauf charakterisiert. Auch hierbei baute sich die Fließstrecke erst sehr langsam auf. Erst ab Mitte Januar 1986 und von da an bis Mitte März 1986 durchfloß der Pixinamanna sein gesamtes Bett. Der Abfluß wurde durch ein größeres Hochwasser im Anschluß an den Starkregen vom 07. März (Abb. 6.1.2/14) überprägt. Infolge dieses Ereignisses sprangen kurzfristig die wichtigsten Nebenbäche an (Abb. 6.1.2/18) und der Pixinamanna erreichte eine maximale Schüttung von 5,4 m<sup>3</sup>/s (Probenstelle 10).



**Abb. 6.1.2/18:** Fließstrecken der Hauptgerinne im Einzugsgebiet Pixinamanna am 08.03.1986

Im Zusammenhang mit diesem Ereignis wurden am 08. und 09. März 1986 zahlreiche Wasserproben untersucht (Tab. 6.1.2/6, im Anhang). Die Schwermetallanalytik bezog sich dabei auf Hyphanproben, an denen - wie in Kap. 4.2.2 beschrieben - die zu untersuchenden Elemente angereichert worden waren. Es zeigte sich, daß - u.a. auch durch Verdünnungseffekte - die Konzentrationsbereiche meist unterhalb der Nachweisgrenze dieser Methode lagen. Lediglich Eisen hatte, bis auf eine lokale Kontamination durch weggeworfene Haushaltsgeräte an Probenstelle 25, an beiden Tagen über das gesamte Längsprofil annähernd gleiche Konzentrationen, die insgesamt nur knapp oberhalb der Nachweisgrenze lagen. Diese niedrigen Konzentrationswerte schließen eine Bilanzierung der Transportmengen aus.

Die **Wasserhaushaltsjahre 1986/87, 1987/88 und 1988/89** waren durch relativ geringe Niederschläge mit wenigen Starkregenphasen geprägt (Abb. 6.1.2/14 - 6.1.2/17, alle im Anhang). Da in diesem Zeitraum die etwas ergiebigeren Niederschläge (14.11.1986 mit 27 mm, 19.11.1986 mit 29 mm, 15.12.1986 mit 26 mm, 11.01.1987 mit 31,8 mm, 15.01.1987 mit 21,8 mm, 06.02.1987 mit 29,4 mm, 19.01.1988 mit 26 mm, 06.03.1988 mit 25 mm, 28.04.1988 mit 20,8 mm, 21.12.1988 mit 29,4 mm, 19.01.1989 mit 49,4 mm, 27.04.1989 mit 27,6 mm, 04.05.1989 mit 25 mm und 22.06.1989 mit 28,4 mm) immer von längeren niederschlagsfreien Phasen unterbrochen wurden, konnte sich für diesen Zeitabschnitt kein dauerhafter und stabiler Abfluß etablieren. Daher kam es in diesen Wasserhaushaltsjahren nur in wenigen Fällen zu sehr kurzfristigen fluvialen Schwermetallausträgen aus dem Einzugsgebiet.

Die letzten Untersuchungsreihen der Schwermetalle wurden jeweils im März 1987 und 1988 durchgeführt. Dabei wurde jeweils über einen längeren Zeitraum die Probenstelle(n) 10 (03/1987) bzw. 4 und 10 (03/1988) beprobt, u.a. um einen abermaligen Vergleich der Konzentrationsentwicklung zu erhalten (Tab. 6.1.2/7, im Anhang). Es zeigte sich, daß auch hier wieder nicht nur sehr niedrige Konzentrationen der einzelnen Elemente vorlagen, sondern - bis auf den 18.03. und 19.03.1988 bei Eisen, Zink und Blei - nur enge Wertebereiche der Elemente existierten.

### 6.1.2.1 Schwebstoffe:

Bei vier verschiedenen Abflußereignissen im Untersuchungszeitraum wurden Schwebstoffproben gewonnen (Kap. 4.2.2) und im Labor auf die jeweiligen Schwermetallgehalte hin untersucht, um möglicherweise Anhaltspunkte über die Herkunft der Suspensionsfracht zu erhalten. Die Ergebnisse sind in Tabelle 6.1.2.1/1 (im Anhang) dargestellt.

Es zeigte sich, daß keine spektakulären Unterschiede in den einzelnen Elementgehalten zu den verschiedenen Entnahmezeitpunkten existierten. Dies gilt sowohl für die nach einzelnen Hochwasserwellen (02.04.1981, 12.11.1983, 08.03.1986) als auch für die nach einem „Normalabfluß“ gewonnenen Proben. Dies belegt einerseits das Fehlen anthropogener Verschmutzungen an der Probenstelle und weist andererseits, da die Konzentrationen weitgehend denen der Oberböden in diesem Einzugsgebietsabschnitt entsprechen, auf die Herkunft der mineralischen Schwebanteile hin.

**Zusammenfassend** läßt sich - ergänzend zu den bereits in Kap. 4.1.2 aufgeführten Sachverhalten - bei der Untersuchung der Wasserproben und der Schwebstoffe des Pixinamanna feststellen, daß:

- je nach den Niederschlagsgängen nicht nur extreme Unterschiede in den Abflußgängen einzelner Wasserhaushaltsjahre existieren, sondern daß sich auch innerhalb eines Abflußzeitraumes sehr unterschiedliche Fließsituationen etablieren.
- als Ausnahme während des Untersuchungszeitraumes der Abflußtyp betrachtet werden muß, bei dem ein kontinuierlicher Aufbau der Abflußbahn vom obersten Einzugsgebiet an zügig zu einer geschlossenen Fließstrecke bis zur Mündung in den Vorfluter führt und während des gesamten Abflußhalbjahres wirksam bleibt.
- gleichermaßen häufig Fließsituationen existierten, die entweder durch einen ständigen Wechsel zwischen isolierten Fließstrecken und geschlossenen Abflußbahnen bis zur Mündung charakterisiert wurden, oder die lediglich aus getrennten Fließstrecken bestanden, deren Lage und Länge sich ständig änderte, die aber niemals zu einem vollständigen Abfluß führten.
- in Fließrichtung eine Abflußregression auch bei existierendem Gesamtabfluß das Charakteristische ist, wodurch sowohl die morphodynamischen Prozesse als auch die Austragsleistungen in starkem Maße betroffen werden.
- wesentlich für den Stoffaustrag einzelne Hochwasserereignisse sind, die entweder zu einem kurzfristigen Gesamtabfluß führen oder einen solchen markant überprägen.
- Extremabflüsse (im Untersuchungsgebiet über  $8 \text{ m}^3/\text{s}$  an Probenstelle 10) mit nicht mehr exakt quantifizierbaren Stoffausträgen verbunden sind.
- die wasserphysikalischen und -chemischen Parameter pH, Temperatur, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt, Härte, Chlorid, Ammonium und Phosphat fast ausschließlich von den naturräumlichen und klimatischen Gegebenheiten des Einzugsgebietes abhängen.
- bei den Anionen lediglich Nitrat bei „Normalabflüssen“ das Nutzungsmuster des Einzugsgebietes widerspiegelt.
- die Schwermetallkonzentrationen der fließenden Welle häufig in der Nähe der Nachweisgrenze liegen und mit wenigen Ausnahmen das Einzugsgebiet als unbelastet einstufen lassen.
- die Elementgehalte darüber hinaus zu allen Abflußzeiten und bei den unterschiedlichsten Fließsituationen weitgehend in der gleichen Größenordnung lagen.
- die Konzentrationen der aus Schotterkörpern ausdringenden und einzelne isolierte Fließstrecken speisenden Qualmässer ebenfalls in der gleichen Größenordnung wie die des frei fließenden Wassers liegt.
- bis auf Eisen, Kupfer, Zink und Cadmium auch die Elementgehalte der Kluftgrundwasseraustrittsstellen annähernd identisch wie die der Fließgewässer sind.
- bei Eisen und Zink die Schwermetallgehalte der Quellen ca. eine Zehnerpotenz über denen des Fließwasserkörpers liegen.
- die Cr-, Fe-, Ni- und Cu-Gehalte der fließenden Welle unabhängig vom Nutzungsmuster zu sein scheinen und somit auf den geogen-pedogenen Background hinweisen.
- die Zn-, Hg-, Cd-, und Pb-Gehalte der fließenden Welle von anthropogenen Strukturen abhängig sind und insbesondere Zink als „Abwasserindikator“ anzusehen ist.
- die Elementausträge bei „Normalabflüssen“ (ohne Spülstöße) in der Größenordnung von monatlich 90 g Cr, 3 - 10 Kg Fe, 300 - 400 g Ni, 300 - 530 g Cu, 5 - 6 Kg Zn, 40 - 60 g Cd, 15 - 80 g Hg und 2 - 4,4 kg Pb liegt.

- die ermittelten Jahresaustragsraten bei längerfristigem vollständigem Fließen (ohne Spülstöße) bei ca. 300 - 400 g Cr, 150 - 200 g Cd, 60 - 300 g Hg, 40 - 50 kg Fe, 1 - 2 kg Ni und Cu, 20 - 30 kg Zn und 8 - 20 kg Pb liegen.
- ein etwa zweistündiger Austrag kurz nach einem Spülstoß ( $HQ = 7,26 \text{ m}^3/\text{s}$ ) bei ca. 40 g Cr, 2,7 kg Fe, 135 g Ni, 152 g Cu, 880 g Zn und 160 g Pb lag und somit bei Eisen und Zink dem halben, bei Chrom, Nickel und Kupfer einem Zehntel und bei Blei einem Fünftel der für das gesamte Wasserhaushaltsjahr 1981/82 ermittelten Austräge der „Normalabflüsse“ entsprach.
- sich dadurch die Spülstöße als die Hauptfaktoren des Stoffaustrages zu erkennen geben.
- die Entwicklung der Schwermetallgehalte in der fließenden Welle im Beobachtungszeitraum zeigt, daß keine grundlegenden Veränderungen eingetreten sind.

### 6.1.3 Sedimentproben

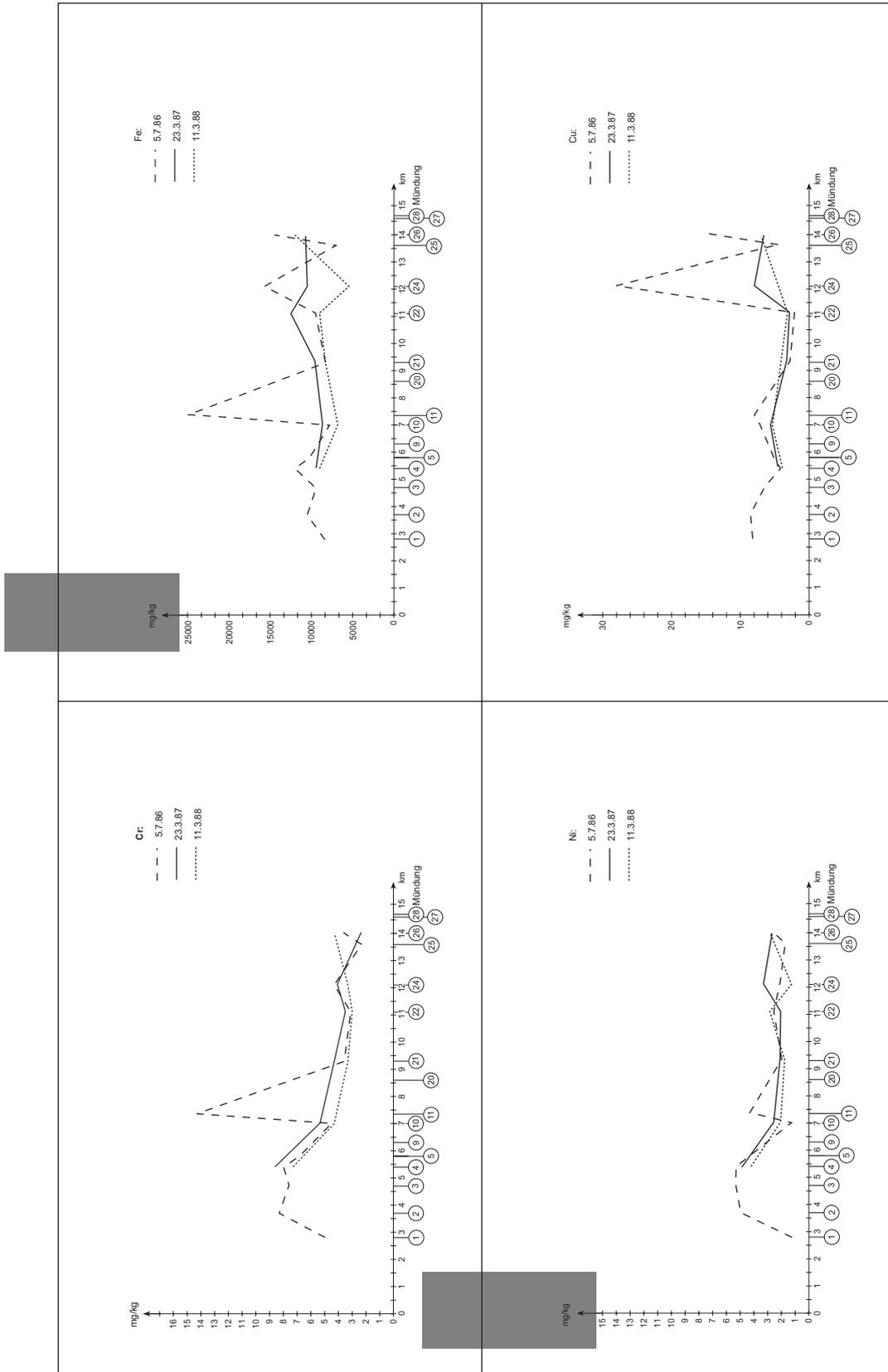
Zwischen 1986 und 1988 wurden zu drei verschiedenen Zeitpunkten Sedimente aus dem Bachbett des Pixinamanna - wie in Kap. 4.2.1 beschrieben - entnommen und analysiert (Tab. 6.1.3/1, im Anhang). Bei der ersten Probenahme (05.07.1986) kam es darauf an, das Gerinne an möglichst zahlreichen Stellen zu beproben, um ein aussagekräftiges Längsprofil der Schwermetallkonzentrationen in der Abflußbahn des Pixinamanna zu erhalten. Die Sedimentuntersuchungen im März 87 und März 88 wurde jeweils nur an der Hälfte der Probenstellen durchgeführt. Sie dienten dazu zu überprüfen, ob durch die kurzfristigen Spülstöße in den Wasserhaushaltsjahren 1986/87 und 1987/88 eine wesentliche Veränderung in den Schwermetallgehalten der Sedimente eingetreten war, bzw. ob sich Verlagerungen bachabwärts nachweisen lassen.

Auffällig bei allen Verteilungskurven (Abb. 6.1.3/1 und 6.1.3/2, folgende Seiten) ist, daß bei den meisten Elementen (Cr, Ni, Zn, Cd, Hg und Pb) die höchsten Gehalte in der Forstschutzzone und nicht im agrarisch genutzten Vorland zu finden sind. Insbesondere zeichnet sich dabei die Probenstelle 11 als besonders kontaminierter Meßpunkt ab. Hier erreichen sechs von acht Elementen ihre Maximalwerte. Diese z.T. extrem hohen Gehalte sind für diesen Meßpunkt leicht erklärbar, da sie mit der Unsitte der Abfallbeseitigung in Südsardinien im Zusammenhang stehen. Knapp oberhalb dieser Stelle wurden Abfälle des Forsthauses „entsorgt“ (u.a. Schrott- und Elektronikreste sowie Batterien und Abfälle der Autowerkstatt). Die Peaks, die bei Cr (Probenstelle 7), Ni (Probenstellen 3, 4 und 7), Cu (Probenstelle 7), Zn (Probenstelle 4), Cd (Probenstelle 4), Hg (Probenstelle 1 und 7) und Blei (Probenstelle 1 und 5) im Forstschutzgebiet auftreten, scheinen ebenfalls weniger auf geogene als auf anthropogene Ursachen zurückzuführen zu sein. Auch sie können mit der Abfallentsorgung der Bevölkerung in Zusammenhang gebracht werden, da insbesondere in den Sommer- und Herbstmonaten der Torrentebereich als Lagerplatz beim Aufenthalt im Grünen dient und alle Abfälle vor Ort liegen gelassen werden bzw. auch direkt im Bachbett entsorgt werden (Fotos 6.1.3/1) Diese Art der Entsorgung findet sich bei fast allen Fließgewässern in Sardinien (Foto 6.1.3/2, im Anhang). Auf diese Weise werden auch zahlreiche Tierkadaver beseitigt. Diese werden auf Müllplätzen oder Halden (Foto 6.1.3/3, im Anhang) bzw. in Bachbetten (Foto 6.1.3/4, im Anhang) „deponiert“. Letzteres hat den „Vorteil“, daß nach einem Abflußereignis das Gerinne wieder geräumt wird.

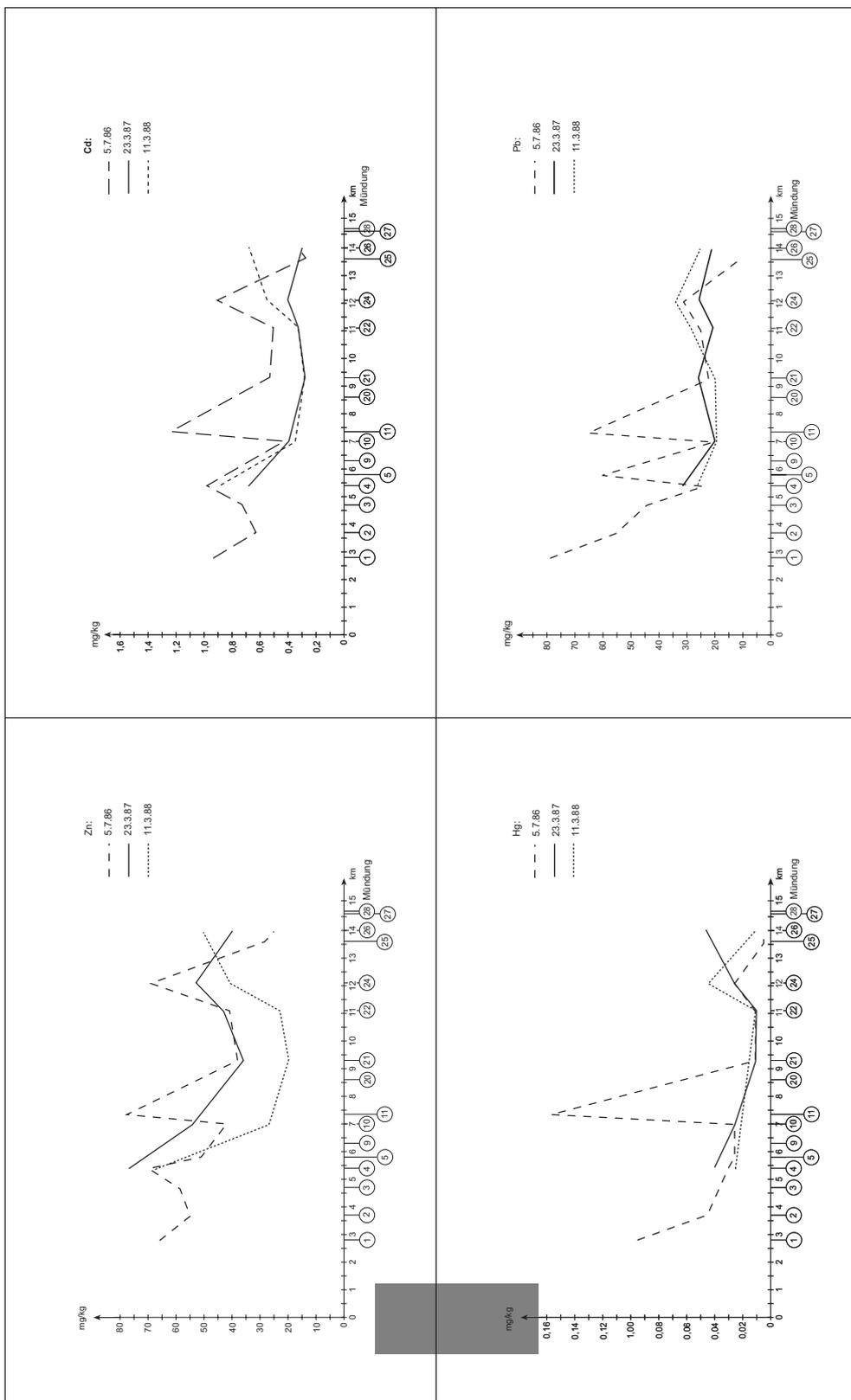
Dieses auch in Naturschutzgebieten „übliche“ Verhalten - auch durch Mitarbeiter der Forstbehörden - macht gleichzeitig deutlich, daß Schwermetallgehalte von Bachsedimenten nicht überinterpretiert werden dürfen. Von daher soll hier lediglich die Tendenz der Kurvenverläufe zu den verschiedenen Zeitpunkten diskutiert werden, ohne detailliert auf extremere Schwankungen zwischen einzelnen Meßpunkten einzugehen.

Es wird aus den Kurven deutlich, daß:

- bei Chrom eine Konzentrationsabnahme in Fließrichtung feststellbar ist. Dies gilt für alle erfaßten Zeiträume. Die Konzentrationen im März 1988 liegen (bis auf die mündungsnahen Standorte 24 und 26) durchweg unter denen vom März 1987.
- die Eisengehalte in Fließrichtung in allen Meßphasen bei sehr starker Schwankungsbreite etwa in der gleichen Größenordnung liegen. Auch hier sind die Konzentrationen von 1988 niedriger als die von 1987.



**Abb. 6.1.3/1:** Chrom-, Eisen-, Nickel- und Kupfergehalte in Sedimenten des Pixnamanna zwischen dem 05.07.1986 und dem 11.03. 1988



**Abb. 6.1.3/2:** Zink-, Cadmium-, Quecksilber- und Bleigehalte in Sedimenten des Pixnamanna zwischen dem 05.07.1986 und dem 11.03. 1988

- die Verteilung der Nickelkonzentrationen prinzipiell der von Chrom entspricht. Allerdings treten im anthropogen vielschichtiger genutzten Vorland stärkere Schwankungen auf. Dort steigen i.d.R. die Nickelgehalte wieder an, ohne allerdings die Konzentrationen des oberen Einzugsgebietes zu erreichen.
- Kupfer im Gegensatz zu den bisher besprochenen Elementen insbesondere im Vorland deutlich ansteigt und dort auch seine extremsten Konzentrationen erreicht. Daneben liegen bei diesem Element zum ersten Mal zahlreiche Einzelwerte der Konzentrationskurve von 1988 über denen von 1987.
- die Gehalte von Zink, Cadmium und Blei - entsprechend dem Konzentrationsverlauf von Eisen - durch sehr starke Schwankungen in Fließrichtung charakterisiert werden. Insgesamt werden diese Elemente jedoch (insbesondere bei den Kurven von 1987 und 1988) durch ansteigende Konzentrationen im Vorland charakterisiert.
- sich die Verteilung von Quecksilber - neben den bereits genannten Peaks an Probenstelle 11 und einem lokalen Konzentrationsanstieg an Probenstelle 24 - durch deutlich niedrigere Werte im Vorland auszeichnet.

Faßt man diese Ergebnisse zusammen und diskutiert sie im Hinblick auf das Nutzungsmuster des Einzugsgebietes, so wird deutlich, daß bei den Sedimenten die Elemente Zn, Cd, Pb und Cu die einzugsgebietsspezifischen Nutzungsschwerpunkte widerspiegeln. Dies entspricht, bis auf Kupfer, den Ergebnissen der Schwermetallanalysen aus der fließenden Welle.

Bei der Betrachtung der Unterschiede in den Verteilungskurven der einzelnen Jahre fällt auf, daß die Konzentrationen der meisten Elemente im Ober- und Mittellauf der Torrente im Wasserhaushaltsjahr 1986/87 höher sind als im darauffolgenden Abflußhalbjahr. Im Unterlauf dagegen liegen fast generell die Werte von 1986/87 unter denen von 1987/88. Ob dies allerdings auf einen Durchtransport höher konzentrierter Sedimente schließen läßt, muß offen bleiben.

#### 6.1.4 Schwermetallgehalte der gewaschenen Pflanzenproben

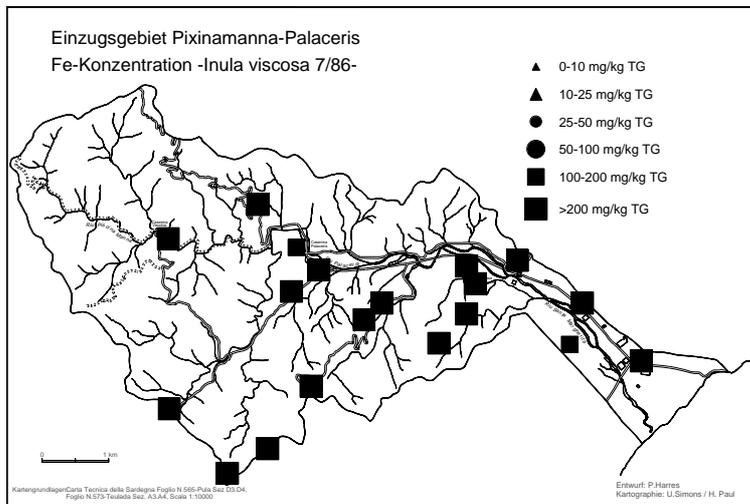
Nachdem Kap. 4.1.2.3 u.a. ausführlich zum Einfluß der Blattauflagen auf die Schwermetallgehalte der untersuchten Blattproben Stellung nimmt, sollen hier nur die Ergebnisse der Schwermetalluntersuchungen der gewaschenen Pflanzenproben dargestellt werden. Untersucht wurden an den in Kap. 4.1.1.3 dargestellten Entnahmepunkten zu drei verschiedenen Zeitpunkten (Juli 1986, November 1986 und März 1987) Blattproben von *Inula viscosa*, *Pistazia lentiscus*, *Arbutus unedo* und *Quercus ilex*.

Bei *Inula viscosa* (Synonym: *Dittrichia viscosa*) liegen die Schwermetallgehalte generell in sehr hohen Bereichen (Tab. 6.1.4/1, im Anhang), insbesondere wenn sie mit den Konzentrationen der anderen Pflanzenproben verglichen werden. So zeigt sich, daß die **Eisengehalte** zwischen 181 und 1093 mg/kg schwanken und nahezu im gesamten Einzugsgebiet (Abb. 6.1.4/1, nächste Seite) die höchste Spanne im dargestellten Werteraster erreichen.

Mit Ausnahme des Probenpunktes 62 liegen dabei sämtliche Extremwerte in der Nähe der Südostabdachung des Gebirgskörpers, was für dieses Element einen ursächlichen Zusammenhang mit Immissionen aus dem Vorland nahelegt.

Bereits an dieser Stelle soll auf eine Beobachtung aufmerksam gemacht werden, welche die extremen Schwermetallgehalte von *Inula viscosa* auch und insbesondere in den anderen Untersuchungsgebieten erklären könnte. Wie bereits im Kap. 4.1.1.3 aufgeführt wurde, scheidet diese Pflanze zur Regulierung ihres Wasserhaushaltes Blattharzkomponenten aus, was u.a. auch die Klebrigkeit ihrer Blätter bedingt. Diese Harzkomponenten wiederum sind ein hervorragendes Medium um Feinststäube festzuhalten. Dadurch lassen sich Blattauflagen auch kaum durch bloßes Abwaschen entfernen, so daß die Konzentrationsangaben diese weitgehend miteinfassen. Auch durch Niederschläge werden die Blätter nicht von dieser Auflage befreit. Erst beim Verdorren der Blätter im Hochsommer gelangen die mineralischen Feinpartikel auf die Böden der einzelnen *Inula*-Horste. Dort werden sie jedoch nicht durch Wind verblasen, sondern verbleiben bis zur Humifizierung der Biomasse oder in günstigsten Fällen bis zu deren Mineralisation am Standort. Dadurch erhöht sich im Laufe der Zeit an diesen Stellen der Feinbodenanteil. Dieser bedingt unter anderem ein günstigeres Wasserhaltevermögen, was möglicherweise zu Standortvorteilen für diese Pflanzen führt. Von daher bleibt zu vermuten, daß die Harz-

komponenten nicht ausschließlich ihre Funktion als Regulationsmechanismus gegen zu hohen Wasserverbrauch in der ariden Zeit haben, sondern *Inula viscosa* zusätzlich einen Selektionsvorteil verschaffen können.

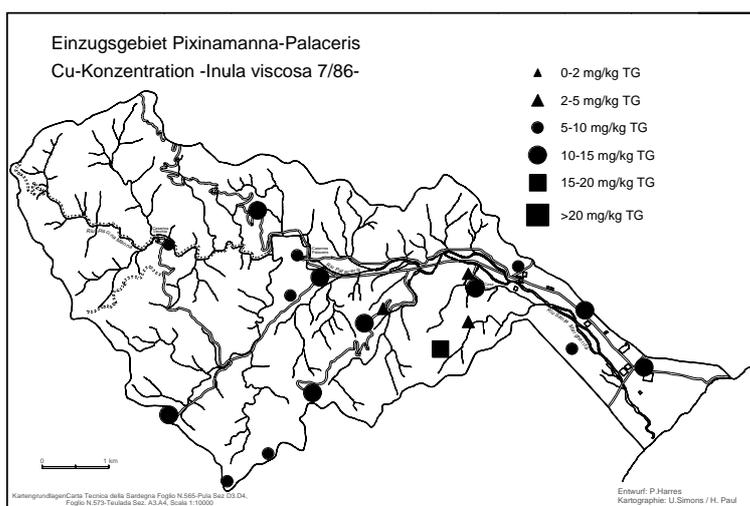


**Abb. 6.1.4/1:** Eisenkonzentrationen von *Inula viscosa* (07/86) im Einzugsgebiet des Pixinamanna

Letzteres kann durch kontaminierte Stäube allerdings auch zum Gegenteil führen. Da einige an Feinststäube sorbierte Elemente phytotoxische Eigenschaften haben können, muß die Pflanze entweder eine hohe Toleranz gegen diese Elemente besitzen oder über funktionsfähige Aufnahmesperren verfügen. Ein weiterer Grund, daß der Vorteil des verbesserten Wasserhaushaltes noch nicht in einen Standortnachteil durch Schadstoffanreicherung umgemünzt wurde, könnte darin liegen, daß - bezogen auf die Schwermetallgehalte in den sardischen Untersuchungsgebieten - der luftbürtige Schadstofftransport noch sehr jung ist.

Es wäre zu begrüßen, wenn diesem Fragekomplex von biologischer Seite nachgegangen werden könnte. Unabhängig davon muß jedoch festgestellt werden (siehe auch die Ausführungen zu *Inula viscosa* in den anderen Untersuchungsgebieten), daß diese Pflanze durch ihr Festhaltevermögen für Feinststäube hervorragend als Akkumulationsindikator zur Erfassung luftbürtiger Immissionen geeignet ist.

Dies erkennt man auch an den Konzentrationsverteilungen der anderen Elemente. Bei **Kupfer** (Abb. 6.1.4./2), welches zwischen 4,4 und 16,8 mg/kg bei einem Mittelwert von 9,7 mg/kg und einem relativen Variationskoeffizienten von ca. 9,1% (Tab. 6.1.4/2) schwankt, korrespondieren die *Inula*-Gehalte an den meisten Stellen mit den entsprechenden Gehalten der Böden im Umfeld des Pflanzenstandortes. Da die Bodenschwermetallgehalte lediglich im Umfeld der *Inula*-Horste erhöht sind, muß davon ausgegangen werden, daß dies auf die oben geschilderten Immissionseinflüsse zurückzuführen ist.



**Abb. 6.1.4/2:** Kupferkonzentrationen von *Inula viscosa* (07/86) im Einzugsgebiet des Pixinamanna

Tab. 6.1.4/2: Statistische Kenngrößen der Pflanzenschwermetallgehalte in Pixnamanna

Pixnamanna										
Pflanze/Zeit		Schwermetallgehalte in mg/kg TG								
		Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb	
Arbutus 07/86 n = 43	Minimum	nicht gemessen	16	nicht gemessen	2,0	3	nn	nn	nn	
	Maximum		137		5,4	59	0,75	0,045		
	<b>Mittelwert</b>		<b>44</b>		<b>3,5</b>	<b>25</b>	<b>0,13</b>	<b>0,017</b>		
	Std.abw.		19		0,8	10	0,18	0,010		
	rel Var.koef. in %		6,7		3,5	5,8	20,5	8,6		
Arbutus 11/86 n = 44	Minimum	nicht gemessen	25	nicht gemessen	2,1	15	nn	nn	nn	
	Maximum		62		6,1	270	1,18	0,035		
	<b>Mittelwert</b>		<b>39</b>		<b>3,5</b>	<b>32</b>	<b>0,15</b>	<b>0,014</b>		
	Std.abw.		8		0,6	38	0,19	0,008		
	rel Var.koef. in %		3,3		2,7	17,9	18,9	8,9		
Arbutus 03/87 n = 56	Minimum	nicht gemessen	25	nicht gemessen	2,1	13	nn	nn	nn	
	Maximum		67		4,2	215	0,50	0,075		
	<b>Mittelwert</b>		<b>42</b>		<b>3,0</b>	<b>37</b>	<b>0,12</b>	<b>0,031</b>		
	Std.abw.		10		0,5	30	0,14	0,017		
	rel Var.koef. in %		3,2		2,4	11,1	16,5	7,5		
Inula 07/86 n = 19	Minimum	nicht gemessen	181	nicht gemessen	4,4	26	nn	nn	nn	
	Maximum		1.093		16,8	238	4,00	0,053		26,8
	<b>Mittelwert</b>		<b>591</b>		<b>9,7</b>	<b>63</b>	<b>0,78</b>	<b>0,033</b>		<b>3,1</b>
	Std.abw.		267		3,6	47	1,05	0,010		5,9
	rel Var.koef. in %		10,95		9,09	18,07	32,55	7,42		46,10
Pistazia 07/86 n = 39	Minimum	nicht gemessen	15	nicht gemessen	1,6	4	nn	nn	nn	
	Maximum		133		8,5	25		0,063		1,8
	<b>Mittelwert</b>		<b>48</b>		<b>4,0</b>	<b>10</b>		<b>0,029</b>		<b>0,2</b>
	Std.abw.		25		1,4	4		0,018		0,4
	rel Var.koef. in %		8,3		5,5	6,8		10,1		37,0
Pistazia 11/86 n = 39	Minimum	nicht gemessen	21	nicht gemessen	0,5	6	nn	0,015	nn	
	Maximum		83		9,2	42		0,070		8,0
	<b>Mittelwert</b>		<b>35</b>		<b>4,0</b>	<b>12</b>		<b>0,037</b>		<b>0,2</b>
	Std.abw.		13		2,0	6		0,013		1,3
	rel Var.koef. in %		5,9		8,1	8,1		5,8		92,8
Pistazia 03/87 n = 51	Minimum	nicht gemessen	18	nicht gemessen	0,9	6	nn	0,025	nn	
	Maximum		70		15,3	26		0,065		0,5
	<b>Mittelwert</b>		<b>34</b>		<b>4,2</b>	<b>12</b>		<b>0,043</b>		<b>0,03</b>
	Std.abw.		11		2,5	5		0,012		0,12
	rel Var.koef. in %		4,7		8,5	6,3		3,9		51,7
Quercus 07/86 n = 31	Minimum	nicht gemessen	46	nicht gemessen	3,8	10	nn	0,010	nn	
	Maximum		360		8,4	40		0,080		7,3
	<b>Mittelwert</b>		<b>144</b>		<b>5,0</b>	<b>22</b>		<b>0,039</b>		<b>1,8</b>
	Std.abw.		89		1,2	6		0,019		2,0
	rel Var.koef. in %		11,3		4,2	5,4		8,8		20,7
Quercus 11/86 n = 31	Minimum	nicht gemessen	48	nicht gemessen	3,0	11	nn	nn	nn	
	Maximum		213		6,3	36		0,054		3,8
	<b>Mittelwert</b>		<b>109</b>		<b>4,1</b>	<b>19</b>		<b>0,028</b>		<b>0,9</b>
	Std.abw.		39		0,7	5		0,015		0,9
	rel Var.koef. in %		6,6		3,2	4,7		9,9		17,9
Quercus 03/87 n = 38	Minimum	nicht gemessen	53	nicht gemessen	2,5	8	nn	0,010	nn	
	Maximum		264		4,7	35		0,090		7,3
	<b>Mittelwert</b>		<b>128</b>		<b>3,7</b>	<b>16</b>		<b>0,040</b>		<b>1,8</b>
	Std.abw.		46		0,6	6		0,015		1,6
	rel Var.koef. in %		6,6		2,8	6,5		6,8		16,0

Die **Zink-** (Abb. 6.1.4/3) und **Cadmiumkonzentrationen** zeigen - mit Ausnahme von zwei Probenstellen im agrarisch genutzten Vorland - eine Konzentrationszunahme mit der Höhe des Einzugsgebietes. Sie spiegeln damit den niederschlagsstrukturbedingten Anstieg der Depositionsraten zur Wasserscheide hin wieder und stimmen mit dem Verteilungsmuster überein, welches bei den Bodencadmiumwerten diskutiert wurde (Kap. 6.1.1.1).

Die Cadmiumgehalte erreichen dabei an einzelnen Meßpunkten Größenordnungen, die von KAHLE, H. et al. (1989) für die Buche als stark toxisch eingestuft werden, da bereits bei 0,3 ppm Cd in der Blattockenmasse die Blattflächen signifikant verringert sind.

Auch die **Quecksilbergehalte** besitzen ein vergleichbares Verteilungsmuster. Bei **Blei** (Abb. 6.1.4/4) fällt auf, daß das Forsthaus - wie bereits bei den Böden erwähnt - als lokale Kontaminationsquelle dient. Hier wurde ein Extremwert gemessen, der um eine Zehnerpotenz über den von ABOULROOS, S.A. et al. (1989) veröffentlichten Gehalten in Blättern von Nutzpflanzen (Luzerne, Mais, Orange) liegt, die auf einem Standort wuchsen, der 28 Jahre lang einer Abwasserverregnung unterworfen war. Auch dies belegt die sehr hohe Adsorptionsfähigkeit von *Inula viscosa* im Hinblick auf luftbürtige Schadstoffe.

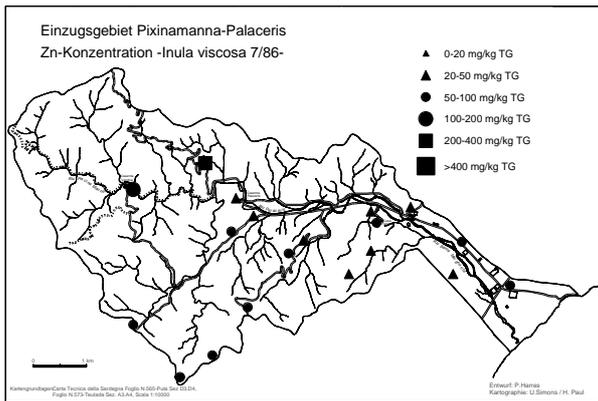


Abb. 6.1.4/3: Zinkkonzentrationen von *Inula viscosa* (07/86) im Einzugsgebiet des Pixinamanna

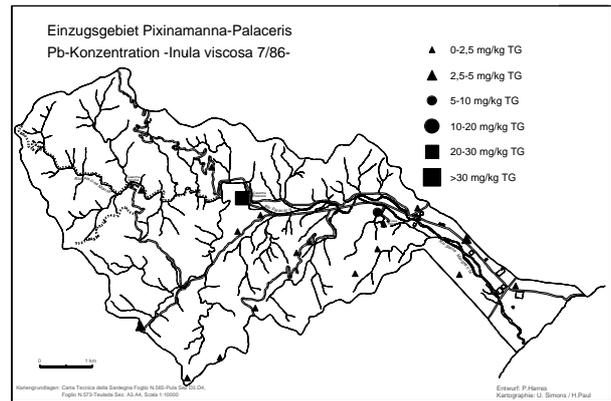


Abb. 6.1.4/4: Bleikonzentrationen von *Inula viscosa* (07/86) im Einzugsgebiet des Pixinamanna

Die Schwermetallgehalte von *Pistazia lentiscus* (Tab. 6.1.4./3, im Anhang) schwankten im Juli 1986 bei Eisen zwischen 15 und 133 mg/kg bei einem Mittelwert von 48 mg/kg (Tab. 6.1.4/2), bei Kupfer zwischen 1,6 und 8,5 mg/kg (Mittel 4,0), bei Zink zwischen 4 und 25 mg/kg (Mittel 10), bei Quecksilber zwischen nn und 0,063 mg/kg (Mittel 0,029) und bei Blei zwischen nn und 1,75 mg/kg (Mittel 0,19)<sup>42</sup>. Diese Werte sind insgesamt niedrig<sup>43</sup>. Sie lassen sich bei einer ersten räumlichen Betrachtung nur schwer mit den entsprechenden Elementgehalten der Böden in Zusammenhang bringen (detaillierte Korrelationsuntersuchungen dazu sind im Kap. 7.2.1.2 aufgeführt). Auffällig ist allerdings, daß sich bei manchen Elementen höhere Gehalte an Probenstellen im agrarisch genutzten Vorland finden, was auf anthropogene Quellen schließen läßt. Auch innerhalb der Forstschutzregion finden sich vor allen im Umfeld des Forsthauses und an einigen höher gelegenen Standorten einzelne Schwermetallmaxima.

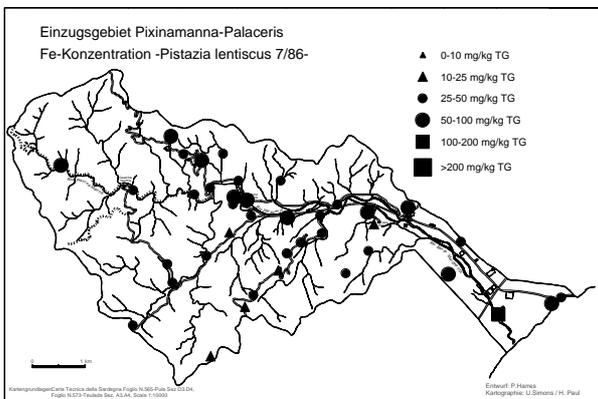


Abb. 6.1.4/5: Eisenkonzentrationen von *Pistazia lentiscus* (07/86) im Einzugsgebiet des Pixinamanna

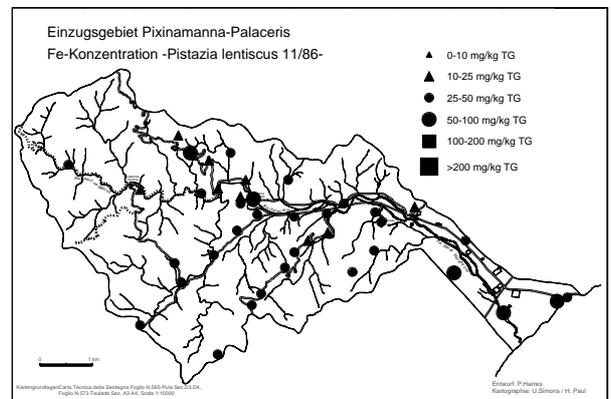


Abb. 6.1.4/6: Eisenkonzentrationen von *Pistazia lentiscus* (11/86) im Einzugsgebiet des Pixinamanna

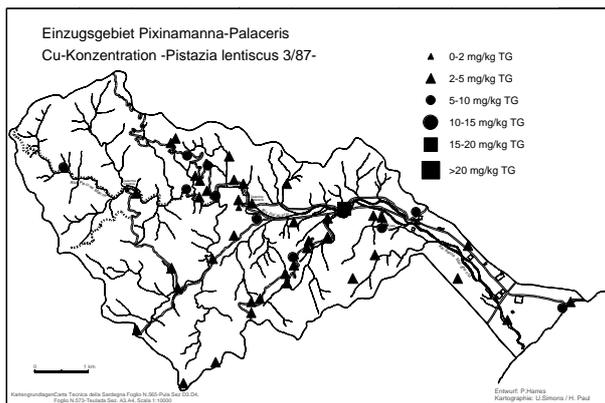
Dies zeigt sich besonders deutlich an dem Verteilungsmuster der **Eisenkonzentrationen** (Abb. 6.1.4/5), welches prinzipiell auch zu den anderen Probenahmezeiträumen eine ähnliche Strukturierung aufweist (Abb. 6.1.4/6). Allerdings differieren dabei die zu verschiedenen Jahreszeiten am gleichen Standort gemessenen Elementkonzentrationen z.T. beträchtlich. Dies entspricht den im Kapitel 4.1.2.3 aufgeführten Sachverhalten bei der Diskussion von Parallelproben mehrerer gleicher Pflanzen eines Standortes und macht deutlich, daß je nach dem Probenahmezeitraum - neben möglichen Immissionsunterschieden - der klimatische Rahmen und pflanzeninterne Prozesse die Elementkonzentrationen der Blätter beeinflussen. Daher belegen die deutlich höheren Eisenwerte vom Juli

<sup>42</sup> Die Cadmiumkonzentrationen lagen in allen Fällen (auch in den anderen Untersuchungsabschnitten) unterhalb der Nachweisgrenze.

<sup>43</sup> In den meisten Fällen sind sie sogar niedriger als die entsprechenden Gehalte von Nahrungspflanzen in unbelasteten Darmstädter Kleingartenanlagen (HARRES, H.P. et al., 1989).

1987 (Mittelwert 48 mg/kg TG) gegenüber denen vom November 1986 (Mittelwert 35 mg/kg TG) und vom März 1987 (Mittelwert 34 mg/kg TG) nicht unbedingt höhere Immissionsraten, obwohl sich diese leicht erklären ließen (stärkere und permanente Windbewegungen im Sommer u.a. durch die Küsten-  
nähe).

Während die Eisengehalte von *Pistazia lentiscus*, die um den Faktor 10 - 15 niedriger liegen als die von *Inula viscosa*, im Sommer ihre Maxima aufweisen, zeigen die **Kupfergehalte** dieser Pflanzen ein völlig anderes Bild. Wie sich auch aus Tabelle 6.1.4/2 entnehmen läßt, liegen bei diesem Element die Mittel- und (bis auf die Probenstelle 16 vom März 1987) Einzelwerte (Tab. 6.1.4/3, im Anhang) aller Meßzeiträume annähernd gleich. Daher lassen die Kupfergehalte auch keine räumliche Differenzierung erkennen (Abb. 6.1.4/7). Sie können - siehe auch Kap. 4.1.2.3 - als „Basiswerte“ zur Beurteilung immissionsbelasteter Standorte herangezogen werden.



**Abb. 6.1.4/7:** Kupferkonzentrationen von *Pistazia lentiscus* (03/87) im Einzugsgebiet des Pixinamanna

Die gleiche Aussage gilt für **Zink**, welches ein Konzentrationsmuster aufweist, das zwischen 4 und 25 mg/kg TG (Mittel 10) im Juli 1986, 6 und 42 mg/kg TG (Mittel 12) im November 1986 sowie 6 und 26 mg/kg TG (Mittel 12) im März 1987 ebenfalls annähernd konstante Werte besitzt. Im Gegensatz dazu erkennt man bei der Betrachtung der **Quecksilberwerte**, die im gleichen Konzentrationsbereich wie bei *Inula viscosa* liegen, daß diese zwar an den einzelnen Meßpunkten über den erfaßten Zeitraum hinweg sehr variable Einzelwerte besitzen, im Mittel jedoch von 0,029 mg/kg TG (07/1986) über 0,037 mg/kg TG (11/1986) auf 0,043 mg/kg TG (03/1987) kontinuierlich ansteigen. Eine einleuchtende Erklärung für diesen Sachverhalt gibt es - trotz des klaren Herausschälens einiger Bereiche mit höheren

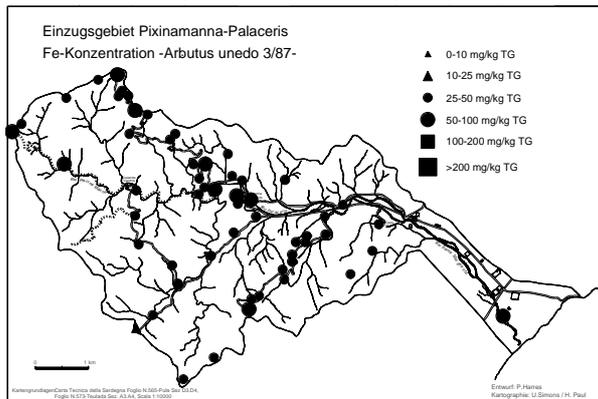
Quecksilbergehalten (Küste, Umfeld des Forsthauses, höhere Bergregion) - nicht, zumal alle anderen Elemente ein davon abweichendes Verhalten aufweisen. Eine Interpretation der **Bleigehalte** erscheint sowohl im Hinblick auf ihre räumliche Verteilung als auch auf ihre zeitliche Entwicklung wenig sinnvoll, da in den meisten Fällen Blei nicht nachweisbar war und die wenigen Probenstellen mit erfaßbaren Bleigehalten unregelmäßig über das gesamte Arbeitsgebiet verteilt sind.

Die **Eisengehalte** von *Arbutus unedo* (Tab. 6.1.4/4, im Anhang) haben ein ähnliches Verteilungsbild und eine vergleichbare zeitliche Entwicklung wie bei *Pistazia lentiscus*. So liegen sie einerseits in der gleichen Wertespanne (16 bis 137 mg/kg TG bei einem Mittel von 44 mg/kg TG im März 1986, 25 bis 62 mg/kg TG bei einem Mittel von 39 im November 1986 und 25 bis 67 mg/kg TG bei einem Mittel von 42 mg/kg TG im März 1987) wie der Mastixstrauch und haben andererseits mit wenigen Ausnahmen auch die gleichen Stellen höherer Gehalte (Forsthaus, oberste Einzugsgebietsteile), wie Abbildung 6.1.4/8 (nächste Seite) zeigt.

Auch die Varianz in den Elementkonzentrationen am gleichen Standort zu verschiedenen Jahreszeiten entspricht den bei *Pistazia lentiscus* getroffenen Ausführungen.

Die **Kupferkonzentrationen** sind zu allen Zeitpunkten niedriger als bei *Pistazia lentiscus*. Sie lassen darüber hinaus kaum eine Veränderung in den Gesamtgehalten zwischen Juli 1986 und März 1987 und - analog den Kupfergehalten von *Pistazia lentiscus* - auch keine räumliche Differenzierung erkennen. Daher kann man davon ausgehen, daß sie ebenfalls als Maßstab für die „natürlichen“ Gehalte dieses Elementes bei *Arbutus unedo* in unbelasteten Gebieten herangezogen werden können. Ähnliches gilt auch für **Zink**, das jedoch im Gegensatz zu *Pistazia lentiscus* zu allen Zeiträumen doppelt bis dreifach so hohe Gehalte aufweist. Im Untersuchungszeitraum erhöhen sich die Zinkgehalte im Mittel von 25 mg/kg TG im März 1986 über 32 mg/kg TG im November 1986 auf 37 mg/kg TG im März 1987 (Tab. 6.1.4/2). Auffällig ist außerdem, daß die Konzentrationsspanne dieses Elementes an den einzelnen Standorten bei *Arbutus unedo* wesentlich größer als bei *Pistazia lentiscus* ist. Dies spiegelt sich in

den Variationskoeffizienten wider (Tab. 6.1.4/2) und läßt auf die Bedeutung physiologischer Vorgänge schließen, da kaum kleinräumige Immissionsunterschiede auftreten. Inwieweit die Differenzierungen in den Zinkgesamtgehalten der Böden mit den entsprechenden Gehalten in den einzelnen Pflanzen korrelieren, wird im Kapitel 7.2.1.2 angesprochen.



**Abb. 6.1.4/8:** Eisenkonzentrationen von *Arbutus unedo* (03/87) im Einzugsgebiet des Pixinamanna

Während bei *Pistazia lentiscus* in keinem Falle **Cadmium** nachweisbar war, gibt es bei *Arbutus unedo* nur relativ wenige Probenstellen mit Cadmiumgehalten unterhalb der Nachweisgrenze. Zwar variieren Einzelwerte eines Standortes zu verschiedenen Zeiträumen ebenfalls deutlich, jedoch liegen alle Mittelwerte sämtlicher Untersuchungspunkte während der drei Meßphasen in der gleichen Größenordnung (zwischen 0,12 und 0,15 mg/kg TG). Bei einer räumlichen Betrachtung der Konzentrationswerte wird deutlich, daß höhere Gehalte wiederum im Bereich der Südostabdachung des Berglandes und der oberen

Einzugsgebietsteile auftreten, was in diesem Falle zumindest ein Anhaltspunkt für Immissionsaspekte darstellt. Eine Cadmiumanreicherung im Umfeld des Forsthauses existiert nicht.

Die **Quecksilbergehalte** sind im Sommer und Herbst nur halb so hoch wie im Frühjahr. Insgesamt liegen sie deutlich niedriger als bei *Pistazia lentiscus* und *Inula viscosa*. Das Verbreitungsbild einzelner Konzentrationsbereiche ist unspekulativ.

**Blei** war an keinem der Standorte nachweisbar.

Ein für einzelne Elemente stark modifiziertes Bild liefert **Quercus ilex**. Diese Modifikationen ergeben sich vorrangig durch die Größenordnung von Schwermetallgehalten, weniger durch deren räumliche Verteilung oder zeitliche Veränderung. So zeigt sich beim **Eisen** (Tab. 6.1.4/5, im Anhang), daß dessen Konzentrationen zu allen Zeitpunkten zwei- bis dreimal so hoch liegen wie beim Mastixstrauch (*Pistazia lentiscus*) und beim Erdbeerbaum (*Arbutus unedo*). Da die Probenstellen aller drei Pflanzen in sehr vielen Fällen identisch sind und die unterschiedliche Entnahmehöhe der Blätter in der Forstschutzzone keine Rolle spielt (s. Kap. 4.1.2.3), hängt dies weniger von der besseren Adsorptionsfähigkeit durch den Haarfilz der Blätter als vielmehr von generell höheren Aufnahmeleistungen durch die Pflanze ab.

Dennoch läßt das räumliche Verteilungsbild der Eisenkonzentrationen erkennen, daß zusätzlich zu diesem Gesichtspunkt ein unterschiedlicher Immissionseintrag postuliert werden muß, da generell die höchsten Konzentrationsbereiche im Sommer in den gleichen Zonen wie bei den anderen Pflanzen (Südostabdachung, oberste Einzugsgebietsabschnitte) liegen, während im Herbst und im Frühjahr gleichmäßigere Verteilungen existieren, wie aus Abb. 6.1.4/9 zu erkennen ist.

Gegenüber den jahreszeitlich unterschiedlichen Verteilungsmustern verändern sich die Konzentrationsmittelwerte in den drei Untersuchungszeiträumen trotz z.T. stark differierender Einzelwerte an verschiedenen Stellen kaum (Tab. 6.1.4/2).

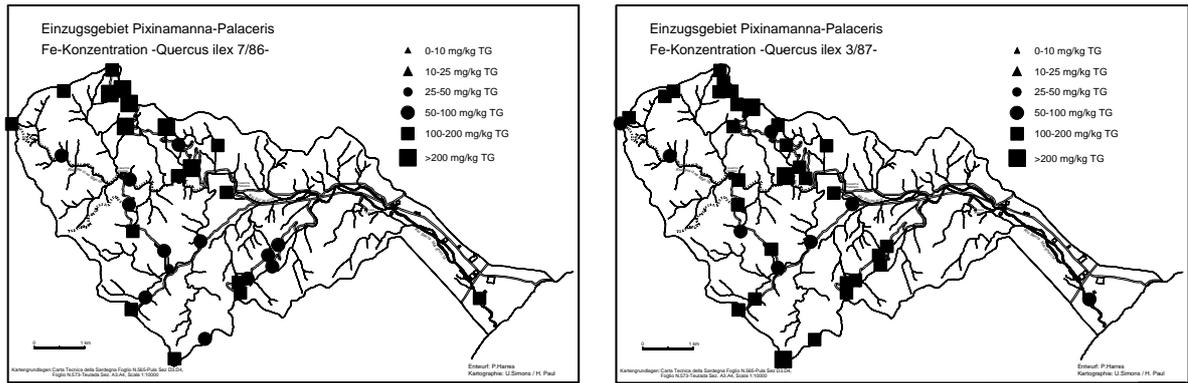


Abb. 6.1.4/9: Eisenkonzentrationen von *Quercus ilex* (07/86 und 03/87) im Einzugsgebiet des Pixnamanna

Im Gegensatz zu *Pistazia lentiscus* und *Arbutus unedo* hat *Quercus ilex* auch bei den **Kupferkonzentrationen** das gleiche räumliche Verteilungsbild (Abb. 6.1.4/10). Die Wertespanssen dieses Elementes liegen, wie auch die Mittelwerte, in der gleichen Größenordnung wie bei *Pistazia lentiscus*. Demgegenüber liegen die **Zinkgehalte** im Mittel 50 bis 100% höher als bei *Pistazia lentiscus*. Allerdings finden sich dabei - anders als bei den bisher besprochenen Elementen - die Zinkminima in den Zonen der Maximalwerte der restlichen Schwermetalle (Abb. 6.1.4/10).

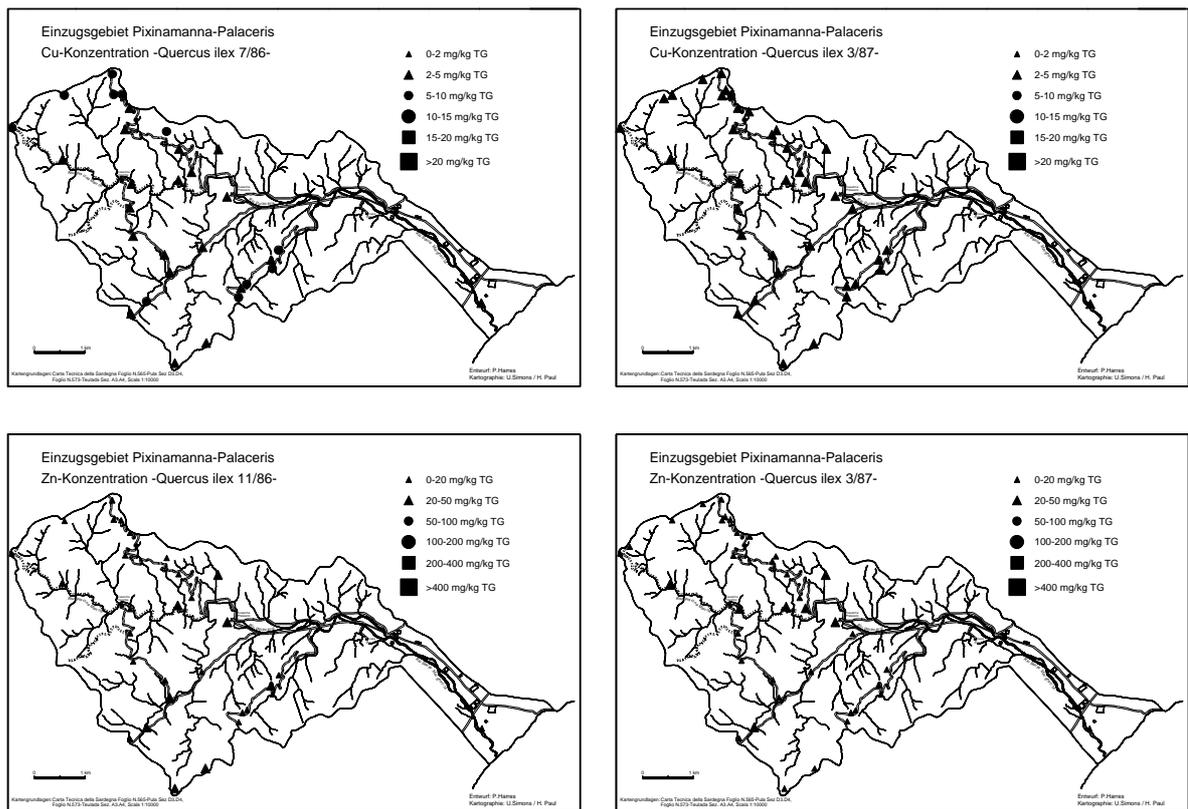


Abb. 6.1.4/10: Kupfer- (07/86 und 03/87) und Zinkkonzentrationen (11/86 und 03/87) von *Quercus ilex* im Einzugsgebiet des Pixnamanna

*Quercus ilex* und *Pistazia lentiscus* gleichen sich auch sehr stark im Hinblick auf die **Cadmium-** und **Quecksilberwerte**. So liegt bei beiden einerseits Cadmium generell unter der Nachweisgrenze, während sich andererseits das Konzentrations- und Verteilungsmuster bei Quecksilber weitgehend entsprechen. Die **Bleigehalte** liegen allerdings bei *Quercus ilex* bei ähnlichen Verteilungsmustern deutlich höher als bei *Pistazia lentiscus*.

Zusammenfassend läßt sich - ergänzend zu den Ausführungen im Kapitel 4.1.2.3 - feststellen, daß:

- *Inula viscosa* mit Ausnahme von Quecksilber an allen Standorten die höchsten Elementgehalte aller untersuchten Pflanzen aufweist. Teilweise liegen die Konzentrationen in Größenbereichen (z.B. Cadmium), die bei anderen Pflanzen als stark toxisch eingestuft werden und die zu Pflanzenschädigungen führen.
- sich die extremen Schwermetallgehalte bei *Inula viscosa* mit den Ausscheidungen von Harzkomponenten durch die Pflanze in Zusammenhang bringen lassen. An diesen Harzkomponenten haften vor allem Feinststäube, die nach Verdorren und Humifizieren der Blätter den Feinbodenanteil an den einzelnen *Inula*-Horsten erhöhen und ein günstigeres Wasserhaltevermögen und somit möglicherweise Standortvorteile bedingen. Daß kontaminierte Stäube bisher nicht zu sichtbaren Pflanzenschäden geführt haben, wird entweder mit dem jungen Alter der Schadstoffimmissionen oder mit einer hohen Toleranz gegen einzelne Schwermetalle bzw. mit wirksamen Aufnahmesperren erklärt.
- sich aus der räumlichen Verteilung der Schwermetallgehalte einzelne stärker belastete Gebiete herauschälen, die sich auch bei anderen Pflanzen als solche zu erkennen geben. Dies sind vor allem die Südostabdachung des Gebirgskörpers und die obersten Einzugsgebietsteile. Daneben belegen die erhöhten Konzentrationen zahlreicher Elemente im Umfeld des Forsthauses, daß dieses mitsamt seinen Einrichtungen als lokale Kontaminationsquelle gelten muß.
- die höheren Elementanteile in den obersten Einzugsgebietsteilen einen bereits bei den Cadmiumgehalten der Böden postulierten, niederschlagsstrukturbedingten Anstieg der Depositionsraten in Richtung Wasserscheide nahelegen.
- die Kupfer- und Zinkgehalte von *Pistazia lentiscus* und *Arbutus unedo* als „Basiswerte“ zur Beurteilung immissionsbelasteter Standorte herangezogen werden können, da diese zu allen Meßzeitpunkten im gleichen Level liegen.
- die jahreszeitliche Veränderungen der Eisenkonzentrationen in den Blättern von *Pistazia lentiscus* innerhalb eines Standortes nicht ausschließlich durch Immissionsunterschiede erklärt werden können. Hier spielen insbesondere (siehe auch Kap. 4.1.2.3) klimagesteuerte pflanzeninterne Prozesse eine wichtige Rolle, da diese die Aufnahmeraten beeinflussen.
- die Quecksilbergehalte von *Pistazia lentiscus* in der gleichen Größenordnung liegen wie bei *Inula viscosa*. Allerdings steigen bei *Pistazia lentiscus* die Quecksilberkonzentrationen im Laufe der Meßphase - im Gegensatz zu allen anderen Elementen - kontinuierlich an.
- die Konzentrationen und das Verteilungsmuster von Eisen bei *Arbutus unedo* denen (dem) von *Pistazia lentiscus* entsprechen.
- die Größenordnung der Elementgehalte an den einzelnen Standorten bei den verschiedenen Pflanzen unterschiedlich ist, was wiederum auf die Bedeutung der jeweiligen physiologischen Bedingungen hinweist.
- bei *Quercus ilex* einzelne Elementkonzentrationen deutlich höher liegen als bei den anderen Macchienpflanzen. Dies deutet u.a. auf höhere Aufnahmeraten durch die Pflanze hin, da die Probenstellen der verschiedenen Pflanzen meist identisch sind und die unterschiedliche Entnahmehöhe der Blätter in der Forstschutzzone kaum eine Rolle spielt (s. Kap. 4.1.2.3).
- im Sommer Immissionseinträge dennoch eine wichtige Rolle spielen. Darauf weisen die höheren Elementgehalte im Bereich der Südostabdachung und der obersten Einzugsgebietsabschnitte hin. Im Herbst und im Frühjahr hingegen existieren gleichmäßigere Verteilungen. Dieser Sachverhalt läßt vermuten, daß nicht nur ein niederschlagsstrukturbedingter Immissionsanstieg zur Wasserscheide hin existiert, sondern zusätzlich in der obersten Einzugsgebietsregion auch im Sommer höhere Raten trockener Depositionen auftreten.
- die Zinkgehalte von *Quercus ilex* im Gegensatz zu den anderen Elementen ihre Minima in den Zonen besitzen, wo bei den übrigen Schwermetallen die Maxima sind. Dies läßt sich nicht mit den entsprechenden Konzentrationen der Böden in Zusammenhang bringen, sondern scheint von den spezifischen Aufnahmebesonderheiten dieser Pflanze abzuhängen.

### 6.1.5 Immissionsproben

Immissionsmessungen wurden an den in Kapitel 4.1.1.4 beschriebenen Stellen durchgeführt. Die Proben wurden, entsprechend den Ausführungen der Kapitel 4.2.4 und 4.3.4, bearbeitet. Die Analysenwerte wurden in  $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{d}$  umgerechnet. Die Ergebnisse sind in den Tabellen 6.1.5/1 und 6.1.5/2 dargestellt.

**Tab. 6.1.5/1:** Kurzfristige niederschlagsbezogene Immissionsmessungen im Einzugsgebiet Pixinamanna

Pixinamanna: Niederschlagsmessungen										
Zeitraum	Standort (Boden)	Niederschläge am (Niederschlagsmenge in mm)	Schwermetallgehalte in µg/m <sup>2</sup> d							
			Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb
28.-31.03.81	42	30.03. (0,8); 31.03. (2,8)	1,5	1.753	6,3	90,1	151	2,80	0,020	18,8
25.-30.11.82	20	26.11. (3,2); 27.11. (2,6); 28.11. (7,0); 29.11. (0,2)	1,9	1.050	0,3	0,8	20	0,24	0,006	13,9
13.-17.07.83	20	16.07. (30,0)	2,8	960	1,0	2,7	20	0,24	0,008	14,5
28.-31.03.87	20	30.03. (4,6); 31.03. (1,8)	2,2	820	nn	1,0	17	0,19	nn	7,3
15.+16.03.88	20	16.03. (4,0)	1,8	1.450	nn	0,9	18	nn	nn	8,1
18.-24.03.89	20	19.03. (0,4); 20.03. (4,6); 21.03. (0,8); 22.03. (1,2)	3,6	1.120	2,7	7,2	28	0,32	0,026	26,9
01.-05.04.90	20	02.04. (31,8); 03.04. (8,6); 04.04. (16,4)	1,5	960	nn	3,0	19	0,25	0,020	11,5

Wie sich aus Tabelle 6.1.5/1 entnehmen läßt, variieren die zwischen 1981 und 1990<sup>44</sup> erfaßten niederschlagsbezogenen Immissionswerte bei den einzelnen Schwermetallen nur in relativ engen Konzentrationsbereichen. Dies gilt vor allem dann, wenn man die Gehalte an der Bodenprobenstelle 42 ignoriert, da diese markant den Einfluß der Forstwerkstätten widerspiegeln und somit keine Anhaltspunkte für anthropogen weitgehend unbelastete Standorte zulassen.

Aus den Messungen in einem geschlossenen Macchienbereich (Bodenprobenstelle 20) wird deutlich, daß bei den kurzzeitigen Ermittlungen die Schwermetallkonzentrationen der luftbürtigen Einträge unabhängig vom Entnahmezeitpunkt zu sein scheinen, da die Sommer- und Herbstwerte innerhalb der Konzentrationsspanne liegen, die im Frühjahr gemessen wurde. Darüber hinaus läßt sich erkennen, daß sich diese auch während der einzelnen Jahre nicht wesentlich geändert haben.

Insgesamt zeigen die an der Probenstelle 20 gemessenen Konzentrationen von Cr mit 1,5 - 3,6 µg/m<sup>2</sup>d, von Fe mit 820 - 1450 µg/m<sup>2</sup>d, von Ni mit nn - 2,7 µg/m<sup>2</sup>d, von Cu mit 0,8 - 7,2 µg/m<sup>2</sup>d, von Zn mit 17 - 28 µg/m<sup>2</sup>d, von Cd mit nn - 0,32 µg/m<sup>2</sup>d, von Hg mit nn - 0,026 µg/m<sup>2</sup>d und von Pb mit 7,3 - 26,9 µg/m<sup>2</sup>d, daß diese meist deutlich unter denen von abgelegenen und ländlichen Gebieten in Mitgliedstaaten der EG liegen (Tab. 7.2.2/1). Sie lassen darüber hinaus erkennen, daß - zumindest für diesen Teil des Einzugsgebietes - der Schwermetalleintrag über den Luftpfad sehr gering ist.

Der bei der Diskussion von Boden- und Pflanzengehalten aufgeführte niederschlagsstrukturbedingte Anstieg einzelner Elementkonzentrationen mit den Höhenstufen im Einzugsgebiet findet sich im erfaßten Höhenprofil der drei Stationen (Bodenprobenstellen 20, 60 und 75)<sup>45</sup> wieder (Tab. 6.1.5/2). Dies gilt bis auf den März 1988 für alle anderen Zeiträume und innerhalb dieser für die meisten Metalle.

**Tab. 6.1.5/2:** Immissionsmessungen im Einzugsgebiet Pixinamanna

Pixinamanna: Immissionsmessungen									
Zeitraum	Standort (Boden)	Schwermetallgehalte in µg/m <sup>2</sup> d							
		Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb
25.06.-7.07.86	75	6,8	1.310	nn	3,2	26	0,04	0,030	20,2
25.06.-7.07.86	60	4,3	1.170	nn	2,2	83	0,07	0,009	14,7
25.06.-7.07.86	20	2,5	960	nn	1,0	17	nn	nn	17,0
19.-28.11.86	75	4,2	1.050	0,3	1,2	19	nn	nn	12,1
19.-28.11.86	60	4,2	780	nn	4,3	17	nn	nn	6,1
19.-28.11.86	20	1,9	840	nn	1,1	21	nn	nn	5,7
20.-31.03.87	75	14,5	3.370	10,0	23,2	212	0,96	0,026	52,2
20.-31.03.87	60	4,6	1.050	1,0	20,5	143	0,37	0,008	38,6
20.-31.03.87	20	4,2	990	0,3	1,5	20	0,29	nn	9,8
10.-21.03.88	75	4,6	1.780	0,8	1,0	76	0,27	0,017	8,7
10.-21.03.88	60	5,1	2.150	0,9	1,3	94	0,19	0,027	10,6
10.-21.03.88	20	2,1	1.930	nn	0,9	21	nn	nn	8,8

Während zwischen dem 10. und 21.03. 1988 (außer Cd) alle Elemente die höchsten Konzentrationen an der Bodenprobenstelle 60 aufwiesen, lagen zu den anderen Zeitpunkten meist die Maxima in der

<sup>44</sup> Die Niederschlagsverteilung für 1990 ist in der Abbildung 6.1.5/1 (im Anhang) dargestellt.

<sup>45</sup> Die Lage dieser Stationen ist in Abbildung 4.1.1.4/1 (im Anhang) dargestellt. Es handelt sich dabei in allen Fällen um Standorte in einem geschlossenen Macchienverband auf südwestexponierten Hängen.

Nähe der Wasserscheide. Lediglich Cu (11/86 Maximum an Probenstelle 60), Zn (7/86 Maximum an Probenstelle 60 und 11/1986 an Probenstelle 20) und Cd (07/1986 Maximum an Probenstelle 60) wichen davon ab. Wie Niederschlagsstrukturuntersuchungen im Rahmen des bereits mehrfach erwähnten DFG-Projektes ergaben, finden sich vor allem bei Südostwinden wegen des Luftmassenstaus die höchsten Regensummen am Gebirgsanstieg, also in der Zone der maximalen Elementkonzentrationen vom März 1988. Dies gilt vor allem bei Niederschlägen geringerer Intensität und würde erklären, warum zum einen der Wasserscheidenbereich (Westwinde, Starkregen), zum anderen die mittlere Gebirgsstufe über höhere Elementeinträge verfügen. Diese somit insgesamt eindeutigen Tendenzen belegen nachdrucksvoll den an Niederschlagsstrukturen gebundenen Eintrag für diese Meßphasen.

Auch bei den Immissionsmessungen entlang des Höhenprofils bewegten sich bis auf den März 1987 die einzelnen Elementgehalte weitgehend in einer engen Wertespanne. Zwischen dem 20. und 31.03.1987 jedoch erfuhren vor allem die obersten und mittleren Einzugsgebietsabschnitte einen Stoffeintrag, der um ein Vielfaches über dem der sonstigen Zeiträume lag. Inwieweit sich dies mit Einträgen aus dem Bergbaugebiet in Zusammenhang bringen läßt, muß offen bleiben. Allerdings war das Niederschlagsaufkommen während dieser Zeit gering (Abb. 6.1.2/15, im Anhang), und es dominierten Nordwestwinde, so daß durchaus ein Zusammenhang hergeleitet werden könnte. Ein solcher würde helfen, die abweichenden Schwermetallgehalte in der „Schuttdeckenregion“ zu erklären.

### 6.1.6 Zusammenfassung

Ergänzend zu den Ausführungen bei den Zwischenzusammenfassungen am Ende der meisten Unterkapitel sollen hier noch einmal einige Grundtendenzen hervorgehoben werden.

Insgesamt zeigen die Schwermetallkonzentrationen der „Umweltmedien“ Boden, Wasser, Sediment, Pflanzen und Luft, daß der Elementhaushalt im Forstschutzgebiet von Pixnamanna in großen Teilen nur eine geringe aktuelle anthropogene Beeinflussung aufweist. Dies gilt nicht für die agrarisch und durch Siedlungen geprägte Fußflächenregion. Im forstwirtschaftlich genutzten Bergland hingegen spielen bei den **Böden** direkte anthropogene Maßnahmen keine Rolle. Indirekt hat hier allerdings der Mensch durch ehemalige Entwaldung mit der Initiierung der Bodenerosion für Bedingungen gesorgt, die sich in extremer Weise in einzelnen Bodentypen widerspiegeln. Darüber hinaus haben diese Vorgänge zu Änderungen im Prozessgeschehen geführt und somit auch Einfluß auf Verbreitungsbild und Konzentrationsverteilung von Schwermetallen genommen. Als indirekter Einfluß kann auch der Anstieg der Bodenschwermetallgehalte in Richtung Wasserscheide und somit auch die höheren Werte in der Decksedimentregion interpretiert werden, insbesondere wenn man davon ausgeht, daß dies mit Einwehungen aus den Bergbaugebieten zusammenhängt.

Neben einzelnen lokalen Kontaminationsquellen belegen die Schwermetallgehalte der **fließenden Welle** und der **Schwebstofffracht** die dominierende Rolle des klimagesteuerten Abflußgeschehens sowie geogen-pedogener Faktoren für das Forstschutzgebiet. Außerhalb dieser Zone spielen Einträge im Zusammenhang mit dem wirtschaftlichen Nutzungsbild eine in Fließrichtung zunehmende Rolle. Schwermetallausträge durch das Fließgewässer sind überwiegend an Spülstöße nach Hochwasserereignissen gebunden.

Die Verteilungsbilder der Schwermetallgehalte von **Bachsedimenten** passen sich nicht völlig diesem Bild an. In einigen Fällen lassen sie sich nur schwer mit dem natürlichen Rahmen in Verbindung bringen, da - auch im Forstgebiet - z.T. gravierende anthropogene Einträge die Elementkonzentrationen beeinflussen. Diese hängen meist mit der Entsorgung verschiedenster Abfälle im Torrentebett zusammen. Besonders auffällig sind dabei Ablagerungen im Schotterbett des Pixnamanna durch die Forstarbeiter. Im übrigen zeigt sich das Forsthaus mit seinen verschiedenartigen Werkstätten bei allen Umweltmedien als eine klar erkennbare Immissionsquelle.

Die Schwermetallgehalte der **Pflanzenproben** zeigen je nach Pflanze und Zeitpunkt der Entnahme deutliche Unterschiede. Letzteres ist nur zum Teil auf Veränderungen in der Immissionshöhe oder auf Unterschiede in den Gesamtschwermetallgehalten der Böden zurückzuführen, sondern hängt vor allem auch mit stoffaufnahmebeeinflussenden pflanzenphysiologischen Vorgängen zusammen. Daneben spielt die Blattbeschaffenheit eine wichtige Rolle. Daher finden sich auch die höchsten Gehalte bei allen Elementen und zu allen Untersuchungsabschnitten bei *Inula viscosa*. Von den Charakterpflanzen der Macchie weist bei den meisten Schwermetallen *Quercus ilex* höhere Gehalte auf als *Pistacia len-*

*tiscus* und *Arbutus unedo*. Bei letzteren markieren vor allem die Kupfer- und Zinkgehalte die natürliche Spannweite für diese Pflanzen in unbelasteten Gebieten.

Die **Immissionsbelastung** durch Schwermetalle ist gering, i.d.R. niedriger als in Reinluftgebieten Mitteleuropas. Es läßt sich eine klare Immissionszunahme mit der Höhenstufe im Einzugsgebiet nachweisen, was mit der räumlichen Differenzierung der Gebietsniederschläge in Zusammenhang gebracht wird. Diese Zunahme findet sich auch bei den Böden und einzelnen Pflanzen wieder.

## 6.2 DAS EINZUGSGEBIET DES RIU SA DUCHESSA/MARGANEI

Im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa ist aufgrund der z.T. oberflächennahen Vererzungen (Kap. 5.3.2.1) mit Schwermetallanomalien in den Böden zu rechnen. Daher erfordert die Diskussion der potentiellen Verlagerungstendenzen der im Zusammenhang mit den Bergbauaktivitäten entstandenen Schwermetallakkumulationen eine Darstellung der Böden, Bodengesellschaften und Bodenprozesse des Arbeitsgebietes. Erst auf dieser Basis ist eine sachgerechte Beurteilung der Bedeutung unterschiedlicher Schwermetallkonzentrationen für die Geoökosysteme möglich.

### 6.2.1 Böden und Bodengesellschaften

Im Einzugsgebiet dominieren nach ARU, A. et al. (1991) unentwickelte bis schwach entwickelte Böden, die nach der Soil Taxonomy - neben wenigen Standorten mit Alfisolen (Palixeralfs, Rhodoxeralfs) - als Typic, Dystric und Lithic Xerorthents bzw. Xerochrepts ausgliedert werden.

Bei einer detaillierten Betrachtung zeigt sich allerdings, daß an zahlreichen Stellen gut entwickelte Böden mit z.T. ausgeprägten Profildifferenzierungen erhalten sind. Daher werden bei der Darstellung der **Bodenverhältnisse** durch Profilschnitte neben den flächenhaft vorherrschenden (meist erosiv gekappten oder akkumulativ überschütteten) Böden auch kleinflächig verbreitete Bodentypen aufgeführt, insbesondere wenn letztere einen Hinweis auf die Pedogenese und das Prozessgeschehen dieses Raumes gestatten.

Dies ist unter anderem im obersten Einzugsgebietsabschnitt gegeben, wo einerseits verschieden alte Bergbauhinterlassenschaften (Halden, Schuttfächer) die Bodenentwicklung in unterschiedlicher Weise beeinflusst haben und wo andererseits an wenigen Stellen ungestörte Profile einen Einblick in die ehemaligen Bodengesellschaften ermöglichen.

Zwar spielen auch hier Relief- und Substratunterschiede eine wesentliche Rolle für die Pedogenese, diese wird jedoch häufig durch anthropogen induzierte Vorgänge modifiziert. Hierbei ist vor allem die nach der Rodung der ursprünglichen Steineichenwälder (Gewinnung von Grubenholz und Holzkohle) eingetretene z.T. extreme Verstärkung erosiver Prozesse zu nennen. Daneben wurden durch den Bau von Querdämmen in der Talsohle des Hauptgerinnes Akkumulationen erzwungen, welche die ursprünglichen Bodengesellschaften überdecken.

Mittlerweile hat auf zahlreichen älteren, mit einer niedrigen Macchie überzogenen Haldenkörpern bereits wieder eine initiale Bodenbildung eingesetzt. So ist beispielsweise bei Profil 2 (Abb. 5.3.2.2/1) z.T. ein AC-Boden entstanden, bei dem es nicht nur zur Ausbildung eines bis zu 5 cm mächtigen Ah-Horizontes kam, sondern bei dem auch der Ton- (und Schluff-) anteil des A- Horizontes gegenüber dem Ausgangssubstrat meßbar erhöht wurde.

Als charakteristischer und ehemals weit verbreiteter Bodentyp muß für dieses Gebiet - sowohl auf den kambrischen Dolomiten und Kalken als auch auf dem Granitpluton (s. Kap. 5.3.2.2) und den Decksedimenten - eine gut entwickelte mediterrane Braunerde angenommen werden. Relikte dieser Braunerden (P3 in Abb. 5.3.2.2/1) finden sich heute allerdings nur noch an wenigen Stellen auf Verebnungsresten, unter alten Waldbeständen oder sie wurden von Schuttmassen überdeckt und dadurch von der Erosion geschützt (P57b in Abb. 6.2.1/3). In der Regel sind die Bv-Horizonte stark verlehmt, nur von wenigen Schuttbrocken durchsetzt und - vor allem im Kalk - von einer dunkel rötlichbraunen Farbe (5 YR 3/3 - 3/4)<sup>46</sup>. An einzelnen Stellen, insbesondere unter älteren Steineichenbeständen, haben die

<sup>46</sup> Ob und inwieweit sich hinter dieser Färbung der Tu-Horizont einer Terra rossa verbirgt, muß offen bleiben, zumal die Bodenfarben im Granit weitgehend ähnlich sind.

Böden einen besonders hohen Humusgehalt (eutrophe Braunerden mit einem A-Horizont ähnlich wie bei einer Mullrendzina), der die Bodenfarbe verdeckt. Diese Standorte sind eng mit der Vegetationsdecke korreliert, sie enden abrupt mit dem Verschwinden der Steineichen.

Die Bodenprofile an den Hängen im Umfeld dieser Region belegen demgegenüber eine z.T. extreme erosive Kappung. Dort sind in flacheren Hangpartien entweder die Bv-Horizonte nur noch äußerst geringmächtig (P7 in Abb. 5.3.2.2/1) oder bereits völlig verschwunden (P105 in Abb. 6.2.1/1). Häufig haben sich auf unterschiedlich mächtigen Decksedimenten an den Unterhängen Kolluvisole gebildet (P106 in Abb. 6.2.1/1).

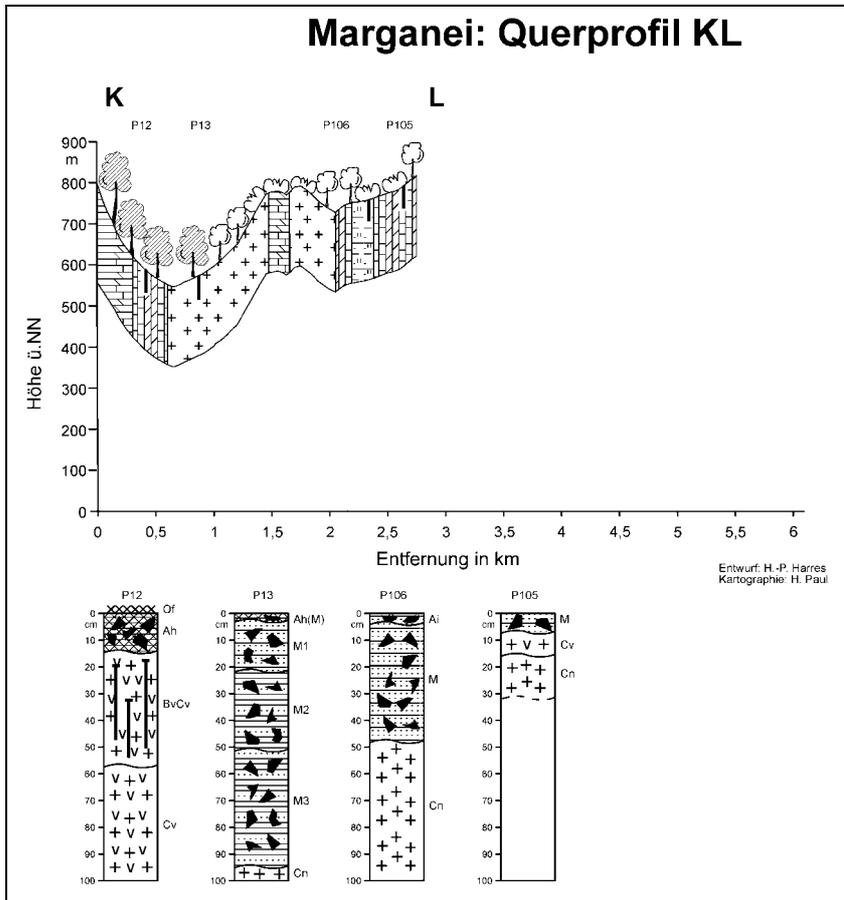


Abb. 6.2.1/1: Querprofil KL im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa (Legende s. Abb. 5.3.2.2/1)

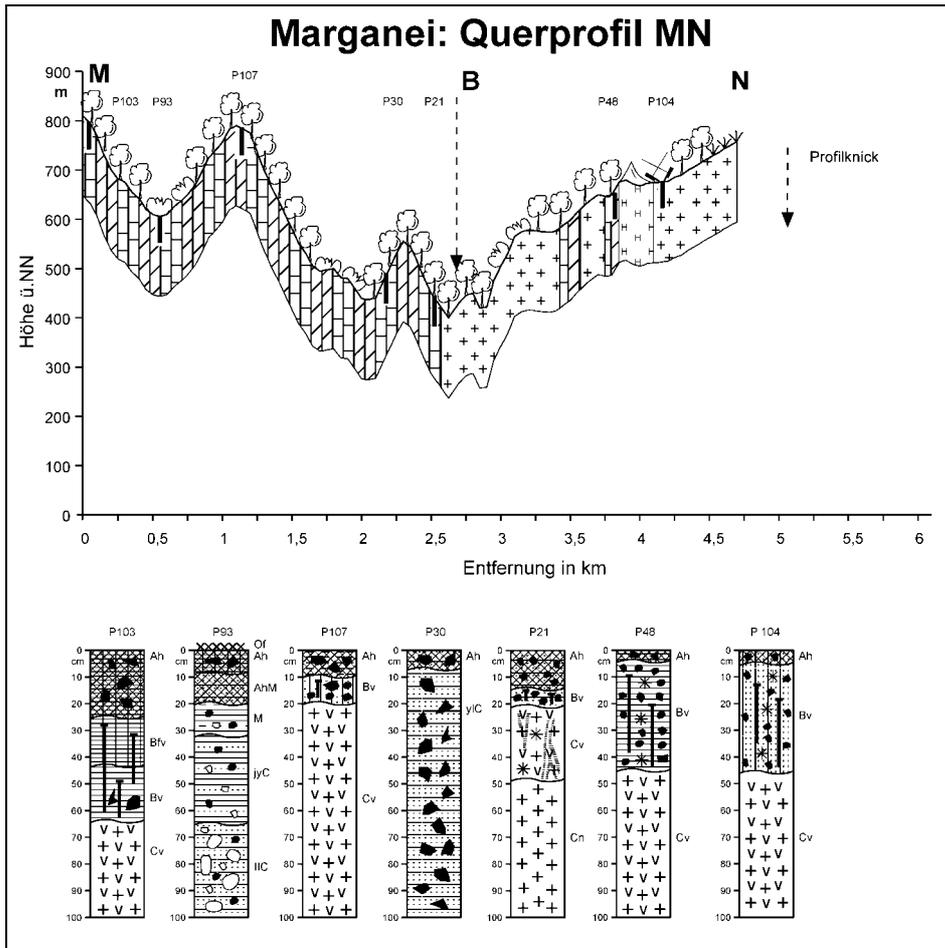
In der Talsohle wurden Sedimentserien abgelagert, auf denen sich ebenfalls teilweise wieder ein gering mächtiger Ah-Horizont entwickeln konnte (P13 in Abb. 6.2.1/1). Dies legt eine längere Abtrags- und Akkumulationsruhe nahe. Diese muß bereits während der Abbauphasen der Grube von Tinni vorgeherrscht haben, da der Abbau erst Ende der siebziger Jahre eingestellt wurde. In die gleiche Richtung deutet das Alter des Steineichenwaldes, dessen Entstehung auf gezielte Aufforstungsmaßnahmen im Zusammenhang mit dem Holzbedarf der Gruben zurückzuführen ist.

Auffällig sind an den Unterhängen im Kalk und Dolomit mächtige dunkelbraune (7,5 YR 4/4) bis dunkel gelblichbraune (10 YR 4/4) Sedimente bzw. Horizonte, die entweder den Schuttkörper (P15b in Abb. 5.3.2.2/1) oder das verwitterte Anstehende (P12 in Abb. 6.2.1/1) von den darunterliegenden Horizonten auch farblich klar abgrenzen.

Neben diesen Böden finden sich in dieser Zone Protorendzinen, Rendzinen und Braunerde-Rendzinen bzw. auf dem Granitpluton Protoranker, Ranker und Braunerde-Ranker. In Kalkklüften sind (reliktische? oder fossile?) dunkle rötlichbraune bzw. violettfarbige Lehme bzw. Tone erhalten. Diese können als Terra fusca- bzw. überprägte Terra rossa-Reste gedeutet werden. Sie weisen darauf hin, daß entweder vor der Bildung mediterraner Braunerden ein Zeitabschnitt mit anderen Temperatur- und

Durchfeuchtungsgängen geherrscht haben muß, oder sie legen eine gleichzeitige Bildung beider Bodentypen unter unterschiedlichen Ariditätsbedingungen nahe<sup>47</sup>.

Während das Haupttal im obersten Einzugsgebietsabschnitt als Muldental ausgebildet ist (Abb. 6.2.1/1), bei dem die vereinzelt auftretenden Rendzina-Braunerden, Ranker-Braunerden und Braunerden stark verlehnte und relativ steinarme Bv- bzw. BvC-Horizonte besitzen, finden sich unterhalb der ersten Gefällsversteilung deutlich modifizierte Bodengesellschaften. Dies macht sich vor allem dadurch bemerkbar, daß bei den dort erhaltenen Braunerden (P107, P21, P48 in Abb. 6.2.1/2) die (stellenweise erosiv gekappten) Bv-Horizonte nicht mehr so kräftig braun gefärbt sind wie auf dem höheren Verebnungsniveau (Foto 6.2.1/1, im Anhang). Daneben haben sie i.d.R. geringere Ton- und Schluffgehalte und - mit wenigen Ausnahmen (P31 in Abb. 5.3.2.2/1 und P44 in Foto 6.2.1/1) - einen wesentlich höheren Steinanteil.



**Abb. 6.2.1/2:** Querprofil MN im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa (Legende s. Abb. 5.3.2.2/1)

Letzteres gilt allerdings nicht für die - verstärkt in diesem Niveau auftretenden - Lockerbraunerden auf Kalk (P103 in Abb. 6.2.1/2 und P116 in Abb. 6.2.1/3), welche die mächtigsten Ah-Horizonte des Einzugsgebietes aufweisen und deren Bfv-Horizonte annähernd steinfrei sind und aus mittel bis stark tonigen Lehmen bestehen.

<sup>47</sup> Eine Interpretation alter Kluffüllungen als Relikte einer ehemaligen Terra rossa würde die in jüngerer Zeit vertretene Ansicht, daß die Terra rossa-Bildung auf kambrischen Kalken und Dolomiten Südsardiniens eng mit der Einwehung von Sahara-Staub (VANMECHELEN, L. et al., 1993) verbunden ist, als generelles Geschehen in Frage stellen. Zwar legt das Schwermineralspektrum und der Tonmineralbestand in den Residuen aktueller Terra rossa-Standorte (VANMECHELEN, L. et al., 1993, S. 64 f) dies nahe, nicht untersucht wurde jedoch, ob eine allochthone Tonmineralbildung auch bei den in geschützter Lage befindlichen Lehmen (Tonen) feststellbar ist.

Im übrigen dominieren auch hier wenig entwickelte Böden, die sich entweder auf Halden, Schuttfächern (P30 in Abb. 6.2.1/2) oder Decksedimenten entwickelt haben oder Kolluvisole auf flachen Hängen (P93 in Abb. 6.2.1/2 und P59 in Abb. 6.2.1/3) und in der Hangfußzone (P 25 in Abb. 5.3.2.2/1, P82a und P95 in Abb. 6.2.1/4:). An der Gebirgsabdachung des gesamten Einzugsgebietes finden sich neben den Felsausbissen vor allem Syroseme (P98 in Abb. 6.2.1/3). Diese kommen am häufigsten an der nach Norden und Nordwesten abdachenden Süd- und Ostflanke des umrahmenden Massivs vor. Daneben prägen Rendzinen (P111 in Abb. 6.2.1/4), Braunerde-Rendzinen (P87 in Abb. 6.2.1/3 und P115 in Abb. 6.2.1/4) im Bereich der Gonnesa-Formationen bzw. Ranker (P58 in Abb. 6.2.1/3) und Braunerde-Ranker auf den Graniten und Cabitza-Schiefen die Bodengesellschaften des Einzugsgebietes.

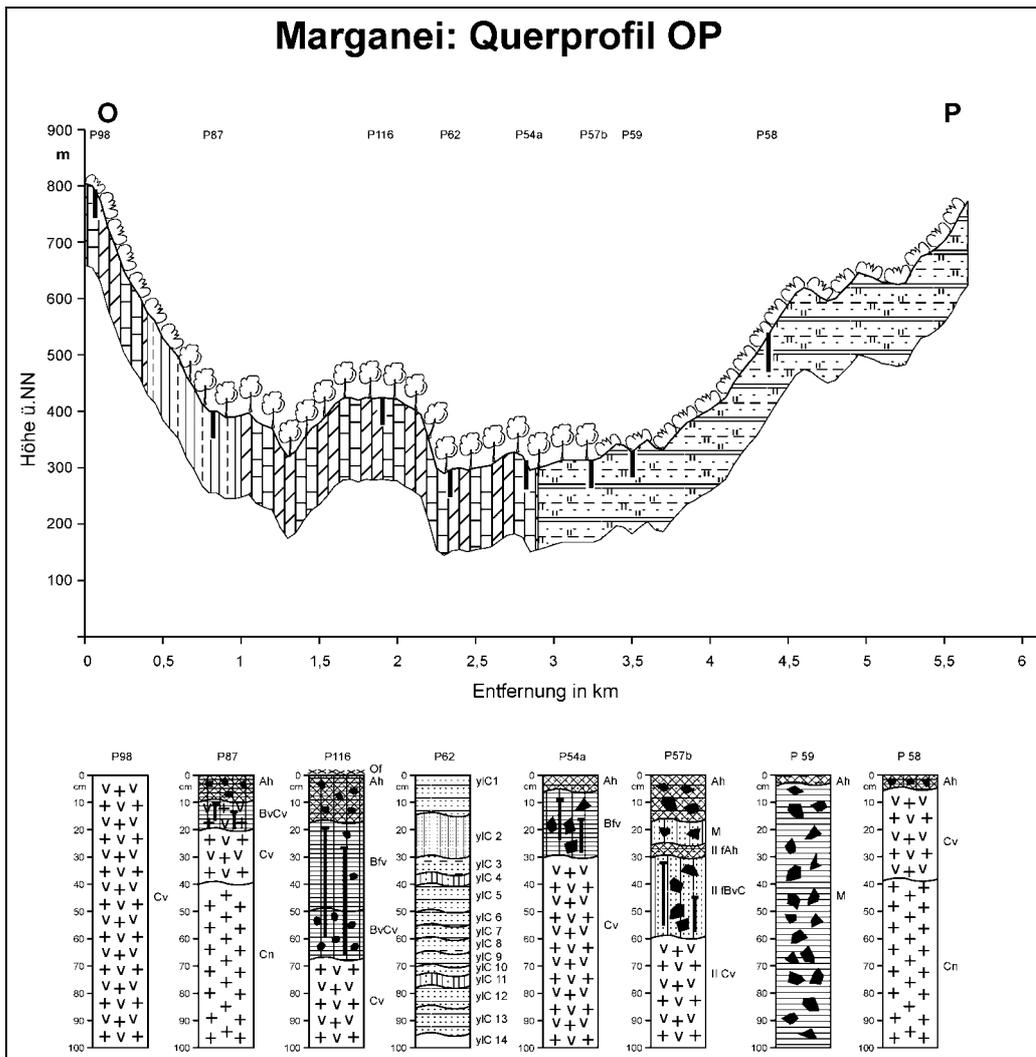
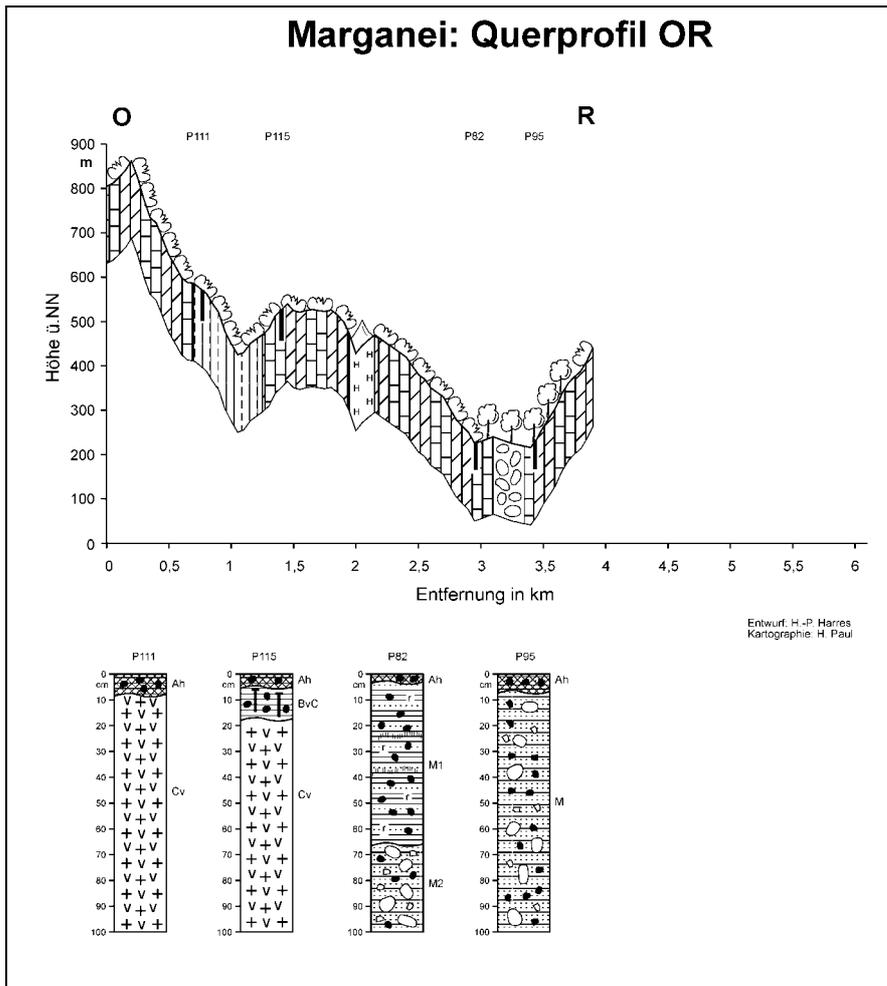


Abb. 6.2.1/3: Querprofil OP im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa (Legende s. Abb. 5.3.2.2/1)

Die für den Schwermetallhaushalt des Einzugsgebietes entscheidenden Sedimente und Böden finden sich in den Ablagerungszonen der Täler und auf den in die Talsohle auslaufenden Unterhängen. Vor allem diese Bereiche lassen einen Einblick in die wechselvolle Bergbaugeschichte dieses Raumes zu und gestatten eine Rekonstruktion der jüngeren Morphodynamik.

So liegen in der Talsohle junge, meist wieder zerschnittene Akkumulationen, die in unterschiedlicher Mächtigkeit die alte Schotterterrasse überdecken (P49a, P62 in Abb. 5.3.2.2/1 und Foto 5.3.2.2/2, im Anhang). Auf diesen haben sich - vor allem im untersten Einzugsgebietsabschnitt - stellenweise Auenlockersyroseme, Auenregosole und Auenpararendzinen entwickelt.



**Abb. 6.2.1/4:** Querprofil OR im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa (Legende s. Abb. 5.3.2.2/1)

In den Nebentälern finden sich meist sehr steinreiche Talfüllungen, während im Haupttal Sedimentserien aus hellbrauner bis brauner lehmiger bis sandiger Matrix existieren, deren Zusammensetzung und Schwermetallspektren (s. Kap. 6.2.1.1) die Herkunft aus Flotationshalden deutlich macht.

Der unterschiedliche Aufbau der Sedimentkörper im Haupttal läßt - wie angedeutet - eine Rekonstruktion der Morphodynamik seit der Bergbautätigkeit zu. Vergleicht man beispielsweise die Profile 35a, 49a, 62, 70, 71 und 81 (Abb. 5.3.2.2/1), die alle aus bachnahen Bereichen der Talsohle des Riu sa Duchessa stammen, so zeigen diese ein sehr wechselvolles Bild von Erosions- und Akkumulationsphasen in den einzelnen Abschnitten der Torrente.

So ist beispielsweise bei Profil 35a die alte Schotterterrasse, die etwa 95 cm unter der aktuellen Oberfläche ansetzt und in 160 cm Tiefe direkt dem Festgestein aufliegt, von einer Wechselfolge sehr unterschiedlicher Sedimentkörper bedeckt. Dabei liegt direkt auf dem Schotterkörper ein völlig stein- und geröllfreier mittelsandiger Ton. Dieser stammt ursprünglich weitgehend aus den Halden der Grube von sa Duchessa. Durch Abspülvorgänge wurde er verfrachtet. Seine Positionierung auf der Schotterterrasse macht deutlich, daß nach einer Phase linienhaften Einschneidens im mittleren Torrentenbereich (Kerbtal) eine anthropogen erzwungene (Querverbauungen) Akkumulation einsetzt. Diese hatte in diesem Bachabschnitt - nach möglichen zwischenzeitlichen Erosionsphasen - bis vor wenigen Jahrzehnten Bestand. So wurden auf die abgelagerten Feinsubstrate von zahlreichen eckigen Schuttbrocken durchsetzte, stark sandige Lehme abgelagert. Diese zeigen, daß neben dem Material aus Flotationshalden auch verstärkt Hangschutt transportiert wurde. Letzteres legt Extremabflüsse nahe, die unter den klimatischen Verhältnissen regelhaft auftreten können. Der stein- und geröllfreie Horizont, der diesen Sedimentkörper überdeckt, läßt sich demgegenüber wieder mit „Normalabflüssen“ in Verbindung bringen. Die darauf liegenden Geröllpakete (in einer Matrix aus mittel sandigem Lehm) lassen eine Zerschneidung der Sedimente im Oberlauf vermuten, bei der nicht nur die Akkumulations-

massen ausgeräumt wurden, sondern auch die alte Schotterterrasse wieder in Bewegung geriet. Die Tatsache, daß sich bis heute ein ca. 4 cm mächtiger Ah-Horizont entwickeln konnte, legt - für diesen Bereich - eine junge Abtrags- und Ablagerungsruhe nahe.

Im Gegensatz dazu zeigt Profil 49a, das unterhalb der Einmündung eines Nebenbaches liegt, ein völlig anderes Bild. Hier setzt die ehemalige Schotterterrasse bereits 15 cm unter der Geländeoberfläche an. Sie ist von einem schwach lehmigen Sand bedeckt. Auch Profil 62, welches hinter einem der zahlreichen aufgeschütteten Erdwälle und Steinmauern (s. Abb. 5.3.2.2/4 und Foto 5.3.2.2/1) unterhalb der Einmündung des Riu Siuru gelegen ist, zeigt ein Bild, das eine abweichende Interpretation nahelegt.

Hier kam auf der alten Schotterterrasse, die ca. 150 cm unter der Geländeoberfläche liegt, eine Wechselfolge unterschiedlich mächtiger Sedimentserien zur Ablagerung (Foto 6.2.1/2, nächste Seite). Dies belegen auch hier die anthropogen erzwungenen Akkumulationen im Haupttal. Die Mächtigkeit der Feinsedimente sowie das Fehlen von überdeckenden Geröll- oder Schuttlagen machen deutlich, daß dieser Bachabschnitt in starkem Maße von Einspülungen aus den Haldenkörpern von Barraxiutta geprägt ist. Diese Einspülungen setzen - wegen der leichten Erodierbarkeit der Halden - bereits bei Niederschlagsereignissen mit geringer Erosivität ein. Dies ist insbesondere deshalb von Bedeutung, weil dadurch die aktuelle Umverteilung umweltbelastender schwermetallhaltiger Substrate (s. Kap. 6.2.1.1) auch ohne extreme Niederschlagsereignisse erfolgt. Allerdings scheinen bei homogenen Niederschlägen geringer Intensität vor allem Halden mit steilen Hängen als Substratlieferanten zu fungieren. Dies entspricht den Untersuchungen von FRÜHAUF, M. u. SCHMIDT, G. (1996) (zitiert in SCHMIDT, G., 1997), die feststellten, daß unter solchen Niederschlagsverhältnissen vorrangig Hangneigungs- und Hanglängenverhältnisse die Erosion bestimmen.

Der Profilaufbau der Sedimente im Auenbereich des unteren Bachabschnittes (P70, P71 und P81 in Abb. 5.3.2.2/1) zeigt, daß hier generell Geröll- und Schotterpakete in einer Matrix aus stark lehmigen Sanden bis schwach sandigen Lehmen den unteren Geröllhorizont bedecken. Letzterer läßt sich durch die Einbettung der Gerölle in Sande klar von den darüberliegenden Sedimenten trennen. Diese Verhältnisse machen deutlich, daß hier - auch während der Phasen stärkeren Einschneidens im Mittel- und Oberlauf - Akkumulation vorherrschte.

Die dargestellten Boden- und Reliefverhältnisse finden sich mit nur geringfügigen Modifikationen auch in anderen Teilen des Bergbaugesbietes. Die Rolle, welche die extrem schwermetallreichen Sedimente dieses Einzugsgebietes für die mediterranen Ökosysteme spielen, läßt sich von daher auch auf andere Regionen übertragen.

#### 6.2.1.1 Analysedaten der Bodenmischproben der Oberböden

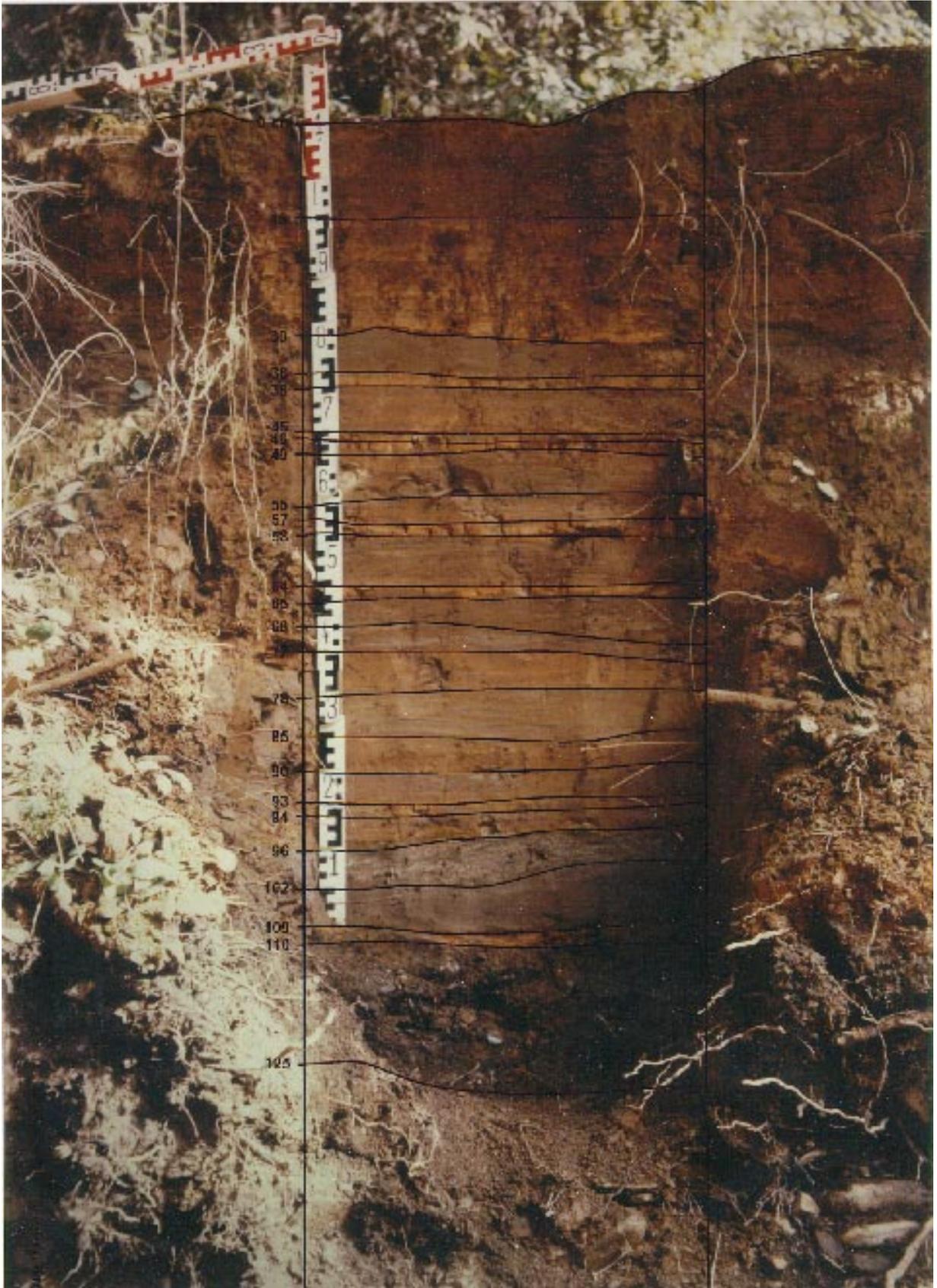
Die Ergebnisse der Untersuchungen der Kornspektren, pH-Werte, Humus- und Karbonatgehalte sowohl der Oberböden als auch der Bodenprofile (Kap. 6.2.1.2) zeigen die Tabellen 6.2.1.1/1 bis 6.2.1.1/3 (im Anhang).

Die Tabellen, die Kornverteilungskurven und die Kornverteilungssummenkurven (Abb. 6.2.1.1/1 bis 6.2.1.1/9, im Anhang) zeigen, daß bei den **Kornspektren** der obersten Bodenhorizonte, im Gegensatz zum Einzugsgebiet von Pixinamanna, insgesamt wesentlich höhere Schluff- und Tonanteile vorkommen. Dadurch sind günstigere Sorptionsbedingungen für Schwermetalle gegeben.

Es überwiegen im Einzugsgebiet mittel (Probenstellen 1, 2, 8, 10, 23, 30, 52, 55 und 119) bis stark lehmige Sande (Probenstellen 9, 11, 13, 21, 28, 86, 89, 100), mittel (Probenstellen 16, 18, 32, 38, 40, 54a, 57, 60, 73, 80, 84, 102) bis stark sandige Lehme (Probenstellen 3, 4, 26, 37, 86, 94, 75) sowie schwach tonige (Probenstellen 33, 45, 72, 74, 85, 87, 92, 93, 96, 99, 103, 104, 112, 114, 117, 118) und sandig tonige Lehme (Probenstellen 15a, 89, 99, 102, 113).

Die Kornspektren lassen erkennen, daß - mit Ausnahme der Halden - im obersten Einzugsgebietsabschnitt Sande dominieren, während weiter unterhalb lehmige Substrate verstärkt auftreten.

Tonreichere Böden finden sich vor allem im Umfeld der kambrischen Kalke und der Tonschiefererien der Cabitza-Formation sowie auf den Kolluvien. Die tonreichsten Substrate besitzen die Kluffüllungen der verkarsteten Kalke (>70% Ton).



**Foto 6.2.1/2:** Akkumulationen unterschiedlich mächtiger Sedimentserien in der Talsohle des Riu sa Duchessa an Probenstelle 62

Die Auensedimente haben einerseits ebenfalls hohe Ton- und Schlufffraktionen, andererseits aber auch hohe bis sehr hohe Sandanteile. Diese Unterschiede lassen sich mit dem Eintrag verschiedenster Haldenmaterialien (Foto 6.2.1/2) in Zusammenhang bringen. Wie in Pixinamanna zeigt es sich auch hier, daß die Bodenartengruppen in den Akkumulationszonen der Täler nicht generell über einen größeren Anteil feinkörnigerer Bodenarten verfügen als er sich in den Hangsedimenten findet. Als Ursache werden die bereits in Kap. 6.1.1.1 diskutierten Prozesse gesehen.

Im Umfeld des Granitplutons dominieren Böden mit einem höheren Sandanteil im Feinboden. Die Kornspektren entsprechen weitgehend denen der Forstschutzregion.

Die **pH-Werte** der Oberböden entsprechen weitgehend den gesteinsbedingten Vorgaben bzw. der Pedogenese. So liegen sie auf den Dolomiten und Kalken der Gonnese-Formation durchweg über 7 (in  $\text{CaCl}_2$ ), während sie auf den tonigen bis karbonatischen Schiefern der Cabitza-Formation zwischen 6 und 7 (im Extremfall an Probenstelle 84 sogar nur 5,4), auf den ordovizischen Tonschiefern und Konglomeraten zwischen 4,7 und 6,3 und auf den Graniten zwischen 3,9 und 6,5 schwanken.

Je nach deren Zusammensetzung treten auch stärkere Schwankungen im Bereich der Kolluvien und auf dem Hangschutt auf (pH zwischen 4,9 und 7,7).

Insgesamt zeigen die Werte, daß - möglicherweise durch sekundäre Aufkalkung - keine nachhaltigen Bodenversauerungen existieren und somit - von seiten der pH-Werte - günstige Voraussetzungen zur Immobilisierung der Schwermetalle vorherrschen.

Auch und vor allem die **Karbonatgehalte** sind - wie nicht anders zu erwarten - überwiegend geogen und pedogen beeinflusst. Sie erreichen auf den wenig entwickelten Böden der Kalkserien in den obersten Profilmereichen Prozentwerte zwischen 12 und 53%, während die Ah-Horizonte der stärker entwickelten Bodentypen Karbonatgehalte zwischen 0 und 4% besitzen. Die Oberböden der Bodengesellschaften auf den Tonschiefern und Graniten sind i.d.R. karbonatfrei, bzw. sie enthalten nur sehr geringe Karbonatgehalte (zwischen 0 und 0,7%). So findet sich beispielsweise an Probenstelle 75 im Ah-Horizont 0,68%  $\text{CaCO}_3$ , während im Bv noch 0,15% gemessen wurde.

Auch diese Sachverhalte belegen die Bedeutung des Windtransportes für die Verlagerung von Feinstäuben in diesem Raum. Darauf wird bei der Besprechung der Immissionsproben und ihrer Schwermetallspektren (Kap. 6.2.8) noch näher eingegangen.

Bei der **organischen Substanz** gelten die gleichen Ausführungen wie für das Bergland von Pixinamanna. So fallen beispielsweise auch im Marganei hohe bis extrem hohe (Probenstellen 8, 9, 11, 12, 13, 15b, 18, 21, 29, 30, 35, 35a, 37, 43, 52, 60, 74, 88, 96, 112, 117 und 118) Kohlenstoffgehalte auf, die ebenfalls mit Waldbränden in Verbindung gebracht werden müssen. Eine Differenzierung zwischen Humusgehalt und Kohlegehalt - wie in der Kartieranleitung (ARBEITSGRUPPE BODEN, 1996) vorgeschlagen - wurde nicht durchgeführt.

Die **Schwermetallgesamtgehalte der Böden** erreichen in dem durch Bergbaualllasten geprägten Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa z.T. extreme Größenordnungen (Tab. 6.2.1.1/4 - 6.2.1.1/7, im Anhang). Diese lassen insbesondere bei den „Problemelementen“ Cadmium, Quecksilber und Blei eine Gefährdung der Schutzgüter Menschen, Tiere und Pflanzen möglich, wenn nicht sogar wahrscheinlich erscheinen. So werden nicht nur die von KLOKE, A. (1990) angegebenen Grenzwerte stellenweise um Potenzen überschritten, sondern ebenso alle anderen gesetzlich festgelegten Bewertungsmaßstäbe. Dies gilt für die unterschiedlichen Wertfindungen aller Länder (s. Tab. 3.1.2/1 bis 3.1.2/2), auch unter Berücksichtigung der für die „Akzeptanz“ höherer Schwermetallkonzentrationen notwendigen Substrateigenschaften (hohe Ton- und Humusgehalte, neutrale bis schwach basische pH-Werte), Nutzungen (Industrie- und Gewerbeflächen) und Schutzgüter (nicht agrarische Ökosysteme).

An einzelnen Stellen (s. weiter unten) wurden sogar Elementkonzentrationen im Prozentbereich gemessen. Diese Verhältnisse legen eher einen Abbau und eine Erschließung der entsprechenden Se-

dimente als Rohstoff nahe, als daß sie den Verbleib der belasteten Böden/Sedimente in einzelnen Landschaftsteilen rechtfertigen.

Die extreme Varianz der Elementkonzentrationen und die daran geknüpfte Heterogenität der Grundgesamtheiten machen sich durch stellenweise sehr hohe Standardabweichungen und relative Variationskoeffizienten (Tab. 6.2.1.1/8) bemerkbar. Dies gilt - mit wenigen Ausnahmen - nicht für die Elemente Chrom, Eisen und Nickel, aber in ausgeprägter Weise für die Bv- und C-Horizonte bei den Elementen Zink, Cadmium, Quecksilber und Blei. Am deutlichsten wird dies bei den Elementgehalten in den C-Horizonten der Böden. Hier werden relative Variationskoeffizienten bei Zink von ca. 59%, bei Cadmium von ca. 50%, bei Quecksilber von ca. 66% sowie bei Blei von ca. 48% erreicht. Den höchsten relativen Variationskoeffizienten wiesen mit ca. 82% die Quecksilbergehalte in den Bv-Horizonten auf.

Tab. 6.2.1.1/8: Statistische Kenngrößen der Bodenschwermetallgehalte im Marganei

Marganei		Gesamtgehalte der Schwermetalle in mg/kg TG							
		Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb
Alle Proben	Probenzahl n	199	212	210	212	212	211	196	211
	Minimum	1,5	2.110	0,3	8,5	83	0,10	0,015	42
	Maximum	50,0	283.500	283	2.032	152.000	726	95,5	50.650
	arith. Mittel	16,4	70.028	37,5	252	16.387	64,8	9,573	6.982
	<b>geom. Mittel</b>	<b>13,9</b>	<b>53.852</b>	<b>28,2</b>	<b>133</b>	<b>3.750</b>	<b>17,3</b>	<b>1,097</b>	<b>2.303</b>
	Stand.abw.	9,0	56.083	34,8	318	25.826	104	19,081	9.587
A-Horizonte	Probenzahl n	94	94	93	94	94	93	87	93
	Minimum	3,0	10.400	1,3	14,0	83	0,30	0,015	42
	Maximum	50,0	283.500	189	1.750	81.000	481	31,200	30.800
	arith. Mittel	18,6	55.132	39,3	206	8.981	31,6	2,212	3.752
	<b>geom. Mittel</b>	<b>16,6</b>	<b>45.032</b>	<b>28,4</b>	<b>103</b>	<b>2.408</b>	<b>12,0</b>	<b>0,507</b>	<b>1.542</b>
	Std.abw.	9,1	44.368	37,5	323	17.785	62,2	5,046	5.565
jyC-, yC-Horiz. u. P 62, P63	Probenzahl n	28	39	39	39	39	39	37	39
	Minimum	2,3	28.900	0,3	32,8	309	2,3	0,163	72
	Maximum	25,8	270.300	117	1.445	152.000	726	95,5	50.650
	arith. Mittel	11,4	123.318	36,6	421	46.624	189,3	35,047	18.127
	<b>geom. Mittel</b>	<b>8,6</b>	<b>100.642</b>	<b>27,3</b>	<b>312</b>	<b>26.914</b>	<b>109,6</b>	<b>14,468</b>	<b>11.510</b>
	Std.abw.	7,9	71.113	21,4	292	33.426	152	26,386	11.380
M-Horizonte	Probenzahl n	27	28	28	28	28	28	28	28
	Minimum	1,5	25.500	7,8	22,0	143	0,10	0,030	45
	Maximum	43,0	190.000	96,5	2.032	62.200	246	26,0	36.360
	arith. Mittel	13,9	73.018	28,5	333	18.436	68,9	5,662	8.607
	<b>geom. Mittel</b>	<b>10,8</b>	<b>60.439</b>	<b>25,2</b>	<b>187</b>	<b>5.795</b>	<b>20,1</b>	<b>1,645</b>	<b>3.249</b>
	Std.abw.	9,3	49.870	16,5	412	21.247	70,7	7,567	10.396
Bv- und AhBv-Horizonte	Probenzahl n	25	25	25	25	25	25	22	25
	Minimum	4,3	12.500	6,0	15,3	118	0,8	0,035	113
	Maximum	34,8	132.800	283	750	60.750	285	60,0	21.250
	arith. Mittel	17,0	59.388	51,4	203	5.116	31,1	3,381	2.436
	<b>geom. Mittel</b>	<b>15,4</b>	<b>51.101</b>	<b>37,3</b>	<b>122</b>	<b>1.591</b>	<b>8,9</b>	<b>0,394</b>	<b>1.185</b>
	Std.abw.	7,4	33.335	59,3	210	12.224	62,6	12,683	4.161
C-Horizonte	Probenzahl n	15	16	16	16	16	16	15	16
	Minimum	4,5	2.110	1,0	8,5	89	0,5	0,034	42
	Maximum	39,3	198.000	57,3	765	60.800	177	84,0	28.050
	arith. Mittel	17,6	53.619	28,4	154	8.862	30,4	9,826	5.405
	<b>geom. Mittel</b>	<b>15,3</b>	<b>35.356</b>	<b>19,8</b>	<b>78</b>	<b>1.234</b>	<b>4,7</b>	<b>0,508</b>	<b>921</b>
	Std.abw.	8,9	53.824	16,9	218	20.209	58,6	24,342	10.025
	rel. Var.koef. in %	13,5	25,9	15,4	36,5	58,9	49,7	66,2	47,9

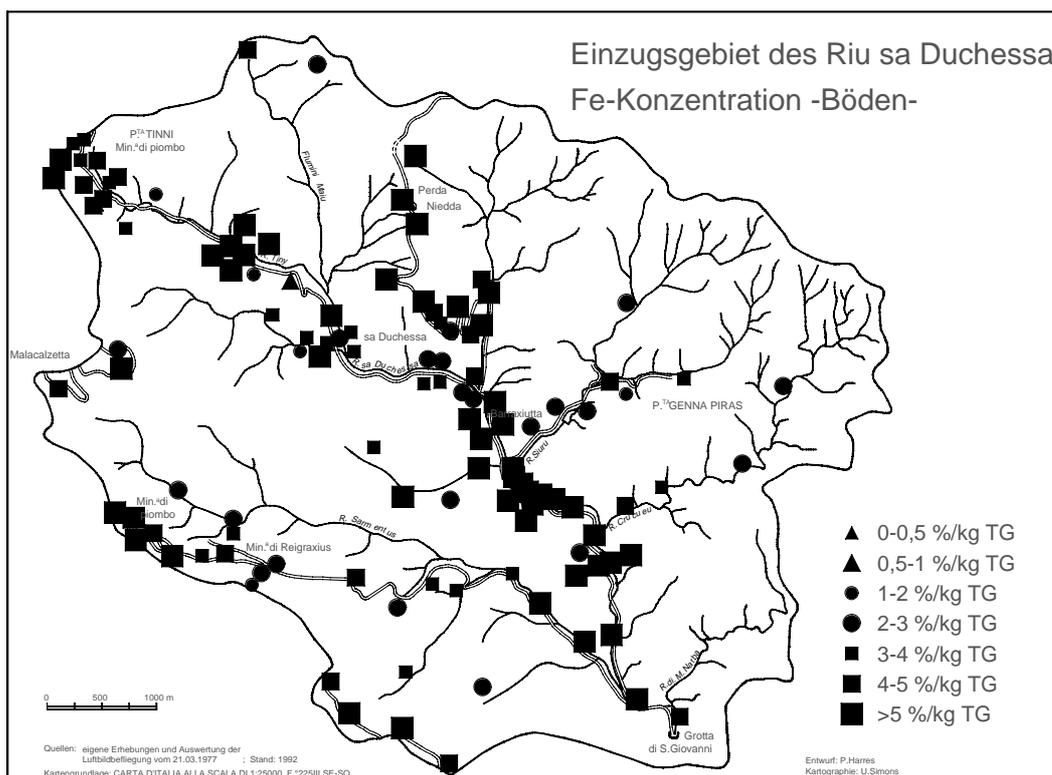
Die sich darin äußernde Streuung läßt eine aussagekräftige statistische Auswertung (Kap. 7) nur dann zu, wenn entweder Einzeldaten eliminiert oder die Datensätze zu einer annähernden Normalverteilung transformiert werden, bzw. wenn mit verteilungsunabhängigen Tests gearbeitet wird. Um dieses Problem zu lösen, werden, wie bereits in Kap. 4.7 begründet, für die Auswertung nichtparametrische Verfahren eingesetzt.

In den A-Horizonten schwanken die **Chromgehalte** zwischen 3,0 und 50 mg/kg bei einem geom. Mittel von 16,6 mg/kg. In den jyC- und yC-Horizonten bzw. in den Profilen 62 und 63 wird eine Spanne von 2,3 bis 25,8 (Mittel 8,6) mg/kg erreicht, während die entsprechenden Minima und Maxima der M-Horizonte 1,5 bzw. 43 (Mittel 10,8) mg/kg, der Bv-Horizonte 4,3 bzw. 34,8 (Mittel 15,4) mg/kg und der

C-Horizonte 4,5 bzw. 39,3 (Mittel 15,3) mg/kg betragen. Die Chromgehalte sind somit - unabhängig von den Horizonten - im gesamten Einzugsgebiet in einem ähnlichen, relativ engen Wertebereich angesiedelt. Sie lassen nur eine schwache räumliche Differenzierung erkennen, da lediglich im Oberlauf des Hauptgerinnes zwischen den Probenstellen 14 und 20 eine geschlossene Zone höherer Konzentrationen zu finden ist (Werte zwischen 20 und 40 mg/kg). Ohne Ausnahme liegen die mittleren Elementkonzentrationen in etwa im Bereich der von verschiedenen Autoren angegebenen geogenen Grundgehalte (s. Tab. 2.2/1). Sie sind substratbedingt etwa doppelt bis dreimal so hoch wie im Einzugsgebiet des Pixinamanna.

Wesentlich höher als in der Forstschutzregion sind im Marganei die **Eisengehalte** (im Mittel aller Proben ca. 9.500 mg/kg in Pixinamanna zu 54.000 mg/kg im Marganei). Dies hängt vor allem mit der Bergbautätigkeit auf die Pb-, Zn-, Fe- und Cu-Verbindungen dieser Region und deren Hinterlassenschaften zusammen. Daneben ist dies aber auch eine Funktion der stärker verbrauchten Böden im Marganei. Ein Hinweis darauf ergibt sich u.a. aus den Minimalkonzentrationen insbesondere in den Bv- und M-Horizonten. Diese sind im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa zehn- bis fünfzehnmal so hoch wie in Pixinamanna. Auch der wesentlich höhere Schluff- und Tongehalt der Böden im Marganei kann als sekundärer Grund für die hohen Fe-Gehalte in diesen Horizonten eine Rolle spielen.

Im ganzen variieren die Eisenkonzentrationen zwischen 10.400 und 283.500 mg/kg (A-Horizonte), 28.900 und 270.300 mg/kg (jyC-, yC-Horizonte und Profile 62 und 63), 25.500 und 190.000 mg/kg (M-Horizonte), 12.500 und 132.800 mg/kg (Bv-Horizonte) bzw. 2.110 und 198.000 mg/kg (C-Horizonte). Die Maximalwerte weisen - im Gegensatz zu den niedrigeren Werten - alle auf den Bergbau hin. Sie konzentrieren sich in den Akkumulationszonen der Täler (u.a. Profile 62 u. 63), in Haldenbereichen (jyC-, yC-Horizonte) und im Umfeld der Gruben (Abb. 6.2.1.1/10).

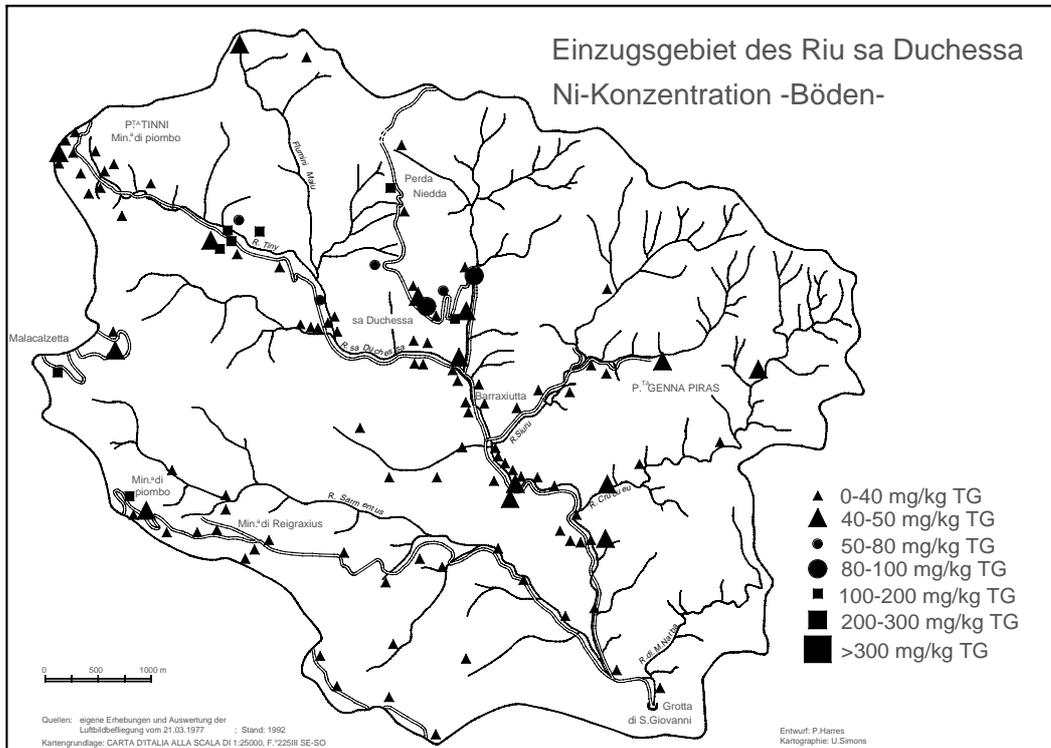


**Abb. 6.2.1.1/10:** Eisenkonzentrationen der Oberböden im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa

Auch die sehr hohen Mittelwerte von ca. 45.000 mg/kg (A-Horizonte), 100.000 mg/kg (jyC, yC, Profile 62 u. 63), 60.000 mg/kg (M-Horizonte), 50.000 mg/kg (Bv-Horizonte) und 35.000 mg/kg (C-Horizonte) sind eine Funktion der ehemaligen bergbaulichen Nutzung. Sie liegen deutlich über den für die entsprechenden Gesteine angegebenen Gehalten (s. Tab. 2.2/1).

Die Mittelwerte der **Nickelgehalte** aller Horizonte übersteigen die für die entsprechenden Gesteine angegebenen geogenen Grundgehalte bis um das doppelte. Sie betragen für die A-Horizonte 28,4 mg/kg, für die jC- u. yC-Horizonte sowie die Profile 62 u. 63 im ganzen 27,3 mg/kg, für die M-Horizonte 25,2 mg/kg, für die Bv-Horizonte 37,3 mg/kg und für die C-Horizonte 19,8 mg/kg.

Sowohl die deutlich niedrigeren Werte der C-Horizonte als auch die Minima- und Maximawerte der einzelnen Bereiche (Tab. 6.2.1.1/8) sowie das räumliche Verteilungsmuster der Nickelkonzentrationen in den Oberböden (Abb. 6.2.1.1/11) zeigen klar, daß auch bei Nickel eine anthropogen bedingte Anreicherung in den Böden vorliegt.



**Abb. 6.2.1.1/11:** Nickelkonzentrationen der Oberböden im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa

So ist aus der Abbildung 2.1.1/11 klar erkennbar, daß sich die Bereiche der höchsten Konzentrationen jeweils im Umfeld der Abbau- und Aufbereitungsstellen (bzw. der Halden) der Erzgruben befinden. Somit variiert das Verteilungsmuster von Nickel deutlich gegenüber dem von Chrom, wo keine eindeutige Abhängigkeit mit dem Bergbau feststellbar war. In den abseits der genannten Bergbaubereiche liegenden Zonen ist auch bei Nickel ein weitgehend unauffälliges Verteilungsmuster gegeben.

Entsprechend der Lage des Einzugsgebiets in einer Abbau- und Aufbereitungszone kupferhaltiger Erze (Kap. 5.3.2.1) sind die hohen **Kupferkonzentrationen** nicht verwunderlich. So finden sich Maximalkonzentrationen von 1.750 mg/kg in den A-Horizonten, 1.445 mg/kg in den jC- u. yC-Horizonten (einschl. Profile 62 u.63), 2.032 mg/kg in den M-Horizonten, 750 mg/kg in den Bv-Horizonten und 765 mg/kg in den C-Horizonten. Besonders die deutlich niedrigeren Gehalte in den Bv- und C-Horizonten weisen auf einen anthropogenen Eintrag in die Oberböden hin.

Bei der Betrachtung der räumlichen Verteilung der Kupferkonzentrationen in den obersten Profillbereichen (Abb. 6.2.1.1/12) fällt auf, daß nicht nur die eigentlichen Gruben- und Haldengebiete sowie die Akkumulationszonen in den Tälern über die höchsten Elementgehalte verfügen. Vielmehr schält sich ein eng umgrenzter Bereich zwischen den Gruben von Sa Duchessa und Tinni im obersten Einzugsgebietsabschnitt<sup>48</sup> heraus, in dem die Kupfergehalte sämtlicher Böden über 1.500 mg/kg liegen. Verantwortlich dafür sind oberflächennahe Vererzungszonen in diesem Gebiet. Die zu geringen Metallge-

<sup>48</sup> Allerdings scheint in dieser Zone eine sehr alte Abbautätigkeit (möglicherweise voriges Jahrtausend) geherrscht zu haben. Ein Hinweis darauf ergibt sich u.a. aus einem unter einem Steineichenwald liegenden Haldenkörper (Abb. 5.3.2.2/4).

halte dieser Erze rechtfertigten allerdings im letzten Jahrhundert keinen Abbau, so daß sich diese „Anomaliezone“ durch verwitterungsbedingte Anreicherung in den Böden widerspiegelt.

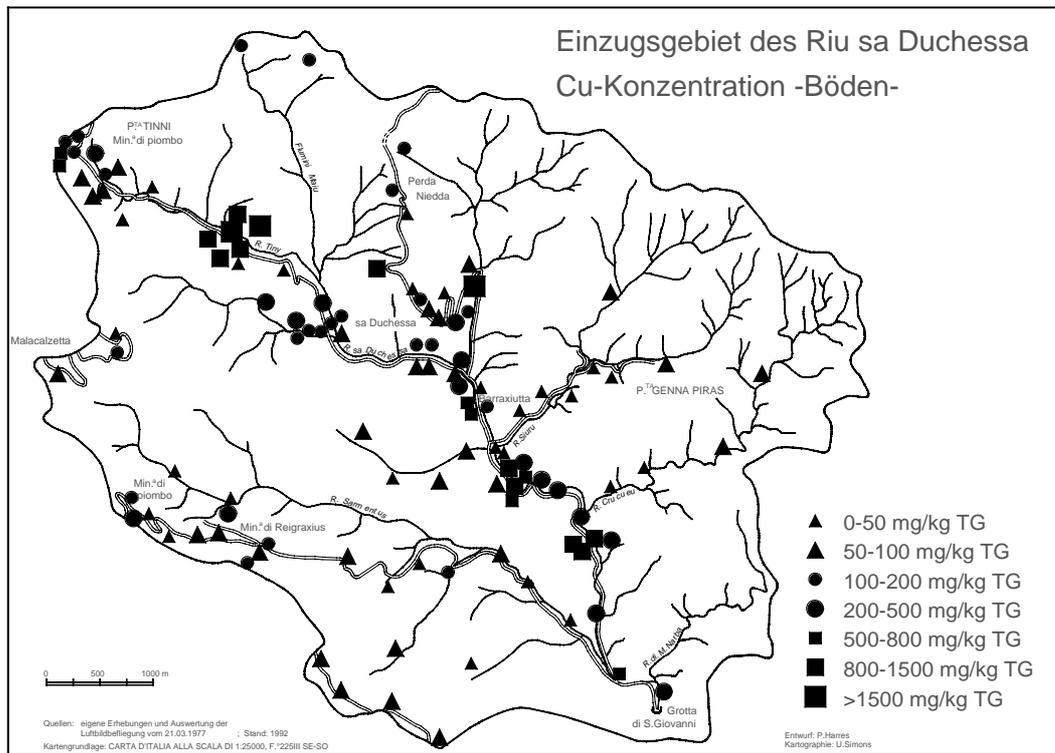


Abb. 6.2.1.1/12: Kupferkonzentrationen der Oberböden im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa

Mehr noch als bei Kupfer zeigt sich bei den räumlichen Konzentrationsverteilungen von **Zink** und **Cadmium** (Abb. 6.2.1.1/13) der Einfluß des Bergbaus. So erreichen zum einen die Elementgehalte extreme Größenordnungen (Tab. 6.2.1.1/4 - 6.2.1.1/7, im Anhang), zum anderen finden sich die höchsten Konzentrationen in den bereits mehrfach erwähnten Gebieten mit Hinterlassenschaften der Erzgewinnung.

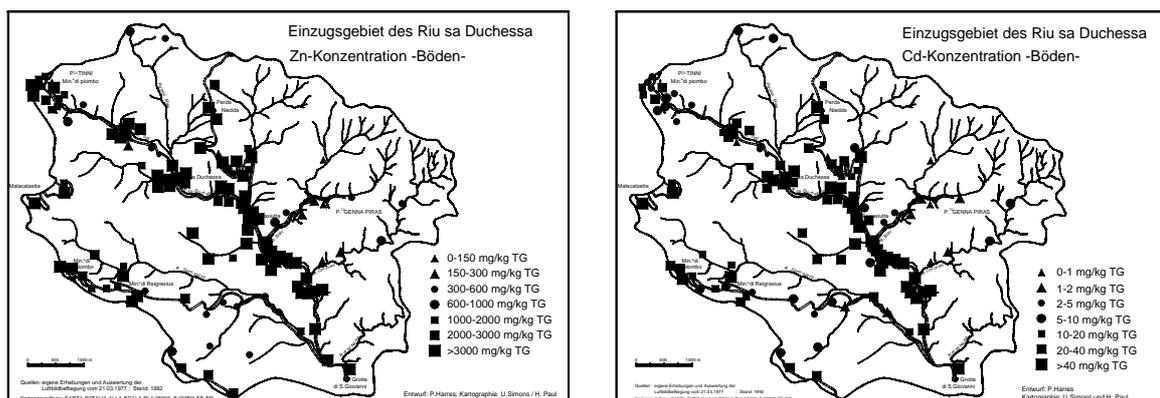


Abb. 6.2.1.1/13: Zink- und Cadmiumkonzentrationen der Oberböden im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa

Die Zinkgehalte der A-Horizonte schwanken insgesamt (Tab. 6.2.1.1/8) zwischen 83 und 81.000 mg/kg (geom. Mittel: 2.408 mg/kg), die der j<sub>y</sub>C- u. y<sub>C</sub>- Horizonte (einschl. P 62 u. P 63) zwischen 309 und 152.000 mg/kg (Mittel: 26.914 mg/kg), der M-Horizonte zwischen 143 und 62.200 mg/kg (Mittel: 5.795 mg/kg), der B<sub>v</sub>-Horizonte zwischen 118 und 60.750 mg/kg (Mittel: 1.591 mg/kg) und der C-Horizonte zwischen 89 und 60.800 mg/kg (Mittel: 1.234 mg/kg).

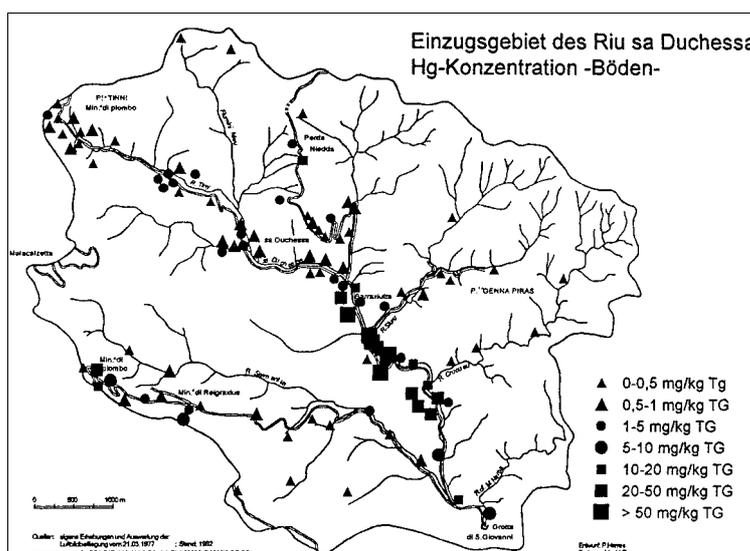
Sämtliche Konzentrationen liegen meist um Potenzen über den Durchschnittsgehalten der entsprechenden Festgesteine (Tab. 2.2/1). Die hohen Konzentrationen der Bv- und C-Horizonte deuten weniger auf pedogen bedingte Verlagerungen hin, als vielmehr auf hohe Grundgehalte in den Ausgangssubstraten der Bodenbildung. Bedenkt man, daß Bergbauaktivitäten in dieser Zone bereits seit einigen Jahrtausenden belegt sind (MANCONI, F., 1986), so wird dies verständlicher.

Die engen Querbeziehungen zwischen Zink und Cadmium werden auch durch deren annähernd identische Verteilungsmuster deutlich (Abb. 6.2.1.1/13). Da Cadmium bei der Gewinnung von Kupfer, Zink und Blei keiner Verwertung zugeführt wurde, gelangten sehr große Mengen dieses Problemelementes über die Erosion von Flotations- und Abraumhalden in das Einzugsgebiet. Dadurch sind an manchen Stellen die Konzentrationen so hoch, daß eine Sanierung dieser Flächen dringend geboten erscheint. So werden beispielsweise die Prüfwerte für Sanierung (C-Werte) des Niederländischen Leitfadens zur Bodenbewertung und Bodensanierung (ANONYM, 1990) stellenweise um mehr als das fünfunddreißigfache (!) überschritten (s. auch Tab. 3.1.6/2).

Die Cadmiumkonzentrationen bewegen sich zwischen 0,30 und 481 mg/kg (Mittel: 12,03 mg/kg) in den A-Horizonten. Sie erreichen 2,3 bis 726 mg/kg (Mittel: 109,56 mg/kg) in den anthropogen umgelagerten künstlichen Substraten, 0,10 bis 246 mg/kg (Mittel: 20,05 mg/kg) in den M-Horizonten, 0,8 bis 285 mg/kg (Mittel: 8,87) in den Bv-Horizonten sowie 0,5 bis 177 mg/kg (Mittel: 4,67 mg/kg) in den C-Horizonten (Tab. 6.2.1.1/8)<sup>49</sup>.

Ebenfalls erschreckend hohe Konzentrationen ergaben sich bei **Quecksilber**. Diese lagen im Mittel lediglich in den A-Horizonten (0,507 mg/kg), den Bv-Horizonten (0,394 mg/kg) und den C-Horizonten (0,508 mg/kg) niedriger als 1 mg/kg. In den j<sub>y</sub>C-, y<sub>C</sub>-Horizonten (sowie den Profilen 62 u. 63) wurden die höchsten Gehalte mit einem Minimum von 0,163 mg/kg, einem Maximum von 95,520 mg/kg und einem Mittelwert von 14,468 mg/kg gemessen. Die Konzentrationen der M-Horizonte schwankten bei einem Mittel von 1,645 mg/kg zwischen 0,030 und 26 mg/kg. Sie liegen damit ebenfalls um Potenzen über den Durchschnittsgehalten der jeweiligen Gesteine (Tab. 2.2/1), überschreiten "jedoch" die C-Werte des Niederländischen Leitfadens zur Bodenbewertung und Bodensanierung (ANONYM, 1990) "nur" um etwa das Dreifache und den Bodenwert III von EICKMANN, T. u. KLOKE, A. (1993) für nichtagrarische Ökosysteme (Tab. 3.1.6/2) um etwa das Doppelte.

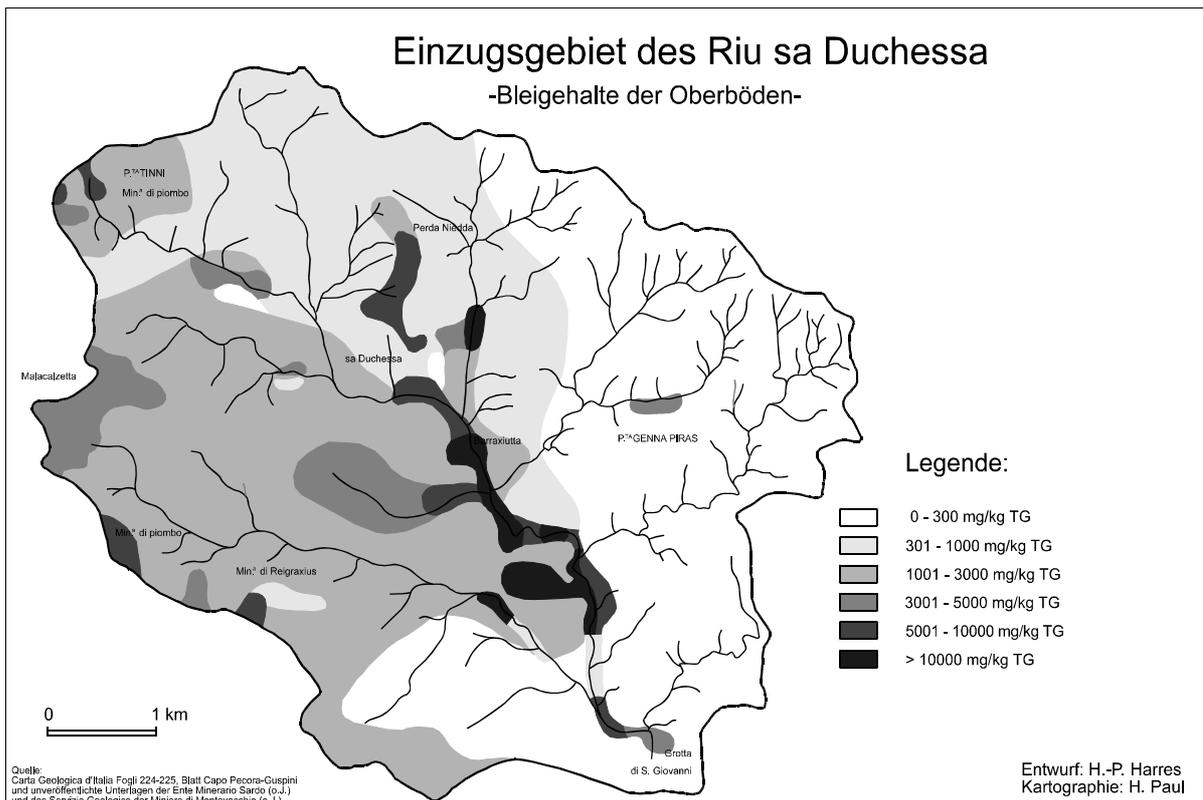
Die räumliche Verteilung der Quecksilberkonzentrationen (Abb. 6.2.1.1/14) zeigt vor allem die starke Bindung hoher Gehalte an die Bereiche mit feinkörnigen Flotationshalden bzw. an junge Akkumulationen in den Tälern.



Für die Verteilung der **Bleikonzentrationen**, die sich zwischen 42 und 50.650 mg/kg (bei einem geom. Mittel aller Proben von 2.303 mg/kg) bewegen, gelten die bisherigen Ausführungen. Daneben zeigt sich, wie bei den meisten Elementen, ein starker Bezug zur geologischen Differenzierung des Einzugsgebietes. Dies wird aus einem Vergleich der Abbildung 5.3.2.2/3 mit der Abbildung 6.2.1.1/15 deutlich. Man erkennt, daß die niedrigsten Gehalte vor allem im Umfeld der ordovizischen Schiefer, Konglomerate und Dolomitserien zu finden sind, während die höchsten Gehalte mit der kambrischen Gonnese-Formation vergesellschaftet sind.

**Abb. 6.2.1.1/14:** Quecksilberkonzentrationen der Oberböden im Einzugsgebiet des Rio sa Duchessa

<sup>49</sup> Die Skepsis, die der Autor anfangs diesen extrem hohen Analysewerten entgegenbrachte, führte dazu, daß jeweils 18 Proben von verschiedenen unabhängigen Labors untersucht wurden. Deren Ergebnisse bestätigten die Analysenwerte.



**Abb. 6.2.1.1/15:** Bleigehalte der Oberböden im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa

Ein höhenstufenbezogenes Anwachsen einzelner Elementkonzentrationen in Richtung Wasserscheide oder entlang von Hauptwindrichtungen durch unterschiedliche Niederschlagsstrukturgänge, wie in Pixinamanna festgestellt, ließ sich bei den Schwermetallgehalten der Böden im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa nicht ermitteln. Die Ursache dürfte darin liegen, daß immissionsbedingte Einträge von den vorhandenen sehr hohen Gesamtgehalten überdeckt werden.

Die Elementgehalten, die bei der Extraktion mit **Ammoniumnitratlösung** ermittelt wurden, sind in den Tabellen 6.2.1.1/9 bis 6.2.1.1/11 (alle im Anhang) dargestellt. Wie in Pixinamanna streuen auch hier alle Elemente beträchtlich, allerdings meist in einem wesentlich breiteren Rahmen. Dieser reicht, wie aus Tabelle 6.2.1.1/12 (nächste Seite) ersichtlich wird, bei Cr von 395 - 1.115 µg/kg (Pixi: 0 - 12,6), bei Fe von 50 - 9.075 µg/kg (Pixi: 50 - 3.924), bei Ni von 20,2 - 191,7 µg/kg (Pixi: 38,3 - 194,7), bei Cu von 34,0 - 3.149 µg/kg (Pixi: 50 - 1.399), bei Zn von 33 - 83.500 µg/kg (Pixi: 15 - 22.118), bei Cd von 1,50 - 9.760 µg/kg (Pixi: 0,01 - 118) und bei Pb von 58 - 17.950 µg/kg (Pixi: 25 - 18.750).

Im Gegensatz zu den Gehalten von Pixinamanna lassen sich allerdings im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa einige räumliche Zusammenhänge erkennen. So fällt auf, daß bei **Eisen** höhere Konzentrationen im Umfeld der Minen von Tinni, Barraxiutta und Reigraxius, im südwestlichen Arbeitsgebietsabschnitt und im Mittellauf der beiden Täler des Riu Siuru und des Riu Crucueu zu finden sind, während die z.T. hoch belasteten Sedimente des Haupttales und die Halden - im Gegensatz zu den Gesamtgehalten - meist die geringsten Konzentrationen in den Eluatzen aufweisen.

Bei **Kupfer** schälen sich die Minenbezirke von Barraxiutta (vor allem Probenstellen 35, 51, 54 u. 55) und Reigraxius (Probenstellen 88, 89, 90, 91, 93 u. 100) als Gebiete mit höheren Eluatkonzentrationen heraus. Dies gilt auch für **Zink**. Allerdings zeigt dieses Element ein differenzierteres räumliches Verteilungsmuster. Es fällt auf, daß die Zinkkonzentrationen der Ammoniumnitratextraktion in wenig belasteten Seitentälern in Fließrichtung geringer werden. So verringern sich beispielsweise die Gehalte im Tal des Riu Crucueu von 16.650 µg/kg (P75) über 3.263 µg/kg (P74) bis auf etwa 1.000 µg/kg an den Probenstellen 73 und 72, während im Seitental des Riu Siuru eine Konzentrationsabnahme von 5.743 µg/kg (P58) über 3.113 µg/kg (P56) auf 200 bis 300 µg/kg (P55 u. P54) erfolgt. Dies sind gleichzeitig

die Täler, die überwiegend in den Gesteinsserien der Cabitza-Formation (vor allem Tonschiefer) angelegt sind. Da in diesen die karbonatischen Anteile in Richtung des Haupttales zunehmen (wie auch karbonathaltige Immissionen aus dem Bergbaugebiet), ließe sich die Konzentrationsabnahme mit einer wachsenden Immobilisierung durch sich steigernde Kalkgehalte - und somit karbonatische Bindungen - in Zusammenhang bringen.

Solche Zusammenhänge lassen sich allerdings nicht in den Haupttälern erkennen, die in erzführenden karbonatischen Serien angelegt sind (R. sa Duchesa, R. Samentus). Hier nehmen vielmehr im Mittel (mit Ausnahme der zwischengeschalteten Grubenbereiche) die Konzentrationen in Fließrichtung zu. Dies kann darauf zurückzuführen sein, daß durch regelmäßige Einspülung von Haldensubstraten mit insgesamt hohen mobilen Anteilen einer pedogenen Immobilisierung entgegengewirkt wird.

**Tab. 6.2.1.1/12:** Statistische Kenngrößen der Schwermetallgehalte aus den Eluaten im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa

Marganei		Mit Ammoniumnitratlösung extrahierbare Elementanteile in µg/kg						
		Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
<b>Alle Proben</b>	<b>Probenzahl n</b>	<b>13</b>	<b>160</b>	<b>92</b>	<b>160</b>	<b>159</b>	<b>157</b>	<b>161</b>
	Minimum	395,0	50	20,2	34,0	33	1,50	58
	Maximum	1.115,0	9.075	191,7	3.149,0	83.500	9.760,00	17.950
	arith. Mittel	745,0	829	73,5	167,3	6.986	285,12	1.445
	<b>geom. Mittel</b>	<b>708,2</b>	<b>408</b>	<b>64,0</b>	<b>98,1</b>	<b>1.746</b>	<b>55,31</b>	<b>1.016</b>
	Stand.abw.	242,0	1.407	39,1	363,4	11.952	850,45	1.929
	Rel. Var.koef. in %	9,4	13,5	5,6	17,2	13,6	23,9	10,5
<b>A-Horizonte</b>	<b>Probenzahl n</b>	<b>10</b>	<b>76</b>	<b>31</b>	<b>76</b>	<b>75</b>	<b>74</b>	<b>76</b>
	Minimum	395,0	50	20,7	50,0	100	2,30	58
	Maximum	1.115,0	4.215	191,7	618,0	83.500	1.899,00	17.950
	arith. Mittel	807,2	832	80,0	124,7	8.014	219,84	1.421
	<b>geom. Mittel</b>	<b>394,3</b>	<b>526</b>	<b>67,8</b>	<b>95,1</b>	<b>2.068</b>	<b>61,45</b>	<b>1.001</b>
	Std.abw.	258,0	908	47,0	113,1	14.784	381,11	2.150
	rel. Var.koef. in %	10,7	12,6	10,7	10,5	21,4	20,3	17,5
<b>M-Horizonte</b>	<b>Probenzahl n</b>		<b>26</b>	<b>19</b>	<b>26</b>	<b>26</b>	<b>25</b>	<b>26</b>
	Minimum		50	24,0	50,0	33	2,20	325
	Maximum		3.911	156,7	449,0	28.750	1.743,00	4.325
	arith. Mittel		376	77,4	148,7	6.669	389,23	1.307
	<b>geom. Mittel</b>		<b>216</b>	<b>66,7</b>	<b>106,3</b>	<b>1.957</b>	<b>104,16</b>	<b>1.022</b>
	Std.abw.		735	39,4	132,7	7.728	481,43	1.067
	rel. Var.koef. in %		39,1	12,0	17,8	23,2	25,2	16,3
<b>Bv- u. AhBv-Horizonte</b>	<b>Probenzahl n</b>	<b>3</b>	<b>24</b>	<b>22</b>	<b>24</b>	<b>24</b>	<b>24</b>	<b>24</b>
	Minimum	590,0	50	20,2	50,0	133	1,50	150
	Maximum	785,0	8.793	128,9	3.140,0	15.975	231,00	10.625
	arith. Mittel	656,7	1.079	68,7	227,9	2.328	48,72	1.631
	<b>geom. Mittel</b>	<b>650,7</b>	<b>360</b>	<b>61,4</b>	<b>90,0</b>	<b>999</b>	<b>24,23</b>	<b>952</b>
	Std.abw.	111,2	2.065	32,4	627,2	3.552	60,96	2.557
	rel. Var.koef. in %	12,0	39,9	10,3	57,4	31,8	26,1	32,7
<b>jC- u. yC- Horizonte</b>	<b>Probenzahl n</b>		<b>14</b>	<b>6</b>	<b>14</b>	<b>14</b>	<b>14</b>	<b>14</b>
	Minimum		113	26,7	50,0	95	9,30	500
	Maximum		8.066	65,2	3.149,0	39.250	9.760,00	6.350
	arith. Mittel		904	44,5	437,7	12.905	1.089,60	2.001
	<b>geom. Mittel</b>		<b>356</b>	<b>5,0</b>	<b>162,6</b>	<b>3842</b>	<b>199,23</b>	<b>1.370</b>
	Std.abw.		2.083	13,6	837,3	12.601	2.535,96	2.030
	rel. Var.koef. in %		63,9	13,7	53,0	27,1	64,5	28,1
<b>C-Horizonte</b>	<b>Probenzahl n</b>		<b>12</b>	<b>11</b>	<b>12</b>	<b>12</b>	<b>12</b>	<b>12</b>
	Minimum		77	36,7	34,0	88	1,70	225
	Maximum		9.075	112,9	168,0	19.750	1.043,00	2.875
	arith. Mittel		1.130	68,1	85,4	3.821	165,49	1.192
	<b>geom. Mittel</b>		<b>389</b>	<b>63,7</b>	<b>75,0</b>	<b>1.000</b>	<b>24,97</b>	<b>947</b>
	Std.abw.		2.528	26,3	45,2	6.188	342,85	770
	rel. Var.koef. in %		67,4	12,2	15,9	48,8	62,5	19,5

Die räumliche Verteilung von **Cadmium** entspricht für die obersten Profildbereiche der Böden weitgehend der von Zink, weist aber nicht solche eindeutigen Konzentrationsabfolgen auf.

Bei der Betrachtung der Verteilung der **Bleigehalte** aus den Eluaten fällt auf, daß - mit wenigen Ausnahmen - das Tal des Riu Samentus durchgängig über sehr hohe Konzentrationen verfügt. Deren Quelle ist eindeutig die Miniera di piombo im obersten Einzugsgebietsabschnitt. Dort werden Bleiwerte von 2.350 µg/kg (P102), 3.725 µg/kg (P103) und 4.550 µg/kg (P94) gemessen. Lediglich unterhalb der

Miniera di Tinni findet sich ein Wert, der diese Konzentrationsspanne mit 17.950 µg/kg (P10) noch (deutlich) übersteigt.

Das Tal des Riu sa Duchessa weist ebenfalls hohe, jedoch im Mittel deutlich niedrigere Bleigehalte auf. Hier schwanken die Konzentrationen zwischen ca. 400 und 2.000 µg/kg. Eine Ausnahme bilden lediglich die Probenstellen 71 (mit 4.325 µg/kg) und 82 (mit 4.200 µg/kg). Letztere befindet sich allerdings unterhalb der Einmündung des Riu Samentus.

Auf die Zusammenhänge zwischen Gesamtkonzentrationen, extrahierbaren Anteilen, Bodenparametern und Pflanzengehalten wird in Kapitel 7.4 eingegangen.

### 6.2.1.2 Analysedaten der Bodenprofile

Die **Kornspektren** in den Bodenprofilen belegen die bereits für Pixinamanna diskutierten Einflüsse von Sedimentations- und Verwitterungsbedingungen einerseits und Verlagerungen im Zusammenhang mit pedogenetischen Prozessen (Verbraunung, Verlehmung) andererseits. Eine wichtige Rolle spielt im Marganei überdies die Verkarstung, da es verstärkt durch eine Vielzahl wasserwegsamere Klüfte zu einer subterranean Abfuhr von Feinstsedimenten kommen kann. Diese finden sich nicht nur als Höhlenlehme (s. Kap. 6.2.4) in unterschiedlicher Tiefe der Karstgrotten wieder, sondern sie werden auch nach extremen Niederschlags- und Abflußereignissen - trotz des Plombierens zahlreicher Ponore (HARRES, H.P. et al., 1987) - nach wie vor (PAZZAGLIA, L., 1986) als Suspensionsfracht in den - der Trinkwasserversorgung dienenden - Quelltopf unterhalb der Grotta di S. Giovanni transportiert.

Auch die **Karbonatgehalte** und die **pH-Werte** der Horizonte einzelner Bodenprofile entsprechen - wie bei denen der Oberböden - den gesteinsbedingten Vorgaben bzw. der Pedogenese. So läßt sich beispielsweise auch an den Profilen erkennen, daß Bodenversauerungen die Ausnahme sind, so daß auch in den Tiefenprofilen eine Schwermetall-Immobilisierung dominiert.

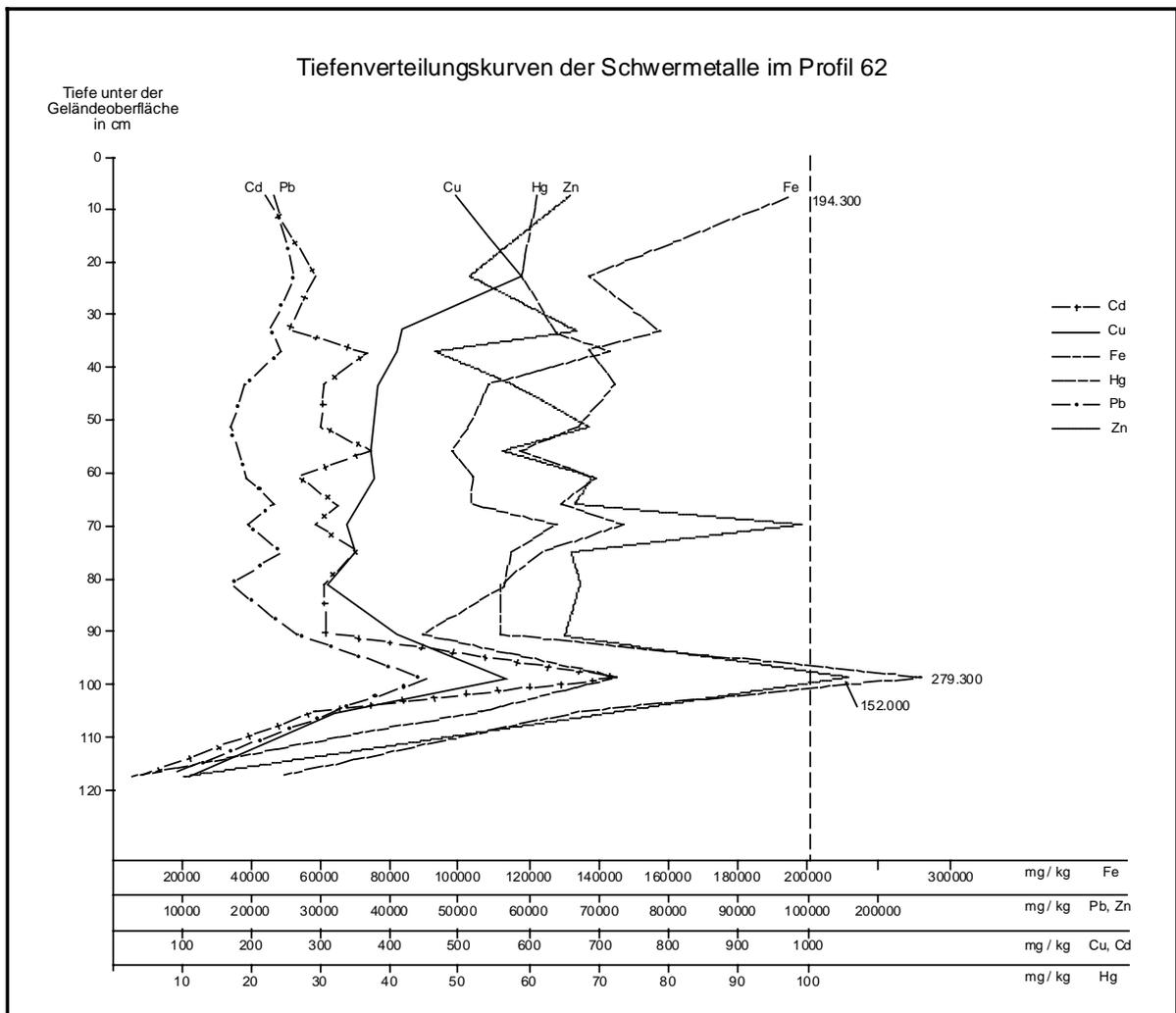
Auch hier wurden die **Schwermetallgesamtgehalte** in den Horizonten einzelner Bodenprofile zusammen mit den jeweiligen relativen Variationskoeffizienten (Tab. 6.2.1.1/8) bereits in Kapitel 6.2.1.1 dargestellt.

Die **Tiefenprofile der Schwermetallverteilungen** im Einzugsgebiet sind überwiegend anthropogen geprägt. Durch pedogene Prozesse dominierte Tiefenverteilungskurven bleiben die Ausnahme. Am auffälligsten sind - neben den Flotationshalden - stark schwankende Elementgehalte über das gesamte Profil. Solche Verhältnisse finden sich hauptsächlich in den Akkumulationszonen der Täler. Als Beispiel dienen die Ablagerungen der Sedimentserien an der Probenstelle 62 (s. Foto 6.2.1/2) und deren Schwermetallkonzentrationen (Abb. 6.2.1.2/1, nächste Seite). Dieses Profil macht gleichzeitig durch die Höhe der Schwermetallgehalte, insbesondere auch der "Problemelemente" Cd, Hg und Pb, das bereits angeschnittene Problempotential dieses Raumes transparent.

Auch die tiefenbezogene Verteilung der Schwermetallgehalte<sup>50</sup> der übrigen Böden belegt die weite Verbreitung der direkten oder indirekten anthropogenen Überprägung. Dies zeigt sich auf unterschiedliche Weise an den Kolluvialen. So finden sich Standorte, bei denen unter geringer belasteten Oberbodenhorizonten die Schwermetallkonzentrationen der unterlagernden M-Horizonte deutlich höher liegen, aber annähernd konstant bleiben (P 13, P 91, P 93 in Abb. 6.2.1.2/2), oder aber größeren Schwankungen unterworfen sind (P 35a in Abb. 6.2.1.2/2). Im ersten Falle stammen die akkumulierten Substrate weitgehend aus der gleichen Quelle, im zweiten Falle weisen sie eine unterschiedliche Herkunft auf. Die geringere Belastung der Oberbodenhorizonte läßt sich nur schwer mit Auswaschungs- und Verlagerungsvorgängen in Zusammenhang bringen, da pH-Werte, Humus-, Ton- und Karbonatgehalte eine Festlegung der Schwermetalle begünstigen. Sie weist vielmehr darauf hin, daß a priori das oberste Solummaterial geringere Schwermetallkonzentrationen besaß und somit ebenfalls einer anderen Quelle entstammt.

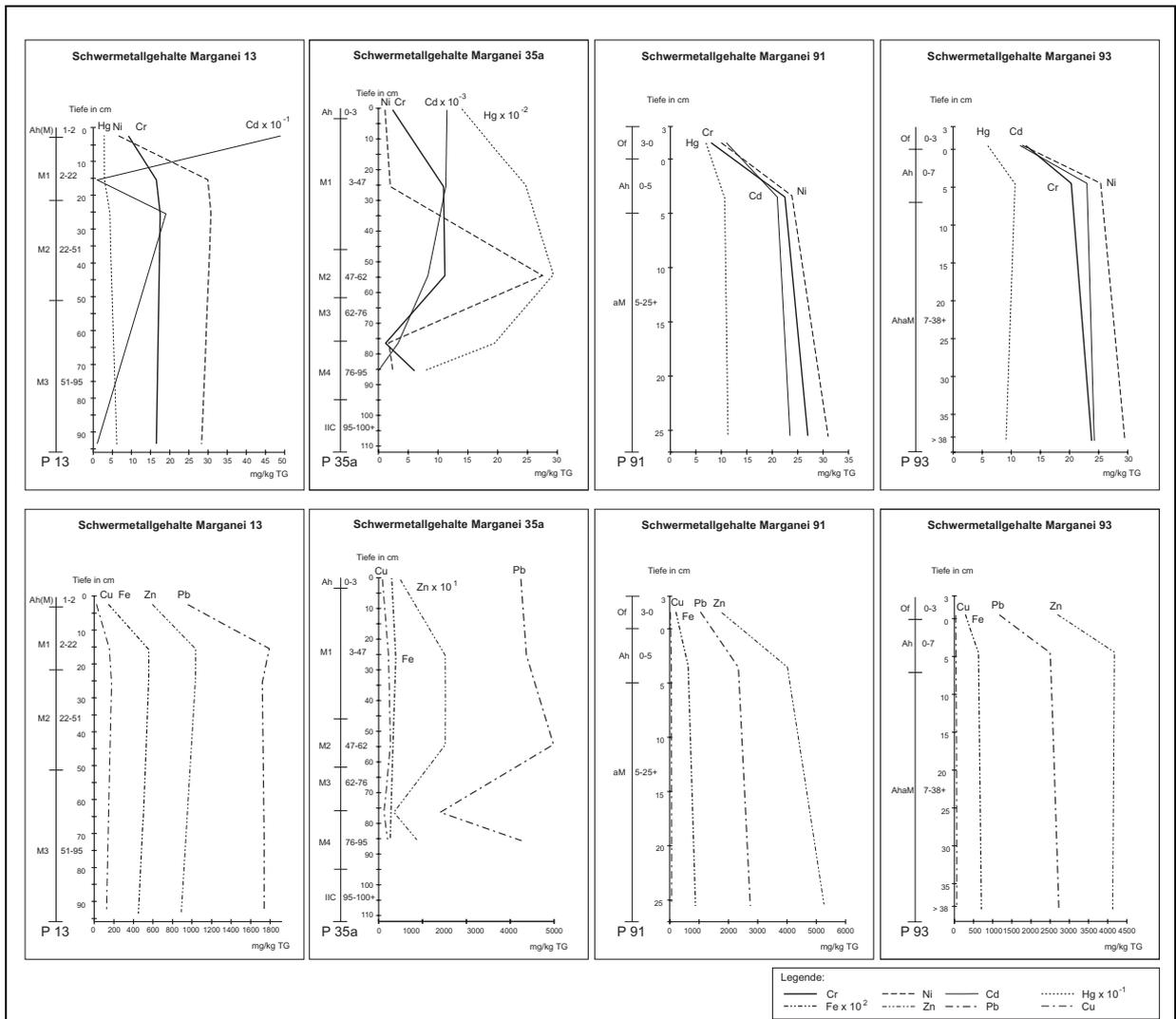
<sup>50</sup> Bei der Darstellung der tiefenbezogenen Verteilungskurven von Schwermetallen wurden, entsprechend der verschiedenen Mächtigkeiten der beprobten Horizonte, unterschiedliche Einteilungen der Ordinaten vorgenommen. Dies geschah, wie auch die variierenden Konzentrationseinteilungen der Abszissen, um die jeweiligen charakteristischen Eigenschaften einzelner Profile besser darstellen zu können. Diesem Ziel wurde Vorrang vor einer gegenseitigen Vergleichbarkeit aller Profile gegeben, so daß sich diese erst durch eine differenziertere Betrachtung erschließt.

In beiden Fällen zeigen die Konzentrationsverläufe, daß es sich - wie an zahlreichen Stellen im Einzugsgebiet von Pixinamanna - um Böden auf jungen Aufschüttungen im Zusammenhang mit Akkumulationen durch die Torrente oder um Hangkolluvisole handelt.



Die Lage des Profils ist im Anhang in der Abbildung 4.1.1.1/2 dargestellt

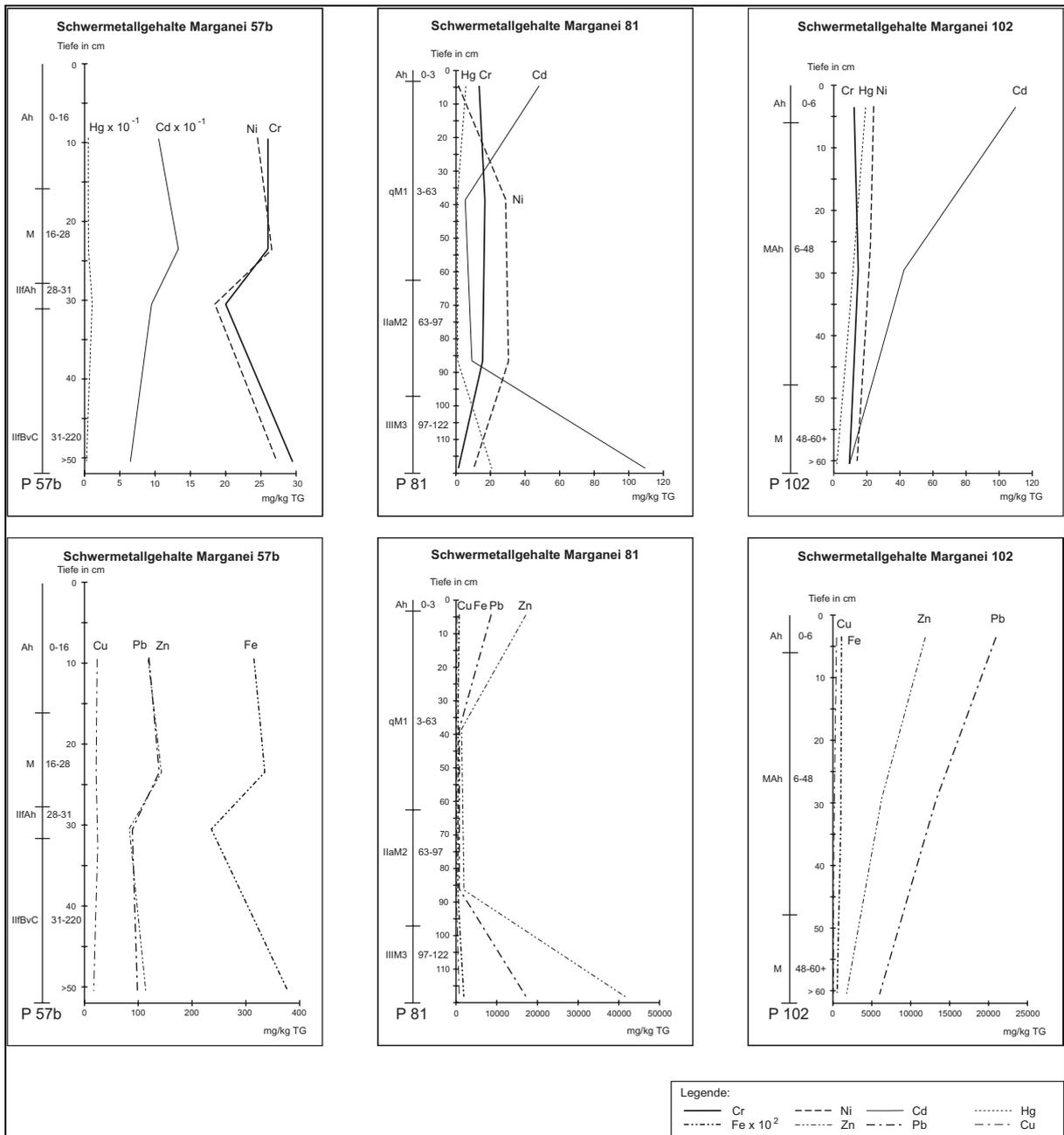
**Abb. 6.2.1.2/1:** Tiefenbezogene Verteilungskurven der Schwermetalle im Profil 62



Lage und Aufbau dieser Profile findet sich in den Abbildungen 4.1.1/2, 5.3.2.2/1 (P 13 und 35a) und 6.2.1/2 (P 93).

**Abb 6.2.1.2/2:** Tiefenbezogene Verteilungskurven von Schwermetallen ausgewählter Profile (1) im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa

Ebenfalls junge Bodenbildungen sind in Abbildung 6.2.1.2/3 dargestellt. Diese weisen allerdings deutlich unterschiedliche Verteilungskurven auf. So zeigt Profil 57b (eine von Hangschutt überdeckte Braunerde), daß die Schwermetallgehalte des aktuellen Ah-Horizontes deutlich höher liegen als die des fAh-Horizontes. Letztere bewegen sich in Größenordnungen, die (mit Ausnahme von Blei) durchaus im Bereich der gesteinsbedingten Grundgehalte liegen. Sie machen dadurch gleichzeitig auf junge Erhöhungen der Schwermetallgehalte aufmerksam. Die Konzentrationen im M- und II fBvC-Horizont sind insgesamt höher als die der A-Horizonte und entsprechen sich weitgehend. Dies ist nicht ohne weiteres zu erklären. Da davon ausgegangen werden muß, daß sekundäre Anreicherungen im II fBvC nicht erfolgt sind (relative Immobilität der Elemente durch die pedogenen Bedingungen), würden die vergleichbaren Schwermetallgehalte auf eine ähnliche Vorgeschichte beider Horizonte hindeuten.



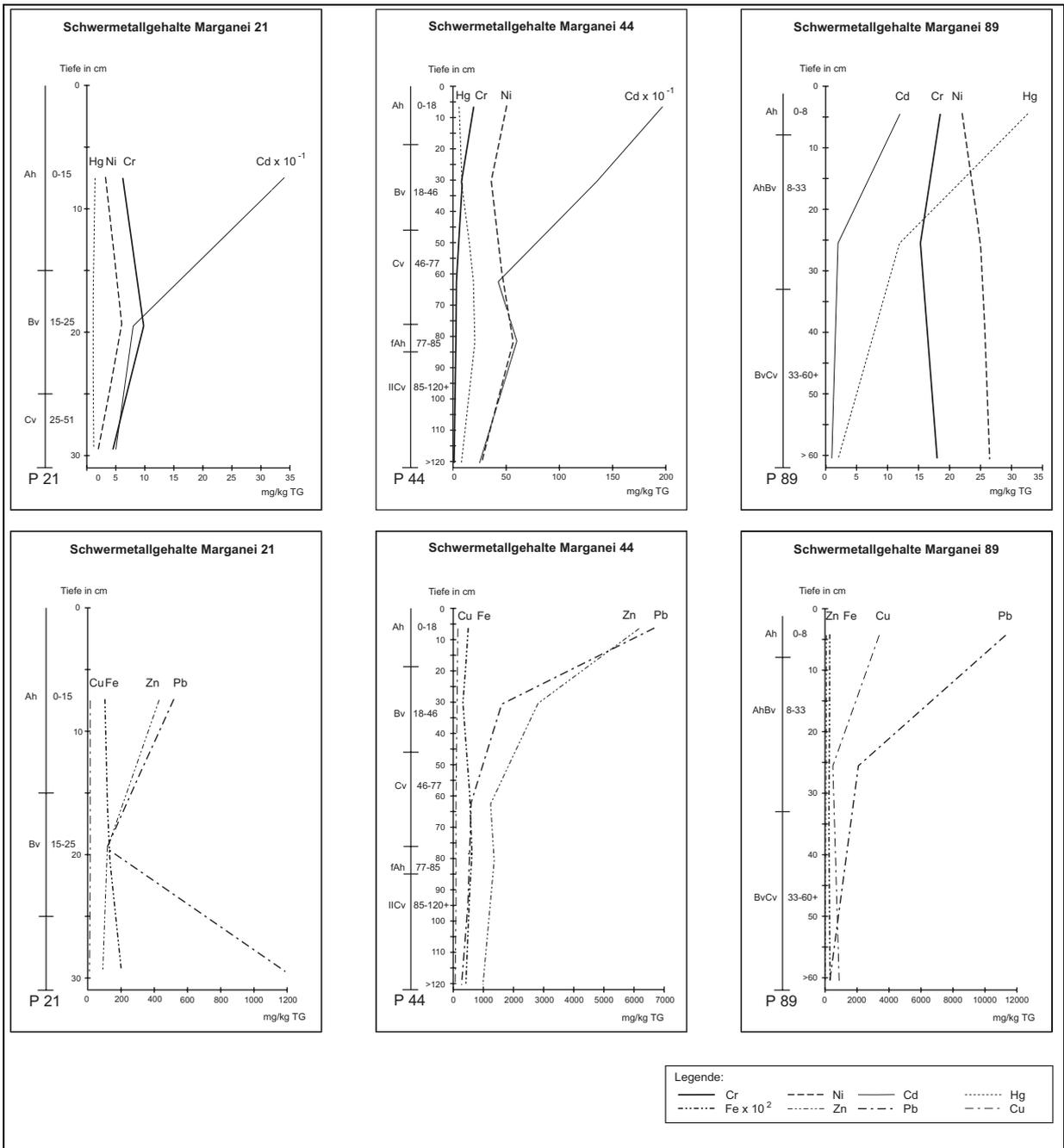
Lage und Aufbau dieser Profile findet sich in den Abbildungen 4.1.1.1/2 und 6.2.1/3 (P 57b).

**Abb. 6.2.1.2/3:** Tiefenbezogene Verteilungskurven von Schwermetallen ausgewählter Profile (2) im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa

Einfacher lassen sich die Verteilungskurven des Profils 81 (Abb. 6.2.1.2/3) interpretieren, die sich in einem wesentlich höheren Konzentrationsbereich bewegen (s. Abszisseneinteilung). Bei diesem Profil wird der Geröllhorizont der Torrente, dessen Oberkante 122 cm unter der Geländeoberfläche zu finden ist, von drei sehr unterschiedlichen Sedimentkörpern bedeckt. So finden sich im Tiefenbereich von 97 - 122 cm unter Flur, dem Geröllhorizont direkt auflagernd, feinkörnige Rückstände aus Flotationshalden. Deren Schwermetallgehalte sind - mit Ausnahme von Cr und Ni - entsprechend hoch. Darüber liegen zwei Schotterpakete (Abb. 5.3.2.2/1), deren deutlich niedrigere Schwermetallgehalte zeigen, daß die Substrate nicht vorrangig aus Bergbauablasten stammen. Der Konzentrationsanstieg der Elemente in dem auf diesen Horizonten entwickelten Ah ist wiederum auf einen aktuellen Eintrag belasteter Feinsedimente zurückzuführen.

Profil 102 schließlich (Abb. 6.2.1.2/3) zeigt eine kontinuierliche Konzentrationsabnahme mit der Tiefe. Hier wurden auf einem flachen Hangabschnitt oberhalb der Miniera di Piombo mit Schwermetallen hoch angereicherte Substrate abgelagert.

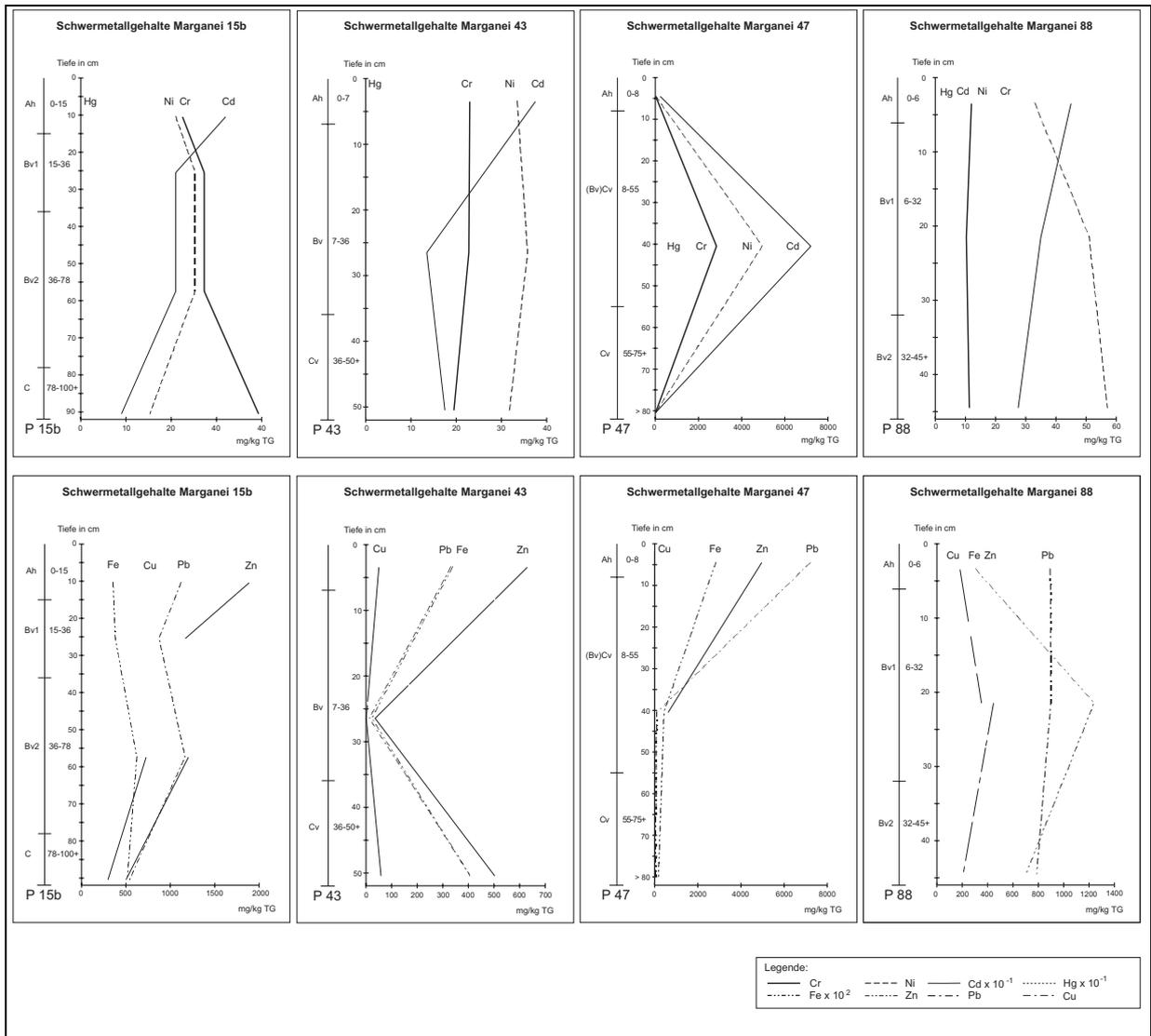
Die weite Verbreitung junger, schwermetallreicher Ablagerungen auf den Oberflächen des Einzugsgebietes zeigt sich vor allem auch bei den Verteilungskurven der Elemente in Braunerden. So erkennt man bei den Profilen P21, P44 und P99 in Abb. 6.2.1.2/4, daß jeweils die Ah-Horizonte die höchsten Gehalte aufweisen, während die tieferen Horizonte i.d.R. deutlich niedrigere Konzentrationen besitzen. Letztere belegen dennoch durch die Höhe der Elementgehalte ihre Herkunft aus den mit dem Erzbau in Zusammenhang stehenden Substraten. Die hohen Konzentrationen in den obersten Horizonten werden mit Immissionsbelastungen durch Staubtransport (vor allem Haldenmaterial) in Zusammenhang gebracht. Die weitaus niedrigeren Elementgehalte in den fAh-Horizonten (P44) deuten darauf hin, daß eine solche äolische Umlagerung nicht zu allen Zeiten so wirksam war, wie es für den jüngsten Zeitraum belegt werden kann (s. Kap. 6.2.8).



Lage und Aufbau dieser Profile findet sich in den Abbildungen 4.1.1.1/2 und 6.2.1/2 (P 21).

**Abb. 6.2.1.2/4:** Tiefenbezogene Verteilungskurven von Schwermetallen ausgewählter Profile (3) im Einzugsgebiet des Rio sa Duchessa

Eine Umverteilung der Schwermetallgehalte durch bodeninterne Prozesse, wie sie in für Pixinamanna nachweisbar war, ist in der Bergbauregion nur schwer zu erkennen. Dies hängt mit Sicherheit mit den sehr hohen Gesamtgehalten der Elemente im Marganei zusammen. Durch deren Größenordnungen werden mögliche bodeninterne Veränderungen kaschiert. Als Beispiel dienen die Profile 15b, 43, 47 und 88 der Abbildung 6.2.1.2/5.



Lage und Aufbau dieser Profile findet sich in den Abbildungen 4.1.1.1/2 und 5.3.2.2/1 (P 15b).

**Abb. 6.2.1.2/5:** Tiefenbezogene Verteilungskurven von Schwermetallen ausgewählter Profile (4) im Einzugsgebiet des Rio sa Duchessa

Man erkennt, daß die Schwermetallgehalte der Bv- bzw. BvC-Horizonte, je nach Zusammensetzung und Elementkonzentration des Ausgangsmaterials der Bodenbildung, entweder niedriger oder höher als die der Ah-Horizonte sind. Eine bodenprozessbezogene Interpretation der Schwermetallverteilungskurven ist hier sehr problematisch, zumal sich teilweise im gleichen Profil einige Elemente gegensätzlich verhalten.

Betrachtet man die Veränderungen der **Eluatkonzentrationen in den Tiefenprofilen**, so erkennt man, daß in den meisten Fällen die höchsten „verfügbaren“ Anteile in den Ah-Horizonten zu finden sind. Dies gilt vor allem für die Elemente Fe, Cu, Zn und Cd, nicht jedoch für Pb, das - mit wenigen Ausnahmen - seine Maximalkonzentrationen in den Bv- Horizonten erreicht. Die herausragende Rolle der A-Horizonte läßt sich mit jungen Einträgen in Zusammenhang bringen. Wie aus der Literatur bekannt (PRÜESS, A., 1992), sind deren eluierbare Anteile i.d.R. deutlich höher als in Horizonten mit Umverteilungen von Elementen durch pedogenetische Prozesse.

Im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa läßt sich bei den Böden und Bodengesellschaften **zusammenfassend** feststellen, daß:

- unentwickelte bis schwach entwickelte Böden sowohl an den Hängen (erosive Kappungen, z.T. bis zu den Ausgangssubstraten) als auch in den Tälern (akkumulative Überschüttungen) des Arbeitsgebietes dominieren.
- die Bodengesellschaften im Bergland im Bereich der Kalke von Syrosemes, Protorendzinen, Rendzinen und Braunerde-Rendzinen gebildet werden, während auf den Graniten und Schiefen Protoranker, Ranker und Braunerde-Ranker zu finden sind.
- Kolluvisole auf Unterhängen und in der Hangfußzone weit verbreitet sind.
- Auenlockersyroseme, Auenregosole und Auenpararendzinen auf der Talsohle des Riu sa Duchessa im untersten Einzugsgebietsabschnitt vorkommen, während steinreiche Talfüllungen die Nebentäler charakterisieren.
- Erosion und Akkumulation in engem Zusammenhang mit Bergbauaktivitäten stehen und daher die Bodengesellschaften in starkem Maße vom Bergbau und dessen Hinterlassenschaften geprägt sind.
- feinkörnige Sedimente aus Flotationshalden eine großflächige Umverteilung erfahren.
- die Abfolge verschiedener Sedimentserien, die z.T. durch zwischengeschaltete A-Horizonte und jüngere Zerschneidungen modifiziert werden, einen mehrfachen Wandel im Abtrags- und Ablagerungsgeschehen des Raumes implizieren und eine Rekonstruktion der Morphodynamik seit der Bergbautätigkeit zulassen.
- auf Verebnungsresten, unter älteren Waldbeständen oder unter jungen Überdeckungen stellenweise ungestörte Bodentypen mit ausgeprägten Profildifferenzierungen erhalten sind. Diese gestatten einen Hinweis auf die Pedogenese und das Prozessgeschehen des Raumes.
- davon ausgegangen werden kann, daß ehemals mediterrane Braunerden weit verbreitet waren.
- Mächtigkeit und Tongehalt der Bv- Horizonte, je nach Lage im Relief, variieren. So finden sich mächtige, stark verlehnte, dunkelbraune (7,5 YR 4/4) und steinfreie Bv-Horizonte vor allem auf dem höchsten „Verebnungsniveau“ im obersten Einzugsgebietsabschnitt, während auf den niedriger gelegenen Verebnungen Mächtigkeit und Tongehalt zunehmend geringer, die Bodenfarbe zunehmend heller und der Steinanteil zunehmend größer wird.
- vereinzelt Lockerbraunerden auf Kalk existieren, die insgesamt die mächtigsten Ah-Horizonte besitzen.
- in Kalkklüften violettfarbige Lehme und Tone erhalten sind, die als überprägte Terra rossa - Relikte gedeutet werden. Letztere entstanden entweder vor der Bildung der Braunerden oder bei unterschiedlichen Ariditätsbedingungen gleichzeitig mit diesen.
- die Kornspektren der Oberböden im gesamten Einzugsgebiet deutlich machen, daß wesentlich höhere Ton- und Schluffanteile vorkommen als in Pixinamanna und somit auch günstigere Sorptionsbedingungen für Schwermetalle gegeben sind.
- die Unterschiede in den Kornspektren der Täler mit dem Eintrag verschiedenster Haldenmaterialien in Zusammenhang gebracht werden.
- vor allem Sedimentations- und Verwitterungsbedingungen und in geringerem Umfang pedogenetische Prozesse für die tiefenbezogenen Verteilungskurven der Kornspektren verantwortlich sind.

- es durch Verkarstung zu einer subterranean Abfuhr von Feinstsedimenten kommt, die sich entweder als Höhlenlehme in unterschiedlicher Tiefe der Grotten wiederfinden oder - nach Extremabflüssen - als Suspensionsfracht in den der Trinkwasserversorgung dienenden Quelltopf eingespeist werden.
- auch hier pH-Werte und Karbonatgehalte der Böden in starkem Maße von den geologischen Bedingungen abhängen.
- für die Gehalte an organischer Substanz die gleichen Zusammenhänge existieren wie in Pixinamanna.
- die Schwermetallgehalte der Böden extreme Größenordnungen erreichen, und alle gesetzlich festgelegten Bewertungsmaßstäbe teilweise um Potenzen überschreiten.
- die Elementkonzentrationen eine sehr große Streubreite aufweisen.
- sich die Chromgehalte unabhängig von den Horizonten im gesamten Einzugsgebiet in einem engen Wertebereich bewegen. Sie liegen im Bereich der geogenen Grundlast und lassen nur eine schwache räumliche Differenzierung erkennen.
- die sehr hohen Eisenkonzentrationen nicht nur auf die Bergbautätigkeit zurückzuführen sind, sondern auch eine Funktion der stärker verbrauchten Böden dieses Gebietes darstellen.
- die Nickelgehalte zwei- bis dreimal so hoch sind wie die geogenen Grundgehalte und eine anthropogene Anreicherung deutlich machen.
- bei der Betrachtung der räumlichen Verteilung der Kupferkonzentrationen sich nicht nur die Gruben- und Haldengebiete als besonders belastet herausheben, sondern in gleichem Maße auch die Akkumulationszonen in den Tälern und Zonen mit nicht abbauwürdigen oberflächennahen Vererzungen.
- sich bei der ähnlichen räumlichen Konzentrationsverteilung von Zink und Cadmium markant der Einfluß des Bergbaus widerspiegelt.
- sehr große Cadmiummengen über die Erosion von Flotations- und Abraumhalden in das Einzugsgebiet gelangten.
- allein bezogen auf die Cadmiumgehalte eine Sanierung zahlreicher Flächen geboten erscheint, zumal die C-Werte des Niederländischen Leitfadens zur Bodenbewertung und Bodensanierung um mehr als das fünfunddreißigfache überschritten werden (Maximalkonzentration: 481 mg/kg TG).
- auch die Quecksilberkonzentrationen extrem hoch sind und ebenfalls eine starke Bindung an junge Akkumulationen in den Tälern besitzen.
- sich neben dem Bezug zum Bergbau vor allem bei den Konzentrationsverteilungen von Blei die geologische Differenzierung des Arbeitsgebietes zeigt.
- eine höhenstufenbezogene Zunahme der Elementkonzentrationen nicht nachweisbar war, da die z.T. extrem hohen Schwermetallgehalte der Böden mögliche immissionsbedingte Einträge überdecken.
- die hohen Schwermetallkonzentrationen in den obersten Horizonten der Braunerden jedoch mit Immissionsbelastungen durch Staubtransport in Zusammenhang gebracht werden können. Die deutlich niedrigeren Elementgehalte in fAh-Horizonten zeigen, daß äolische Umlagerungen nicht immer so wirksam waren wie im jüngsten Zeitraum.
- die sehr unterschiedlichen Tiefenprofile der Schwermetallverteilung nur über anthropogene Aktivitäten erklärbar sind.
- eine Umverteilung der Schwermetallgehalte durch bodeninterne Prozesse nur schwer nachweisbar ist.
- die Konzentrationsverteilungen der Elemente aus den Eluaten ebenfalls markante räumliche Differenzierungen erkennen lassen. Dabei zeigt sich - in stärkerem Maße als bei den Gesamtgehalten - ein Bezug zum Bergbau, zur Geologie und zum Alter der einzelnen Böden.
- bei den Eluatkonzentrationen in den Tiefenprofilen (mit Ausnahme von Blei) die höchsten Konzentrationen in den Ah-Horizonten zu finden sind.

## 6.2.2 Wasserproben

Zwischen November 1983 und September 1992 wurden zahlreiche Wasseruntersuchungen am Riu sa Duchessa, seinen Nebenbächen und an seinem Vorfluter (Riu Cixerri) durchgeführt.

Auch für diese Gewässer sind einige der grundlegenden Ergebnisse bereits im Kapitel 4.1.2.2 dargestellt. So finden sich im Riu sa Duchessa:

- deutliche Differenzen in den Schwermetallkonzentrationen gleichzeitig gewonnener Parallelproben einer definierten Entnahmestelle.
- extrem abweichende Elementgehalte von Proben aus Querprofilen bei Trockenwetterabflüssen, entsprechend unterschiedlicher Konzentrationsspektren einmündender Seitengerinne. Dabei existieren meist parallel verlaufende Fließwasserbereiche mit verschiedenartiger Suspensionsfracht und ungleichen Transportraten.
- gleichmäßiger verteilte, aber dennoch schwankende Schwermetallkonzentrationen von Proben aus Querprofilen bei abschwellender Wasserführung.
- beträchtliche Divergenzen bei Tagesgängen sowohl filtrierter als auch unfiltrierter Proben.
- ein überwiegend partikulär erfolgreicher Schwermetalltransport in der Suspensionsfracht.

Die daraus erkennbare räumliche und zeitliche Diskrepanz in den Schwermetallgehalten der fließenden Welle wurde neben Matrixeffekten und unvermeidbaren analytischen Fehlern auf wechselnde Frachtraten einmündender Nebenbäche, extreme Abflußschwankungen sowie auf eine sich wellenförmig ändernde Sohlenschubspannung und somit auf eine unterschiedliche Transportrhythmik zurückgeführt. Als Konsequenz wurde postuliert, daß eine Quantifizierung des Austrages auch durch zeit- und durchflußproportionale Mischproben nicht exakt möglich ist. Daher geben auch hier die dargestellten Meßreihen, die durch die Ermittlung der **Niederschlagsverteilung**<sup>51</sup> im Untersuchungszeitraum, die Kartierung der **Fließstrecken** und die Analytik **wasserphysikalischer und -chemischer Parameter** ergänzt wurden, nur Anhaltswerte für die Größenordnung einer fluvialen Umverteilung.

Bei der Kartierung der Fließstrecken zeigte es sich, daß das torrentielle Abflußregime des Riu sa Duchessa eine entscheidende Modifikation durch die Verkarstung einzelner Einzugsgebietsabschnitte erfuhr. Zwar begann auch hier der Abfluß sich schrittweise im Spätherbst aufzubauen, um bis in den Frühsommer wirksam zu sein, allerdings mit einer weit extremeren Diskontinuität als sie für das Forstschutzgebiet von Pixinamanna dokumentiert wurde. Dies ist darauf zurückzuführen, daß zusätzlich zu den niederschlags- und abflußbedingten Parametern noch eine unterschiedliche subterrane Abfuhr von Oberflächenwasser durch Klüfte und Ponore erfolgt. Dies mag eine der Hauptursachen sein, daß ein durchgängiges Fließen über die gesamte Niederschlagsperiode kein einziges Mal auftrat. Außerdem existierte nur in wenigen Fällen während der Untersuchungszeiträume ein vollständiger (und meist sehr kurzfristiger) Gerinneabfluß vom obersten Einzugsgebiet bis zur Grotta di S. Giovanni. Ausschlaggebend für solchen Gesamtabflüsse, an die der größte Teil des Einzugsgebietsaustrages gekoppelt war, sind auch hier einzelne Hochwasserereignisse nach Starkregen.

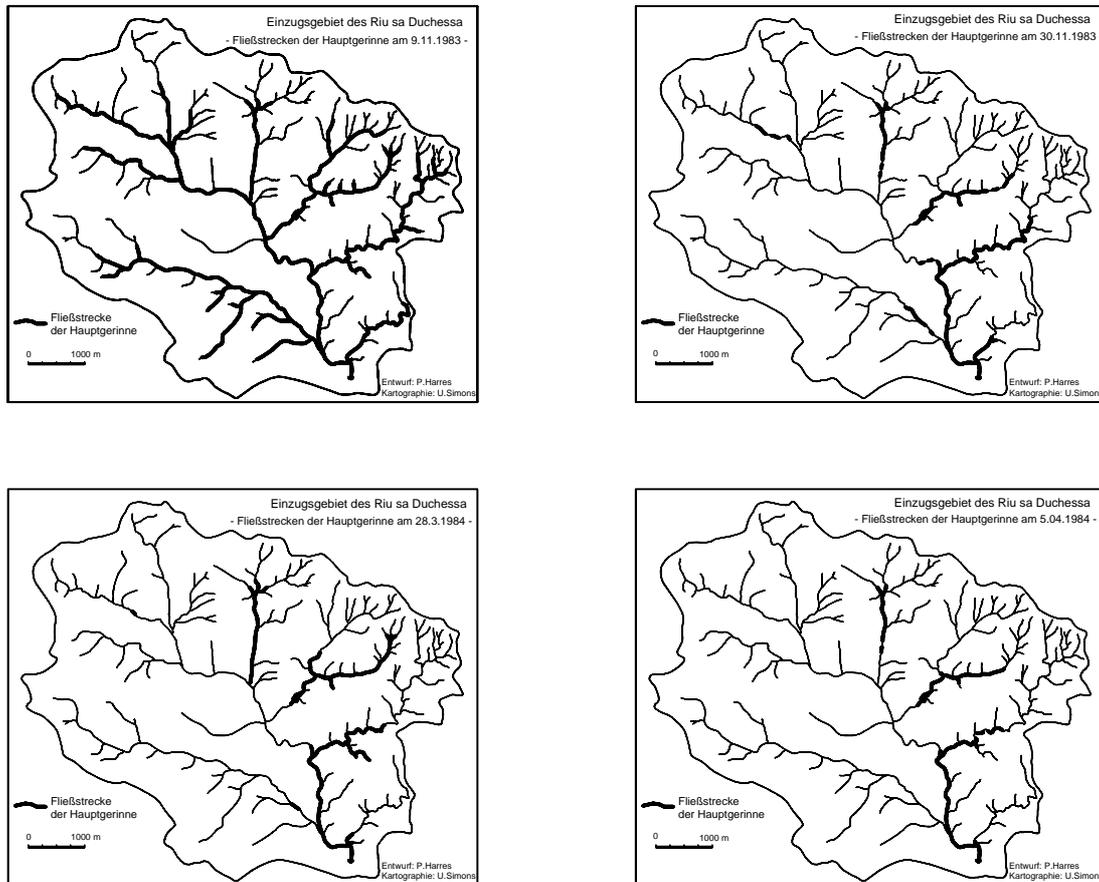
Dies zeigte sich bereits im **Abflußhalbjahr 1983/84** während der ersten Meßphase im November. In diesem Zeitraum fand der erste Gesamtabfluß am 08.11.1983 statt, nachdem vor allem die Niederschläge zwischen dem 28.09. und 01.10.1983 (126,5 mm) sowie zwischen dem 23.10. und 07.11.1983 (31 mm) (s. Abb. 6.2.2/1, im Anhang) für den Aufbau des Fließwasserkörpers gesorgt hatten. Ein länger anhaltender Starkregen am 08.11.1983 (81 mm) erzeugte eine Hochwasserwelle, die ein vollständiges Fließen fast aller Gerinne im Einzugsgebiet bewirkte (Abb. 6.2.2/2, nächste Seite). Darüber hinaus pauste sich diese Hochwasserwelle bis zum Riu Cixerri durch und förderte über diesen Fluß eine sehr schwebstoffreiche Fracht bis in die Bucht von Cagliari.

Bis zum 11.11.1983 hielt der Gesamtabfluß an. Von diesem Zeitpunkt an bis zum 22.12.1983 (53 mm Niederschlag) und vom 26.12.1983 zum Ende des Niederschlagshalbjahres floß der Riu sa Duchessa lediglich innerhalb des Einzugsgebietes in einzelnen isolierten Fließstrecken, die in markanter Weise die geologische Differenzierung des Raumes widerspiegeln (Abb. 6.2.2/2). Dies geschah, obwohl sowohl der Januar als auch der Februar 1984 relativ niederschlagsreich waren<sup>52</sup>. Während dieser Zeiträume floß der Riu sa Duchessa nur im untersten Torrentenabschnitt und führte meist nur bis zum Grotteingang Wasser. In einzelnen Fällen (vor allem im März 1984) durchfloß er allerdings nicht nur den Karsttunnel, sondern erreichte sogar seinen Vorfluter (Riu Cixerri). Daher erfolgte auch während

<sup>51</sup> Auch in diesem Einzugsgebiet wurden vor allem auch zur Beurteilung der Schwermetallgehalte von Immissionsproben und Pflanzenproben die Jahresniederschlagsverteilungen ermittelt.

<sup>52</sup> Da es von Domusnovas für 1984 keine Aufzeichnungen der Niederschläge gibt, lassen sich nur aus den Daten der nächstgelegenen Station (Iglesias) Rückschlüsse auf das Niederschlagsaufkommen ziehen. Daher muß man davon ausgehen, daß im Januar an 15 Tagen ca. 50-60 mm und im Februar an ebenfalls 15 Tagen ca. 100-140 mm Niederschläge fielen. Nach Auskunft eines Forstpolizisten aus Domusnovas gab es während dieser Zeit kein einziges Abflußereignis aus dem Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa.

dieser Zeiträume ein Einzugsgebietsaustrag, der allerdings nur aus den untersten Einzugsgebietsabschnitten stammte und i.d.R. mit sehr geringem Sedimenttransport gekoppelt war.



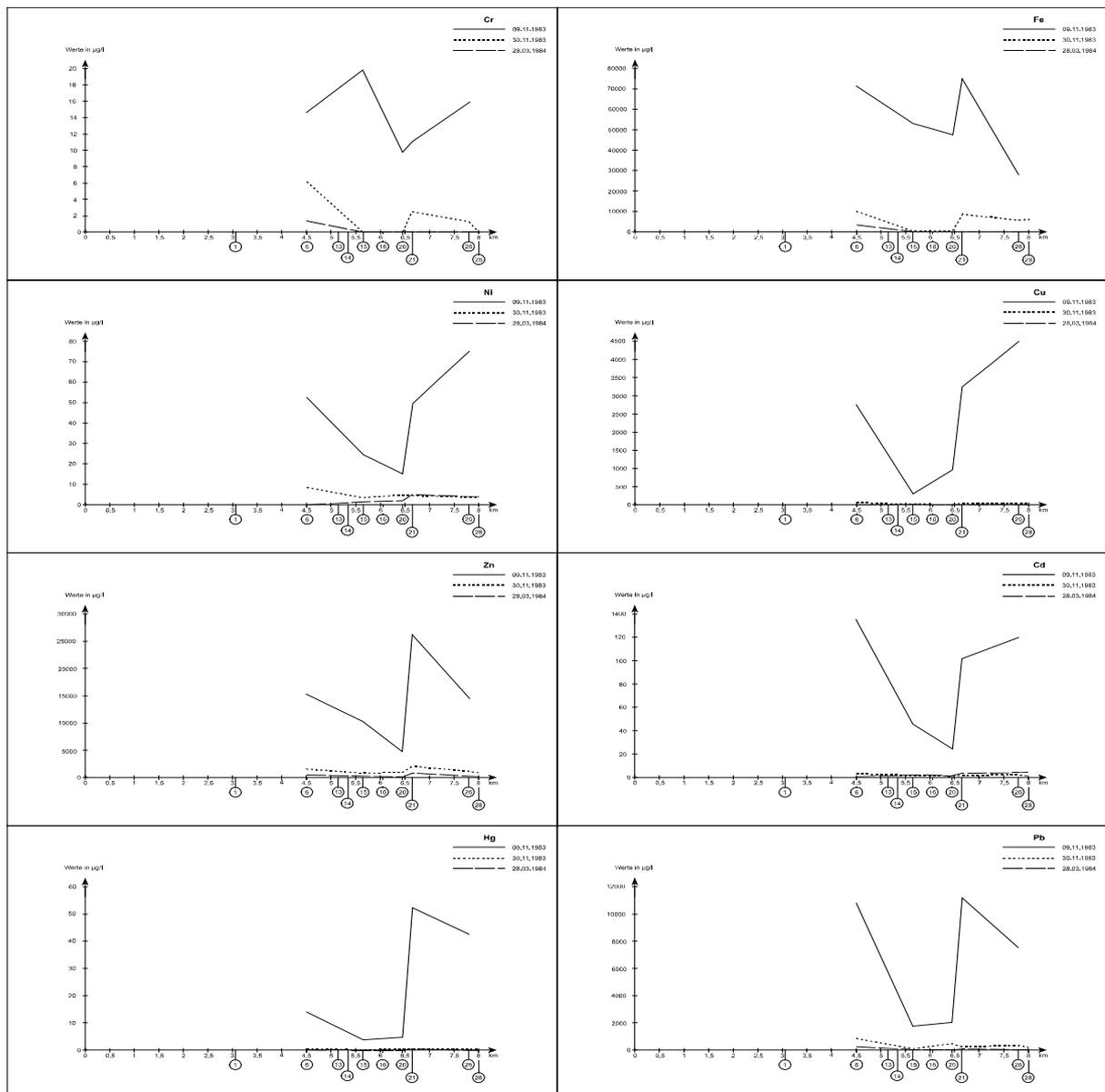
**Abb. 6.2.2/2:** Fließstrecken der Hauptgerinne im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa zwischen dem 09.11.1983 und dem 05.04.1984

Im Zusammenhang mit der anschwellenden Wasserführung während des Hochwassers erhöhte sich die Schwebstofffracht extrem (Foto 6.2.2/1, im Anhang). Eine Hauptursache lag dabei - neben der Resuspendierung von Bachsedimenten - in dem sich steigernden Eintrag von Haldenmaterial durch zunehmenden Oberflächenabfluß. Infolge dieser Ereignisse schwankte die Abflußmenge (Kap. 6.1.2) beim Riu sa Duchessa beträchtlich. Während bei den Hochwasserwellen am Ausgang des Karsttunnels Spitzenabflüsse von stellenweise mehr als  $7 \text{ m}^3/\text{s}$  vorausgesetzt werden müssen, lag der mittlere Abfluß während dieser Ereignisse bei ca.  $1.100 \text{ l/s}$ . Er reduzierte sich nach Abebben der Hochwasserwelle auf etwa  $450 \text{ l/s}$  und blieb zu späteren Zeitpunkten meist unter  $100 \text{ l/s}$ . Diese Werte werden bei der Berechnung des Einzugsgebietsaustrages eingesetzt. Sie bieten für das Haushaltsjahr 1983/84 einen realistischen Rahmen.

Da davon auszugehen ist, daß die Veränderung der wasserphysikalischen und -chemischen Parameter, die grundlegend für den Pixinamanna geschildert wurden (Kap. 6.1.2), am Riu sa Duchessa den gleichen Gesetzmäßigkeiten folgen, wurden diese nicht kontinuierlich erfaßt, sondern lediglich zu einzelnen Probenahmezeitpunkten ermittelt.

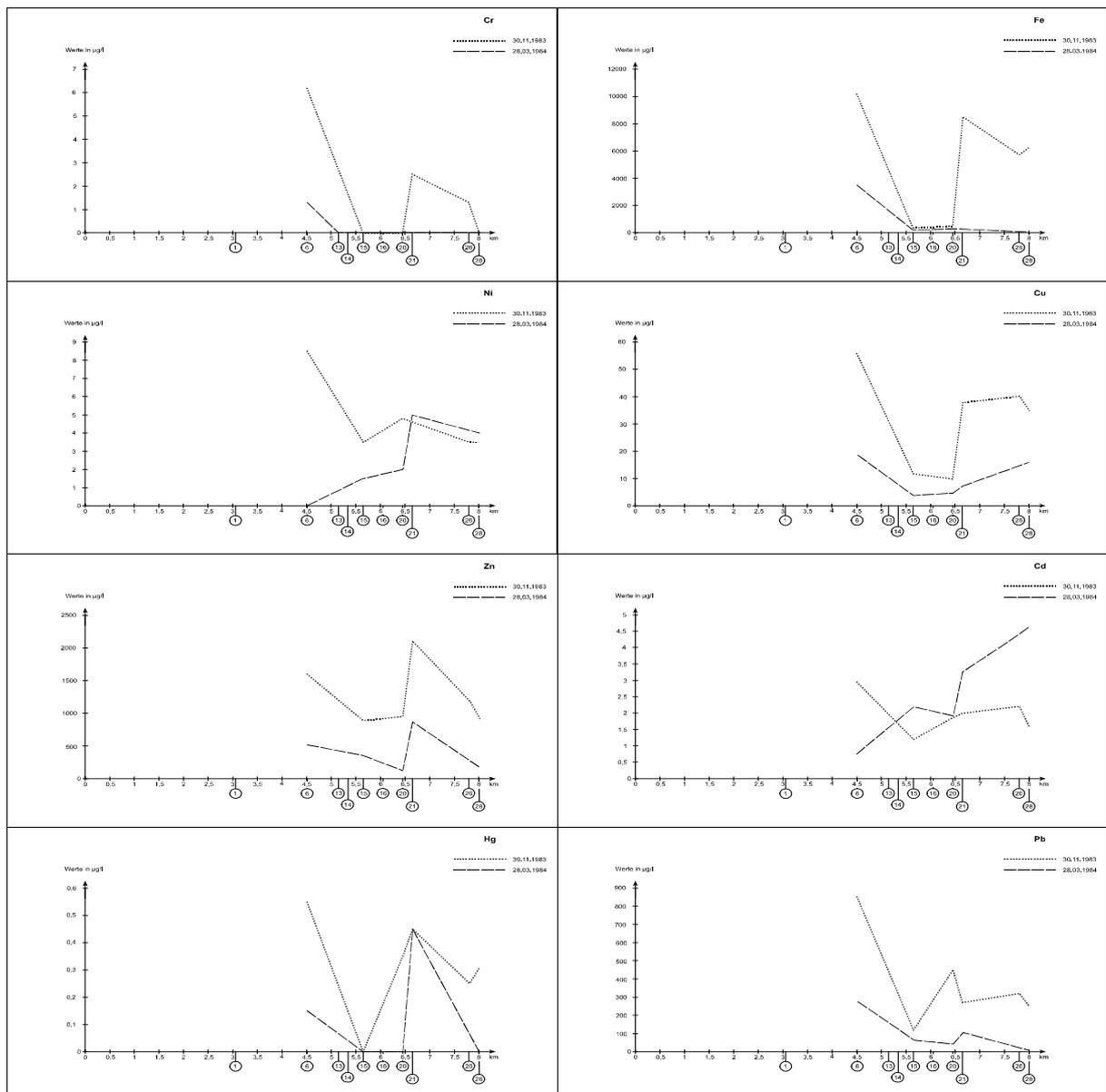
In dem genannten Abflußhalbjahr wurden zu drei verschiedenen Zeitpunkten Wasserproben aus dem Riu sa Duchessa und seinen Seitengerinnen gewonnen (Tab. 6.2.2/1 - 6.2.2/3, im Anhang). Die erste Probenahme erfolgte in Zusammenhang mit dem Abflußereignis am 09.11.1983, allerdings bei bereits wieder zurückgehenden Pegelständen. Dieses Ereignis war zusammen mit dem vom 22.12.1983 ausschlaggebend für den Stoffaustrag für das gesamte Abflußhalbjahr 1983/84.

Die **Schwermetallgehalte in den Tallängsprofilen** vom 09.11.1983, 30.11.1983 und 28.03.1984 (Abb. 6.2.2/3) geben dabei nicht nur einen Einblick in die zeitliche Veränderung des Stoffaustrages, sondern zeigen auch markant die Einflüsse der Bergbaualllasten und der Abflußsituationen auf die Schwermetallfracht. So wird bereits bei einem Vergleich der Tabelle 6.2.2/1 mit der Abbildung 5.3.2.2/4 ersichtlich, daß die in unmittelbarer Nähe zu Haldenkörpern liegenden Probenstellen 1, 6 und 21 die höchsten Elementkonzentrationen aufweisen. Während Flüsse, deren Schwermetallkonzentrationen kaum aus kontaminierten Sedimentkörpern stammen, bei Hochwasserwellen i.d.R. eine Konzentrationserniedrigung (auch der unfiltrierten Proben) durch Verdünnungseffekte erfahren (HELLMANN, H., 1986, S. 60), erhöhen sich beim Riu sa Duchessa die Konzentrationen mit den Abflußspitzen. Damit belegt diese Torrente nachhaltig die Bedeutung der Halden- (und Boden-)erosion für den fluvialen Schwermetalltransport im Marganei, vor allem während der niederschlagsbedingten Phasen mit turbulenterem Fließen. Sehr gut ersichtlich ist dies an den Kurven vom 09.11.1983, die im gesamten Längsprofil deutlich über den beiden anderen Profilverreihen liegen. Die Elementkonzentrationen dieses Abflußereignisses sind darüber hinaus so hoch, daß sich eine Differenzierung der Profile an den anderen Meßzeitpunkten kaum noch erkennen läßt.



**Abb. 6.2.2/3:** Elementgehalte unfiltrierter Proben aus der fließenden Welle des Riu sa Duchessa zwischen dem 09.11.1983 und dem 28.03.1984

Erst bei einer Darstellung ohne diese hohen Werte lassen sich die räumlichen Unterschiede der Schwermetallgehalte im Riu sa Duchessa vom 30.11.1983 und 28.03.1984 dokumentieren (Abb. 6.2.2/4). Auffällig ist dabei die hohe Oszillation der Werte, die eine mögliche Tendenz in Fließrichtung (Abnahme) überdeckt. Diese Schwankungsbereiche sind eindeutig mit dem Bergbau in Zusammenhang zu bringen. Dies zeigt sich u.a. an den ansteigenden Elementkonzentrationen nach Einläufen von Seitengerinnen (oder Gräben), die Halden entwässern (Foto 6.2.2/2 und 6.2.2/3, im Anhang). Daher finden sich Peaks an der Probenstelle 6 und zwischen den Probenstellen 20 und 21. Deutlich wird dabei außerdem, daß Einträge auch bei Trockenwetterabflüssen eine wichtige Rolle spielen. Dies gilt vor allem für die einige hundert Meter von der Probenstelle 21 entfernt liegende unterste Halde, da diese auch dann noch schwermetallreiche Wässer in den Riu sa Duchessa einspeist, wenn aus den anderen Halden des Einzugsgebietes kein Austrag erfolgt. Dies wird darauf zurückgeführt, daß diese Halde horizontal gelagert und größtenteils oberflächlich verkrustet ist. Dadurch können sich auch geringe Niederschläge sammeln und mit hoher erosiver Energie über die Ränder abfließen.



**Abb. 6.2.2/4:** Elementgehalte unfiltrierter Proben aus der fließenden Welle des Riu sa Duchessa vom 30.11.1983 und 28.03.1984

Letzteres hat zu einer starken Zerrung an den Haldenrändern geführt (Foto 6.2.2/4, im Anhang). An einigen wenigen Stellen kam es allerdings auch zu einer (sehr jungen) subterranean Substratabfuhr und

in deren Gefolge zur Bildung von Hohlformen auf der Haldenoberfläche. An diesen setzt aktuell eine sekundäre Zerrunsung ein. In den Hohlformen sammelt sich entweder Wasser (Foto 6.2.7/2, im Anhang) oder es wird - bei Vorliegen von wasserwegsamem Erosionsröhren - abgeführt.

Bei den an Hängen aufgeschütteten Halden ist ein solches Prozeßgeschehen nicht möglich. Dort werden Niederschläge geringerer Intensität rasch durch Versickerung abgeführt (OLLESCH, G., 1994). Sie können als Interflow- oder Grundwasser in die Torrente eingespeist werden. Auf ihrem Weg durch den Sohlenkörper hat sich zwar die Lösungsfracht erhöht, der partikuläre Transport geht dabei jedoch gegen Null. Erst bei erosiven Regenereignissen findet ein Abtrag dieser Halden und dadurch eine Erhöhung von Sedimentfracht und Schwermetalltransport in der fließenden Welle des Riu sa Duchessa statt. Dabei bilden sich unter der Voraussetzung eines abklingenden bzw. versiegenden Abflusses im Hauptgerinne bei weiterhin aktiver Zufuhr aus den Seitengerinnen im Riu sa Duchessa einzelne Schwemmkegel (Foto 6.2.2/5, im Anhang). Diese werden allerdings bei der nächsten Hochwasserwelle wieder ausgeräumt.

Der Einfluß der Halden auf den Lösungstransport und Transport kleiner Partikel zeigt sich augenfällig bei den Konzentrationsverteilungskurven der filtrierten Wasserproben (< 2 µ) vom 09.11.83 (Abb. 6.2.2/5). Diese besitzen zwar einen weit ausgeglicheneren Verlauf als die unfiltrierten Proben, verzeichnen jedoch ebenfalls einen deutlichen Anstieg der meisten Werte an den Probenstellen 6 und 21.

Neben diesem Sachverhalt machen die Schwermetallverteilungen aller Längsprofile in Verbindung mit den Tabellen 6.2.2/1 bis 6.2.2/3 (im Anhang) deutlich, daß den verschiedenen Nebenflüssen, entsprechend der jeweiligen Teileinzugsgebietscharakteristika, eine unterschiedliche Rolle für die Fracht im Hauptgerinne zukommt. So erhöht der oberhalb von Barraxiutta einmündende Guttururu Melli (Probenstellen 2-5) wie auch der Riu Sarmentus (Probenstellen 24-25, s. auch Abb. 4.1.1.2/2) die Schwermetallfracht, während der Riu Siuru (Probenstellen 7-12), der Riu Crucueu (Probenstellen 17-18) und der Riu di Monte Narba (Probenstelle 27) zu Konzentrationserniedrigungen durch Verdünnungseffekte beitragen. Dem Riu Sarmentus kommt durch die extrem hohen Cadmium- und Quecksilbergehalte (Tab. 6.2.2/1, im Anhang), die aus den beiden im Oberlauf gelegenen Minen stammen, darüber hinaus eine besondere Bedeutung als spezifische Belastungsquelle zu.

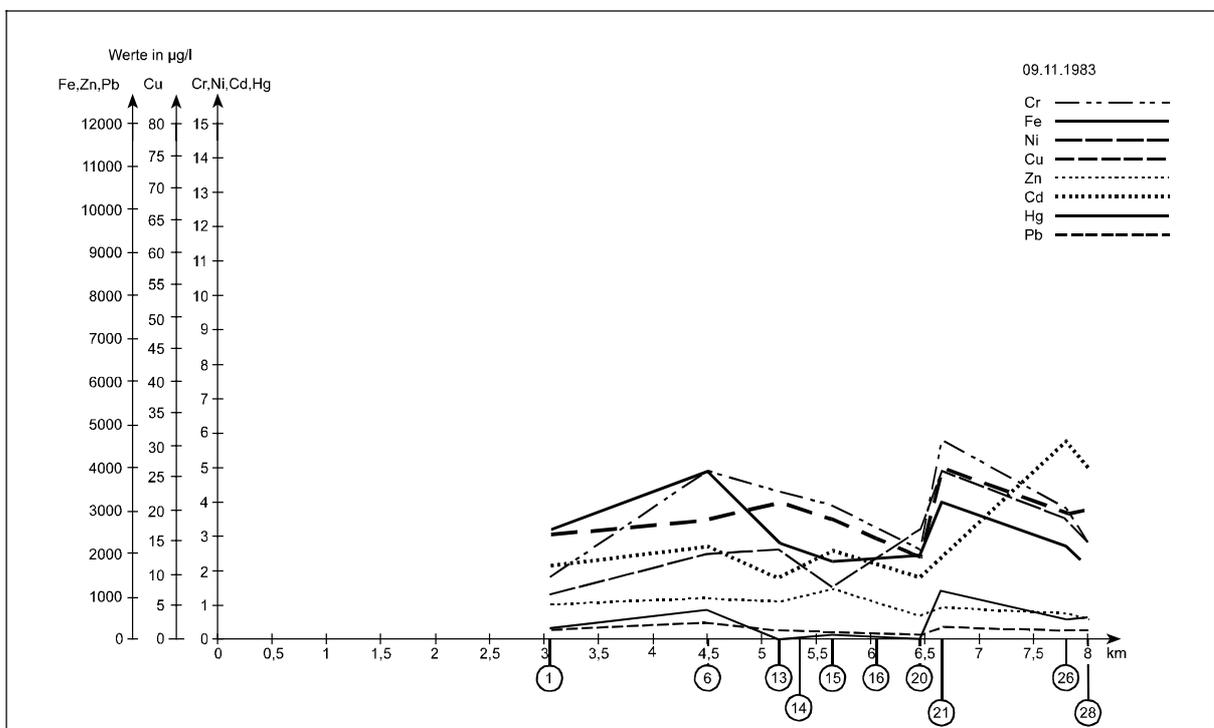


Abb. 6.2.2/5: Elementgehalte filtrierter Proben aus der fließenden Welle des Riu sa Duchessa vom 09.11.1983

Somit ist die **Schwermetallfracht** im Einzugsgebiet vor allem eine Funktion des Bergbaus. Sie spiegelt allerdings durch die unterschiedlichen Schwermetallgehalte der Nebenflüsse, die sowohl aus erzführenden als auch aus nicht erzführenden Teileinzugsgebieten stammen, die naturräumliche Beschaffenheit des Einzugsgebietes wieder.

Die Totalgehalte der Schwermetalle bei den Elementen Cr und Ni liegen alles in allem meist deutlich unterhalb der für extrem belastete Gewässer angegebenen Werte. Die Fe-, Cu- und Zn-Werte bewegen sich demgegenüber bei den Maxima in vergleichbaren Größenordnungen. Allerdings erreichen die Problemelemente Cd, Hg und Pb stellenweise Größenordnungen, die deutlich über den Extremwerten schwermetallkontaminierter Gerinne aus Bergbaugebieten liegen. Als Beispiel dient der die Bergbauregion um Johannesburg entwässernde Witwatersrand (Tab. 6.2.2/4, im Anhang).

Auch im Marganei läßt sich aus den Schwermetallgehalten unter Berücksichtigung der am Ausgang des Karsttunnels erfaßten Abflußmengen (s. Kap. 6.1.2) annähernd (s. oben) der **Elementaustrag** abschätzen (Tab. 6.2.2/5). Dazu werden sowohl für den Spitzenabfluß (7 m<sup>3</sup>/s) am 08.11.1983 als auch für den mittleren Abfluß nach Rückgang der Hochwasserwelle am 09.11. (1.100 l/s) die Schwermetallkonzentrationen vom 09.11. eingesetzt, während für den Abfluß vom 10. und 11.11.1983 (450 l/s) die Elementgehalte vom 30.11. zu Grunde gelegt werden. Für den 28.03.1984 wird von einem mittleren Abfluß von 100 l/s ausgegangen. Obwohl dieses Berechnungsverfahren auf äußerst unsicherer Basis durchgeführt wurde<sup>53</sup>, läßt es einerseits die extrem unterschiedliche Größenordnung des Schwermetallexportes erkennen, und macht andererseits deutlich, wie schwierig (wenn nicht gar unmöglich) es ist, wirklichkeitsnahe Austragsraten eines längeren Abflußzeitraum zu erhalten. Da hier kurzfristig sich ändernde Rahmenbedingungen existieren, müßten kontinuierliche Messungen von Wassermenge, Schwebstofffracht und Schwermetallgehalten über den gesamten Wasserkörper erfolgen, um dies zu gewährleisten.

**Tab. 6.2.2/5:** Berechneter Elementaustrag durch den Riu sa Duchessa im Abflußhalbjahr 1983/84

Datum	Probenstelle	Abfluß in l/s	Elementaustrag							
			Cr in g/d	Fe in kg/d	Ni in g/d	Cu in g/d	Zn in kg/d	Cd in g/d	Hg in g/d	Pb in g/d
08.11.1983	26	7.000	9.556	16.813	45.360	2.721.600	8.830	72.576	25.656	4.536.000
09.11.1983	26	1.100	1.502	2.642	7.128	427.680	1.388	11.405	4.032	712.800
10.11.1983	26	450	51	221	136	1.593	46,6	85,5	9,7	12.442
11.11.1983	26	450	51	221	136	1.593	46,6	85,5	9,7	12.442
28.03.1984	28	100	-	2	61	35	1,6	40,0	-	60,5

Wie nicht anders zu erwarten, schwanken die Elementausträge beträchtlich entsprechend den unterschiedlichen Schwermetallkonzentrationen der unfiltrierten Wasserproben und den differierenden Abflußmengen. Bemerkenswert bei diesen Austragsraten sind die extrem hohen Elementgehalte vom 08. und 09.11. Sie gelten nur unter den für die Berechnung vorausgesetzten Prämissen von gleichbleibenden Abflußmengen und identischen Schwermetallkonzentrationen der unfiltrierten Wasserproben innerhalb des Erfassungszeitraumes. Darüber hinaus beziehen sie sich auf eine Abflußsituation bei zurückgehenden Pegelständen nach einer Hochwasserwelle. Während des Spülstoßes selbst müssen diese Gehalte noch wesentlich höher gewesen sein. Sie haben daher für die Ermittlung des realen Einzugsgebietsaustrages nur eine sehr begrenzte Gültigkeit. Dies gilt auch deshalb, weil z.T. beträchtliche Konzentrationsspannen bei gleichzeitig gewonnenen Parallelproben (Kap. 4.1.2.2) existieren.

Neben den extrem hohen Elementausträgen im Zusammenhang mit Hochwasserwellen ist bemerkenswert, daß am 28.03.1984 Austragsraten vorliegen, die - bis auf Zink und Cadmium - weitgehend denen vom Frühjahr 1981 am Pixinamanna entsprechen. Dies gilt allerdings nur unter der Voraussetzung, daß man die unterschiedlichen Abflußmengen angleicht. Diese niedrigen Konzentrationen machen deutlich, daß Ende März 1984 die Schwebstoffe des Riu sa Duchessa weitgehend frei von kontaminierten Haldensubstraten gewesen sein müssen. Somit repräsentieren sie in etwa den unbelat-

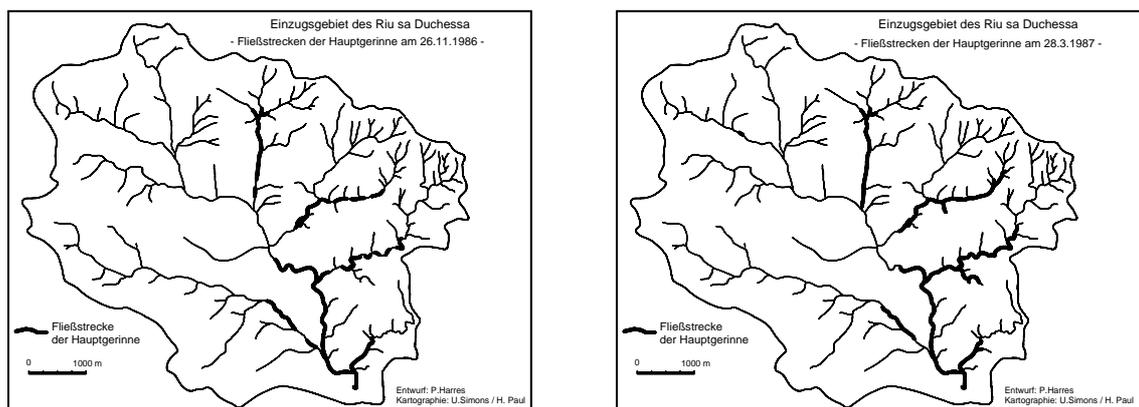
<sup>53</sup> Dies ist u.a. darauf zurückzuführen, daß nur auf (realistische) Schwermetallkonzentrationen zurückgegriffen werden konnte, die nicht während des der Berechnung zugrunde gelegten Abflusses gemessen wurden. Daneben ist zu bedenken, daß hier immer nur Einzelereignisse ermittelt wurden, denen man durchaus auch den Status von Zufallsproben im Niederschlags-Abfluß-Transportgeschehen zuordnen kann.

steten Background dieses Gebietes und sind damit indirekt ein Beleg für die Bedeutung des partikulären Schwermetalltransportes. Die Tatsache, daß trotz der extremen geogenen Grundbelastung der Böden und Sedimente im Marganei zu diesem Zeitpunkt die „gelösten“ Anteile nicht wesentlich größer sind als im Pixnamanna, wird u.a. auf die höheren Härtegrade (s. Tab. 6.2.2/9) des Riu sa Duchessa und somit auf karbonatische Fällungen zurückgeführt. Die deutlich höheren Elementgehalte der filtrierten Proben vom 09.11.1983 (Abb. 6.2.2/5) widersprechen scheinbar dieser Schlußfolgerung. Berücksichtigt man jedoch, daß bei dieser Probenahme nur Partikel mit einer Größe von über 2 µ abfiltriert wurden, so wird deutlich, daß auch hier ein partikulärer Transport angenommen werden muß.

Wegen der weiter oben genannten Schwierigkeiten, auf wirklich realistische Daten (auch für relativ kurzfristige Ereignisse) zurückgreifen zu können, wird auf eine Ermittlung des monatlichen und jährlichen Einzugsgebietsaustrages verzichtet, zumal wegen des Fehlens der Dezemberwerte diese Daten mehr als spekulativ bleiben müßten.

In den **Abflußhalbjahren 1984/85 und 1985/86** konnten keine Wasseranalysen durchgeführt werden. Der Abflußgang 1984/85 entsprach bis auf einige im Anschluß an Starkregen hoher Intensität (Abb. 6.2.2/6, im Anhang) auftretende Spitzenabflüsse (12.02., 07.03., 21.03.) weitgehend dem des Halbjahres 1983/84. Auch im Halbjahr 1985/86 baute sich das Gerinne sehr diskontinuierlich auf und floß größtenteils nur in den nicht verkarsteten Gesteinsserien. Allerdings führte eine anhaltende Niederschlagsphase im Januar und Februar (Abb. 6.2.2/7, im Anhang) erstmals zu einem längerfristigen Gesamtabfluß. Da dieser am 15. 02. noch von einer Hochwasserwelle ( $Q > 8 \text{ m}^3/\text{s}$ ) überlagert wurde, ist davon auszugehen, daß der Einzugsgebietsaustrag dieses Jahres fast ausschließlich an dieses Ereignis gebunden war.

Während Wasseruntersuchungen am Pixnamanna zu unterschiedlichen Zeitabschnitten ähnliche Ergebnisse lieferten, variieren die Werte am Riu sa Duchessa in den hydrologischen Jahren zwischen 1986/87 und 1992/93 weit stärker. Dies zeigt sich bereits in der **Meißphase 1986/87**, in welcher die Torrente lediglich im Gefolge starker Januarniederschläge (135 mm zwischen dem 08. und 21.01., Abb. 6.2.2/7 und 6.2.2/8, im Anhang) für kurze Zeit ihren Vorfluter erreichte. Fließverhalten und Abflußbahnen in den übrigen Zeitabschnitten entsprachen weitgehend denen, die im Frühjahr 1984 kartiert wurden (Abb. 6.2.2/9). Auch in diesem Intervall gab es einerseits ein verkarstungsbedingtes Trockenfallen der Fließstrecken in den Kalken und andererseits ein weitgehend oszillierendes Fließen einzelner isolierter Bachabschnitte in den Schieferserien. Meist versiegte der Abfluß im ersten Abschnitt des Karsttunnels. Erst außerhalb des Tunnels kam es im Gefolge anthropogen bedingter Einspeisungen zu einem spärlichen Fließen des Riu S. Giovanni. Trotz einiger intensiverer oder anhaltender Niederschläge (45 mm am 05.02., 82,8 mm zwischen dem 11. und 25. 02.) gab es keinen weiteren Gesamtabfluß.



**Abb. 6.2.2/9:** Fließstrecken der Hauptgerinne im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa vom 26.11.1986 und 28.03.1987

Dadurch war der Stoffaustrag aus dem Bergbauggebiet lediglich an die kurzzeitigen Ereignisse im Januar gebunden. Die Schwermetallgehalte aus der fließenden Welle, die am 26.11.1986, 26. 03. und 28. 03. 1987 (Tab. 6.2.2/6, im Anhang) im Riu sa Duchessa ermittelt wurden, markieren daher lediglich

verschiedene Phasen der Materialverlagerung. Die Größenordnung des Austrages kann auch in diesem Fall nicht exakt angegeben werden.

Die Abfolge der Schwermetallkonzentrationen in Fließrichtung der einzelnen Gerinne bzw. entlang des Riu sa Duchessa (Abb. 6.2.2/10 und 6.2.2/11) zeigt, daß für die meisten Elemente - trotz der Einschränkungen der Aussagemöglichkeiten bei der Verwendung von Hyphanproben (Kap. 4.4.2) - die gleichen Einzugsgebietscharakteristika erkennbar sind, die bereits bei den weiter oben diskutierten Längsprofilen beschrieben wurden. Dies gilt vor allem für die unfiltrierten (Abb. 6.2.2/10) Proben. Bei den filtrierten Proben vom 28.03.1987 (Abb. 6.2.2/11) zeigt sich ebenfalls der Einfluß der Probenstelle 6, nicht jedoch der, der ansonsten in den Profilen extrem auffälligen Probenstelle 21. Dies legt einen fehlenden Eintrag zu diesem Zeitpunkt nahe.

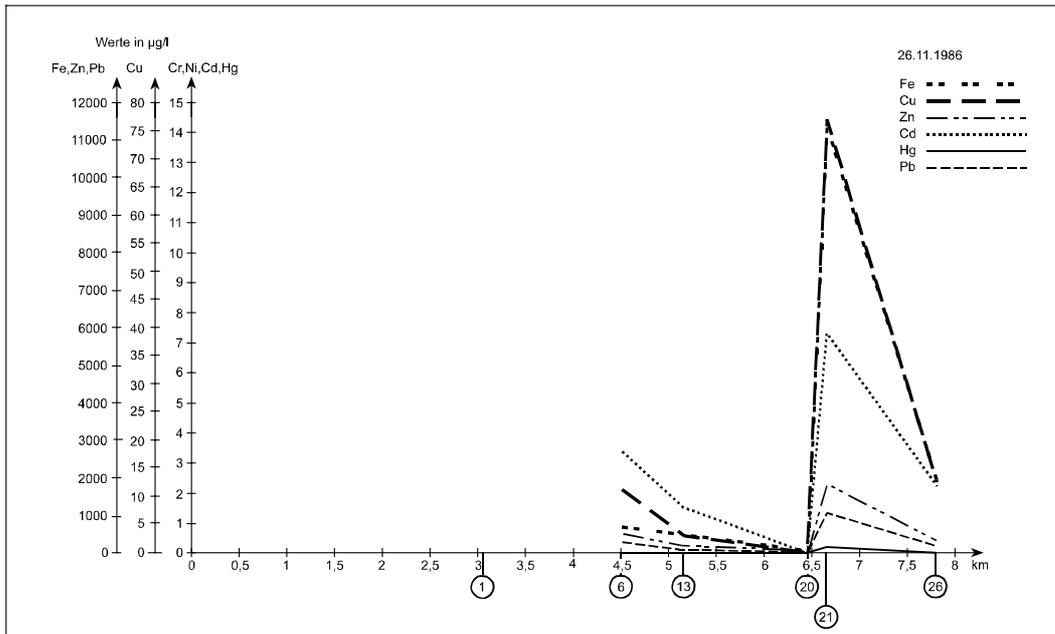


Abb. 6.2.2/10: Längsprofil unfiltrierter Wasserproben des Riu sa Duchessa vom 26.11.1986

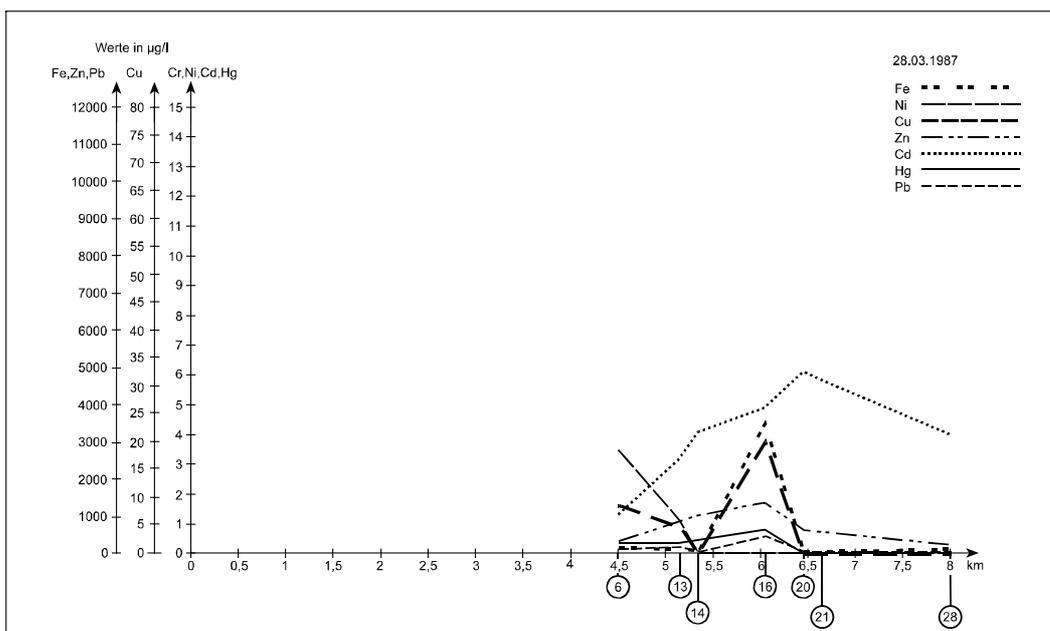


Abb. 6.2.2/11: Längsprofil filtrierter Wasserproben des Riu sa Duchessa vom 28.03.1987

Die in der Meßphase 1986/87 ermittelten Schwermetallgehalte aus der fließenden Welle lagen bis auf die Probenstellen in Haldennähe (6, 21) bzw. im Umfeld kontaminierter Auensedimente (13, 14, 16, 26) sowohl bei den filtrierten als auch bei den unfiltrierten Proben in annähernd der gleichen Größenordnung (Tab. 6.2.2/6, im Anhang). Dies weist für diese Strecken auf die untergeordnete Bedeutung des Schwebstofftransportes im Untersuchungszeitraum hin. Lediglich an den o.g. Punkten waren die Konzentrationen deutlich höher und sehr stark schwankend, was mit einer dort auftretenden verstärkten Sedimentfracht in Zusammenhang gebracht werden muß. Die dadurch eingetragenen Sedimente wurden allerdings nicht weit transportiert<sup>54</sup>, da bereits die nächsten, im Abstrom liegenden Probenstellen wieder Schwermetallgehalte im Bereich des „Grundlevels“ aufwiesen. Dieser schwankte bei den Eisengehalten zwischen 30 und 230 µg/l, bei den Kupfergehalten zwischen nn und 12 µg/l, bei den Zinkgehalten zwischen 10 und 768 µg/l, bei den Cadmiumgehalten zwischen nn und 6,1 µg/l, bei den Quecksilbergehalten zwischen nn und 1,28 µg/l und bei den Bleigehalten zwischen nn und 209 µg/l.

Die Tatsache, daß am 28.03.1987 die Konzentrationen an den Probenstellen 20 und 21 nahezu identisch sind, macht deutlich, daß der Einlauf aus der untersten Flotationshalde versiegt war. Dies, wie auch die oben aufgeführten Sachverhalte, zeigt, daß die extrem hohen Elementkonzentrationen ausschließlich an die an Bergbaurückstände gebundene Suspensionsfracht und somit an die jeweilige niederschlagsstrukturbedingte Fließsituation gebunden sind.

In der **Meßphase 1987/88** wurden am 12. (Tab 4.1.2.2/5, im Anhang), 14., 16. und 19.03 1988 Proben gewonnen (Tab. 6.2.2/7, im Anhang). In diesem Abflußhalbjahr gab es nur zwei Zeiträume mit durchgängigem Fließen des Bachsystems Riu sa Duchessa/Riu S. Giovanni bis zum Cixerri. Der erste begann am 15. Dezember, nachdem vom 13. bis zum 15.12. im ganzen 71,4 mm Regen gefallen war (Abb. 6.2.2/8, im Anhang). Die Niederschläge in den Wochen zuvor (Oktober 66,8 mm an 5 Tagen, November 173,6 mm an 14 Tagen, 1.-12. Dezember 27 mm an 7 Tagen) hatten lediglich zum allmählichen Aufbau einzelner Fließwasserstrecken geführt, die sich im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa vor allem wieder auf die Schieferzonen beschränkten.

Aussagen über die Dauer dieses ersten Abflußereignisses können ebenso wenig gemacht werden wie über das zweite. Dieses setzte am 31.01.1988 ein, nachdem vom 30. bis zum 31. Jan. 70 mm Niederschlag (Abb. 6.2.2/12, im Anhang) gefallen war. Auch eine Rekonstruktion der Fließstrecken ist für diesen Zeitraum nicht möglich, da Pegelaufzeichnungen nicht verfügbar waren. Aus den Erfahrungen der Vorjahre kann jedoch die Schlußfolgerung gezogen werden, daß diese Ereignisse jeweils nur wenige Tage anhielten.

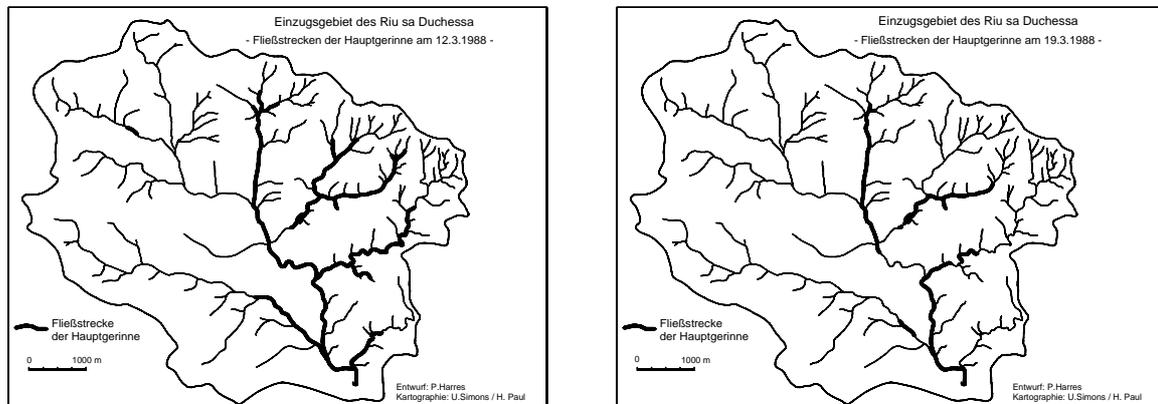
Auch zwischen Januar und Mai 1988 dominierte trotz kräftiger Niederschlagsspenden (Februar 87,2 mm an 11 Tagen, März 64,2 mm an 11 Tagen, April 103,4 mm an 12 Tagen, Mai 42,4 mm an 9 Tagen) das bereits mehrfach beschriebene zerstückelte Fließen der Torrenten, das für den März kartiert wurde (Abb. 6.2.2/13, nächste Seite). Einer der Gründe für fehlende Gesamtabflüsse in diesem Zeitraum lag im Ausbleiben intensiver Stark- und Dauerregen. Daher konnte in allen Fällen - bezogen auf die gesamte Fließstrecke - Verdunstung, Verbrauch und subterrane Abfuhr gegenüber dem Oberflächenabfluß dominieren.

Dieser war nicht nur auf einzelne Bachabschnitte beschränkt, sondern in diesen auch z.T. sehr unterschiedlich. Dies erkennt man besonders deutlich an den Schwankungen der Sedimentfracht und der Schwermetallkonzentrationen zwischen dem 12. und 19.03.1988 an der Probenstelle 21<sup>55</sup>. Vergleicht man für diesen Zeitabschnitt die Elementgehalte unfiltrierter Proben miteinander, so zeigt sich, daß Fe von 41.500 µg/l am 12.03. (Tab 4.1.2.2/5, im Anhang) über 113.170 µg/l am 14.03. und 71.675 µg/l am 16.03. auf 510 µg/l am 19.03. (Tab. 6.2.2/7, im Anhang) zurückging. Gleichzeitig veränderten sich die Konzentrationen von Nickel von 15,5 µg/l über 16,8 µg/l und 13,3 µg/l auf nn, Kupfer von 331 µg/l, über 789 µg/l und 36,8 µg/l auf 5,9, Zink von 12.794 µg/l über 31.236 µg/l und 16.900 µg/l auf 346 µg/l, Cadmium von 47,3 µg/l über 107,8 µg/l und 67,3 µg/l auf 2,2 µg/l, Quecksilber von 9,2 µg/l über 13,9 µg/l und 5,7 µg/l auf nn sowie Blei von 5.790 µg/l über 13.630 µg/l und 7.650 µg/l auf 78 µg/l. Somit steigen alle Elemente (bis auf Chrom) zwischen dem 12.03. und dem 14.03. deutlich an, um von da an

<sup>54</sup> Stellenweise wurden sogar kleine Schwemmkegel von den Seitengerinnen in den Hauptbach geschüttet (Foto 6.2.2/5, im Anhang), die erst bei dem nächsten Spülstoß wieder geräumt wurden.

<sup>55</sup> Die Elementgehalte vom 14. und 16.03. wurden durch Mittelwertbildung der bei der Aufnahme der Querprofile (Tab. 4.1.2.2/3, im Anhang) erfaßten Konzentrationen berechnet.

bis zum 19.03. kontinuierlich geringer zu werden. Am 19.03. ist der Wasserkörper weitgehend frei von Schwebstoffen. Die Schwermetallkonzentrationen entsprechen daher für diesen Zeitpunkt der Grundbelastung des Gewässers. Sie liegen im übrigen in der Größenordnung, die auch für filtrierte Proben Gültigkeit haben und erfassen somit weitgehend die Lösungsfracht.



**Abb. 6.2.2/13:** Fließstrecken der Hauptgerinne im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa vom 12.03. und 19.03.1988

Auf eine Darstellung der Längsprofile für den März 1988 kann verzichtet werden, da sie die gleichen Gesetzmäßigkeiten zeigen wie die bereits beschriebenen Konzentrationsverläufe.

Der auf die Hyphanproben bezogene **Elementaustrag** betrug am 16.03.1988 - bei einem Abfluß von  $Q = \text{ca. } 270 \text{ l/s}$ . (am Ende des Karsttunnels) - für Fe 24,5 kg/d, für Cu 196 g/d, für Zn 9,7 kg/d, für Cd 67 g/d, für Hg 7 g/d und für Pb 3,1 kg/d. Der Durchtransport an der Probenstelle 21 vom 12.03.1988, bei dem lediglich ein etwa doppelt so hoher Abfluß angenommen wird, betrug hingegen für Cr 351 g/d, für Fe 1.972 kg/d, für Ni 736 g/d, für Cu 15,7 kg/d, für Zn 608 kg/d, für Cd 2,2 kg/d, für Hg 437 g/d und für Pb 275 kg/d. Für den 14.03. muß von einer noch wesentlich größeren Menge ausgegangen werden, da sich sowohl Konzentrationen als auch Abfluß steigerten.

Diese Berechnung berücksichtigt allerdings nicht die mittleren Wiederfindungsraten der entsprechenden Elemente. Setzt man diese als Korrekturfaktoren ein, so ergeben sich - mit Ausnahme von Chrom, über das keine Aussage möglich ist - beispielsweise für den 12.03.1988 an der Probenstelle 21 für Fe (mittl. Wiederfindungsrate: 79%) 2.496 kg/d, für Ni (mittl. Wiederfindungsrate: 56%) 1,3 kg/d, für Cu (mittl. Wiederfindungsrate: 81%) 19,4 kg/d, für Zn (mittl. Wiederfindungsrate: 64%) 950 kg/d, für Cd (mittl. Wiederfindungsrate: 59%) 3,7 kg/d, für Hg (mittl. Wiederfindungsrate: 61%) 716 g/d und für Pb (mittl. Wiederfindungsrate: 69%) 398 kg/d.

Insgesamt zeigen die Werte an den verschiedenen Probenstellen, daß die belasteten Sedimente bei „Normalabflüssen“ fast gänzlich im Einzugsgebiet verbleiben. Dies macht im Zusammenhang mit den in Tabelle 6.2.2/5 aufgeführten Austragsraten bei Extremabflüssen gleichzeitig deutlich, daß bei torrentiellen Fließgewässern bereits eine mehrstündig anhaltende Hochwasserwelle in der Lage ist, ein mehrfaches des bei Normalabfluß üblichen Jahresaustrages zu bewirken.

Im **Abflußhalbjahr 1988/89** wurden Wasseranalysen im März und Juni 1989 durchgeführt. Dabei stand neben der Schwermetallanalytik der Wasserproben (Tab. 6.2.2/8, im Anhang) und der Ermittlung wasserphysikalischer und -chemischer Daten (Tab. 6.2.2/9, im Anhang) die Überprüfung der Hyphanwerte (Tab. 6.2.2/11, im Anhang) - insbesondere auch zwecks Berechnung von Austragsraten - im Vordergrund. Die Märzmessungen dienten u.a. dazu, während eines relativ trockenen Jahres (Abb. 6.2.2/12 und 6.2.2/14, im Anhang) die mittelfristigen Veränderungen im Abfluß und Transport an einigen charakteristischen Stellen zu erfassen und weitere Einzugsgebietscharakteristika herauszuarbeiten.

Während des Untersuchungszeitraumes im Frühjahr (17 Tage) wurden an der Klimastation Grotta di S. Giovanni (Domusnovas) lediglich an drei aufeinanderfolgenden Tagen (20. - 22.03.) Niederschläge aufgezeichnet. Diese Regenfälle (2,4 mm, 8,0 mm und 22,4 mm) korrelieren in keiner Weise mit den

Abflußwerten und den wasseranalytischen Daten dieses Zeitraumes. Obwohl annähernd die gleichen Abschnitte Wasser führten, die auch in den anderen Jahren durchflossen wurden (Abb. 6.2.2/15), zeigen die Schwermetallgehalte der unfiltrierten Wasserproben an der Probenstelle 21 (Abb. 6.2.2/16), daß es bereits zwischen dem 15. und 19.03. in Teileinzugsgebieten geregnet haben muß. Nur dadurch lassen sich die am 19.03. für alle Elemente gemessenen Peaks erklären, die sich im übrigen im Laufe dieses Monats wieder bis auf den „Grundlevel“ reduzierten. Der Vergleich mit den Schwermetallkonzentrationen an der oberhalb von 21 gelegenen Probenstelle 20 zeigt, daß an dieser die Peaks ein bis zwei Tage später auftraten. Dies läßt sich mit den Regenfällen vom 20. und 21.03. in Zusammenhang bringen. Allerdings ist auffällig, daß sich die mengenmäßig stärksten Niederschläge vom 22.03. an keiner der Meßstellen weder in den Analysendaten noch in den Pegelständen widerspiegeln. Dies legt ebenfalls die Vermutung nahe, daß es sich auch an diesem Tag um ein lokales und eng begrenztes Niederschlagsfeld (im Bereich der Klimameßstation) gehandelt hat, bzw. daß eine fehlerhafte Aufzeichnung der sardischen Behörden vorliegt.

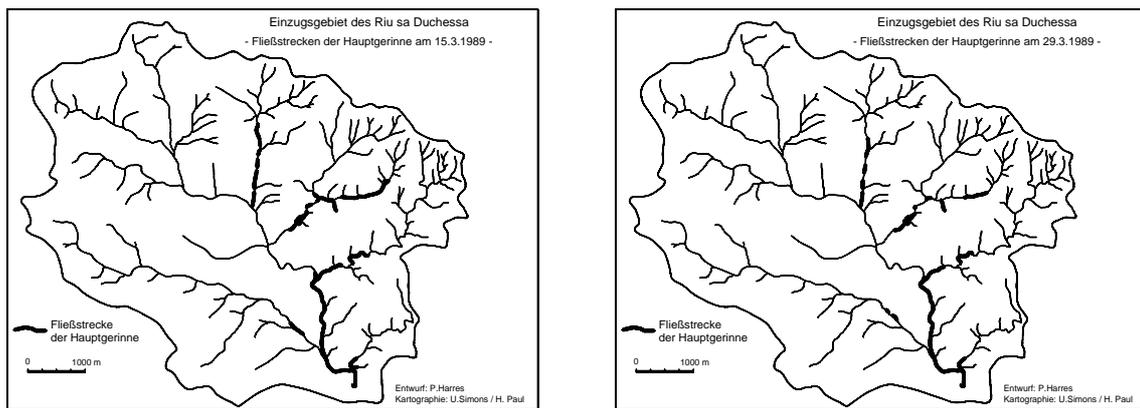


Abb. 6.2.2/15: Fließstrecken der Hauptgerinne im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa im März 1989

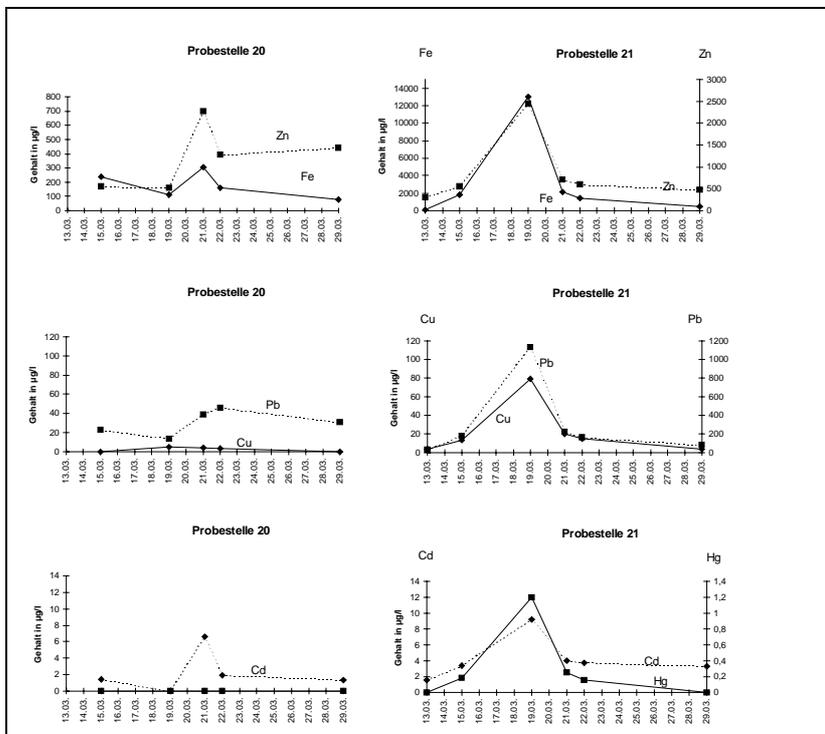


Abb. 6.2.2/16: Schwermetallgehalte unfiltrierter Wasserproben an den Probenstellen 20 und 21 zwischen dem 13. und 29.03.1989

Die Schwermetallgehalte der anderen Probenstellen (Tab. 6.2.2/8, im Anhang) zeigen, daß im Riu Siuru (Probestellen 9 und 12) bei Trockenwetterabflüssen die Elementkonzentrationen unfiltrierter Proben weitgehend in der gleichen Größenordnung liegen wie im Riu sa Duchessa. Erst bei niederschlagsbedingten Sedimenteinspeisungen unterscheiden sich beide Torrenten beträchtlich. Der Vergleich unfiltrierter mit filtrierten Proben macht deutlich, daß der Hauptteil des Austrages zwar partikulär erfolgt, aber dennoch ein meßbarer Lösungstransport existiert. Dieser steigt prozentual bei Trockenwetterabflüssen an, da die Schwebstofffracht extrem zurückgeht. Eine Quantifizierung des Lösungstransportes ist jedoch u.a. wegen der unbekanntenen Größenordnung subterranner Prozesse kaum möglich.

Um annähernd einen Anhaltspunkt über die Schwermetallgehalte von **Karstwasser** zu haben, wurden zwei Wasserproben, die von den beiden ersten Siphons (nach dem Einstieg in das Höhlensystem) stammen, sowie eine Wasserprobe aus dem unterirdischen Quelltopf am Ausgang des Karsttunnels untersucht. Die Ergebnisse sind in Tabelle 6.2.2/10 dargestellt. Man erkennt, daß die Chrom-, Nickel- und Quecksilberkonzentrationen bei allen Proben unterhalb der Nachweisgrenze liegen. Während die Zinkgehalte annähernd identisch sind, finden sich - je nach Wasserkörper - deutliche Unterschiede bei den Eisen-, Kupfer-, Cadmium- und Bleiwerten. Diese Werte entsprechen weitgehend denen der Oberflächengewässer bei Trockenwetterabfluß.

**Tab. 6.2.2/10:** Schwermetallgehalte von Karstwässern

Marganei Wasseruntersuchungen aus den Karstsystemen									
Proben- stelle	Datum	Schwermetallgehalte in µg/l							
		Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb
Siphon 1	28.03.89	nn	344	nn	5	179	1,7	nn	39,5
Siphon 2		nn	77	nn	nn	145	nn	nn	14
Quelltopf	16.03.89	nn	50	nn	nn	141	nn	nn	7

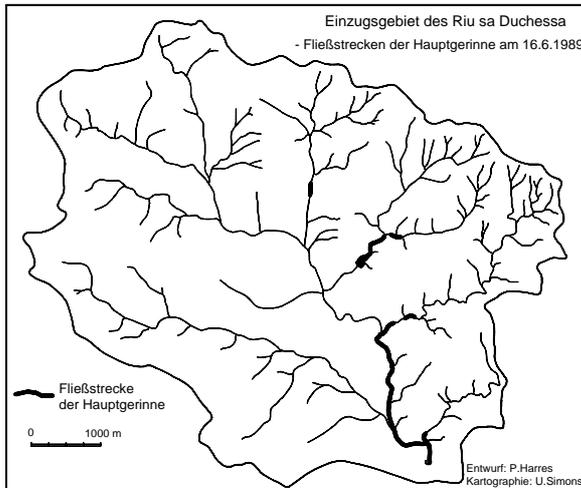
Die **wasserphysikalischen und -chemischen Analysen** (Tab. 6.2.2/9, im Anhang) machen deutlich, daß die Gewässerparameter des Einzugsgebietes nicht ausschließlich vom Bergbau geprägt werden. So besitzt der Riu Siuru generell niedrigere pH-Werte, deutlich geringere Sauerstoffgehalte und Sauerstoffsättigungen sowie niedrigere Karbonathärten, was mit den geo-, pedo- und morphologischen Randbedingungen zusammenhängt. Wichtig für die Einzugsgebietenndifferenzierung ist darüber hinaus die Tatsache, daß ausschließlich in diesem Tal Phosphat im Wasser nachweisbar ist. Letzteres muß mit der Weidewirtschaft in Verbindung gebracht werden, die hier ihre Schwerpunkte hat. Inwieweit die eingetragenen Phosphate, die insbesondere in den wärmeren Monaten zu einer Veralgung des Fließwasserkörpers beitragen, durch Flockenbildung oder Fällung Einfluß auf den Schwermetalltransport nehmen, kann nicht festgestellt werden.

Nach Abschluß dieser Untersuchungsreihe kam es im regenreichen April (160,6 mm an 16 Tagen) zu einem kurzfristigen Gesamtabfluß, der in der gleichen Größenordnung lag wie der vom November 1983 und mit etwa identischen Austragsraten verknüpft war.

Bei den Wasseruntersuchungen im **Juni 1989** sollte, neben der Ermittlung der Schwermetallgehalte an den zu diesem Zeitpunkt existierenden Fließstrecken (Abb. 6.2.2/17, Seite 172), über die Wiederfindungsraten (Tab. 4.4.2/1) hinaus durch einen Methodenvergleich die Aussagefähigkeit der Hyphanproben auch für den Riu sa Duchessa (s. auch Tab. 4.1.2.2/4, im Anhang) überprüft werden. Die Ergebnisse zeigt Tabelle 6.2.2/11 (im Anhang). Sie läßt zum einen erkennen, daß sich nach wie vor die Flotationshalde (Probenstelle 21 bis 22) durch deutlich erhöhte Konzentrationen zu erkennen gibt, obwohl der Haldenbach nur noch spärlich Wasser einspeiste. Ansonsten liegen die Elementkonzentrationen in der Spanne, die auch zu den anderen Zeiträumen ermittelt werden konnte.

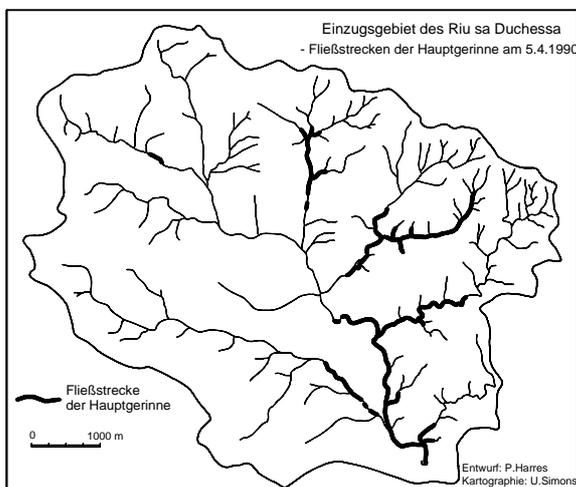
Im Hinblick auf die Beurteilung der Hyphanproben zeigte es sich, daß die Schwermetallgehalte säurestabilisierter Proben teilweise deutlich höher lagen, als nach den Wiederfindungsraten zu erwarten war. Auffällig ist dies insbesondere bei den Cadmiumwerten, die bei Hyphan zwischen 0,4 und 3,4 µg/l schwanken, bei den säurestabilisierten Proben jedoch Werte zwischen 2,6 und 15,3 µg/l erreichen. Allerdings entspricht sich das räumliche Verteilungsmuster der Schwermetallkonzentrationen an den einzelnen Probenstellen weitgehend. Daraus muß der Schluß gezogen werden, daß eine Ergebnisdis-

kussion über Absolutwerte bei Hyphanproben keinen Sinn macht, jedoch nach wie vor eine Differenzierung entlang der Fließstrecken vorgenommen werden kann.



**Abb. 6.2.2/17:** Fließstrecken der Hauptgerinne im Einzugsgebiet des Rio sa Duchessa im Juni 1989

Im Winterhalbjahr 1989/90 entsprach das Fließverhalten des Rio sa Duchessa bis Ende Dezember dem der anderen Jahre (schrittweiser Aufbau des Fließwasserkörpers ab September, nur isolierte Fließstrecken, kein Gesamtabfluß). Von Januar an begannen sich die Fließstrecken wegen sehr geringer Niederschlagspenden (Abb. 6.2.2/18, im Anhang) weiter zu reduzieren. Bis zum 16.03.1990 versiegten nach einer längeren Trockenphase (zwischen 1.02. und 16.03.1990 fielen lediglich 30,8 mm Niederschlag) die Gerinne bis auf kleine Reste. Von da an begann der Rio sa Duchessa seinen Lauf wieder allmählich aufzubauen (Abb. 6.2.2/19), da die Frühjahrsniederschläge zwischen dem 16.03 und dem 21.04. relativ ergiebig waren (194 mm). In dieser Phase wurden Wasserproben gewonnen, die Einblick in eine mögliche Veränderung des Schwermetalltransportes geben sollten. Die Ergebnisse dieser Meßphase sind in Tabelle 6.2.2/12 (im Anhang) dargestellt.



**Abb. 6.2.2/19:** Fließstrecken der Hauptgerinne im Einzugsgebiet des Rio sa Duchessa im April 1990

Die bisher gewonnenen Erkenntnisse über Größenordnung und Verlauf der fluvialen Schwermetallverlagerung durch den Rio sa Duchessa wurden in den folgenden Untersuchungsabschnitten (April 1990, Januar 1991, September 1992) nur noch im Hinblick auf grundlegende Veränderungen überprüft. Die Jahresniederschlagsverteilung konnte nur bis 1990 ermittelt werden, da die Niederschlagsdaten späterer Jahre nicht verfügbar waren.

Wie sich aus Abb. 6.2.2/19 entnehmen läßt, versiegten auch zu diesem Zeitpunkt die Nebenbäche Gutturu Melli und Rio Siuru vor Erreichen des Haupttales. Dies geschah trotz eines kräftigen Fließens der Bäche in den oberhalb gelegenen Abschnitten. In diesen waren i.d.R. die Elementgehalte deutlich höher als weiter bachabwärts, was auf eine Einspeisung von belasteten Bergbauwässern zurückgeführt werden kann. So flossen beispielsweise aus Stollenmundlöchern oder durch Vegetation festgelegten Halden oberhalb des Gutturu Melli im Bereich der Konzession Perda Niedda grüngelb gefärbte Grubenwässer (Foto 6.2.2/6, im Anhang) oder es wurde Abraum bzw. Haldenmaterial in die Gerinne eingetragen. Mit zunehmender Entfernung von diesen Belastungsquellen verringerten sich die Elementkonzentrationen kontinuierlich, was besonders an den Probenstellen 7 - 12 deutlich wird.

Bis zum 16.03.1990 versiegten nach einer längeren Trockenphase (zwischen 1.02. und 16.03.1990 fielen lediglich 30,8 mm Niederschlag) die Gerinne bis auf kleine Reste. Von da an begann der Rio sa Duchessa seinen Lauf wieder allmählich aufzubauen (Abb. 6.2.2/19), da die Frühjahrsniederschläge zwischen dem 16.03 und dem 21.04. relativ ergiebig waren (194 mm). In dieser Phase wurden Wasserproben gewonnen, die Einblick in eine mögliche Veränderung des Schwermetalltransportes geben sollten. Die Ergebnisse dieser Meßphase sind in Tabelle 6.2.2/12 (im Anhang) dargestellt.

Die Schwermetallgehalte im Rio sa Duchessa sind an den Probenstellen 15 und 16, an denen die Torrente zu fließen beginnt, noch relativ niedrig (Abb. 6.2.2/20). Sie bewegen sich in dem Konzentrationsbereich, der bei Trockenwetterabflüssen gemessen wurde. Erst nach Einmündung des Rio Crucueu und vor allem nach Einmündung des Haldenbaches erhöhen sich die Werte sprunghaft. Dies ist zum einen auf eine Resuspension der auf der Sohle akkumulierten Substrate, zum andern auf Einspü-

Die Schwermetallgehalte im Rio sa Duchessa sind an den Probenstellen 15 und 16, an denen die Torrente zu fließen beginnt, noch relativ niedrig (Abb. 6.2.2/20). Sie bewegen sich in dem Konzentrationsbereich, der bei Trockenwetterabflüssen gemessen wurde. Erst nach Einmündung des Rio Crucueu und vor allem nach Einmündung des Haldenbaches erhöhen sich die Werte sprunghaft. Dies ist zum einen auf eine Resuspension der auf der Sohle akkumulierten Substrate, zum andern auf Einspü-

lung von Flotationsschlämmen zurückzuführen. Obwohl während dieser Zeit der Riu sa Duchessa in seinem Einzugsgebiet nur in den untersten Abschnitten floß, erreichte er seinen Vorfluter und exportierte eine Sedimentfracht, die sich durchaus mit der nach einzelnen Hochwasserspitzen messen kann.

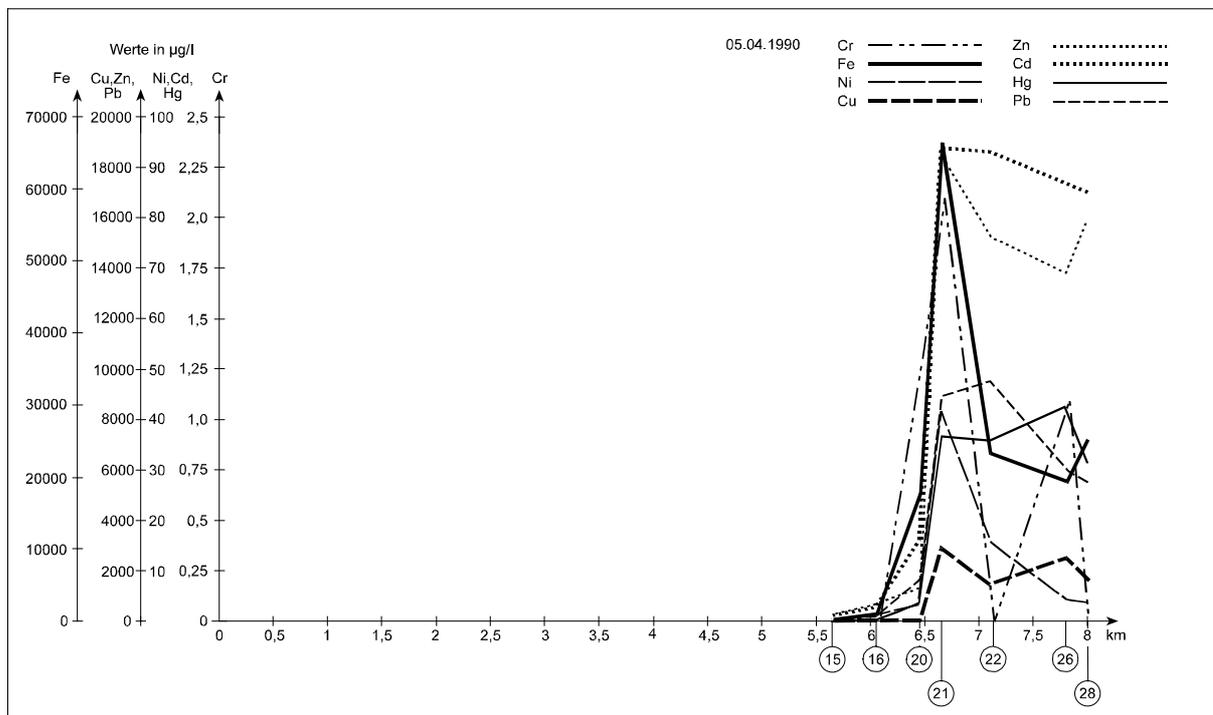


Abb. 6.2.2/20: Längsprofil unfiltrierter Wasserproben des Riu sa Duchessa vom 05.04.1990

Ein völlig anderes Bild ergab sich - trotz weitgehend identischer Fließstrecken (Abb. 6.2.2/21) - im **Januar 1991** für die Probenstellen im Hauptgerinne, da während dieser Zeit der Abfluß ein weiteres Mal durch Stagnation und Verkleinerungen der Fließwasserabschnitte gekennzeichnet war. Die Elementkonzentrationen lagen daher auf den bereits mehrfach angesprochenen Grundlevels (Tab. 6.2.2/13). Auch in diesem Halbjahr war der Abfluß überwiegend durch einen sehr diskontinuierlichen Auf- und Abau einzelner Fließstrecken charakterisiert, während sich der Stoffaustrag auf die niedrigen und kurzzeitigen Abflußspitzen im Dezember und im späten Frühjahr konzentrierte. Auch dies macht deutlich, daß in diesem Raum sowohl Abflußverhalten als auch Stoffbelastung von einer von Einzelereignissen bestimmten Dynamik gesteuert wird.

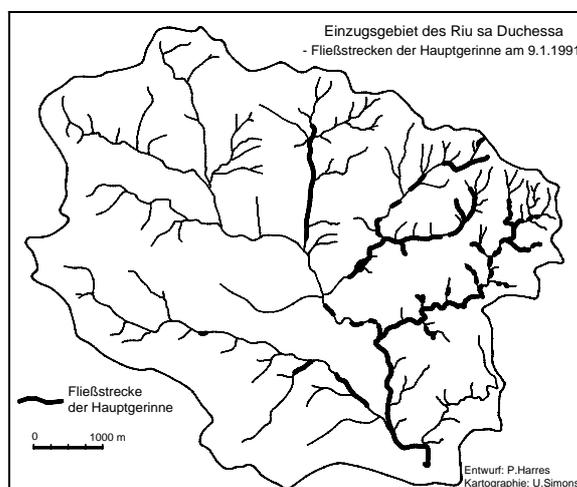


Abb. 6.2.2/21: Fließstrecken der Hauptgerinne im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa im Januar 1991

Aus den Schwermetalldaten der fließenden Welle im Untersuchungszeitraum läßt sich keine eindeutige zeitliche Entwicklung erkennen. Eine solche Entwicklung ist bei torrentiellen Gewässern, im Gegensatz zu anthropogen belasteten Gewässern der Mittelbreiten, auch wesentlich schwieriger erfaßbar, da die Veränderung der Frachtraten weit stärker an die klimatisch gesteuerte, wesentlich variabelere Abflußrhythmik gebunden ist.

### 6.2.2.1 Schwebstoffe

Am 09.11.1983, 28.03.1987, 14.03.1988 und 16.03.1988 wurden, wie im Kap. 4.2.2 beschrieben, Schwebstoffproben entnommen, deren Analysenergebnisse in Tab. 6.2.2.1/1 dargestellt sind. Die Proben vom November 1983 und März

1987 wurden nach Abklingen einer Hochwasserwelle aus einem relativ gleichmäßig durchmischten Fließwasserkörper, die vom März 1988 im Zusammenhang mit der Erfassung des Querprofils (Kap. 4.1.2.2) aus nicht durchmischten Fließzonen gewonnen. Die parallel verlaufenden Fließwasserzonen unterschiedlicher Suspensionsfracht im März 1988 spiegeln sich sehr deutlich in den Schwebstoffmengen des Querprofils wider. Die Probenstelle 20 lag vor, die Probenstelle 21 nach dem Einlauf des die unterste Flotationshalde entwässernden Gerinnes.

**Tab. 6.2.2.1/1:** Menge und Schwermetallkonzentrationen von Schwebstoffen aus dem Riu sa Duchessa an Probenstelle 21

<b>Marganei: Schwebstoffe im Wasser an Probenstelle 21</b>										
Datum	Proben- stelle	Menge in g/l	Schwermetallgehalte in mg/kg TG							
			Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb
09.11.1983	21	2,796	5,5	186.400	21,7	1.463	13.700	62	14	11.500
28.03.1987	20		4,6	75.200	9,8	28,5	195	1,48	1.950	196
	21		4,3	78.000	10,2	26,0	178	1,22	2.005	173
14.03.1988	21/1	3,545	4,6	241.000	18,3	890	32.400	121	35	18.700
	21/2	0,370								
	21/3	0,013								
	21/4	0,000								
16.03.1988	20		3,3	82.750	11,5	33	215	1,25	2.155	135
	21/1	3,268	3,9	215.000	10,8	610	28.700	53,00	28	14.900
	21/2	0,003								
	21/3	0,006								
	21/4	0,029								

Man erkennt aus der Tabelle, daß - mit Ausnahme beider Probenstellen vom 28.03.1987 und der Probenstelle 20 vom 16.03.1988 - sehr hohe Schwermetallgehalte mit stellenweise deutlichen Konzentrationsunterschieden einzelner Elemente zu verschiedenen Entnahmezeitpunkten auftreten. Die Größenordnung der Konzentrationen belegt eindeutig deren Herkunft aus dem Haldenbereich und weist ein weiteres Mal - insbesondere wegen der Cadmium-, Quecksilber- und Bleiwerte - auf das Konfliktpotential dieses Raumes hin.

Ein Vergleich der Schwebstoffe und deren Schwermetallgehalte zwischen deutschen und sardischen Fließgewässern (Tab. 6.2.2.1/2, Seite 175) macht zweierlei deutlich. Zum einen fällt auf, daß in der sardischen Bergbauregion Schwebstoffmengen auftreten, die teilweise um den Faktor 30 über den Maximalwerten an den trübsten Rheinabschnitten liegen. Zum anderen zeigt sich bei den Elementgehalten, daß lediglich bei Chrom und Nickel die Maxima am Riu sa Duchessa unter denen deutscher Fließgewässer liegen, während alle anderen Metalle wesentlich höhere Konzentrationen erreichen als in deutschen Flüssen gemessen wurden. Insbesondere bei Blei treten dabei in Sardinien Konzentrationen auf, die etwa sechzig mal höher sind als die verschmutztesten Abschnitte der Elbe bei Zollenspieker. Dies macht deutlich, daß kleine sardische Gerinne, die Bergbauggebiete entwässern, weitaus höhere Schwermetallkonzentrationen aufweisen als die durch Bergbau-, Industrie- Haushalts- und Gewerbeentlastungen belasteten deutschen Fließgewässer.

Die Schwermetallgehalte der Schwebstoffproben des Riu sa Duchessa lassen sich - wie auch die der Wasserproben (s. oben) - benutzen, um den **Einzugsgebietsaustrag** zu ermitteln. Bei 2,796 g Schwebstoffe pro Liter im November 1983 und einem Abfluß von 7.000 l/s würde dies - unter der Voraussetzung einer gleichbleibenden Wasser- und Schwebstoffführung - bedeuten, daß ein Austrag von 1.691 t Material an diesem Tag stattgefunden hat. Dieser Wert darf jedoch ebenfalls nur als Anhaltspunkt für die Größenordnung des Austrages gesehen werden, da bei der Berechnung ein 24stündiger Maximalabfluß mit konstanter Schwebstoffmenge und Schwermetallkonzentration angenommen wurde.

Tab. 6.2.2.1/2: Schwermetallgehalte von Schwebstoffen deutscher und sardischer Fließgewässer

Schwebstoffe in deutschen (1992) bzw. sardischen Fließgewässern (1981 - 1988)											
Fließgewässer	Meßpunkt	Menge in µg/l Min. - Max. (Mittel)	Schwermetallgehalte: Minima - Maxima und (Mittelwerte)							Quelle	
			Cr in mg/kg	Fe in g/kg	Ni in mg/kg	Cu in mg/kg	Zn in mg/kg	Cd in mg/kg	Hg in mg/kg		Pb in mg/kg
Donau	Dillingen		Max. 24,0 (23,3)		Max. 31,0 (30,7)	Max. 78,0 (71,0)	Max. 315 (246)	< 2 (< 2)	Max. 0,32 (0,28)	Max. 33,0 (30,3)	UBA; 1996
	Neustadt		Max. 33,0		Max. 21,0	Max. 37,0	Max. 140	Max. 0,3	Max. 1,80	Max. 20,0	UBA; 1996
	Jochenstein		Max. 51,9		Max. 38,0	Max. 51,6	Max. 392	Max. 0,6	Max. 0,80	Max. 38,0	UBA; 1996
Elbe	Schnakenburg		Max. 389 (265,8)		Max. 104 (71,2)	Max. 349 (271,1)	Max. 2750 (2355)	Max. 22,5 (16,2)	Max. 20,1 (12,29)	Max. 271 (188)	UBA; 1996
	Zollenspieker		Max. 440 (192,6)		Max. 699 (153,5)	Max. 314 (178)	Max. 9360 (2789)	Max. 19,0 (10,5)	Max. 23,0 (10,34)	Max. 316 (164)	UBA; 1996
	Seemanshöft		Max. 533 (157,5)		Max. 693 (122,4)	Max. 345 (145,9)	Max. 4100 (1529)	Max. 14,0 (4,7)	Max. 19,0 (8,05)	Max. 275 (134,4)	UBA; 1996
	Grauerort		Max. 158 (88,7)		Max. 50,7 (27,8)	Max. 56,6 (39,6)	Max. 541 (385)	Max. 2,7 (1,3)	Max. 15,5 (3,27)	Max. 113 (52,7)	UBA; 1996
Fulda	Wahnhausen		Max. 76,0 (68,0)		Max. 50,0 (43,5)	Max. 61,0 (56,0)	Max. 410 (380)	Max. 1,3 (1,2)	Max. 0,50 (0,40)	Max. 61 (44,3)	UBA; 1996
Inn	Kirchdorf		Max. 79,0		Max. 40,0	Max. 52,0	Max. 160	< 2 (< 2)	Max. 0,82	Max. 60	UBA; 1996
	Passau-Ingling		Max. 43,6		Max. 38,6	Max. 48,6	Max. 169	Max. 0,4	Max. 0,73	Max. 34	UBA; 1996
Isar	Plattling		Max. 21,0		Max. 16,0	Max. 30,0	Max. 89	Max. 1,0	Max. 0,20	Max. 30	UBA; 1996
Kinzig	Hanau		Max. 92,0 (80,7)		Max. 64,0 (55,3)	Max. 59,0 (44,7)	Max. 340 (270)	Max. 1,2 (1,0)	Max. 0,30 (0,20)	Max. 63 (50,1)	UBA; 1996
Lahn	Limburg-Staffel		Max. 100 (94,0)		Max. 64,0 (61,3)	Max. 62,0 (57,7)	Max. 520 (437)	Max. 1,8 (1,5)	Max. 0,40 (0,40)	Max. 86 (65,4)	UBA; 1996
Lech	Feldheim		Max. 32,0		Max. 27,0	Max. 27,0	Max. 114	< 2 (< 2)	Max. 0,60	Max. 120	UBA; 1996
Main	Viereth		Max. 97,0		Max. 61,0	Max. 211	Max. 630	Max. 2,0	Max. 1,00	Max. 124	UBA; 1996
	Erlabrunn		Max. 90,0		Max. 57,0	Max. 120	Max. 420	Max. 3,0	Max. 2,70	Max. 95	UBA; 1996
	Kahl		Max. 110		Max. 70,0	Max. 70	Max. 300	Max. 3,0	Max. 0,30	Max. 50	UBA; 1996
	Bischofsheim		Max. 113 (83,1)		Max. 89,0 (51,5)	Max. 730 (142,0)	Max. 700 (485)	Max. 2,1 (1,4)	Max. 1,40 (0,80)	Max. 89	UBA; 1996
Mosel	Koblenz		Max. 71,0 (57,2)		Max. 70,0 (61,2)	Max. 95,0 (75,1)	Max. 732 (609)	Max. 1,9 (1,3)	Max. 0,26 (0,12)	Max. 185 (144,4)	UBA; 1996
Nidda	Frankfurt-Nied		Max. 130 (103,2)		Max. 83,0 (69,0)	Max. 150 (81,7)	Max. 1200 (687)	Max. 2,9 (1,6)	Max. 0,60 (0,40)	Max. 180 (95,3)	UBA; 1996
Regnitz	Hausen		Max. 121		Max. 70,0	Max. 392	Max. 1010	Max. 2,0	Max. 2,30	Max. 209	UBA; 1996
Rhein	Karlsruhe-Maxau	59,6 - 166,2 (91,6)	55,7 - 80,1 (66,1)	20,9 - 26,5 (24,6)	42,6 - 62,4 (50,0)	55,7 - 86,3 (67,6)	147 - 453 (237)	0,60 - 0,89 (0,69)		28,2 - 54,9 (42,5)	D. Komm. Reinh. des Rheins; 1995
	Mainz	8,7 - 118,0 (40,3)	71 - 184 (100)	23,2 - 27,1 (25,1)	43 - 178 (78)	49 - 88 (65)	182 - 314 (221)	0,48 - 1,00 (0,71)	0,13 - 0,9 (0,48)	34 - 53 (44)	D. Komm. Reinh. des Rheins; 1995
	Koblenz	12,4 - 94,3 (29,5)	37 - 67 (52)	24,2 - 32,8 (27,8)	44 - 56 (50)	68 - 187 (96)	224 - 358 (282)	0,53 - 1,87 (0,94)	0,19 - 1,38 (0,37)	50 - 91 (66)	D. Komm. Reinh. des Rheins; 1995
	Bad Honnef	13,2 - 58,8 (24,5)	57 - 70 (64)	23 - 37 (29)	41 - 58 (49)	54 - 79 (70)	290 - 480 (348)	0,77 - 1,6 (0,95)	0,24 - 3,20 (0,75)	54 - 110 (72)	D. Komm. Reinh. des Rheins; 1995
	Kleve-Bimmen	20,4 - 47,6 (29,4)	66 - 110 (82)	25 - 35 (30)	45 - 57 (48)	61 - 91 (75)	370 - 610 (492)	1,2 - 3,2 (1,8)	0,47 - 1,40 (0,81)	72 - 130 (104)	D. Komm. Reinh. des Rheins; 1995
Saar	Fremersdorf		Max. 129 (110,3)		Max. 60,0 (54,2)	Max. 112 (91,7)	Max. 995 (794)	Max. 3,3 (2,5)	Max. 0,74 (0,60)	Max. 281 (196,7)	UBA; 1996
Sächs. Saale	Joditz		Max. 384		Max. 125	Max. 176	Max. 848	Max. 4,0	Max. 5,40	Max. 214	UBA; 1996
Schwarzbach	Trebur-Astheim		Max. 210 (98,0)		Max. 130 (60,0)	Max. 330 (213,0)	Max. 1900 (1336)	Max. 7,4 (5,4)	Max. 8,70 (4,50)	Max. 230 (110)	UBA; 1996
Weschnitz	Biblis-Wattenh.		Max. 140 (130,0)		Max. 48,0 (42,8)	Max. 130 (109,0)	Max. 710 (638)	Max. 1,6 (1,3)	Max. 0,40 (0,40)	Max. 120 (95,3)	UBA; 1996
Weser	Bremen		Max. 79,0		Max. 83,0	Max. 100	Max. 1300	Max. 25,0	Max. 0,58	Max. 220	UBA; 1996
Pixina-manna	Längsprofil	Max. 56	Max. 4,2	Max. 12	Max. 5,3	Max. 8,8	Max. 59	Max. <2	Max. <0,1	Max. 12	Harres; 1998
Riu sa Duchessa	Probenstelle 21	Max. 3.546	Max. 5,5	Max. 215	Max. 21,7	Max. 1.468	Max. 32.400	Max. 121	Max. 35	Max. 18.700	Harres; 1998

Bei der Berechnung der Elementausträge über die Schwermetallkonzentrationen der Schwebstoffe ergeben sich Austragsmengen, die z.T. stark von denen abweichen, die über die Schwermetallgehalte der unfiltrierten Wasserproben (Tab. 6.2.2/5) erhalten wurden. Zwar liegen die berechneten Austragsmengen von Cr mit 9.300 g/d (Schwebstoffe) gegenüber 9.556 g/d (Wasser), von Ni mit 36.691 g/d (Schwebstoffe) gegenüber 45.360 g/d (Wasser), von Cu mit 2.474 kg/d (Schwebstoffe) gegenüber 2.772 kg/d (Wasser) und von Hg mit 23.672 g/d (Schwebstoffe) gegenüber 25.656 g/d (Wasser) in der gleichen Größenordnung, während hingegen die anderen Elemente extreme Unterschiede aufweisen.

So variieren die berechneten Eisengehalte zwischen 315.174 kg/d (Schwebstoffe) und 16.813 kg/d (Wasser), die Zinkgehalte zwischen 23.164 kg/d (Schwebstoffe) und 8.830 kg/d (Wasser), die Cadmiumgehalte zwischen 104.832 g/d (Schwebstoffe) und 72.576 g/d (Wasser) sowie die Bleigehalte zwischen 19.444 kg/d (Schwebstoffe) und 4.536 kg/d (Wasser). Es wird vermutet, daß auch diese Unterschiede mit einem schubweisen Transport der Sedimentfracht in Zusammenhang zu bringen sind. Dies macht deutlich, daß - wenn überhaupt - nur kontinuierliche und kurzzeitige Messungen über längere Zeiträume eine annähernd genaue Erfassung von Austrägen erlauben.

Trotz dieser zahlreichen Einschränkungen sind die ermittelten Werte hilfreich um den Export aus der Bergbauregion abschätzen zu können. Sie machen deutlich, daß im Zusammenhang mit einer einzigen Hochwasserwelle allein aus dem Marganei ökotoxische Stoffe in der Größenordnung von mehreren hundert bis mehreren tausend kg an einem Tag ausgetragen werden, also weit mehr als der Pixinamanna in einem Jahr transportiert. Es ist daher nicht verwunderlich, daß die als Hauptvorfluter für den terrestrischen Austrag fungierenden Meeresbuchten mittlerweile den Großteil ihres Fischbestandes verloren haben (CONTU, A. et al., o.J.) und die dort noch lebenden marinen Organismen sich mit den Schwermetallbelastungen auseinandersetzen müssen.

Zusätzlich zu den in Kap. 4.1.2 aufgeführten Fakten läßt sich **zusammenfassend** bei der Untersuchung der Wasser- und Schwebstoffproben des Riu sa Duchessa feststellen, daß:

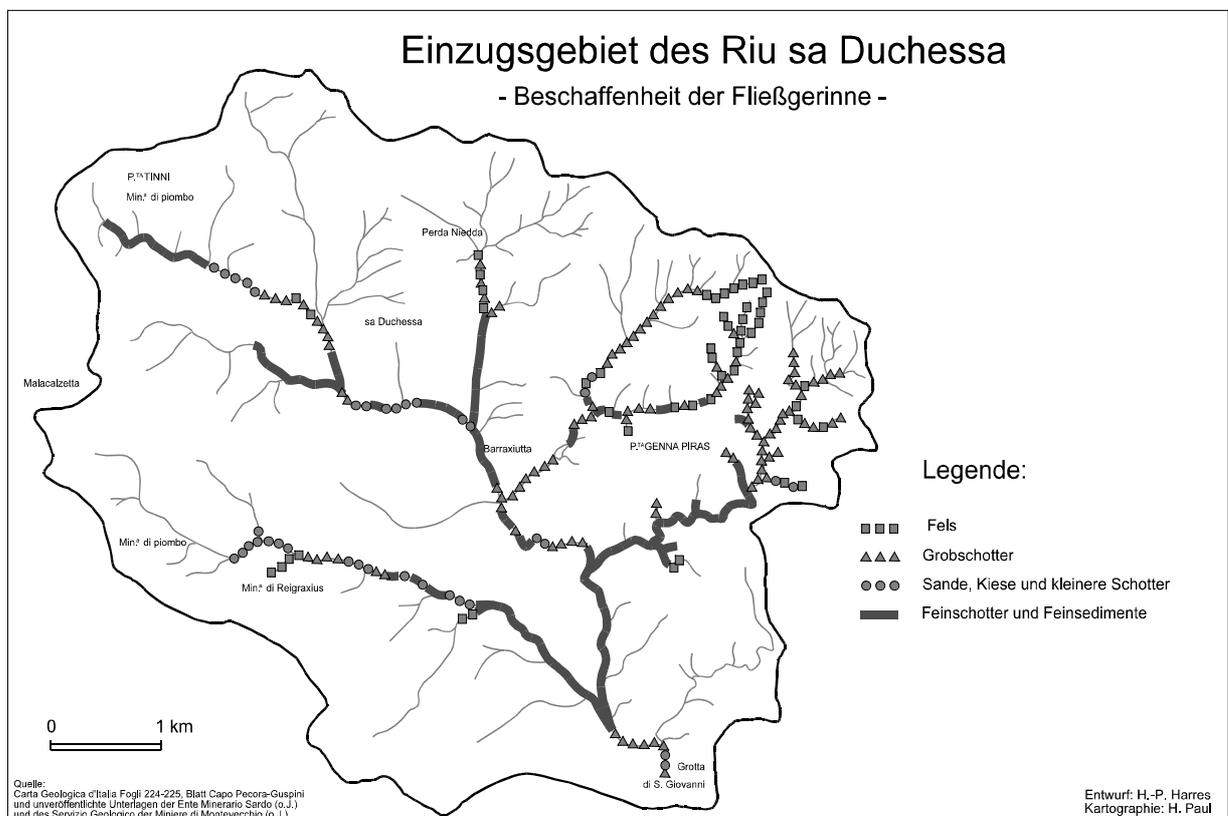
- Aufbau, Verlauf und Entwicklung der Fließstrecken durch eine extremere Diskontinuität als am Pixinamanna charakterisiert wird, was auf verkarstete Einzugsgebietsabschnitte zurückgeführt werden muß.
- die sich etablierenden Fließstrecken in markanter Weise die geologische Differenzierung des Raumes widerspiegeln.
- ein durchgängiges Fließen über die gesamte Niederschlagsperiode während der zehn Untersuchungsjahre kein einziges Mal auftrat.
- sich nur in seltenen Fällen ein vollständiger Gerinneabfluß vom obersten Einzugsgebiet bis zur Grotta di S. Giovanni einstellte.
- auch hier ausschlaggebend für den Gesamtabfluß, an den der größte Teil des Einzugsgebietsausstrages gekoppelt ist, einzelne Hochwasserereignisse nach Starkregen sind.
- durch Hochwässer über den Riu Cixerri eine überwiegend an Schwebstoffe gebundene Schwermetallfracht bis in die Bucht von Cagliari gefördert wird, welche bisher zu gravierenden Veränderungen mariner Ökosysteme beigetragen hat (CONTU, A. et al., o.J.).
- außerhalb der Hochwasserspitzen nur ein sehr geringer partikulärer Transport existiert.
- bei „normalen“ Niederschlägen kein Austrag von Schweb- und Sediment erfolgt.
- bei den wenigen Ereignissen, die zu einem Einzugsgebietsaustrag führen, die Sedimente meist nur aus den untersten Einzugsgebietsabschnitten stammen. Lediglich bei Extremniederschlägen fungieren auch mittlere und obere Torrenteabschnitte als Liefergebiete.
- sich die Schwebstofffracht bei anschwellender Wasserführung durch Resuspendierung von Bachsedimenten und steigenden Eintrag von Haldenmaterial (durch zunehmenden Oberflächenabfluß) extrem erhöht.
- das torrentielle Abflußregime durch sehr starke Abflußschwankungen charakterisiert wird.
- die Schwermetallgehalte in den Tallängsprofilen einen Einblick in die zeitliche Veränderung des Stoffausstrages geben und dabei markant die Einflüsse der Bergbaualllasten zeigen.
- die höchsten Elementkonzentrationen in unmittelbarer Nähe zu Haldenkörpern liegen.
- die Haldenmorphologie entscheidend für die Größe und Dauer der jeweiligen Sedimentbereitstellung ist. So speist die horizontal gelagerte und oberflächlich verkrustete unterste Halde auch dann noch schwermetallreiche Wässer in den Riu sa Duchessa ein, wenn aus den anderen Halden des Einzugsgebietes kein Austrag erfolgt, da sich die auf der Oberfläche auftreffenden Niederschläge sammeln, mit hoher erosiver Energie über die Ränder abfließen und diese zerrunsen.
- bei den an Hängen aufgeschütteten Halden Niederschläge geringerer Intensität rasch durch Versickerung abgeführt und als partikelfreies Interflow- oder Grundwasser in die Torrente eingespeist werden.
- auch Feinsedimenthalden an Hängen erst durch Niederschläge mit höherer Erosivität abgetragen werden.
- bei den Schwermetallverteilungen in den Längsprofilen den Nebenflüssen eine unterschiedliche Rolle für die Frachtmenge im Hauptgerinne zukommt.

- der Riu Sarmentus sich als Belastungsquelle für extrem hohe Cadmium- und Quecksilbergehalte erweist. Diese stammen aus den beiden im Oberlauf gelegenen Minen.
- die Totalgehalte der Schwermetalle bei Cr und Ni meist unterhalb der für extrem belastete Gewässer angegebenen Werte liegen. Demgegenüber bewegen sich die Fe-, Cu- und Zn-Gehalte in vergleichbaren Größenordnungen, während die Problemelemente Cd, Hg und Pb weit über diesen angesiedelt sind ( Cd: max. 135 µg/l, Hg: max. 52,3 µg/l, Pb: max. 11.200 µg/l).
- bei Spitzenabflüssen ( $Q > 7 \text{ m}^3/\text{s}$ ) Austragsraten auftreten, die in der Größenordnung von 9,5 kg/d (Cr), 16.800 kg/d (Fe), 45 kg/d (Ni), 2.700 kg/d (Cu), 8.800 kg/d (Zn), 72 kg/d (Cd), 25 kg/d (Hg) und 4.500 kg/d (Pb) liegen.
- berechnete Elementausträge nur unter der (nicht gegebenen) Voraussetzung von gleichbleibenden Abflußmengen und identischen Schwermetallkonzentrationen der unfiltrierten Wasserproben innerhalb des Erfassungszeitraumes gelten.
- beträchtliche kurzfristige Schwankungen der Elementausträge existieren.
- der reale Einzugsgebietsaustrag nicht ermittelbar ist.
- Trockenwetterabflüsse frei von kontaminierten Haldensubstraten sind.
- Schwermetallkonzentrationen, die bei weitgehender Schwebstofffreiheit ermittelt wurden, der auf die Lösungsfracht bezogenen Grundbelastung des Gewässers entsprechen.
- der Lösungstransport prozentual bei Trockenwetterabflüssen ansteigt, da die Schwebstofffracht extrem zurückgeht.
- eine Quantifizierung des Lösungstransportes wegen der unbekanntenen Größenordnung subterranner Prozesse kaum möglich ist.
- zahlreiche Analysen eine Grundbelastung nahelegen, die bei Fe zwischen 30 und 230 µg/l, bei Cu zwischen nn und 12 µg/l, bei Zn zwischen 10 und 768 µg/l, bei Cd zwischen nn und 6,1 µg/l, bei Hg zwischen nn und 1,28 µg/l und bei Pb zwischen nn und 209 µg/l schwankt.
- die extrem hohen Elementkonzentrationen ausschließlich an die Suspensionsfracht und somit an die jeweilige niederschlagsstrukturbedingte Fließsituation gebunden sind.
- ein zeitgleicher Vergleich der Probenstellen 20 und 21 einen guten Einblick in die abtragsbedingten Schwankungen der Sedimentfracht und der Schwermetallkonzentrationen gibt.
- Schwermetallanalysen von Hyphanproben die gleichen Einzugsgebietscharakteristika erkennen lassen wie säurestabilisierte Proben.
- bei säurestabilisierten Proben die Schwermetallgehalte teilweise deutlich höher liegen als bei den über die Wiederfindungsraten korrigierten Hyphanproben.
- der auf der Basis von Hyphanproben berechnete Elementaustrag daher zumindest mit den mittleren Wiederfindungsraten der entsprechenden Elemente multipliziert werden muß.
- bei torrentiellen Fließgewässern bereits eine mehrstündig anhaltende Hochwasserwelle in der Lage ist, ein mehrfaches des bei Normalabfluß üblichen Jahresaustrages zu bewirken.
- die Schwermetallgehalte von subterrann gewonnenen Karstwässern weitgehend denen der Oberflächengewässer bei Trockenwetterabfluß entsprechen.
- die wasserphysikalischen und -chemischen Parameter deutlich machen, daß die Gewässerparameter von den naturräumlichen und klimatischen Gegebenheiten des Einzugsgebietes und von der Weidewirtschaft geprägt werden.
- die Erfassung einer zeitlichen Entwicklung der Schwermetallgehalte in der fließenden Welle bei torrentiellen Gewässern wesentlich schwieriger als bei anthropogen belasteten Gewässern der Mittelbreiten ist, da die Veränderungen der Frachtraten dominant von der sehr variablen klimatisch gesteuerte Abflußrhythmik abhängt.
- die Schwermetallgehalte von Schwebstoffproben eindeutig deren Herkunft aus dem Haldenbereich belegen.
- die Ermittlung des an Schwebstoffe gebundenen Einzugsgebietsaustrages zeigen, daß bei abklingender Hochwasserwelle mit einem Austrag von mehr als 1.600 t Material an einem Tag gerechnet werden kann.
- Austragsberechnungen über Schwebstoffe nur als Anhaltspunkt für eine etwaige Größenordnung gesehen werden dürfen, da „exaktere“ Werte konstant bleibende Schwebstoffmengen und Schwermetallkonzentrationen voraussetzen müßten.
- sich bei der Berechnung von Elementausträgen über die Schwermetallkonzentrationen der Schwebstoffe Austragsmengen ergeben, die z.T. stark von denen abweichen, die über die Schwermetallgehalte der unfiltrierten Wasserproben ermittelt wurden.
- möglicherweise ein schubweiser Transport der Sedimentfracht für solche Unterschiede verantwortlich ist.

- die über Schwebstoffe berechneten Gesamtausträge (auch wenn diese nur eine etwaige Größenordnung widerspiegeln) zeigen, daß im Zusammenhang mit einer einzigen Hochwasserwelle allein aus dem Marganei ökotoxische Stoffe von mehreren hundert bis mehreren tausend kg an einem Tag exportiert werden. Dies ist weit mehr als der Pixinamanna in einem Jahr transportiert.
- keine zeitliche Entwicklung der Schwermetallkonzentrationen aus der fließenden Welle im Untersuchungszeitraum erkennbar ist, da die Veränderung der Frachtraten fast ausschließlich von der klimatisch gesteuerten variablen Abflußrhythmik abhängt.

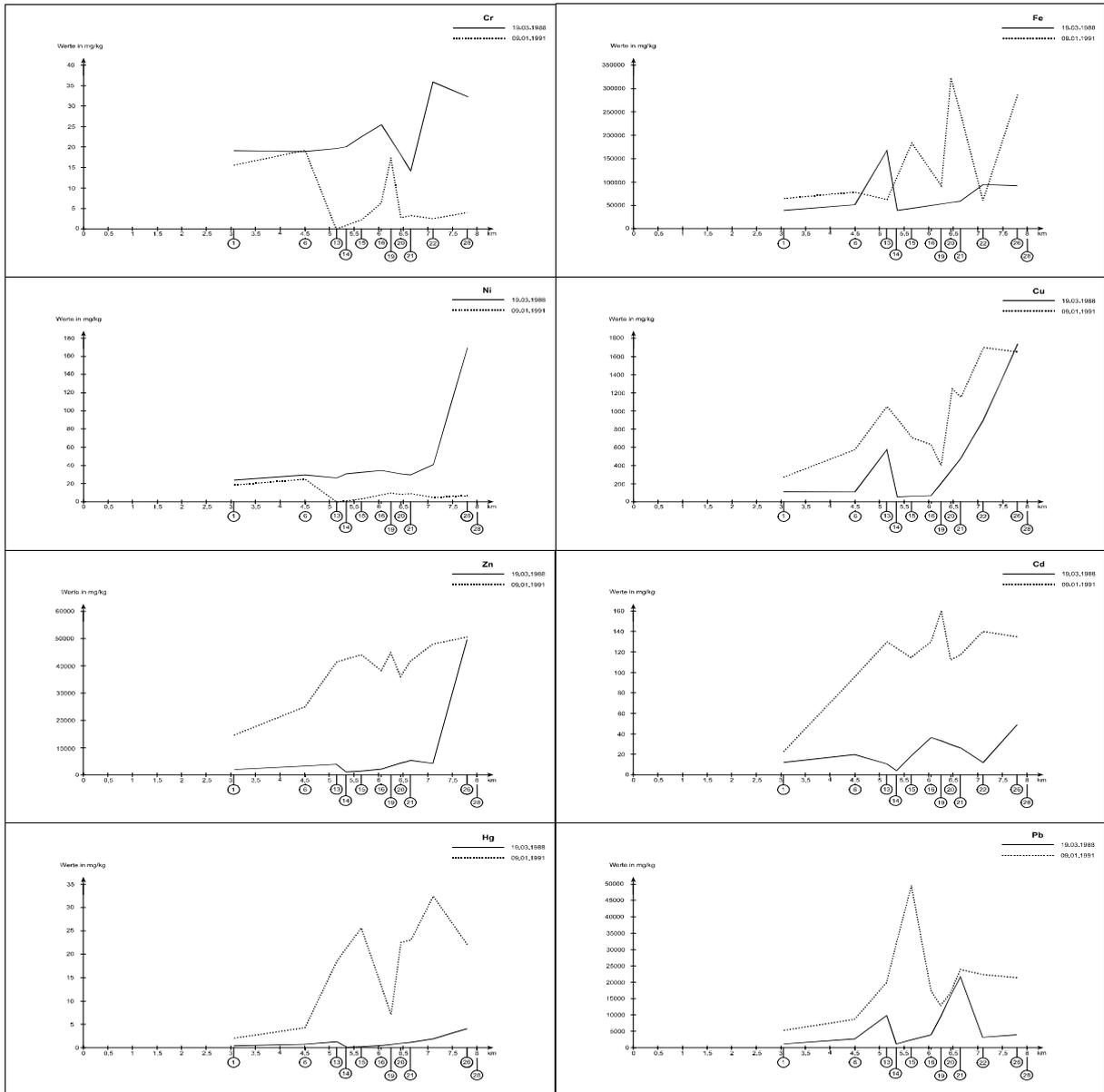
### 6.2.3 Sedimentproben

Im März 1988 und im Januar 1991 wurden vor allem aus der Sohle des Riu sa Duchessa Sedimente an den entsprechenden Wasserprobenstellen entnommen. Dabei wurde nur auf Feinböden zurückgegriffen, deren Gewinnung stellenweise erschwert war, da sich - im Gegensatz zum Pixinamanna - sehr unterschiedliche Sohlenfüllungen (Abb. 6.2.3/1) mehrfach abwechselten und häufig Feinsedimente nur zwischen einzelnen Geröllpaketen akkumuliert waren.



**Abb. 6.2.3/1:** Beschaffenheit der Fließgerinne im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa.

Durch die Wasseruntersuchungen waren die sich kurzfristig ändernden Erosions- und Sedimentationsbedingungen in den Torrenteabschnitten bekannt. Um dennoch aussagekräftige Längsprofile der Schwermetallkonzentrationen und einen Einblick in deren Veränderung zu erhalten, wurde zu beiden Untersuchungszeitpunkten darauf geachtet möglichst viele identische Stellen zu beproben. Zusätzlich wurden noch Sedimente aus den beiden wichtigsten Nebenbächen in die Betrachtung mit einbezogen. Die Ergebnisse sind in Tabelle 6.2.3/1 (im Anhang) und in Abbildung 6.2.3/2 dargestellt.



**Abb. 6.2.3/2:** Elementgehalte in Sedimenten des Riu sa Duchessa vom 19.03.1988 und 09.01.1991

Wie aus Abbildung 6.2.3/2 entnommen werden kann, entsprechen sich die Probenahmezeitpunkte weder in den Sedimentkonzentrationen noch in den Verteilungskurven und deren Veränderungen. Darüber hinaus weisen - im Gegensatz zu den Sedimentuntersuchungen in Pixinamanna - verschiedene Elemente entgegengesetzte Tendenzen auf. So unterschreiten z.B. bei Chrom und Nickel die Konzentrationsverteilungen vom Januar 1991 generell die vom März 1988, während bei allen anderen Elementen z.T. beträchtliche Konzentrationszunahmen gemessen wurden. Ebenso läßt sich auch keine Aussage über Verlagerungen schwermetallreicher Substrate in Fließrichtung der Torrente vornehmen. Vielmehr legen (bis auf Cr und Ni) die Kurvenverläufe nahe, daß es zwischen den beiden Meßzeitpunkten an fast allen Probenstellen zu einer Akkumulation von kontaminierten Sedimenten gekommen sein muß. Die einzigen allgemeingültigen Aussagen die getroffen werden können sind, daß an beiden Zeitpunkten die im Abstrom der Haldeneinläufe gelegenen Probenmestellen deutlich höhere Schwermetallgehalte aufweisen als oberhalb gelegene Meßpunkte und daß eine Zunahme der Elementkonzentrationen in Fließrichtung existiert. Daher sind, mit wenigen Ausnahmen, die Maximalkonzentrationen auch im Unterlauf des Riu sa Duchessa zu finden.

Betrachtet man die Elementkonzentrationen im einzelnen, so fällt auf, daß bei **Chrom** am 19.03.1988 - mit Ausnahme einer stärkeren Schwankung zwischen den Probenstellen 16 und 22 - ein fast linearer Anstieg in Fließrichtung angenommen werden kann. Dies gilt nicht in gleicher Weise für den Januar

1991. Während zu diesem Zeitpunkt die beiden Probenstellen 1 und 6 annähernd identische Werte aufweisen wie im März 1988, liegen vom Meßpunkt 13 an bis an die Einzugsgebietsgrenze die Elementgehalte auf einem deutlich niedrigeren Level. Lediglich an Probenstelle 19 wird noch weitgehend die Größenordnung der vorhergehenden Probenahme erreicht. Ignoriert man diese Stelle, so zeigt sich ebenfalls wieder eine (wenn auch schwache) Konzentrationszunahme in Fließrichtung. Würde man die Sedimententwicklung nur auf dieses Element bezogen diskutieren, so läge es nahe, eine weitgehende Ausräumung der Sohle zwischen den beiden Meßzeitpunkten anzunehmen.

Zu dem gleichen Schluß würde auch die Diskussion der **Nickelkurven** verleiten. Diese zeigen für den 19.03.1988 bis auf die Probenstelle 26 - bei leicht ansteigender Tendenz - ein Pendeln auf einem mehr oder weniger gleichbleibenden Niveau. Ähnlich - jedoch mit deutlich niedrigerer Konzentration - verhalten sich auch die Werte vom 09.01.1991. Auch hier gleichen sich die Gehalte der Probenstellen 1 und 6 zu den beiden Zeitpunkten.

Sämtliche anderen Elemente widersprechen in den Kurvenverläufen einer Sohlenräumung zwischen 1988 und 1991. Sie legen vielmehr den gegenteiligen Schluß auf eine Akkumulation kontaminierter Stoffe nahe. Dieser Gegensatz, wie auch die von Element zu Element sich unterscheidenden Längsprofile, erfordern eine Begründung, welche die einzugsgebietspezifischen Eintrags- und Transportbedingungen berücksichtigt.

Vergleicht man beispielsweise die Eisen-, Kupfer-, Zink- und Quecksilberkurven vom 19.03.1988 mit den entsprechenden Längsprofilen von Cadmium und Blei, so zeigt sich bei ersteren - bis auf einen Peak an Probenstelle 13 - ein mehr oder weniger kontinuierlicher Anstieg in Fließrichtung, während sich letztere durch ein starkes Oszillieren der Werte auszeichnen. Dies deutet daraufhin, daß verschiedene punktuelle Eintragsquellen mit jeweils spezifischen, aber untereinander verschiedenen Schwermetallspektren am Aufbau des Sedimentkörpers beteiligt sind. Die Sohlensubstrate sind daher entweder eine Mischung unterschiedlichster Abschwemmungen, oder sie bestehen fast ausschließlich aus den Substraten einer einzigen Halde. Da jedoch sowohl unter der Voraussetzung differenzierter Niederschlagsstrukturen mit z.T. kleinräumigen Niederschlagsfeldern als auch der torrentiellen Abflusssituationen nicht immer Einträge aus den gleichen Bereichen erfolgen, ändern sich die Mischungsverhältnisse der Schwermetalle untereinander nicht nur im räumlichen Nebeneinander, sondern vor allem auch im zeitlichen Nacheinander. Dadurch lassen sich auch die stellenweise ebenfalls entgegengesetzten Entwicklungen der ansonsten eng korrelierenden Elemente Cadmium und Zink erklären.

Besonders deutlich wird diese Beeinflussung der Elementgehalte durch differierende Einträge und variable Niederschläge vor allem bei den Verteilungskurven vom Januar 1991. Während sich zu beiden Meßzeitpunkten die Probenstelle 1 bei allen und die Probenstelle 6 bei den meisten Schwermetallen weitgehend entsprechen, zeigt **Eisen** unterhalb Meßpunkt 6 extreme Unterschiede innerhalb geringer Distanzen. Peaks treten dabei an den Probenstellen 15, 20 und 26 auf. **Kupfer** hingegen, dessen Verteilungskurve weitgehend der vom März 1988 gleicht (allerdings auf einem höheren Konzentrationsniveau), erreicht zum gleichen Zeitpunkt an den Meßstellen 13, 20 und 22 seine jeweiligen Zwischenmaxima. Bei **Zink** liegen lediglich die Probenstellen 1 und 26 eng beieinander. Die Konzentrationsspanne zwischen diesen Stellen ist dagegen jedoch beträchtlich. Auch bei Zink ist eine fast regelhafte Konzentrationszunahme mit der Fließrichtung feststellbar. Gleiches gilt auch für **Cadmium**, obwohl bei diesem Element im Mittel- und Unterlauf die Konzentrationsschwankungen wesentlich größer sind. **Quecksilber** weist ebenfalls sehr starke Schwankungen im mittleren Abschnitt auf. Während bei diesem Element von den Probenstellen 1 bis 15 die Konzentrationen stark ansteigen, fallen vom Meßpunkt 15 bis Meßpunkt 19 die Elementgehalte ab, um von da an wieder auf das ursprüngliche Niveau zu klettern. Einen ähnlichen Verlauf wie Quecksilber zeigt auch **Blei**, das an der Probenstelle 15 seinen absolut höchsten Wert erreicht.

Bei einer zusammenfassenden Betrachtung zeigt sich, daß sich der Nutzungsschwerpunkt Bergbau sowohl im Schwermetallspektrum der fließenden Welle als auch in dem der Sedimente widerspiegelt. Dabei ist eine sehr hohe Variabilität an den einzelnen Meßstellen innerhalb der Untersuchungszeiträume gegeben. Als Ursache wird - wie oben ausgeführt - die hohe Niederschlagsdifferenzierung, der torrentielle Fließcharakter und eine räumlich und zeitlich stark wechselnde Einspeisung unterschiedlicher Sedimente angenommen. Dies scheint vor allem ein Charakteristikum der vorliegenden Klimaregion zu sein und für perennierende Gerinne der Mittelbreiten weniger zu gelten.

Die neben dem Bergbau existierende Weidewirtschaft und die (sehr geringe) Wohnbebauung haben - bis auf Unterschiede in den Phosphatgehalten - keinen Einfluß auf die (übrigen) wasserphysikalischen und -chemischen Parameter bzw. die Schwermetallgehalte von fließender Welle, Schwebstoffen oder Sedimenten.

#### 6.2.4 Höhlenlehme

Zur Ergänzung der boden- und sedimentbezogenen Schwermetalluntersuchungen wurden Proben von Lehmen aus verschiedenen, jedoch nicht exakt nachvollziehbaren Tiefenbereichen aus nicht aktuell durchflossenen Abschnitten des Karstsystems der Grotta di S. Giovanni und aus dem Quelltopf untersucht. Probenstelle 1 lag dabei noch in relativer Nähe zum Höhleneinstieg, Probenstelle 5 war am weitesten entfernt und lag tiefer als alle anderen Punkte. Die Schwermetallanalysen dieser Proben sind in Tabelle 6.2.4/1 (im Anhang) aufgeführt.

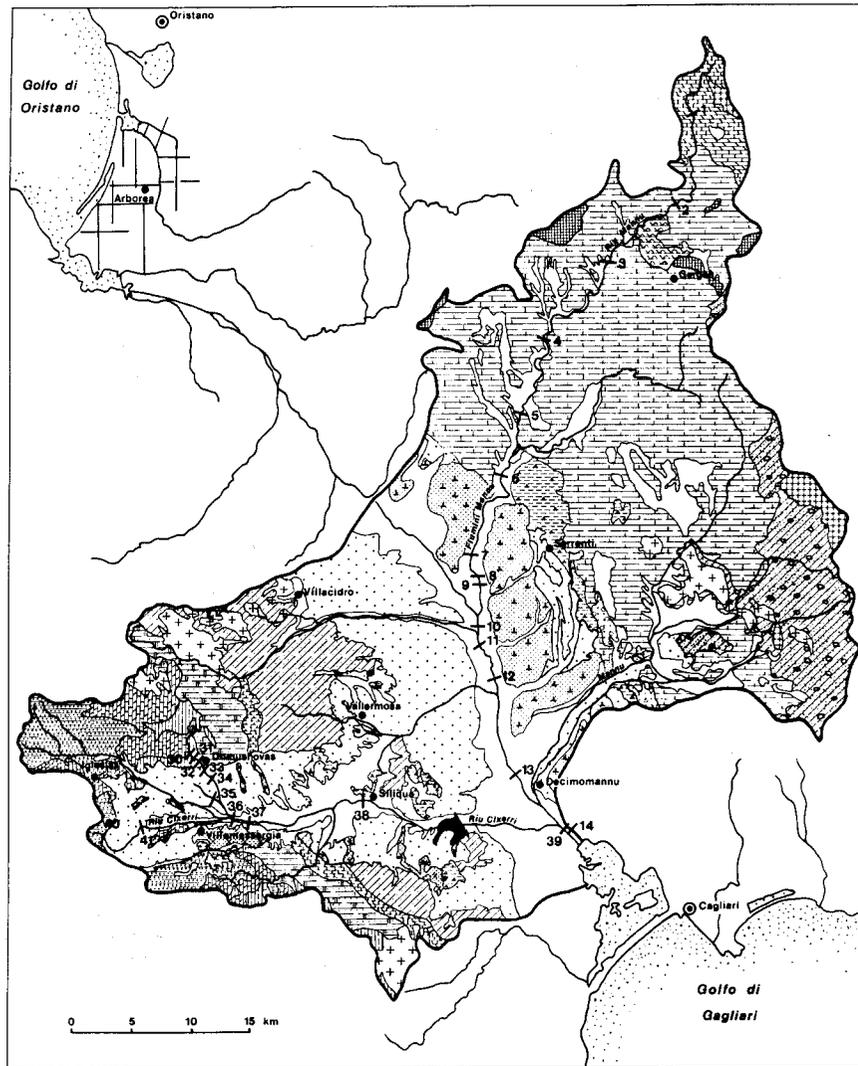
Die Werte zeigen, daß alle Proben über Elementkonzentrationen verfügen, die ihre Herkunft aus der Bergbauregion erkennen lassen. Da die karsthydrographischen Systeme nicht an die Orographie des Geländes gebunden sind, ist dies gleichzeitig ein Hinweis auf Schwermetallbelastungen in der übergeordneten Region, in der das Untersuchungsgebiet liegt. Eine Aussage über die Altersstellung der Lehme ist nicht möglich, daher kann auch nicht nachvollzogen werden, ob eine mögliche Beziehung zwischen einzelnen Bergbauaktivitäten und der Schwermetallbelastung gegeben ist bzw. ob natürliche Anreicherungen vorliegen. Die vergleichbare Größenordnung der Schwermetallgehalte der Höhlenlehme mit denen alter Kluffüllungen in den Kalken (siehe Bodenprobe 41) läßt dies jedoch vermuten.

#### 6.2.5 Ausgewählte Untersuchungen im Vorflutgebiet des Riu Sa Duchessa

Wie ausgeführt (Kap. 4.1.1.2) erfolgt der Transport schwermetallreicher Schwebstoffe und Sedimente bei extremen Abflußereignissen aus dem Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa durch die Grotta di S. Giovanni (Foto 6.2.5/1, im Anhang) bis in den Cixerrigraben und z.T. in die Bucht von Cagliari, was z.T. mit gravierenden Umweltproblemen verbunden ist. Daher wurden zusätzlich Wasseruntersuchungen im Vorflutgebiet des Riu sa Duchessa durchgeführt. Diese erfolgten im März und Mai 1984, März 1987, März 1989 und September 1992.

Die Schwermetalldaten der Probenreihen vom 28.03. und 05.05.1984 sind in Tabelle 6.2.2/3, die vom März 1987 in Tabelle 6.2.5/3 und die vom 16.03.1989 sowie vom 11.09.1992 in Tabelle 6.2.5/1 (alle Tab. im Anhang) aufgeführt. Die zur Abschätzung der Einzugsgebietscharakteristika notwendigen wasserphysikalischen und -chemischen Parameter finden sich in Tabelle 6.2.5/2 (im Anhang).

Erfaßt wurden **Wasserproben** des Riu S. Giovanni (Probenstellen 31 bis 35) und des Riu Cixerri (Probenstellen 36 bis 39), der als Hauptvorfluter den nach ihm benannten Seitengraben des Campidanos entwässert, bevor er - die letzten Kilometer parallel zum Flumini Mannu fließend - in die Lagune von St. Gilla mündet. Das Einzugsgebiet umfaßt somit Teile der Sulcis und der Iglesias mit ihren paläozoischen Gesteinsserien (Abb. 6.2.5/1, Seite 182). Der Graben selbst besteht aus mehreren zum Grabeninnern konkav abdachenden Glaciterrassen (SEUFFERT, O., 1970) sowie holozänen Akkumulationen und ist einer der Hauptagrarzonen der Insel. Da das schwebstoffreiche Flußwasser vom Riu S. Giovanni und Riu Cixerri zur Bewässerung der Agrarkulturen eingesetzt wird, gelangen die Schadstoffe auf den Boden und z.T. auf die Pflanzenoberflächen, so daß eine potentielle Schädigung der Endverbraucher möglich ist. Weitere Problempotentiale sind durch die im Grabenbereich und in der Meeresbucht akkumulierten schwermetallreichen Sedimente gegeben. Letztere haben nach CONTU, A. et al. (o. J.) mit dazu beigetragen, die marine Fauna in der Bucht von Cagliari nachhaltig zu schädigen.



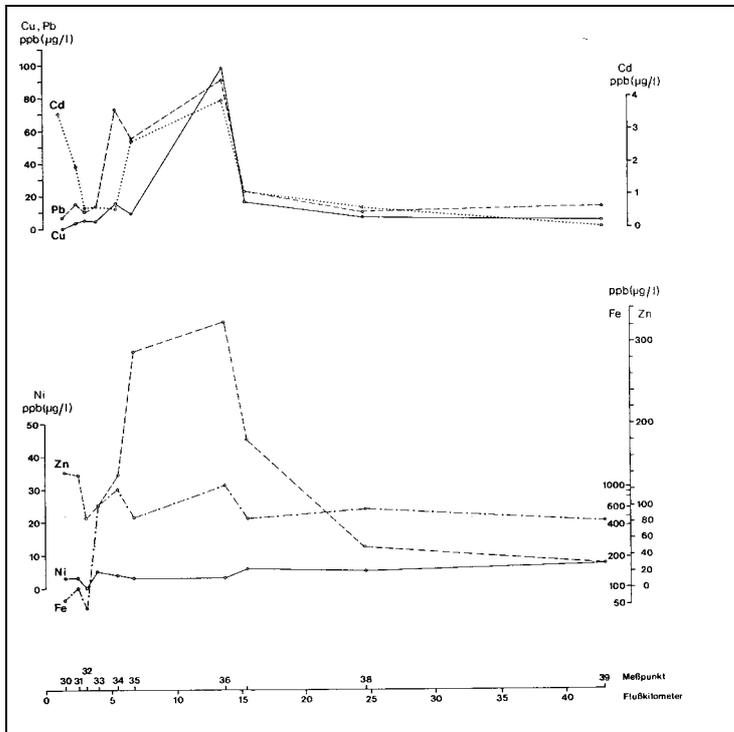
## Geologische Karte von Cagliari

### Einzugsgebiete des Flumini Mannu und des Riu Cixerri

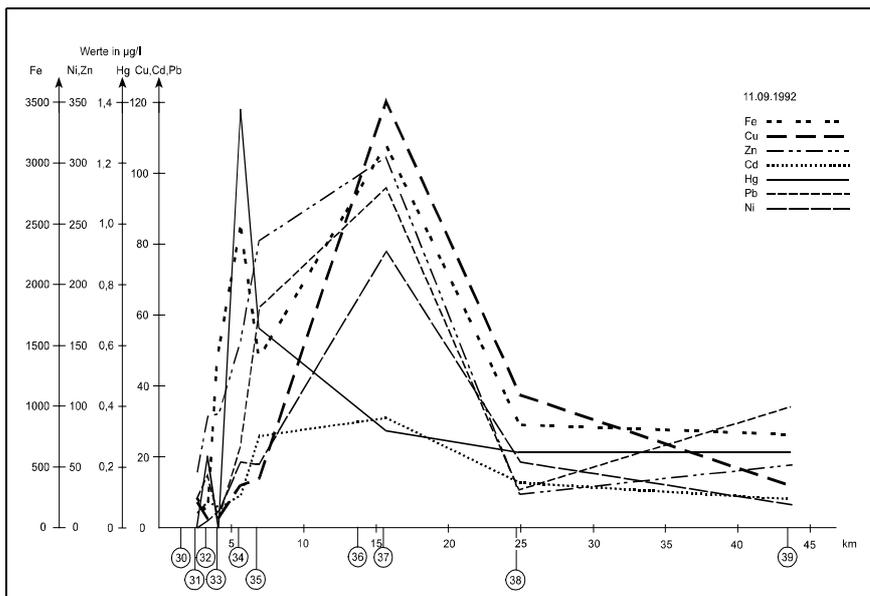
- Kontinentale Ablagerungen (Schwemmsedimente, Küstensande, Dünen etc.) des Holozäns
- Kontinentale Ablagerungen (Terrassen- und Glacisschotter, fossile Dünen etc.) des Pleistozäns
- Basalte und Phonolithe des Plio-/Pleistozäns
- Konglomerate, sowie sandig-mergelige Molassesedimente (Samassi-Formation) des mittleren bis oberen Pliozäns
- Mergel, Sandsteine, Schiefertone und Foraminiferenkalke des Miozäns
- Andesitische und trachytische Laven, Tuffe und Brekzien des Oligozäns-Miozäns
- Konglomerate, Sandsteine und Tone (Ussana-Formation) des Oligozäns
- Konglomerate, Sandsteine, Kalke z.T. mit zwischengeschalteten Tuffhorizonten (Cixerri-Formation) des Eozäns/Oligozäns
- Kalke und Dolomite des Doggers
- spätvariszische Granite und Leukogranite, örtlich Amphibolite und Granodiorite
- Glimmerschiefer, Gneise und Amphibolite des Jungpaläozoikums
- Tonschiefererien, Konglomerate und Sandsteine des Ordoviziums und des Silurs
- Kalkschiefererien des Silurs
- Prävariszische rhyolithische bis rhyodacitische Metavulkanite
- Grauwacken, Sandsteine, Tonschiefer und Konglomerate, Karbonate und Arkosen (San Vito-Formation, Brecca-Formation) des mittleren Kambriums bis unteren Silurs
- Sandsteine, Siltite und Tonschiefererien des Ordoviziums
- Siltite, Ton- und Kalkschiefer (Cabitza-Formation) des Mittel- bis Oberkambriums
- Dolomite und Kalke (Gonnesa-Formation) des Unterkambriums
- Sandsteine und Siltite (Nèbida-Formation) des Unterkambriums

Abb. 6.2.5/1: Geologische Karte der Einzugsgebiete vom Flumini Mannu und Riu Cixerri

Die einzelnen Profilreihen sollen die Eintrittspfade der Schwermetalle deutlich machen. Wie sich aus den Längsprofilen vom 16.03.1989 (Abb. 6.2.5/2) und 11.09.1992 (Abb. 6.2.5/3) entnehmen läßt, liegen die Schwermetallgehalte der fließenden Welle in den Größenordnungen, die bei vergleichbaren Abflusssituationen auch im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa gemessen wurden. Insgesamt übersteigen sie damit die Konzentrationen belasteter Fließgewässer ähnlicher Größenordnung in industriell geprägten Gebieten (HARRES, H.P. u. HÖLLWARTH, M., 1981, 1982; HARRES, H.P., 1992; HELLMANN, H., 1986).

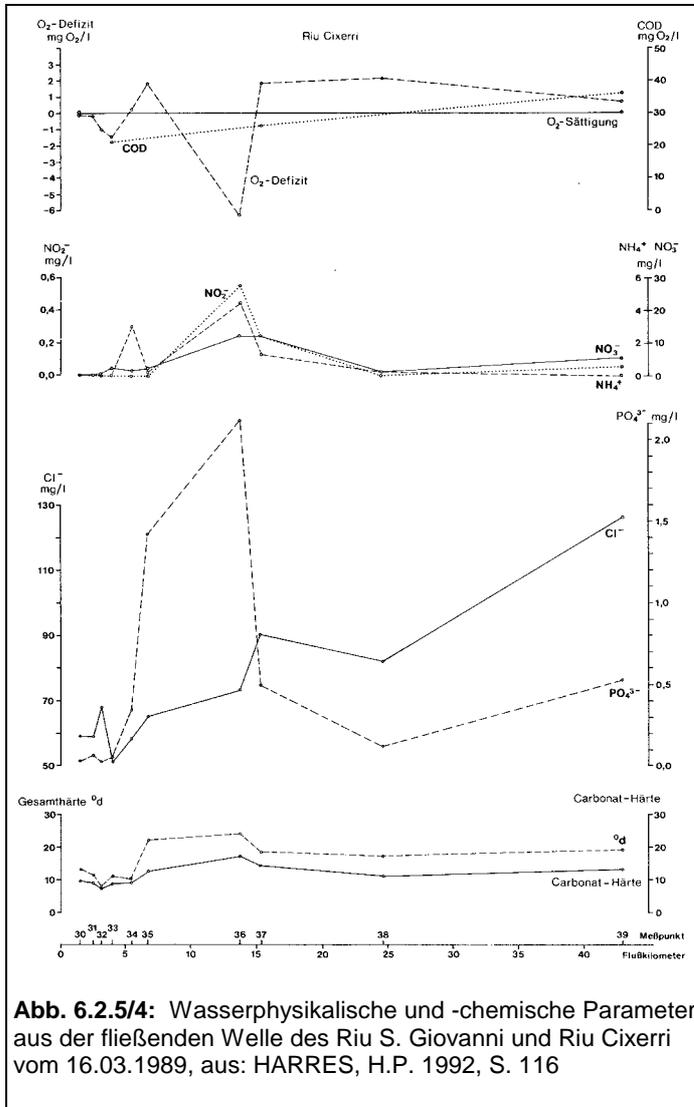


**Abb. 6.2.5/2:** Schwermetallgehalte der fließenden Welle des Riu S. Giovanni und Riu Cixerri vom 16.03.1989 aus: HARRES, H.P. 1992, S. 115



**Abb. 6.2.5/3:** Schwermetallgehalte der fließenden Welle des Riu S. Giovanni und Riu Cixerri vom 11.09.1992

Bei der Betrachtung der Konzentrationsverteilung in Fließrichtung läßt sich erkennen, daß zu beiden Zeitpunkten die höchsten Belastungen nicht im direkten Anschluß an das Bergbauggebiet auftreten, sondern erst im Umfeld größerer Siedlungen (Domusnovas). Dies belegt die Bedeutung von Einleitungen ungeklärter kommunaler und gewerblicher Abwässer. Somit spiegelt sich in den Längsprofilen nicht nur der Bergbau und seine Hinterlassenschaften wider, sondern in z.T. stärkerem Maße Direktleitungen aus einzelnen Gemeinden.



**Abb. 6.2.5/4:** Wasserphysikalische und -chemische Parameter aus der fließenden Welle des Riu S. Giovanni und Riu Cixerri vom 16.03.1989, aus: HARRES, H.P. 1992, S. 116

Dies zeigt sich vor allem auch an den wasserphysikalischen und -chemischen Parametern (Abb. 6.2.5/4 und 6.2.5/5, Seite 185), die darüber hinaus noch nachdrücklich auf die Landwirtschaft als Belastungsquelle hinweisen. Dies ist für die Schwermetallproblematik insofern von Bedeutung, weil mit den hohen Phosphat- und Nitrateinträgen eine Eutrophierung des Gewässers einhergeht. Daran gebunden ist u.a. - vor allem in Stillwasserzonen - eine extreme Algenentwicklung und eine Wachstumsförderung submerser Pflanzengesellschaften. Beides begünstigt, wie ausführlich bei HARRES, H.P. (1993), MÜLLER, D. et al. (1996) und SCHRÖDER, W. et al. (1991, 1992) dargelegt wurde, nicht nur die Flockung von Schwebstoffpartikeln, sondern auch die Schlamm Bildung.

Auch die Sorption und Okkludierung gelöster Bestandteile und somit die Belastung der Flocken und Schlämme mit Schwermetallen steht in engem Zusammenhang mit dem Algen- und Bakterienbesatz. Dies ist darauf zurückzuführen, daß in der von diesen abgeschiedenen Schleimmatrix sowohl lebende Organismen als auch Abbaureste biologischer Substrate, Tonmineralien und andere suspendierte Partikel eingebettet sind und der schwammartige Aufbau und die schleimigen Überzüge solcher Flocken die günstigsten Voraussetzungen zur Schadstoffadsorption bieten. Daher bestimmen diese den Schadstoffgehalt der

Schlämme.

Daneben nehmen Härtebildner als flockungsfördernde Stoffe insbesondere für Ton- und Schluffpartikel sowie die chemischen Eigenschaften des Wasserkörpers Einfluß auf die Bildung der Schwebstoffpartikel und deren Beladungsmechanismen, weil „der ganze Komplex der Sorption und Okkludierung gelöster Bestandteile an den Schwebstoffen chemischen Gesetzen gehorcht (wichtig u.a. Ionenkonkurrenz, Eintauch- und Bindungsstärken, pH-Werte, Temperatur). Der Transport hydrophober Schadstoffe, der vorrangig über die Feststoffpartikel verläuft, hängt daher vom Chemismus des Wassers und der Sorptionsfähigkeit der Schwebstoffe (in Verbindung mit elementspezifischen Unterschieden der Sorbenten) ab“ (HARRES, H.P., 1993, S. 120).

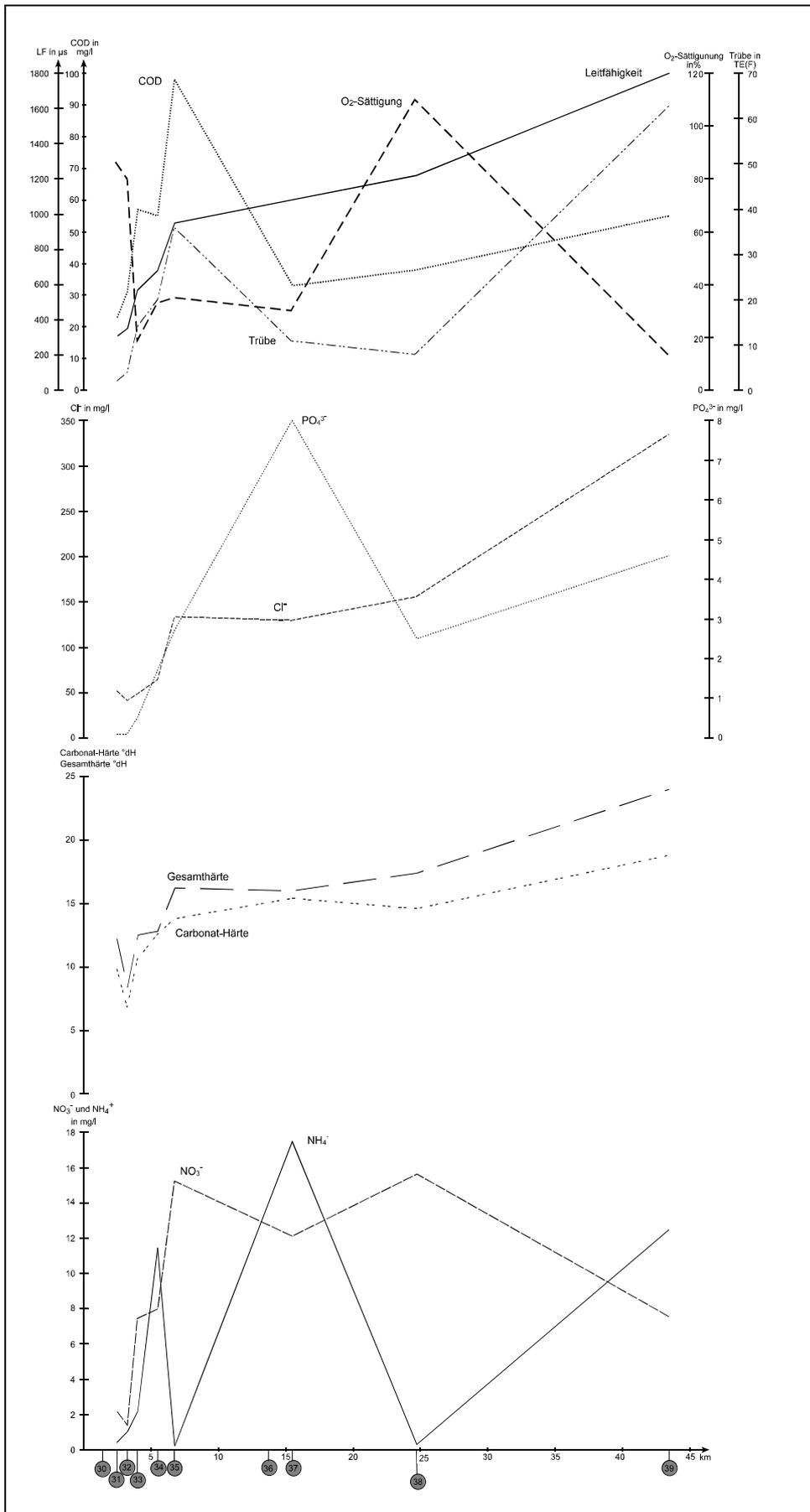
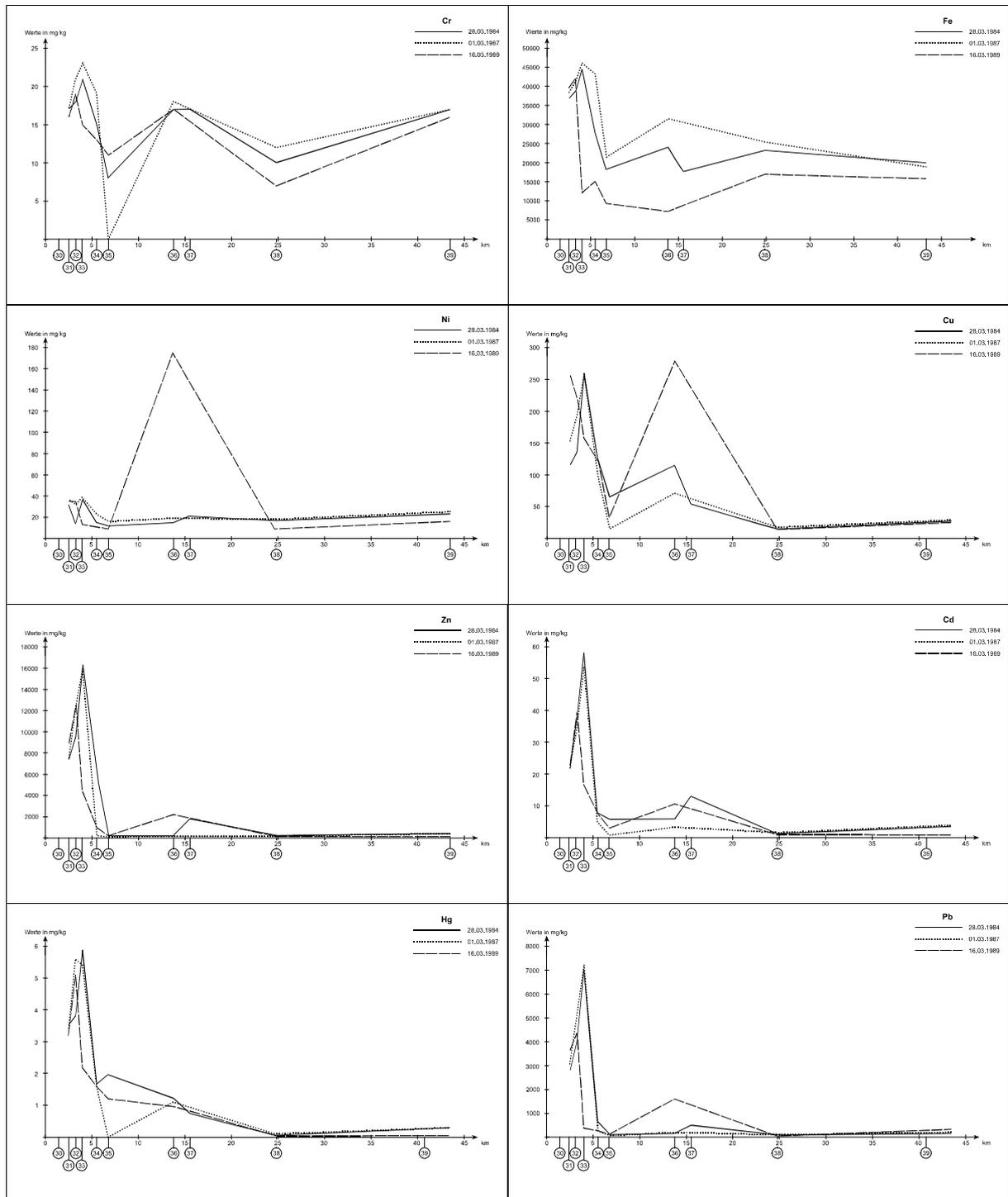


Abb. 6.2.5/5: Wasserphysikalische und -chemische Parameter aus der fließenden Welle des Riu S. Giovanni und Riu Cixerri vom 11.09.1992

Dadurch sind bevorzugt im Riu S. Giovanni günstige Voraussetzungen zur Schlamm- und Schwermetallanreicherung - vor allem auch bei Trockenwetterabflüssen - gegeben. Die Schwermetalluntersuchungen der **Sedimente** (Tab. 6.2.5/3, im Anhang und Abbildung 6.2.5/6) bestätigen diesen Sachverhalt.



**Abb. 6.2.5/6:** Elementgehalte in Sedimenten des Riu S. Giovanni und Riu Cixerri zwischen dem 28.03.1984 und 17.03.1989

Bei der Diskussion der Abbildung 6.2.5/6 ist es notwendig, den Riu S. Giovanni und den Riu Cixerri gesondert zu betrachten, da die Schwermetallverteilungskurven der Sedimente beider Fließgewässer ein unterschiedliches Verhalten zeigen. So läßt sich erkennen, daß am Riu S. Giovanni vom Karsttunnel an bis zur Mündung in den Riu Cixerri die Schwermetallkonzentrationen aller Elemente zu allen Zeitpunkten - im Gegensatz zu denjenigen der fließenden Welle - z.T. sehr stark abnehmen. Kurz hinter dem Karsttunnel liegen diese noch in der Größenordnung, die auch im Bergbauggebiet gemessen wurde. Meist steigen sie bis zur Probenstelle 33 (Ortseingang Domusnovas) an und erreichen dort ihre Maxima. Lediglich am 16.03.1989 haben sich die Konzentrationen an dieser Stelle deutlich reduziert, was auf eine Ausräumung durch Spülstöße hindeutet. So verringerten sich zwischen März 1987 und März 1989 die Werte bei Cr von 23 auf 15 mg/kg, bei Fe von 46.100 auf 12.100 mg/kg, bei Ni von 39 auf 13 mg/kg, bei Cu von 258 auf 157 mg/kg, bei Zn von 15.980 auf 4.425 mg/kg, bei Cd von 54 auf 16,5 mg/kg, bei Hg von 5,4 auf 2,2 mg/kg und bei Pb von 7.205 auf 385 mg/kg.

Obwohl zu den verschiedenen Probenahmezeiträumen annähernd identische Kurvenverläufe existieren, belegen die sich verändernden Werte an den einzelnen Probenstellen das von Meßpunkt zu Meßpunkt unterschiedliche Wechselspiel zwischen Erosion und Akkumulation der Schwebstofffracht. Allerdings zeigen auch hierbei wieder verschiedene Elemente eine entgegengesetzte Tendenz, was mit der bereits weiter oben diskutierten Varianz der Schwermetallspektren in Zusammenhang gebracht wird. Grundsätzlich erreichen die Schwermetallkonzentrationen der Sedimente des Riu S. Giovanni ihre Minima in der Nähe der Einmündung in den Riu Cixerri.

Zwischen dieser Einmündung und der ersten Sedimentprobe des Cixerri (Probenstelle 36) findet sich ein genereller Anstieg der Elementkonzentrationen. Dies wird auf Schwebstoff- und Sedimenteinträge durch dieses Fließgewässer zurückgeführt. Diese Sedimente stammen aus zahlreichen, im Oberlauf liegenden Grubenbezirken und deren Halden, die stellenweise extreme Ausmaße erreichen (Foto 6.2.5/2, im Anhang).

Auch beim Riu Cixerri, dessen Schwermetallgehalte zu allen Meßzeitpunkten niedriger als im Oberlauf des Riu S. Giovanni sind, nehmen die Konzentrationen im allgemeinen mit zunehmender Entfernung vom Bergbauggebiet leicht ab, was auch ARU, A. et al. (1994) bestätigen. Allerdings steigen sie im Rückstaubereich des Mündungsgebietes wieder an, was mit der Bildung von Faulschlammsschichten, mit H<sub>2</sub>S-Entwicklung und sulfidischen Schwermetallfällungen in Zusammenhang gebracht wird (NEULAND, H. et al., 1978).

Auffällig für den Riu Cixerri ist auch, daß die Kurvenverläufe einzelner Metalle weitgehend identisch sind (meist liegen sie sogar im gleichen Konzentrationsbereich). Die Schwankungsintervalle sind hier jedoch deutlich niedriger als beim Riu S. Giovanni. Dies gilt allerdings nicht für die Probenstelle 36 am 17.03.1989. An dieser Probenstelle wurden zu diesem Zeitpunkt extreme Konzentrationsanstiege einzelner Elemente gemessen, die - bis auf den unverständlich hohen Nickelwert - ebenfalls mit Bergbaulasten in Verbindung gebracht werden müssen.

Daß es in der Vergangenheit zum Durchtransport solcher belasteter Sedimente bis in die Bucht von S. Gilla kam, wurde von CONTU, A. et al. (o. J.) nachgewiesen und bereits betont. Seit Bau eines Stausees zwischen Siliqua und Uta im Jahre 1989 ist ein solches Geschehen jedoch weitgehend ausgeschlossen. Allerdings ist die aktuelle Akkumulationsrate im Stausee extrem hoch, so daß in wenigen Jahren bis Jahrzehnten an das Problem der Sedimenträumung und -beseitigung gedacht werden muß. Die starke Akkumulation dieses Sees ist u.a. auf Flockenbildung und Sorption auch gelöster Bestandteile im Zusammenhang mit hohen Wachstums- und Absterberaten von Grünalgen und Cyanobakterien (Fotos 6.2.5/3 und 6.2.5/4, im Anhang) zurückzuführen.

**Zusammenfassend** haben die Untersuchungen im Vorflutgebiet gezeigt, daß:

- die Schwermetallgehalte der Wasserproben denen des Riu sa Duchessa entsprechen und somit deutlich über denen belasteter Fließgewässer aus industriell geprägten Gebieten liegen.
- die höchsten Belastungen der fließenden Welle erst im Umfeld größerer Siedlungen auftreten.
- die Einleitungen ungeklärter kommunaler und gewerblicher Abwässer eine bedeutende Rolle spielen.

- die wasserphysikalischen und -chemischen Parameter nicht nur die Direkteinleitungen aus einzelnen Gemeinden deutlich machen, sondern auch nachdrücklich auf die Landwirtschaft als Belastungsquelle hinweisen.
- die mit den hohen Phosphat- und Nitrateinträgen einhergehende Eutrophierung des Gewässers für die Schwermetallproblematik von Bedeutung ist, weil dadurch eine extreme Algenentwicklung möglich wird, welche die Flockung von Schwebstoffpartikeln und die Schlammabildung begünstigt.
- die Schadstoffsorption und Okkludierung gelöster Bestandteile ebenfalls in engem Zusammenhang mit dem Algen- und Bakterienbesatz steht.
- auch Härtebildner als flockungsfördernde Stoffe und chemische Eigenschaften des Wasserkörpers einen Einfluß auf die Bildung der Schwebstoffpartikel und deren Beladungsmechanismen ausüben.
- günstige Voraussetzungen zur Schlammabildung und Schwermetallanreicherung - vor allem auch bei Trockenwetterabflüssen - gegeben sind.
- die Schwermetallverteilungskurven der Sedimente von Riu S. Giovanni und Riu Cixerri getrennt betrachtet werden müssen.
- bei den Sedimenten am Riu S. Giovanni die Konzentrationen aller Elemente - im Gegensatz zu denjenigen der fließenden Welle - sehr stark in Fließrichtung abnehmen.
- Veränderungen der Schwermetallgehalte der Sedimente an definierten Probenstellen entweder auf Ausräumungen oder auf Zwischenablagerungen in Verbindung mit Spülstößen hindeutet.
- an einzelnen Probenstellen verschiedene Elemente entgegengesetzte Konzentrationsentwicklungen zeigen, was mit wechselnden Herkunftsgebieten und damit einer hohen Varianz der Schwermetallspektren in Zusammenhang gebracht wird.
- die höheren Elementkonzentrationen an der ersten Probenstelle des Riu Cixerri aus Einträgen aus den im Oberlauf dieses Fließgewässers gelegenen Grubenbezirken stammen.
- auch beim Riu Cixerri die Konzentrationen im allgemeinen mit zunehmender Entfernung vom Bergbaugbiet leicht abnehmen.
- die Kurvenverläufe einzelner Metalle zu den verschiedenen Meßzeitpunkten weitgehend identisch sind.
- Konzentrationsanstiege der Sedimente an der Probenstelle 36 am 17.03.1989 ebenfalls mit der Akkumulation von Bergbauablasten in Verbindung gebracht werden müssen.
- der neu errichtete Cixerri-Stausee einen Durchtransport belasteter Sedimente in die Meeresbucht von St. Gilla unterbindet.
- die Sedimentationsraten dieses Sees allerdings - auch wegen der Begünstigung der Flockenbildung und Elementsorption im Zusammenhang mit hohen Wachstums- und Absterberaten von Grünalgen und Cyanobakterien - hoch eingeschätzt werden müssen.
- daher in wenigen Jahrzehnten an das Problem der Sedimenträumung und -beseitigung gedacht werden muß.

### 6.2.6 Schwermetallgehalte der gewaschenen Pflanzenproben

Analysiert wurden im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa Proben von *Inula viscosa*, *Pistazia lentiscus*, *Arbutus unedo*, *Quercus ilex*, *Asphodelus microcarpus* und *Euphorbia dendroides* (s. Tab. 4/1, im Anhang). Die Blätter dieser Pflanzen stammen von den im Kap. 4.1.1.3 dargestellten Probenstellen. Sie wurden zu sieben verschiedenen Zeitpunkten (April 1985; März, Juli und November 1986; März 1987; März 1989 sowie Januar 1991) geerntet (s. Tab. 4/1, im Anhang) und entsprechend den Ausführungen in Kap. 4 weiterbehandelt. Da die Ergebnisse der Untersuchungen von *Asphodelus microcarpus* und *Euphorbia dendroides* bereits publiziert wurden (HARRES, H.P. et al., 1987), soll bei diesen Pflanzen nur auf Detailfragen (Einfluß der Wuchshöhe auf die Schwermetallgehalte) eingegangen werden.

Wie bereits für Pixinamanna (Kap. 6.1.4) festgestellt, weisen auch (und gerade) im Marganei die Blätter von *Inula viscosa*, die nur an wenigen Standorten anzutreffen waren, extrem hohe Schwermetallkonzentrationen auf (Tab. 6.2.6/1, im Anhang). Diese liegen meist weit über den Gehalten, die in der Literatur als phytotoxisch oder zootoxisch (insbesondere auch für Mikroorganismen) betrachtet werden bzw. denen eine nachhaltige Schädigung von Organismen zugesprochen wird (ABOULROOS, S.A. et al., 1989; AHLF, W., 1989; ALLOWAY, B.J., 1990; ASAMI, T., 1981; BABICH, H. u. STOTZKY, G., 1985; BAKER, D.E., 1990; BECK, T., 1981; CHINO, M., 1981; COLLINS, J.C., 1981; DAVIES, B.E., 1990; DILL, M., 1987; DUECK, T.A. et al., 1984; ERNST, W.H.O., 1976; FLECKENSTEIN, J. u. GRAFF, O., 1982; FROUGHI, M. et al., 1975, 1983; GUPTA, S.K. u. HÄNI, H., 1989; GUPTA, S.K. et al., 1990; HECHT, H., 1982; HERNANDEZ, M. u. EGEA BERMEJO, J.R., 1987; HOFER, H. u.

SCHÜTZ, E., 1980; HUTCHINSON, T.C., 1981, 1984; KOEPPE, D.E., 1981; LEPP, N.W. (ed.), 1981; Mc GRATH, S.P. and SMITH, S., 1990; PUCKETT, K.J. and BURTON, M.A.S., 1981; SAUERBECK, D., 1982a; SCHALLER, A. u. DIEZ, T., 1991; STREIT, B., 1991; THURMAN, D.A., 1981; VETTER, H., 1982; WELP, G. u. BRÜMMER, G.W., 1989; WERNER, W. et al., 1989).

Bei dieser Pflanze existieren extrem hohe Schwermetallkonzentrationen bei allen Elementen und zu allen Meßzeitpunkten. Wie ein Vergleich der Tabellen 6.1.4/1 und 6.2.6/1 zeigt, liegen die Elementgehalte der Inulablätter im Marganei deutlich über denen von Pixinamanna. So sind beispielsweise die Eisengehalte (Juni 1986) bis auf eine Probe alle höher als der Maximalwert dieses Elementes im Forstschutzgebiet. Noch wesentlich höher sind die Kupfer-, Zink- und Cadmiumgehalte im Marganei. Diese sind im Mittel 10mal (Cu), 20mal (Zn) und 33mal (Cd) höher als in Pixinamanna. Die extremsten Anreicherungen finden sich jedoch bei Quecksilber und Blei. So liegen bei Quecksilber die Mittelwerte in Pixinamanna bei 0,033 mg/kg TG, während sie im Marganei 2,4 mg/kg TG erreichen. Dies entspricht einer ca. 73fachen Konzentrationserhöhung. Bei Blei betragen die Mittelwerte 3,1 mg/kg TG (Pixinamanna) und 1.313 mg/kg TG (Marganei), was einem mehr als 400fachen Anstieg gleichkommt. Allein diese Zahlen belegen sowohl die Eignung von *Inula viscosa* als Akkumulationsindikator als auch die Umverteilung hochbelasteter Sedimente im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa zumindest im Bereich der bodennahen Luftschicht. Sie sind gleichzeitig ein Maß für die anthropogen induzierte Schwermetallanreicherung an (in) dieser Pflanze. Auf die mögliche Ursache sehr hoher Anreicherungen bei dieser Pflanze wurde im Kapitel 6.1.4 hingewiesen.

Aus Tabelle 6.2.6/1(im Anhang) läßt sich außerdem entnehmen, daß - mit wenigen Ausnahmen - die Gehalte an den Probenstellen im Juli 1986 über denen im März liegen. Dies wird mit der längeren Expositionsdauer in Zusammenhang gebracht. Die pflanzenbezogenen räumlichen Verteilungsmuster der Elemente in den Blattauflagen sind im Frühjahr stärker ausgeprägt als gegen Ende der Vegetationszeit. Auch dafür scheint die längere Expositionsdauer verantwortlich zu sein, die zunehmend standortbedingte Unterschiede ausgleicht.

Die Probenstellen 3 und 81 weisen zu beiden Zeiträumen die geringsten Konzentrationen auf, während sich die anderen Meßpunkte kaum unterscheiden. Entsprechend der Herkunft der Staubauflagen aus Bergbauatlasten kann keine höhenstufenbezogene Konzentrationsabfolge erwartet werden. Die Ergebnisse bestätigen dies.

Da die Konzentrationen der meisten Elemente größer sind als die Maximalwerte, die in den Karten des Einzugsgebietes für die jeweiligen Schwermetalle festgelegt wurden, läßt sich die oben angedeutete räumliche Verteilung nicht darstellen. Abb. 6.2.6/1 zeigt daher das gleiche Verteilungsmuster für zahlreichere Elemente zu verschiedenen Zeiten. Eine darüber hinaus gehende elementbezogene Diskussion ist - auch wegen der begrenzten Zahl der Standorte - für das Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa nicht sinnvoll.

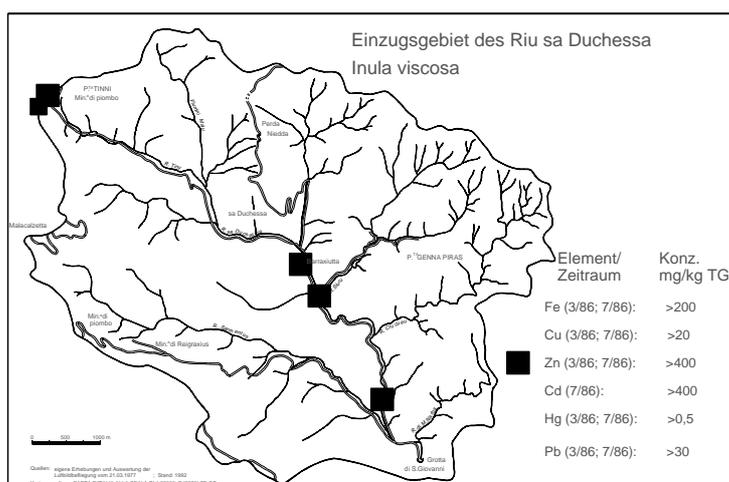


Abb. 6.2.6/1: Schwermetallgehalte von *Inula viscosa* (3/86; 7/86) im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa

Rahmen bewegen. Demgegenüber liegen alle anderen Werte im Marganei z.T. deutlich über den als Basiskonzentrationen interpretierten Gehalten in Pixinamanna.

Die Elementgehalte bei *Pistazia lentiscus* (Tabelle 6.2.6/2, im Anhang) schwankten im **Juli 1986** bei Eisen zwischen 45 und 393 mg/kg bei einem Mittelwert von 146 mg/kg (Tab. 6.2.6/3), bei Kupfer zwischen 2,6 und 14,1 mg/kg (Mittel 5,4), bei Zink zwischen 11 und 162 mg/kg (Mittel 54), bei Cadmium zwischen nn und 0,75 mg/kg (Mittel 0,23), bei Quecksilber zwischen nn und 0,215 mg/kg (Mittel 0,075) und bei Blei zwischen nn und 75,3 mg/kg (Mittel 14,3). Vergleicht man diese Werte mit denen, die zum gleichen Zeitpunkt in Pixinamanna gemessen wurden, so fällt auf, daß sich die Kupferkonzentrationen in beiden Einzugsgebieten im gleichen

Tab. 6.2.6/3: Statistische Kenngrößen der Pflanzenschwermetallgehalte im Marganei

Pflanze / Zeit		Marganei							
		Schwermetallgehalte in mg/kg							
		Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb
Asphod. 3/86 n=14	Minimum	nn	nicht gemessen	nn	6,2	nicht gemessen	0,38	nicht gemessen	nn
	Maximum	0,85			19,0		6,92		89,0
	<b>Mittelwert</b>	<b>0,14</b>			<b>11,1</b>		<b>2,86</b>		<b>14,2</b>
	Std.abw.	0,27			3,3		1,79		22,8
	rel. Var.koef. in %	54,7			8,2		17,4		44,5
Arbutus 7/86 n=33	Minimum	nn	58	nn	2,6	34	0,25	nn	nn
	Maximum		218	1,7	5,9	376	2,67	0,090	36,5
	<b>Mittelwert</b>		<b>101</b>	<b>0,2</b>	<b>3,7</b>	<b>117</b>	<b>0,90</b>	<b>0,042</b>	<b>5,0</b>
	Std.abw.		36	0,5	0,7	80	0,61	0,022	7,5
	rel. Var.koef. in %		6,3	49,0	3,4	12,2	12,0	9,1	26,2
Arbutus 11/86 n=33	Minimum	nn	46	nn	2,0	33	nn	nn	nn
	Maximum		184		5,6	385	3,00	0,073	19,7
	<b>Mittelwert</b>		<b>82</b>		<b>3,4</b>	<b>93</b>	<b>0,74</b>	<b>0,025</b>	<b>2,9</b>
	Std.abw.		29		0,7	81	0,70	0,023	4,6
	rel. Var.koef. in %		6,3		3,4	15,5	16,8	16,1	28,2
Arbutus 3/87 n=33	Minimum	nn	38	nn	1,5	30	nn	nn	nn
	Maximum		135		4,5	390	3,12	0,087	86,5
	<b>Mittelwert</b>		<b>73</b>		<b>3,1</b>	<b>93</b>	<b>0,74</b>	<b>0,032</b>	<b>5,7</b>
	Std.abw.		24		0,8	79	0,78	0,018	16,4
	rel. Var.koef. in %		5,9		4,3	15,0	18,5	10,2	51,3
Arbutus 1/91 n=16	Minimum	nicht gemessen	48	nicht gemessen	1,8	24	nn	0,005	nn
	Maximum		420		7,3	348	1,50	0,133	100
	<b>Mittelwert</b>		<b>109</b>		<b>3,9</b>	<b>91</b>	<b>0,42</b>	<b>0,026</b>	<b>14</b>
	Std.abw.		88		1,4	89	0,49	0,030	25
	rel. Var.koef. in %		20,7		9,5	20,1	30,0	29,6	46,2
Euphorb. 3/86 n=13	Minimum	nn	nicht gemessen	nn	6,3	nicht gemessen	0,03	nicht gemessen	4,5
	Maximum	0,67		4,00	41,5		8,27		567,0
	<b>Mittelwert</b>	<b>0,10</b>		<b>0,71</b>	<b>12,9</b>		<b>1,54</b>		<b>100,8</b>
	Std.abw.	0,20		1,31	9,0		2,20		158,2
	rel. Var.koef. in %	61,9		53,2	20,0		41,3		45,3
Pistazia 7/86 n=28	Minimum	nn	45	nn	2,6	11	nn	nn	nn
	Maximum		393		14,1	162	0,75	0,215	75,3
	<b>Mittelwert</b>		<b>146</b>		<b>5,4</b>	<b>54</b>	<b>0,23</b>	<b>0,075</b>	<b>14,3</b>
	Std.abw.		103		2,9	45	0,28	0,053	21,7
	rel. Var.koef. in %		13,6		10,3	16,0	23,4	13,6	29,2
Pistazia 11/86 n=28	Minimum	nn	45	nn	2,2	10	nn	nn	nn
	Maximum		205		9,5	116	0,67	0,250	19,0
	<b>Mittelwert</b>		<b>97</b>		<b>4,0</b>	<b>39</b>	<b>0,09</b>	<b>0,060</b>	<b>5,1</b>
	Std.abw.		46		1,7	29	0,20	0,050	5,7
	rel. Var.koef. in %		9,1		8,2	12,6	42,8	16,0	21,5
Pistazia 3/87 n=28	Minimum	nn	43	nn	1,7	10	nn	nn	nn
	Maximum		925		8,5	146	1,17	1,179	68,7
	<b>Mittelwert</b>		<b>131</b>		<b>3,7</b>	<b>42</b>	<b>0,17</b>	<b>0,097</b>	<b>8,9</b>
	Std.abw.		175		1,3	43	0,28	0,215	16,4
	rel. Var.koef. in %		25,7		6,8	19,7	31,7	42,7	35,5
Quercus 3/86 n=17	Minimum	nn	nicht gemessen	nn	3,5	nicht gemessen	nn	nicht gemessen	11,5
	Maximum	1,12		12,5	31,2		2,55		430,0
	<b>Mittelwert</b>	<b>0,63</b>		<b>1,8</b>	<b>8,3</b>		<b>0,49</b>		<b>88,3</b>
	Std.abw.	0,35		4,0	6,6		0,63		120,4
	rel. Var.koef. in %	14,1		55,8	19,9		32,2		34,1
Quercus 7/86 n=21	Minimum	nn	95	nn	3,7	42	nn	0,032	8,2
	Maximum	1,05	1.400	1,8	28,0	456	1,75	1,175	368,0
	<b>Mittelwert</b>	<b>0,63</b>	<b>374</b>	<b>0,5</b>	<b>7,9</b>	<b>155</b>	<b>0,50</b>	<b>0,144</b>	<b>81,8</b>
	Std.abw.	0,42	315	0,5	5,9	104	0,46	0,247	102,3
	rel. Var.koef. in %	14,2	18,8	26,7	16,8	14,9	20,6	38,4	28,0
Quercus 11/86 n=21	Minimum	nicht gemessen	71	nicht gemessen	3,3	32	nn	nn	3,3
	Maximum		1.350		9,5	240	0,78	0,133	330,0
	<b>Mittelwert</b>		<b>257</b>		<b>5,1</b>	<b>91</b>	<b>0,17</b>	<b>0,043</b>	<b>39,7</b>
	Std.abw.		295		1,3	59	0,23	0,033	74,0
	rel. Var.koef. in %		25,7		5,9	14,4	29,9	17,3	41,6
Quercus 3/87 n=42	Minimum	nicht gemessen	45	nicht gemessen	3,0	17	nn	nn	nn
	Maximum		1.300		7,7	223	0,72	0,230	305,0
	<b>Mittelwert</b>		<b>261</b>		<b>4,4</b>	<b>67</b>	<b>0,09</b>	<b>0,048</b>	<b>28,1</b>
	Std.abw.		219		1,0	48	0,19	0,048	52,7
	rel. Var.koef. in %		13,1		3,6	11,2	34,2	15,5	29,3
Quercus 3/89 n=24	Minimum	nicht gemessen	95	nicht gemessen	3,0	22	nn	0,025	nn
	Maximum		985		11,4	240	0,73	0,145	50,2
	<b>Mittelwert</b>		<b>235</b>		<b>4,9</b>	<b>79</b>	<b>0,19</b>	<b>0,051</b>	<b>21,2</b>
	Std.abw.		190		1,8	57	0,21	0,026	14,0
	rel. Var.koef. in %		16,8		7,7	14,9	22,8	10,7	13,7
Quercus 1/91 n=16	Minimum	nicht gemessen	130	nicht gemessen	3,5	31	nn	0,013	5
	Maximum		1.700		13,8	266	0,78	0,242	248
	<b>Mittelwert</b>		<b>533</b>		<b>7,4</b>	<b>100</b>	<b>0,21</b>	<b>0,084</b>	<b>101</b>
	Std.abw.		458		3,1	75	0,32	0,065	88
	rel. Var.koef. in %		22,2		10,8	19,3	38,8	20,1	22,5

Interpretiert man diesen Sachverhalt unter der Prämisse einer Stoffaufnahme durch die Wurzel, muß davon ausgegangen werden, daß standortökologische und lokalklimatische Unterschiede zwischen diesen beiden Einzugsgebieten nur von untergeordnetem Einfluß auf die Schwermetallverteilungsbilder sein können, obwohl damit - wie aus der Literatur bekannt (MENGEL, K. u. KIRKBY, A., 1982) und wie als Erklärung der zeitlich unterschiedlichen Gehalte in den einzelnen Arbeitsgebieten immer wieder betont - ökophysiologische Vorgänge und Elementaufnahme in engem Zusammenhang stehen.

Der untergeordnete Einfluß wird in diesem Falle darauf zurückgeführt, daß in jedem Untersuchungsareal vielfältige Wechselbezüge zwischen Wasserhaushalt und den klimatischen Parametern existieren und somit sehr unterschiedliche Randbedingungen für eine Stoffaufnahme aus dem Boden vorliegen. Diese heben sich bei einer vergleichenden Betrachtung zahlreicher Probenstellen gegenseitig auf, so daß sich die Mittelwerte weitgehend entsprechen müßten.

Von daher lassen sich klimatische Unterschiede als Verursacher höherer Blattkonzentrationen im Marganei weitgehend ausschließen. Auch die bodenphysikalischen und -chemischen Randbedingungen können nicht ausschlaggebend für die höheren Schwermetallgehalte der Blätter sein, da im granitischen Einzugsgebiet von Pixinamanna günstigere Mobilisierungsbedingungen herrschen (u.a. durch niedrigere pH-Werte) als im Marganei. Dadurch müßte der pflanzenverfügbare Schwermetallanteil - unter der Voraussetzung vergleichbarer Elementkonzentrationen der Böden - in Pixinamanna höher sein als in den karbonatischen Serien des Bergbaugesbietes.

Somit lassen sich die höheren Blattgehalte der gewaschenen Proben im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa eindeutig den wesentlich höheren Bodenschwermetallgehalten zuordnen. Dadurch sind - auch bei ungünstigeren Immobilisierungsbedingungen - größere Absolutmengen verfügbarer Elementanteile in den Gleichgewichtslösungen zu finden und somit auch potentiell höhere Aufnahmearten zu erwarten. Dies wurde bei der im Kap. 4.1.2.3 dargestellten differenzierten Erfassung abwaschbarer und eluierbarer Anteile der Blattaufgaben für *Arbutus unedo* und *Quercus ilex* auch nachgewiesen. Dabei wurde gleichzeitig deutlich, daß diese Anteile relativ hoch und von Element zu Element verschieden sind, was auf die starke Bedeutung der Immissionsbelastung dieser Standorte sowie auf die Existenz elementspezifischer Unterschiede hinweist.

Da sich bei Kupfer sowohl in Pixinamanna als auch im Marganei Mittel- und Einzelwerte aller Meßzeiträume weitgehend gleichen, scheint *Pistazia lentiscus* über eine wirkungsvolle Aufnahmesperre zu verfügen, die einen Eintrag über das essentiell notwendige Maß hinaus verhindert.

Beurteilt man die Blattgehalte im Hinblick auf die aus der Literatur bekannten Konzentrationsspannen von Schwermetallen in verschiedenen Pflanzen<sup>56</sup>, so wird deutlich, daß im Marganei nur bei Blei Konzentrationen auftreten, die wesentlich über den gemessenen Werten anderer Pflanzen liegen. Alle übrigen Elemente passen sich in den publizierten Rahmen ein. Worauf die Sonderstellung von Blei zurückzuführen ist, muß an dieser Stelle offen bleiben.

Bei einer **räumlichen Betrachtung der Konzentrationsverteilung der Elemente** zeigt es sich, daß bei *Pistazia lentiscus* ein deutlicher Zusammenhang zu den Bodenschwermetallgehalten und somit zum Bergbau hergestellt werden kann (Abb. 6.2.6/2). Dabei zeichnen sich bei allen Elementen die Umgebung der Gruben und Halden sowie die Akkumulationszonen der Flotationsschlämme als Standorte mit einer besonders hohen Belastung ab, während generell die Probenstellen in den geringer kontaminierten Teileinzugsgebieten (Täler des Riu Siuru und des Riu Crucueu) über niedrigere Blattkonzentrationen verfügen.

---

<sup>56</sup> So gibt STREIT, B. (1991) die nachfolgend aufgeführten Konzentrationsspannen für die einzelnen Elemente in Pflanzenblättern an: Chrom: 0,02 - 14 mg/kg TG, Eisen: 20 - 300 mg/kg TG, Nickel: 0,4 - 4 mg/kg TG, Kupfer: 2 - 20 mg/kg TG, Zink: 15 - 150 mg/kg TG, Cadmium: 0,03 - 0,5 mg/kg TG, Quecksilber: 0,05 - 0,2 mg/kg TG und Blei 0,1 - 5 mg/kg TG.

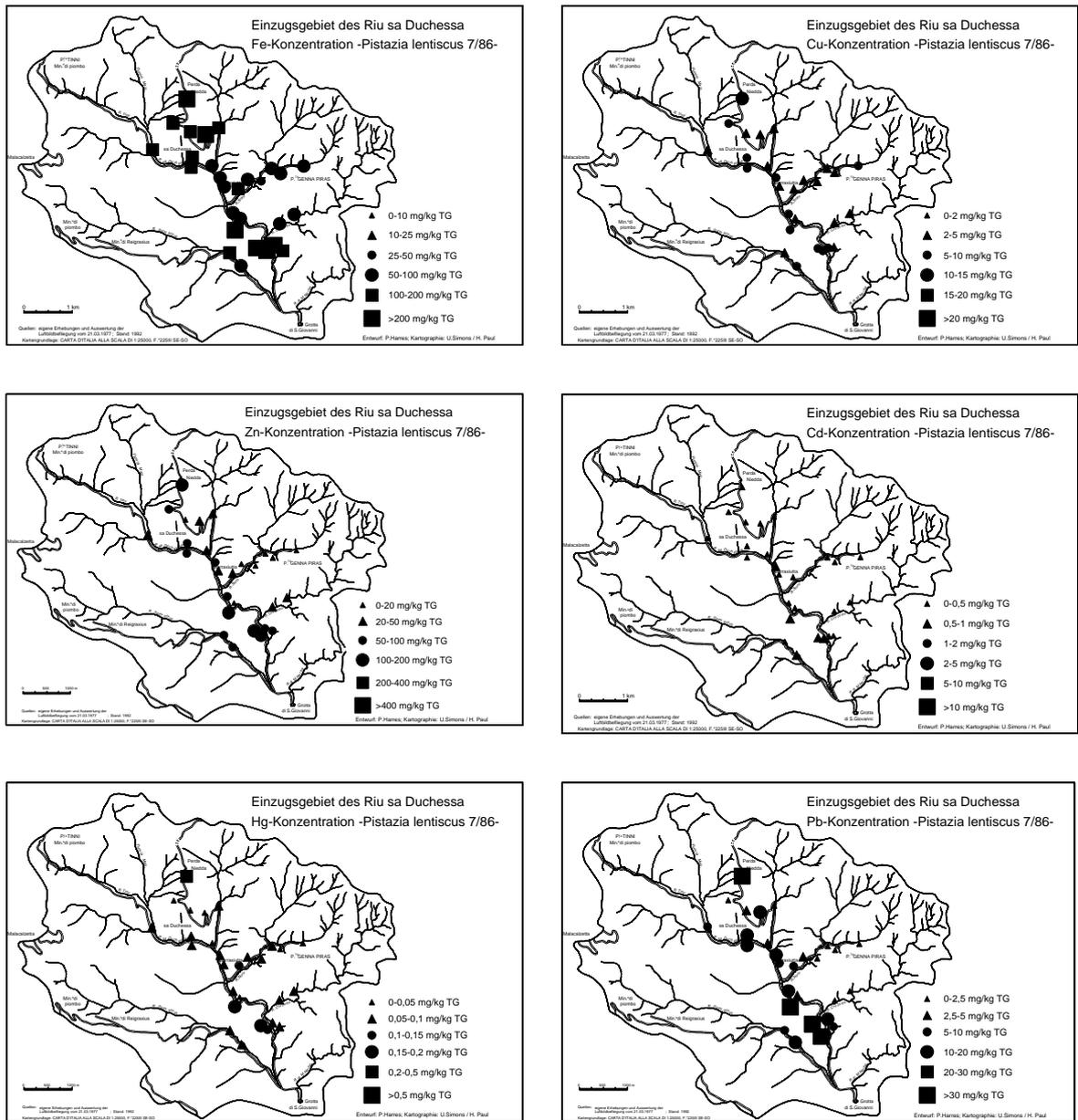


Abb. 6.2.6/2: Schwermetallgehalte von *Pistazia lentiscus* (07/86) im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa

Während die Schwermetallgehalte vom Juli 1986 die oben angesprochenen Schlußfolgerungen zulassen, ergibt sich bei der Diskussion der **Novemberwerte** des gleichen Jahres ein etwas modifiziertes Bild. So liegen - bei weitaus geringeren Konzentrationsspannen - im Mittel alle Elemente deutlich niedriger als im Sommer (Tab. 6.2.6/2, im Anhang u. 6.2.6/4). Dies entspricht den Ergebnissen der Voruntersuchungen (Kap. 4.1.2.3) und den Messungen in Pixinamanna (Kap. 6.1.4). Wie bereits ausgeführt, lassen sich diese Gegebenheiten nicht ausschließlich mit Unterschieden in den Immissions- oder Abwaschungsraten erklären (zumal alle Blätter in gewaschenem Zustand untersucht wurden), sondern legen auch hier pflanzeninterne Prozesse als Einflußfaktoren der veränderten Elementkonzentrationen nahe.

Insgesamt schwanken die Elementgehalte im November 1996 bei Eisen zwischen 45 und 205 mg/kg bei einem Mittelwert von 97 mg/kg (Tab. 6.2.6/4), bei Kupfer zwischen 2,2 und 9,5 mg/kg (Mittel 4,0), bei Zink zwischen 10 und 116 mg/kg (Mittel 39), bei Cadmium zwischen nn und 0,67 mg/kg (Mittel 0,09), bei Quecksilber zwischen nn und 0,250 mg/kg (Mittel 0,060) und bei Blei zwischen nn und 19,0 mg/kg (Mittel 5,1).

Bei einem Vergleich der Werte mit den entsprechenden von Pixnamanna (Tab. 6.1.4/2) zeigt sich, daß sowohl im Sommer als auch im Herbst einzelne Elemente im Marganei annähernd den gleichen Anreicherungsfaktor aufweisen. So sind zu beiden Zeiträumen die Quecksilbergehalte etwa doppelt und die Eisen- und Zinkgehalte etwa dreimal so hoch wie im Forstschutzgebiet (bei deutlich niedrigeren Gehalten im November). Bei den Kupferkonzentrationen läßt sich, wie oben angedeutet, keine Anreicherung feststellen. Diese liegen im November im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa in der gleichen Wertespanne (bei einem identischen Mittelwert) wie im Einzugsgebiet des Pixnamanna und entsprechen daher auch zu diesem Zeitpunkt den Basiskonzentrationen. Lediglich Blei, dessen Konzentrationen im November im Mittel nur noch knapp 40% der Juliwerte betragen, weicht von diesen Gemeinsamkeiten ab.

Während sich im Sommer die unterschiedliche Schwermetallbelastung der Böden und Sedimente noch eindeutig in den Blattgehalten von *Pistazia lentiscus* widerspiegelt, lassen die homogeneren Verteilungsbilder im November solche Abhängigkeiten wesentlich schwerer erkennen (Abb. 6.2.6/3). Einzige Ausnahme stellt das Umfeld der untersten Halde dar, welches sich bei allen Elementen markant heraushebt. Bereits dieser Sachverhalt macht deutlich, daß den unbewachsenen Haldenkörpern eine wesentliche Rolle für die Schwermetallverlagerung auf dem Luftpfad zukommt.

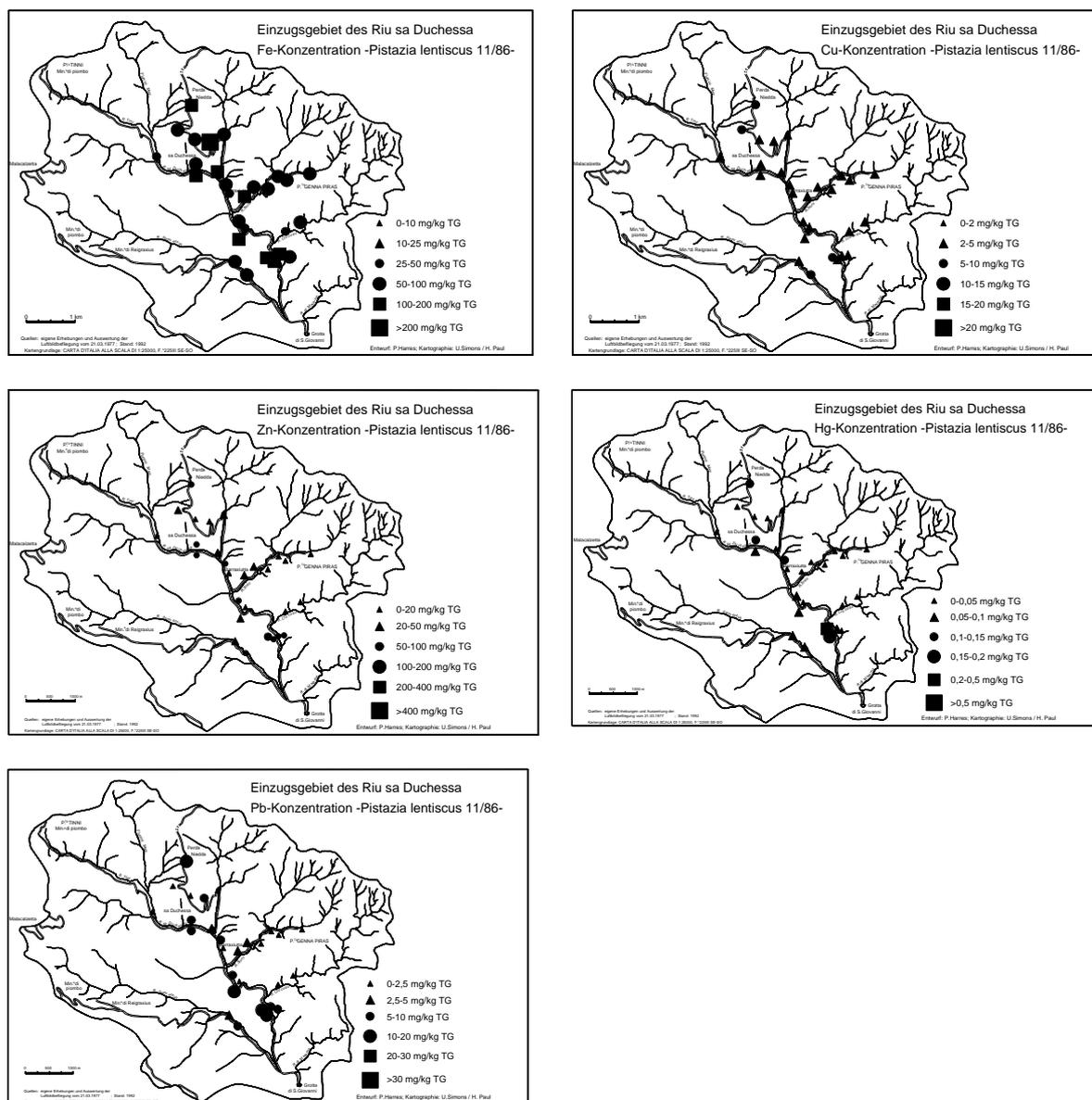
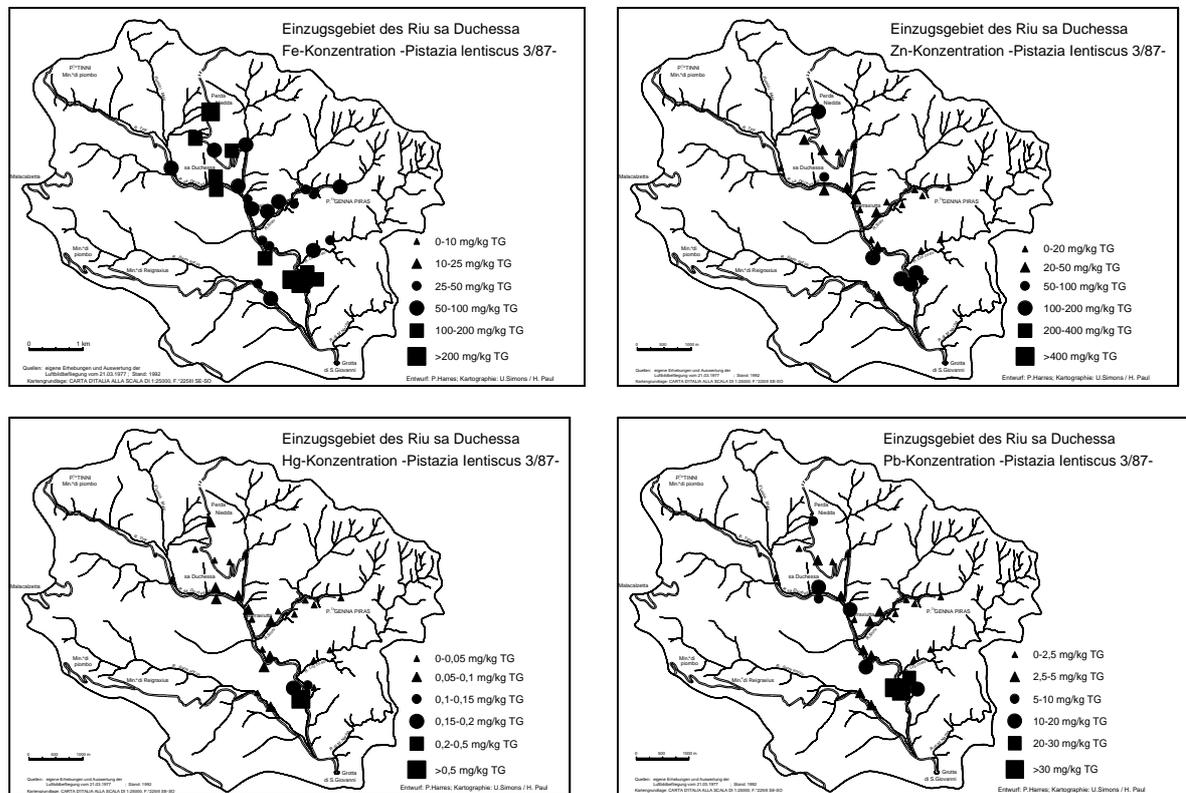


Abb. 6.2.6/3: Schwermetallgehalte von *Pistazia lentiscus* (11/86) im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa

Die von jeweils der gleichen Pflanze geernteten Blätter vom **März 1987** gleichen in ihren Schwermetallgehalten wieder weitgehend denen vom Juli 1986. Allerdings besitzen sie bis auf Quecksilber, das an den Probenstellen 77 - 79 (unterste Halde) mit maximal 1,179 mg/kg (P 78) Extremwerte erreicht, häufig nicht deren Größenordnung. Bei einer räumlichen Betrachtung der Verteilungsmuster zeigen sich wiederum stärkere Zusammenhänge zu den entsprechenden Elementgehalten der Böden (Abb. 6.2.6/4) als im November.



**Abb. 6.2.6/4:** Eisen-, Zink-, Quecksilber- und Bleigehalte von *Pistacia lentiscus* (03/87) im Einzugsgebiet des Rio sa Duchessa

Auch für diese Meßreihe läßt sich der Konzentrationsanstieg zahlreicher Probenstellen zwischen November und März nicht ausschließlich mit einer wachsenden Deposition von Stäuben auf den Blattoberflächen erklären, zumal es während der Niederschlagsphasen zu einer verstärkten Abwaschung der Auflagen gekommen sein muß. Eine Beseitigung der Staubaufgaben durch Niederschläge konnte im Winterhalbjahr vor allem an frei wachsenden Pflanzen beobachtet werden. Wegen des Blattaufbaus (verdickte, glänzende, glatte Blätter) setzt *Pistacia lentiscus* einer solchen Abwaschung keinen großen Widerstand entgegen.

Zur Abschätzung der weiteren Entwicklung und zur Kontrolle der Abwaschraten wurden an wenigen Probenstellen im **Januar 1991** Blattproben geerntet und analysiert. Die Ergebnisse finden sich in Tab. 6.2.6/4. Die Tabelle zeigt, daß bei relativ geringen Abwaschraten, welche den Einfluß von Niederschlagsereignissen vor der Ernte der Blätter belegen, die Elementkonzentrationen weitgehend denen vom Sommer 1986 entsprechen. Allerdings wird auch deutlich, daß die weiter oben diskutierte Veränderung der Elementkonzentrationen in den unterschiedlichen Meßzeiträumen sich vor allem auf die Betrachtung der Mittelwerte bezieht. Beurteilt man einzelne Probenstellen oder einzelne Elemente so findet man z.T. einen völlig entgegengesetzten Verlauf, wie aus Tabelle 6.2.6/5 entnommen werden kann.

Tab. 6.2.6/4: Schwermetallkonzentrationen von *Pistazia lentiscus* im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa (01/91)

Marganei: <i>Pistazia lentiscus</i> 01/91 (ungewaschen)						
Standort	Schwermetallgehalte in mg/kg TG					
	Fe	Cu	Zn	Hg	Pb	
25 Ah	160	6,8	27	0,055	7,3	
56 AiC	116	5,8	19	0,036	6,5	
76 Ah	78	5,5	18	0,053	7,0	
86 Ah	138	3,8	27	0,050	30,5	

Marganei: <i>Pistazia lentiscus</i> 01/91 (gewaschen)						
Standort	Schwermetallgehalte in mg/kg TG					
	Fe	Cu	Zn	Hg	Pb	
25 Ah	126	6,3	20	0,044	2,8	
56 AiC	78	5,0	15	0,008	0,0	
76 Ah	78	5,0	15	0,048	2,0	
86 Ah	110	2,3	20	0,033	19,8	

Tab. 6.2.6/5: Schwermetallkonzentrationen von *Pistazia lentiscus* an zwei Probenstellen zu verschiedenen Zeitpunkten

Marganei: <i>Pistazia lentiscus</i> (gewaschen)						
Standort	Zeit	Schwermetallgehalte in mg/kg TG				
		Fe	Cu	Zn	Hg	Pb
25 Ah/	07/86	109	3,2	22	0,067	7,4
	11/86	45	2,7	18	0,025	nn
	03/87	78	2,2	14	0,040	nn
	01/91	126	6,3	20	0,044	2,8
56 AiC	07/86	45	3,0	12	0,060	nn
	11/86	60	3,5	10	0,050	nn
	03/87	45	3,5	11	0,040	nn
	01/91	78	5,0	15	0,008	2,8

All diese Sachverhalte machen deutlich, daß sich Interpretationen auf einem relativ unsicherem Boden bewegen. Darüber hinaus zeigt die z.T. große Varianz der Schwermetallgehalte zu den verschiedenen Meßzeiten und die zeitliche Veränderung im räumlichen Verteilungsbild, daß bei einer Interpretation der Schwermetallbelastung pflanzlicher Akkumulationsindikatoren ohne Berücksichtigung standortökologischer und vor allem ökophysiologischer Hintergründe generelle Aussagen erschwert, wenn nicht sogar unmöglich gemacht werden.

Als sicher kann - neben dem Grobraster der Belastungsschwerpunkte - lediglich angenommen werden, daß sich die wesentlich niedrigeren Blattkonzentrationen von *Pistazia lentiscus* im Vergleich zu *Inula viscosa* auf die Unterschiede in der Blattbeschaffenheit und somit auf die Adsorptionsbedingungen für Feinststäube zurückführen lassen. Die unterschiedlichen Wuchshöhen spielen in diesem Fall nur eine untergeordnete Rolle.

Bei *Arbutus unedo* (Tab. 6.2.6/6, im Anhang) liegen die Elementgehalte entweder in der gleichen Größenordnung oder unter- bzw. oberhalb der zum gleichen Zeitpunkt gemessenen Gehalte von *Pistazia lentiscus*. So läßt sich - wie bei *Pistazia lentiscus* - auch bei *Arbutus unedo* zu keinem Meßzeitpunkt **Chrom** in (auf) den Blättern nachweisen. Die Eisen- und Quecksilbergehalte sind bei *Arbutus unedo* demgegenüber niedriger, während die Zink- und Cadmiumgehalte höhere Werte erreichen als bei *Pistazia lentiscus*. Dies macht deutlich, daß hier - bei weitgehend vergleichbaren Blattbeschaffenheiten - keine Aussage über den Einfluß der unterschiedlichen Entnahmehöhen möglich ist.

Vergleicht man die **Eisengehalte** von *Arbutus unedo* im Marganei mit den zu den gleichen Zeitpunkten in Pixinamanna gemessenen, so erkennt man, daß im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa wesentlich höhere Werte auftreten als in der Forstschutzregion. Bezogen auf deren "Basiskonzentrationen" liegen sie im Juli 1986 etwa 2,3 mal, im November 1986 etwa 2,1 mal und im März 1987 etwa 1,7 mal so hoch wie in Pixinamanna. Die sich darin äußernde Anreicherung muß auf die gleichen Ursachen wie bei *Pistazia lentiscus* zurückgeführt werden. Während allerdings in Pixinamanna die Eisenkonzentrationen zwischen Juli 1986 und März 1987 annähernd identisch blieben, was ebenfalls als indirekter Hinweis auf den Grundlevel interpretierbar ist, reduziert sich im Marganei im gleichen Zeitraum sowohl die Konzentrationsspanne als auch der Mittelwert der Eisengehalte regelmäßig. So schwanken im Juli 1986 die Eisenkonzentrationen zwischen 58 und 218 mg/kg bei einem Mittelwert von 101 mg/kg (Tab. 6.2.6/3), während sie sich im November zwischen 46 und 184 mg/kg (Mittel 82) und im März zwischen 38 und 135 mg/kg (Mittel 73) bewegen.

Eine ähnliche Entwicklungsreihe ist auch bei **Zink**, **Cadmium** und **Quecksilber** feststellbar. Die entsprechenden Werte sind in den Tabellen 6.1.4/2 und 6.2.6/3 dargestellt. Beim Vergleich dieser Tabellen ist u.a. erkennbar, daß die Zink- und Cadmiumkonzentrationen von *Arbutus unedo* - im Gegensatz

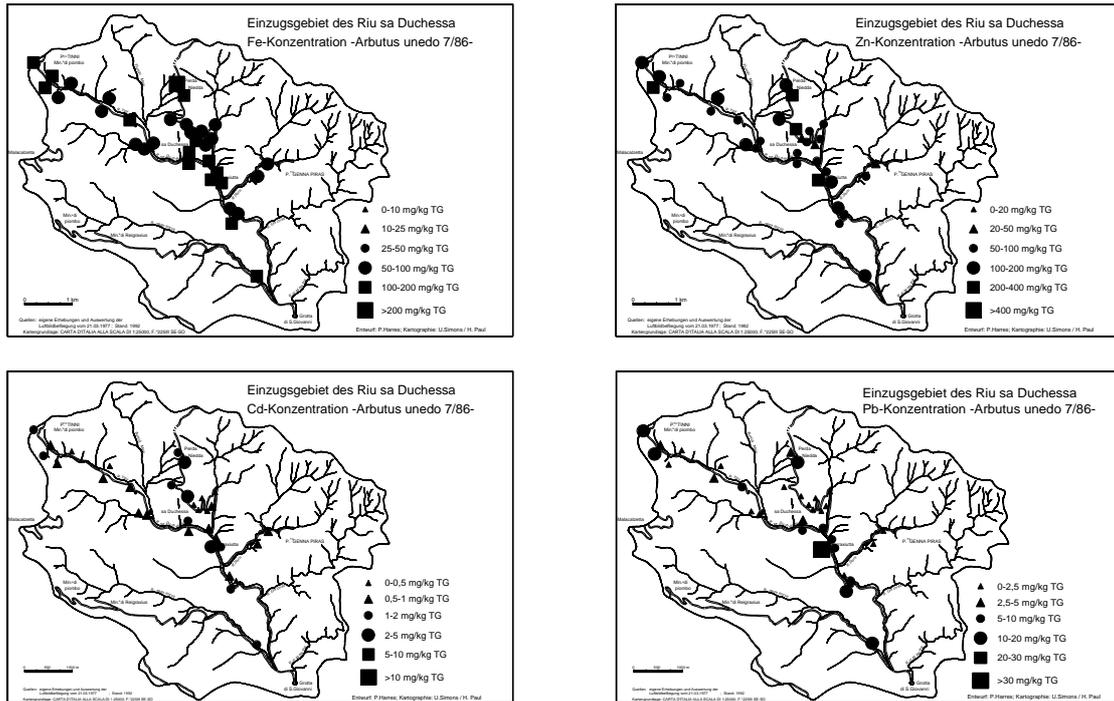
zu denen von Eisen, Quecksilber und **Blei** - über denen von *Pistazia lentiscus* liegen. Dies entspricht weitgehend den Ergebnissen von Pixinamanna. Es zeigt u.a. abermals, daß die Interpretation pflanzlicher Schwermetallgehalte als Indikatoren für Einzugsgebietsbelastungen im strengen Sinne jeweils nur für eine spezifische Pflanze gilt. Daher können bei der Verwendung unterschiedlicher Pflanzen durchaus verschiedenartige Ergebnisse, auch und insbesondere im Hinblick auf die Bedeutung einzelner Elemente, erzielt werden. Für die unterschiedlichen Pflanzen ähnlich ist allerdings der jeweilige Bezug zu den verschiedenen Entnahmezeiträumen der Blätter. So liegen auch bei *Arbutus unedo* und auch im Marganei die Konzentrationen aller Elemente im Juli höher als im November. Dies mag auch eine der Ursachen dafür sein, daß ausschließlich im Juli **Nickel** in den Blättern von *Arbutus unedo* nachweisbar war, während dieses Element in den beiden anderen Zeiträumen generell unter der Nachweisgrenze blieb.

Auffällig ist auch die ebenfalls für beide Pflanzen feststellbare Sonderstellung von **Kupfer**. So liegen auch bei *Arbutus unedo* Minima, Maxima und Mittelwerte sowohl in der unbelasteten Forstschutzregion wie auch in dem extrem belasteten Bergbauggebiet fast bei den gleichen Werten. Diese betragen im Juli 1987 (Werte aus dem Marganei in der Klammer): Min. 2,0 (2,6), Max. 5,4 (5,9) und Mittel 3,5 (3,7). Im November liegen die entsprechenden Werte bei Min. 2,1 (2,0), Max. 6,1 (5,6) und Mittel 3,5 (3,4) während sie im März Min. 2,1 (1,5), Max. 4,2 (4,5) und Mittel 3,0 (3,1) betragen (alle Werte in mg/kg TG). Auch dieser enge Zusammenhang wird mit den Ursachen in Verbindung gebracht, die bereits bei *Pistazia lentiscus* diskutiert wurden.

Die im niederschlagsarmen **Januar 1991** gewonnenen Blattproben von *Arbutus unedo*, die vor allem der differenzierten Erfassung der Blattaufgaben dienten, wurden bereits im Kapitel 4 dargestellt (Tab. 4.1.2.3/7, im Anhang). Auffällig bei den Januarproben ist bei allen Elementen der generell höhere Variationskoeffizient (Tab. 6.2.6/3), der auf größere Konzentrationsspannen der Elemente an den einzelnen Standorten bei gleichzeitig niedrigerer Probenanzahl zurückzuführen ist.

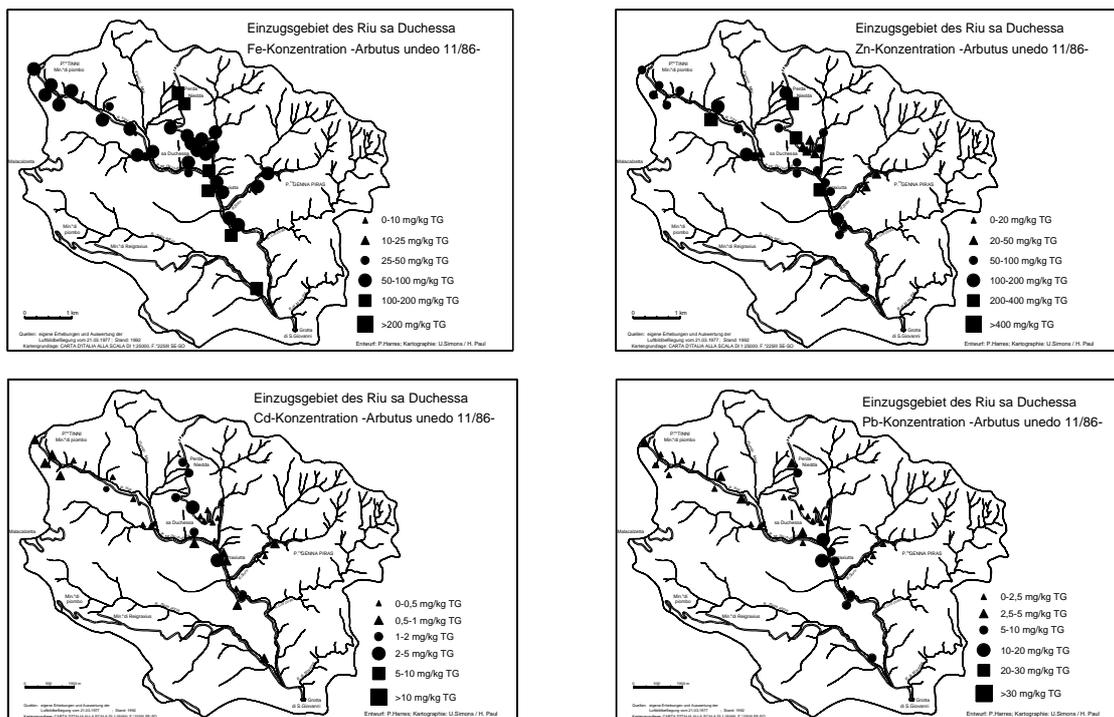
Bei einer Betrachtung der **räumlichen Verteilungsmuster** zu den unterschiedlichen Zeitpunkten wird ebenfalls wieder der Zusammenhang zu den Bodenschwermetallgehalten und zum Bergbau erkennbar. In diesen übergeordneten Zusammenhang eingebettet ist die Existenz extrem unterschiedlicher Belastungen im Umfeld der markantesten Haldenkörper. So erkennt man bei den Verteilungsbildern von Eisen, Zink, Cadmium und Blei vom **Juli 1986** (Abb. 6.2.6/5), daß

- sich bei Eisen zwar die Umgebungen der Halden als Extremstandorte zu erkennen geben, jedoch alle anderen Standorte - unabhängig von der Höhe der jeweiligen Bodenbelastung - weitgehend ähnlich (hohe) Elementkonzentrationen aufweisen.
- bei Zink und Cadmium vor allem Barraxiutta und die Region von Perda Niedda über sehr hohe Elementkonzentrationen verfügen, während
- Blei eine deutliche Dreiteilung (Gehalte > 30 mg/kg TG bei Barraxiutta, 10 - 20 mg/kg TG im Bereich der Akkumulationen von Haldensedimenten, < 10 mg/kg TG abseits der Grubenbezirke) aufweist.



**Abb. 6.2.6/5:** Eisen-, Zink-, Cadmium- und Bleigehalte von *Arbutus unedo* (07/86) im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa

Vergleicht man diese Verteilungsbilder mit denen vom **November 1986** (Abb. 6.2.6/6) so erkennt man, daß sich das prinzipielle Muster - trotz Reduktion der meisten Werte - weitgehend erhalten hat. Dies gilt im **März 1987** auch für Eisen und Zink, jedoch nur noch untergeordnet für Cadmium und kaum mehr für Blei (Abb. 6.2.6/7). Bei Blei heben sich nur noch die Umgebungen von Tinni und Barraxiutta als hoch kontaminierte Bereiche heraus, während alle anderen Probenstellen deutlich niedrigere Schwermetallkonzentrationen aufweisen.



**Abb. 6.2.6/6:** Eisen-, Zink-, Cadmium- und Bleigehalte von *Arbutus unedo* (11/86) im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa

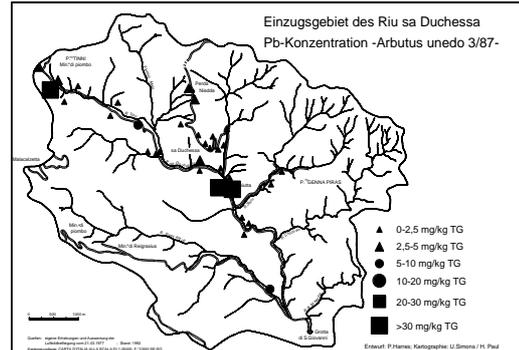
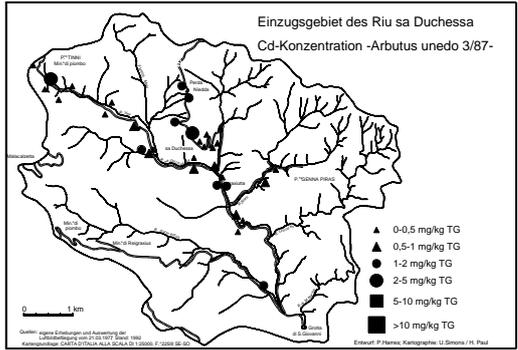
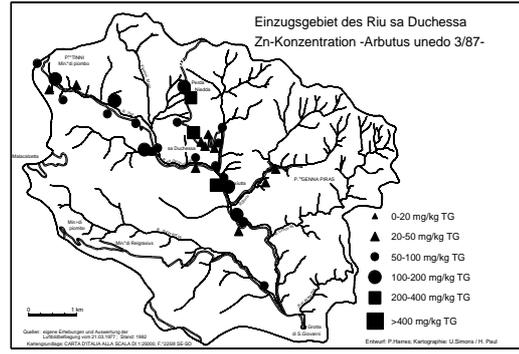
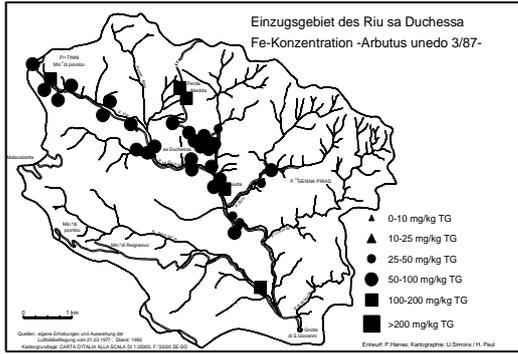


Abb. 6.2.6/7: Eisen-, Zink-, Cadmium- und Bleigehalte von *Arbutus unedo* (03/87) im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa

Die Elementkonzentrationen vom **Januar 1991** (Abb. 6.2.6/8) lassen einen Vergleich mit den Werten zu den anderen Zeitpunkten kaum zu, da mehrere Proben aus ansonsten unbeprobten Einzugsgebietsabschnitten stammen. Sie belegen für diese Räume ebenfalls die Bedeutung der Grubenbezirke als Belastungsquellen. Bei den identischen Probenstellen entsprechen die Konzentrationen weitgehend denen vom Juli 1986.

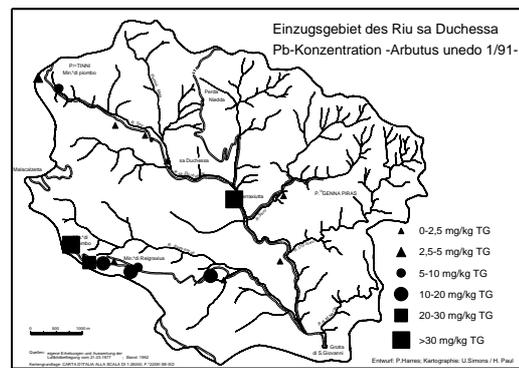
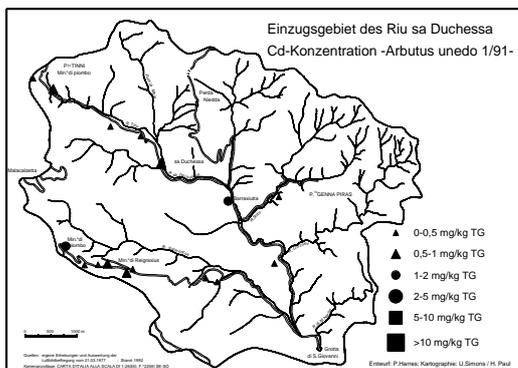
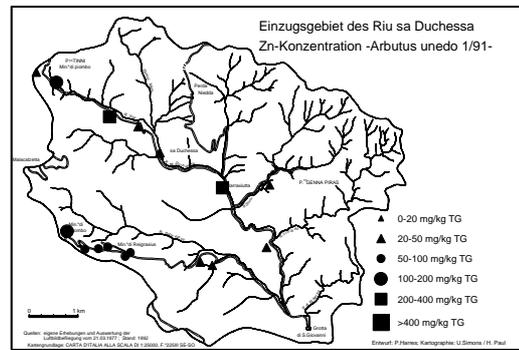
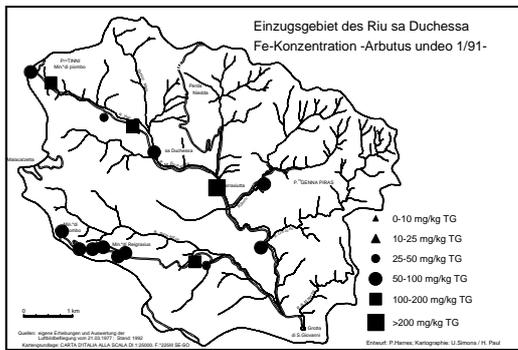


Abb. 6.2.6/8: Eisen-, Zink-, Cadmium- und Bleigehalte von *Arbutus unedo* (01/91) im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa

Wie bereits für Pixinamanna festgestellt, besitzt *Quercus ilex* auch im Marganei bei einzelnen Schwermetallen abweichende Verteilungsbilder (s. unten) sowie weit höhere Konzentrationen und Konzentrationsspannen als die anderen Testpflanzen (Tab. 6.2.6/7 und 6.2.6/8, im Anhang).

Bei der Diskussion dieser Sachverhalte kann man nicht wie in Pixinamanna davon ausgehen, daß z.B. die gegenüber *Pistacia lentiscus* und *Arbutus unedo* um den Faktor 2 bis 3 erhöhten Gehalte einzelner Elemente ausschließlich auf höhere pflanzliche Aufnahmeleistungen hinweisen (Kap. 6.1.4). Vielmehr muß man für das Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa voraussetzen, daß in diesem von Verlagerungen auf dem Luftpfad stark betroffenen Raum (s. Kap. 6.2.7) - neben einer auch hier partiell anzunehmenden höheren pflanzlichen Aufnahme (z.B. des Eisens) - Blattbeschaffenheit und Entnahmehöhe einen Einfluß auf die Elementkonzentrationen haben.

Dies läßt sich nicht nur aus den Konzentrationen, sondern vor allem aus den Verteilungsbildern ableiten. Bei der Diskussion der Ursachen für die höheren Blattkonzentrationen kann man voraussetzen, daß (s. Kap. 4.1.2.3) die stellenweise kräftige Aufheizung des Untergrundes in den Sommermonaten u.a. mit aufwärts gerichteten Luftbewegungen und Staubtransport verbunden ist. Dies müßte zu einem Anstieg der Adsorptionsraten an dem Haarfilz der Blattunterseite von *Quercus ilex* führen. Die Ergebnisse der Schwermetalluntersuchungen scheinen dies zu bestätigen. So liegen mit Ausnahme der Eisen- und Bleigehalte vom Januar 1991 alle Elementkonzentrationen im Sommer (Juli) 1986 über denen der anderen Monate.

Bei den **Eisengehalten** stellt sich dies wie folgt dar. Im Sommerhalbjahr 1986 wird ein Mittelwert von 374 mg/kg TG erreicht. Dieser liegt deutlich über denjenigen des Winterhalbjahres 1986 (Nov.: Mittel 257 mg/kg TG) und 1987 (März: Mittel 261 mg/kg TG). Auch die entsprechenden Werte vom Frühjahr 1989 passen sich diesem Rahmen (Mittel 235 mg/kg TG) an, nicht jedoch die Konzentrationen vom Januar 1991, die mit 533 mg/kg TG (Mittel) deutlich höher liegen<sup>57</sup>.

Neben den Mittelwerten zeigt auch der größte Teil der Einzelwerte eine analoge Entwicklung. Allerdings gilt dies nicht für alle Probenstellen. Auch bei dieser Pflanze finden sich zu unterschiedlichen Meßzeitpunkten an einzelnen Entnahmepunkten Konzentrationsveränderungen, die sich nur durch die jeweiligen Standortbedingungen in Verbindung mit lokalklimatischen Unterschieden erklären lassen (s. Kap. 4.1.2.3).

Betrachtet man die **räumliche Verteilung** der Eisenkonzentrationen zwischen Juli 1986 und Januar 1991 (Abb. 6.2.6/9), so erkennt man zum einen, daß im Juli weitgehend homogene Strukturen herrschen, bei denen sich auf den ersten Blick die Grubenbereiche kaum herausheben. Bezieht man allerdings die Extremwerte der Tabelle 6.2.6/7 (im Anhang) mit ein, so wird deutlich, daß an den Probenstellen 52, 63 und 66 (mit Ausnahme vom Januar 1991) Maximalwerte erreicht werden (mit 1.452 mg/kg TG an Probenstelle 52). Diese Meßpunkte liegen bei Barraxiutta bzw. in dessen Nähe und machen somit den Bezug zu den Bergwerken und ihren Haldenkörpern deutlich.

Zum anderen läßt sich - insbesondere bei Berücksichtigung der Tabellendaten (Tab. 6.2.6/7 u. 6.2.6/8, im Anhang) - erkennen, daß bei den Frühjahrs- und Herbstwerten - bei heterogeneren Verteilungsbildern und niedrigeren Gehalten - die Halden- und Grubenbezirke prägnanter hervortreten als im Juli. Daneben liegt auch in diesen Zeiträumen der Maximalwert ausschließlich an der Probenstelle 52 (1.370 mg/kg TG im November 1986, 1.300 mg/kg TG im März 1987, 985 mg/kg TG im März 1989). Vergleicht man darüber hinaus Abbildung 6.2.6/9 mit der Abbildung der Eisengehalte in den Böden (6.2.1.1/10), so wird deutlich, daß die Bereiche hoher Eisenkonzentrationen bei *Quercus ilex* und bei den Böden weitgehend identisch sind.

<sup>57</sup> Dies hängt bei Eisen nicht mit der geringeren Probenanzahl (16 gegenüber sonst mindestens 21) und der Einbeziehung „neuer“ Probenstellen zusammen, wie ein Vergleich der jeweils gleichen Stellen (Probenstellen 2, 10, 15, 25 u. 51) deutlich macht. Hierbei zeigt es sich, daß an allen identischen Punkten im Januar 1991 deutlich höhere Eisengehalte gemessen wurden. Da dies nicht für die anderen Elemente gilt, muß davon ausgegangen werden, daß nicht nur die spezielle lokalklimatische Situation dieses Monats (starke Luftbewegungen bei relativer Niederschlagsarmut) verantwortlich gemacht werden kann (eine solche Situation müßte bei exponiert wachsenden Pflanzen höhere Staubaufgaben bedingen). Somit scheinen auch hierbei pflanzeninterne Prozesse eine Rolle zu spielen.

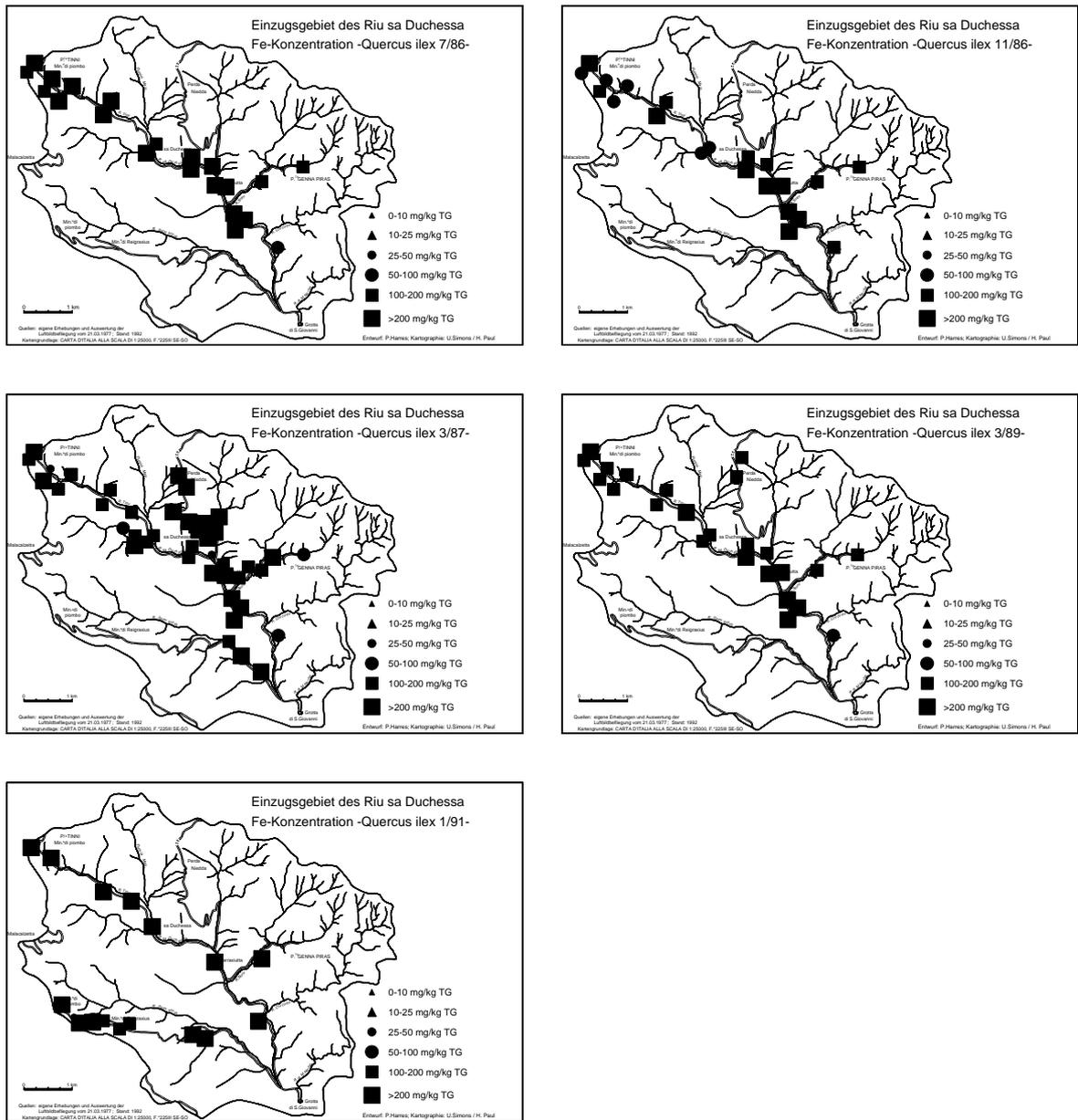
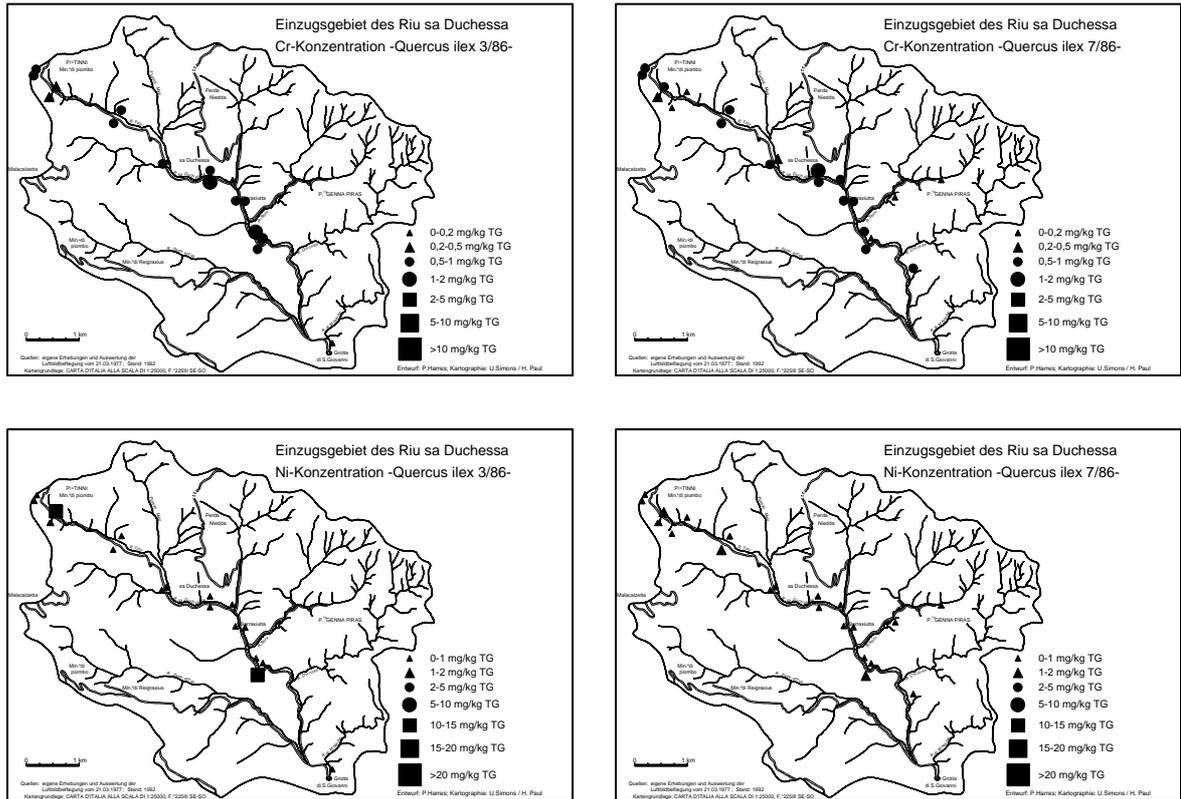


Abb. 6.2.6/9: Eisengehalte von *Quercus ilex* im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa zwischen Juli 1986 und Januar 1991

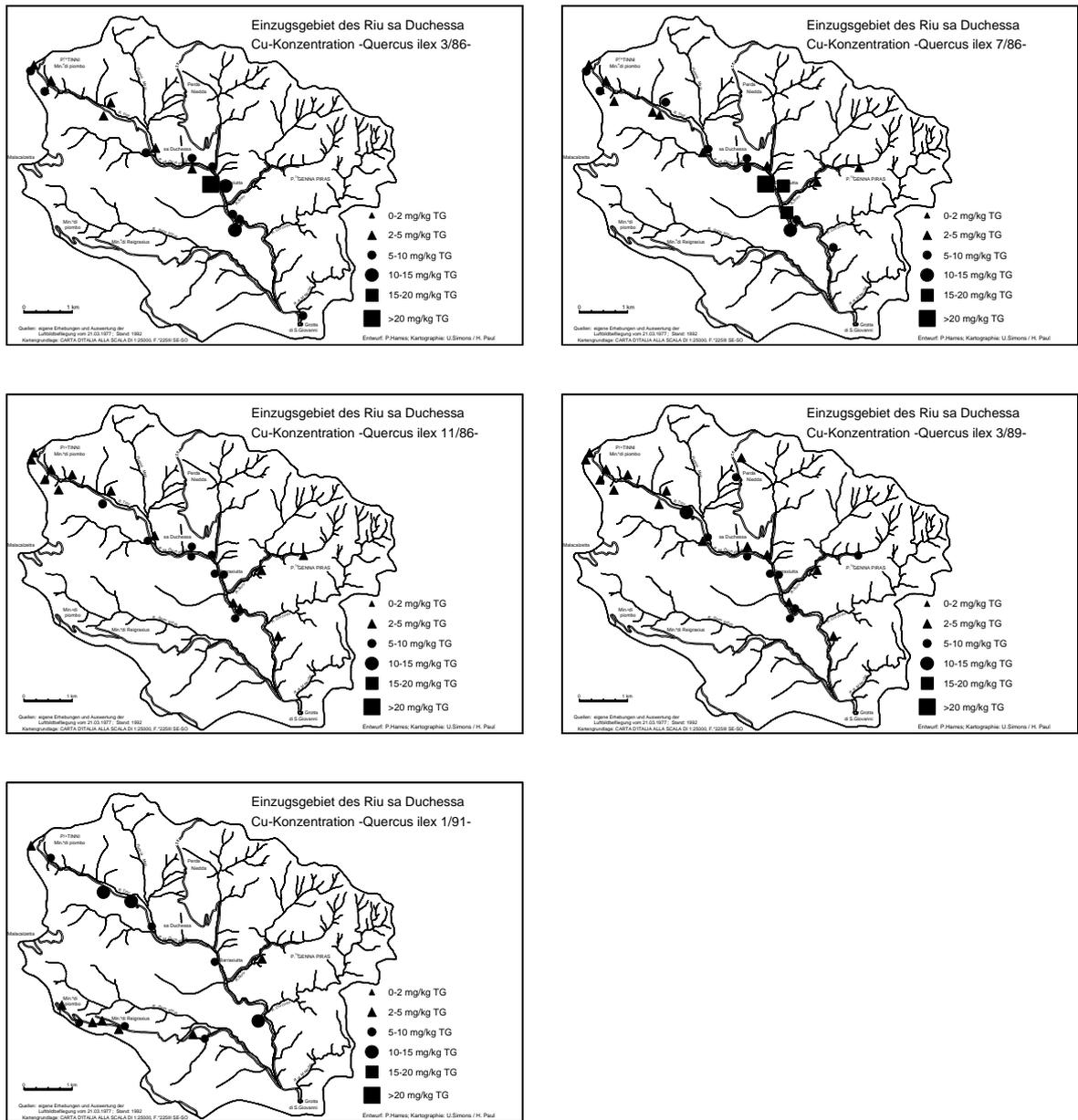
**Chrom** und **Nickel** wurden nur im März und Juli 1986 an 17 (März) bzw. 21 Probenstellen gemessen. Während sich bei Chrom sowohl Minima als auch Maxima und Mittelwerte zu beiden Untersuchungsabschnitten weitgehend gleichen, liegen bei Nickel die Juliwerte deutlich über den Märzkonzentrationen. Ihr **Verteilungsmuster** (Abb. 6.2.6/10) zeigt zu beiden Zeitabschnitten einen sehr engen Bezug zum Bergbau, seinen Hinterlassenschaften und zu den Bodenschwermetallgehalten.



**Abb. 6.2.6/10:** Chrom- und Nickelgehalte von *Quercus ilex* im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa im März und Juli 1987

Während sich die **Kupfergehalte** von *Pistazia lentiscus* und *Arbutus unedo* in Pixinamanna und im Marganei zu allen Meßzeiträume weitgehend gleichen, existieren bei *Quercus ilex* Unterschiede, die ebenfalls auf Immissionseinträge bezogen werden müssen. So liegen beispielsweise die Mittelwerte im Marganei geringfügig höher als in Pixinamanna (7,9 gegenüber 5,0 im Juli 1986, 5,1 gegenüber 4,1 im November 1986, 4,4 gegenüber 3,7 im März 1987), was eindeutig auf die wesentlich höheren Maximalwerte im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa zurückzuführen ist. Diese betragen im Juli 28,0 gegenüber 8,4, im November 9,5 gegenüber 6,3 und im März 7,7 gegenüber 4,7 (alle Werte in mg/kg TG). Insbesondere auch in diesen Werten spiegeln sich die besonderen Verlagerungs- und Immissionsbedingungen der Sommermonate (s. oben) wieder.

Die zu den anderen Zeitpunkten gemessenen Kupferwerte passen sich weitgehend in diesen Rahmen ein. Sie liegen auch hier im Januar 1991 wieder deutlich höher und erreichen im Mittel die gleiche Größenordnung wie im Juli. Dies gilt allerdings auch für die Konzentrationen vom März 1986. Betrachtet man die **räumlichen Verteilungsmuster** zu den verschiedenen Zeitpunkten, so wird die Ursache dieser Gegebenheiten transparent. So sieht man (Abb. 6.2.6/11), daß sich sowohl im März als auch im Juli 1986 die Grubenbereiche von Barraxiutta als „Extremstandorte“ herausheben. In diesem Umfeld liegen die Konzentrationen um ein vielfaches höher als an den meisten anderen Meßstellen. Dies gilt nur für diese beiden Untersuchungszeitpunkte, da in den anderen Zeiträumen die Gehalte weitgehend denen der übrigen Entnahmestellen entsprechen. Als Quelle der Belastung muß hierbei eine am Hang aufgeschüttete Flotationshalde angenommen werden.



**Abb. 6.2.6/11:** Kupfergehalte von *Quercus ilex* im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa zwischen März 1986 und Januar 1991

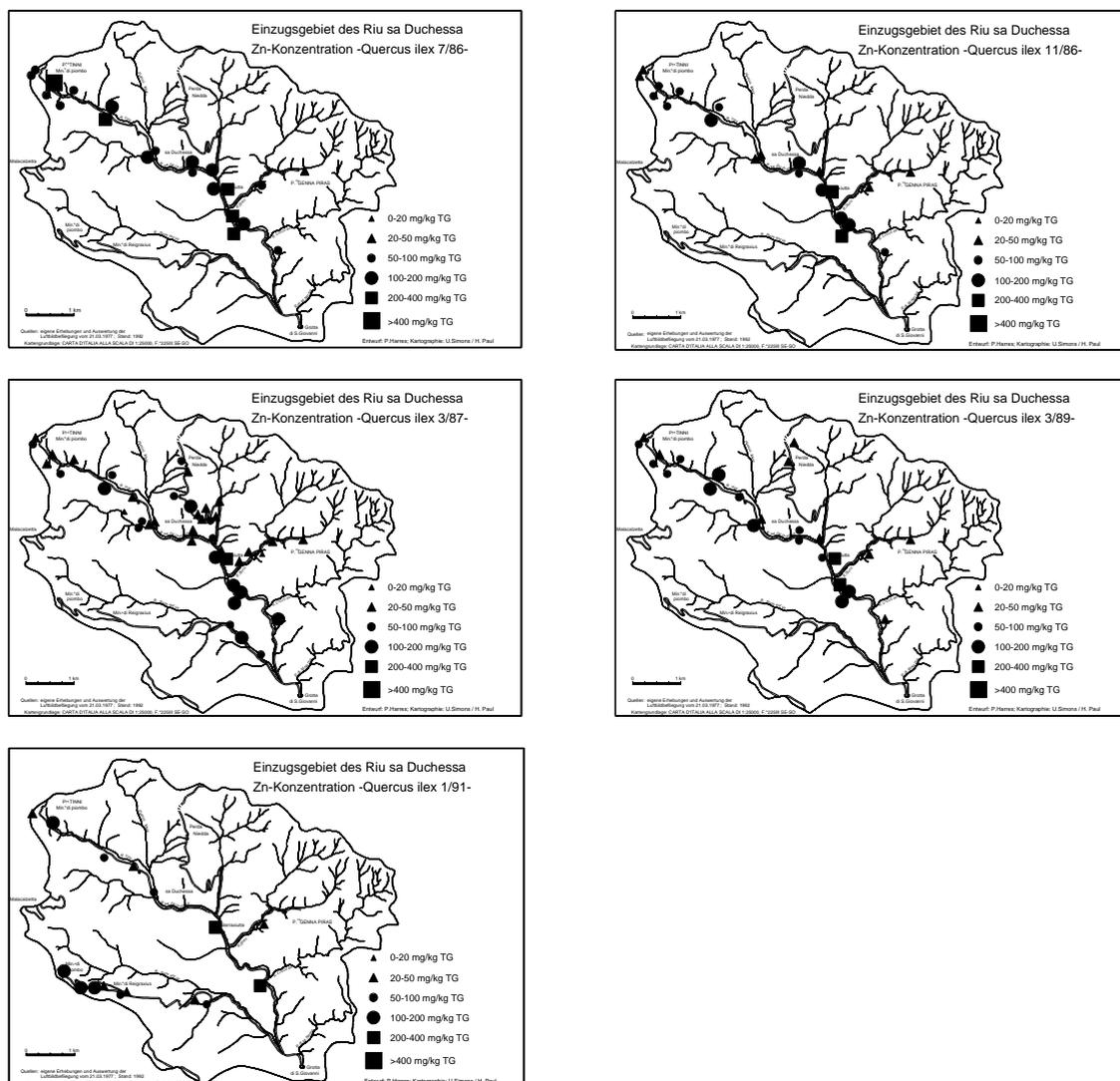
Da somit zu diesen Zeitpunkten die Immissionsbelastung im Umfeld der Halde besonders hoch war, muß angenommen werden, daß besonders starke Windbewegungen existierten, so daß es zu einer verstärkten oberflächlichen Abblasung der Feinsubstrate kam. Der damit verbundene hohe äolische Transport führte zu einer bevorzugten Ablagerung der kontaminierten Stäube an den *Quercus ilex*-Beständen des Gegenhanges. Daher zeigen alle Elemente an diesem Standort markante Konzentrationserhöhungen. Dieser Interpretationsansatz wirft allerdings die Frage auf, ob zu den anderen Entnahmezeiten nicht ähnliche Situationen postuliert werden können. Die gleichmäßigere Verteilung, beispielsweise im November 1986 oder im März 1987 (Abb. 6.2.6/11), scheint dem zu widersprechen. Allerdings fällt auf, daß zu verschiedenen Zeitpunkten unterschiedliche Meßstellen höhere Konzentrationen aufweisen (Probenstelle 66 im März 1986, Probenstelle 63 im Juli 1986, Probenstelle 21 im März 1989, Probenstelle 21 und 76 im Januar 1991). Auch dies muß mit lokalen Unterschieden in den Transportraten und mit wechselnden Windfeldern in Zusammenhang gebracht werden.

Die **Zinkgehalte**, die in Pixinamanna im Mittel zwischen 16 und 22 mg/kg TG schwanken, liegen im Marganei zu allen Zeitpunkten wesentlich höher. Sie liegen im Juli 1986 zwischen 42 und 456 mg/kg TG (bei einem Mittel von 155 mg/kg TG), im November 1986 zwischen 32 und 240 mg/kg TG (bei einem Mittel von 91 mg/kg TG), im März 1987 zwischen 17 und 223 mg/kg TG (bei einem Mittel von 67 mg/kg TG), im März 1989 zwischen 22 und 240 mg/kg TG (bei einem Mittel von 79 mg/kg TG) und im Januar 1991 zwischen 31 und 266 mg/kg TG (bei einem Mittel von 100 mg/kg TG). Auch hier scheint ein jahreszeitlicher Bezug erkennbar.

Bezogen auf einen Vergleich mit den anderen Testpflanzen wird deutlich, daß sie von der Größenordnung her mit *Arbutus unedo* vergleichbar sind, jedoch bezogen auf *Pistazia lentiscus* zwei- bis dreimal höhere Konzentrationen aufweisen. Dies entspricht, trotz insgesamt wesentlich höheren Zinkgehalten im Marganei, den Ergebnissen, die auch in Pixinamanna erzielt wurden.

Während in Pixinamanna allerdings die Zinkminima in den Zonen der Maximalwerte der restlichen Schwermetalle lagen, korrespondieren im Marganei die Elementgehalte untereinander.

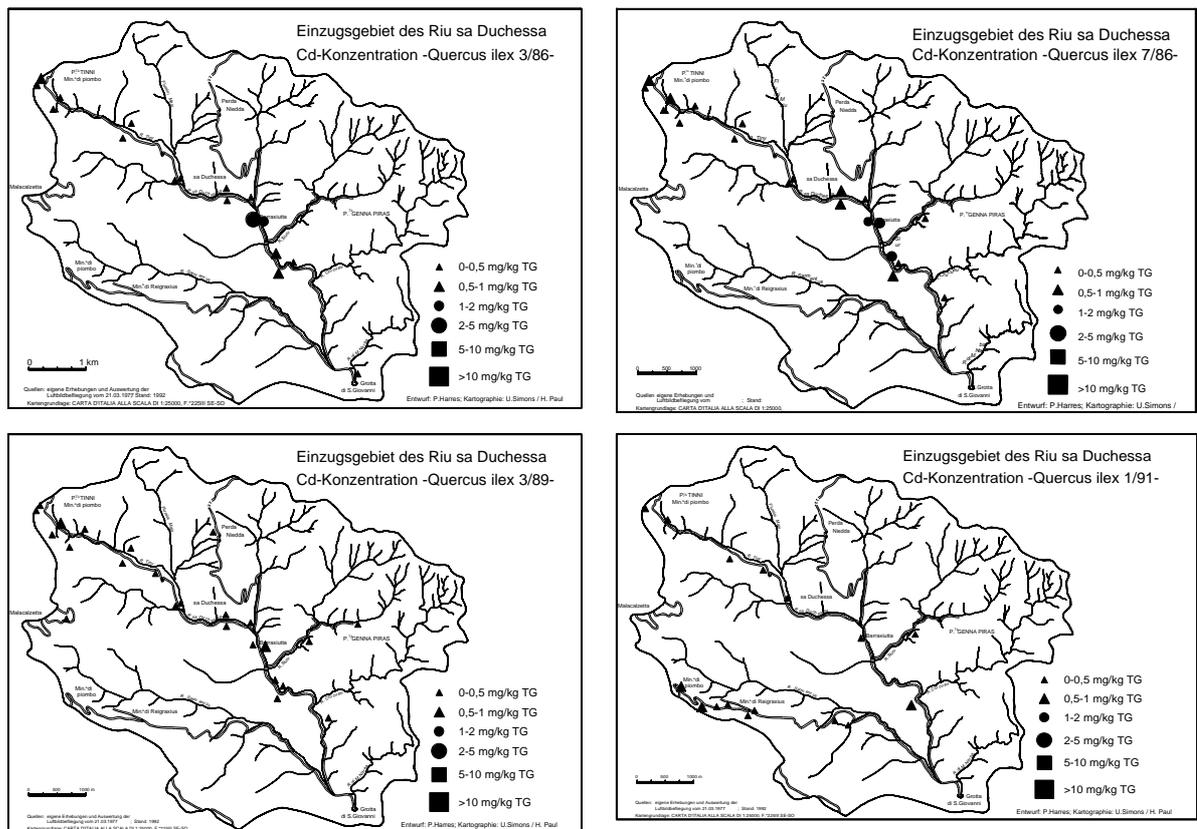
Bei der **räumlichen Verteilung** (Abb. 6.2.6/12) heben sich - trotz stellenweise markanter Unterschiede in den Konzentrationen - zu allen Zeitpunkten Nutzungsbild, Zinkgehalte der Böden und naturräumliche Strukturen besser heraus, als bei den anderen Elementen. Dies belegt nachdrücklich die Rolle der Immissionsbelastung.



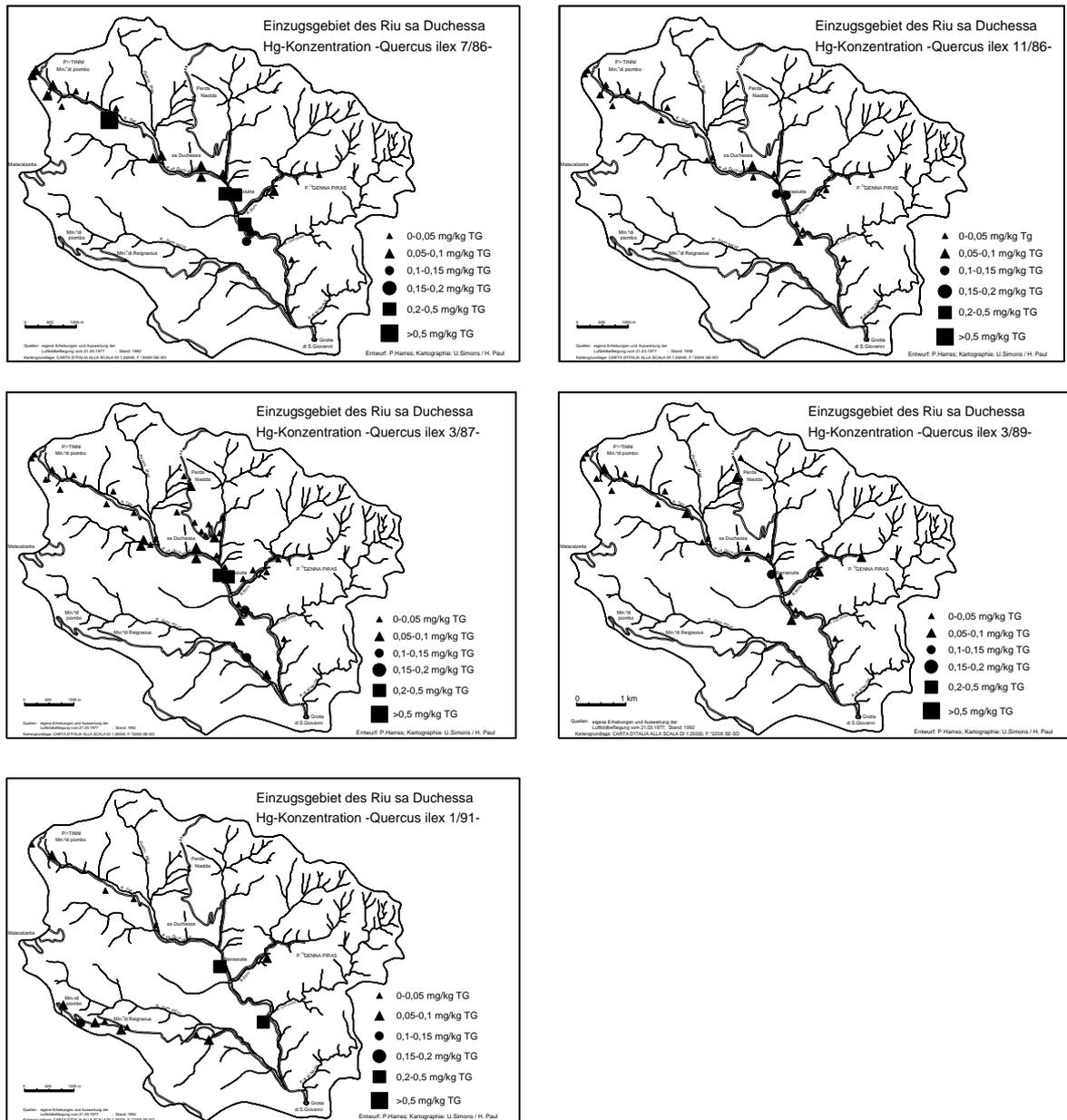
**Abb. 6.2.6/12:** Zinkgehalte von *Quercus ilex* im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa zwischen Juli 1986 und Januar 1991

Mit Ausnahme der Sommerwerte gleichen sich auch im Marganei *Quercus ilex* und *Pistazia lentiscus* im Hinblick auf die **Cadmiumkonzentrationen** und *Quercus ilex*, *Pistazia lentiscus* und *Arbutus unedo* im Hinblick auf die **Quecksilbergehalte**. Während allerdings Cadmium in Pixinamanna bei *Quercus ilex* überhaupt nicht nachweisbar war, erreicht es im Marganei im Mittel zwischen 0,09 mg/kg TG (03/1987) und 0,50 mg/kg TG (07/1986) bei Maximalwerten einzelner Pflanzen von bis zu 2,55 mg/kg TG (Probenstelle 51 im März 1986). Geht man davon aus, daß die in der Literatur angegebene Konzentrationsspanne zwischen 0,03 und 0,50 mg/kg TG beträgt (s. weiter oben), so wird deutlich, daß zahlreiche Testpflanzen des Einzugsgebietes (s. Tab. 6.2.6/3) als extrem cadmiumbelastet eingestuft werden müssen.

Bei der Betrachtung der **Cadmiumverteilung** (Abb. 6.2.6/13) zeigen sich ähnliche Zusammenhänge wie bei den oben diskutierten Elementen. Dies gilt bis auf Probenstelle 15 (07/1986) auch für die **Verteilungsbilder der Quecksilberkonzentrationen** (Abb. 6.2.6/14).



**Abb. 6.2.6/13:** Cadmiumgehalte von *Quercus ilex* im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa zwischen März 1986 und Januar 1991



**Abb. 6.2.6/14:** Quecksilbergehalte von *Quercus ilex* im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa zwischen Juli 1986 und Januar 1991

Eine in vielerlei Hinsicht andere Rolle spielen die **Bleikonzentrationen** und die Verteilungsbilder dieses Elementes zu den unterschiedlichen Entnahmezeitpunkten. So zeigt es sich zum einen, daß nicht nur die Maximalwerte extreme Größenordnungen erreichen, sondern auch die Mittelwerte aller Entnahmezeitpunkte und stellenweise auch die Minima um ein mehrfaches über den für Pflanzen angegebenen Extremwerten (s. oben) liegen. So schwankten im März 1986 die Bleigehalte zwischen 11,5 und 430 mg/kg TG (bei einem Mittel von 88,3 mg/kg TG). Im Juli 1986 wurden 8,2 bis 368,0 mg/kg TG (Mittel 81,8 mg/kg TG), im November 1986 3,3 bis 330 mg/kg TG (Mittel 39,7 mg/kg TG), im März 1987 nn bis 305 mg/kg TG (Mittel 28,1 mg/kg TG), im März 1989 nn bis 50,2 mg/kg TG (Mittel 21,2 mg/kg TG) und im Januar 1991 insgesamt 5 bis 248 mg/kg TG (Mittel 101 mg/kg TG) gemessen (Tab. 6.2.6/3).

Zum anderen finden sich die Extremwerte nicht ausschließlich im direkten Umfeld der Grubenbezirke (Abb. 6.2.6/15), sondern vorrangig auch in den Akkumulationszonen der Haldensedimente. Zum dritten machen sich die jahreszeitlichen Unterschiede nicht so markant bemerkbar wie bei anderen Schwermetallen.

Darüber hinaus spiegelt sich - zu allen Zeitpunkten - die Belastungssituation der Böden (Abb. 6.2.1.1/15) in den Verteilungsbildern der Blattkonzentrationen weitgehend wider. Allerdings besitzen dabei auch Steineichen außerhalb kontaminierter Standorte sehr hohe Konzentrationen, was auf die Bedeutung des Staubtransportes hinweist.

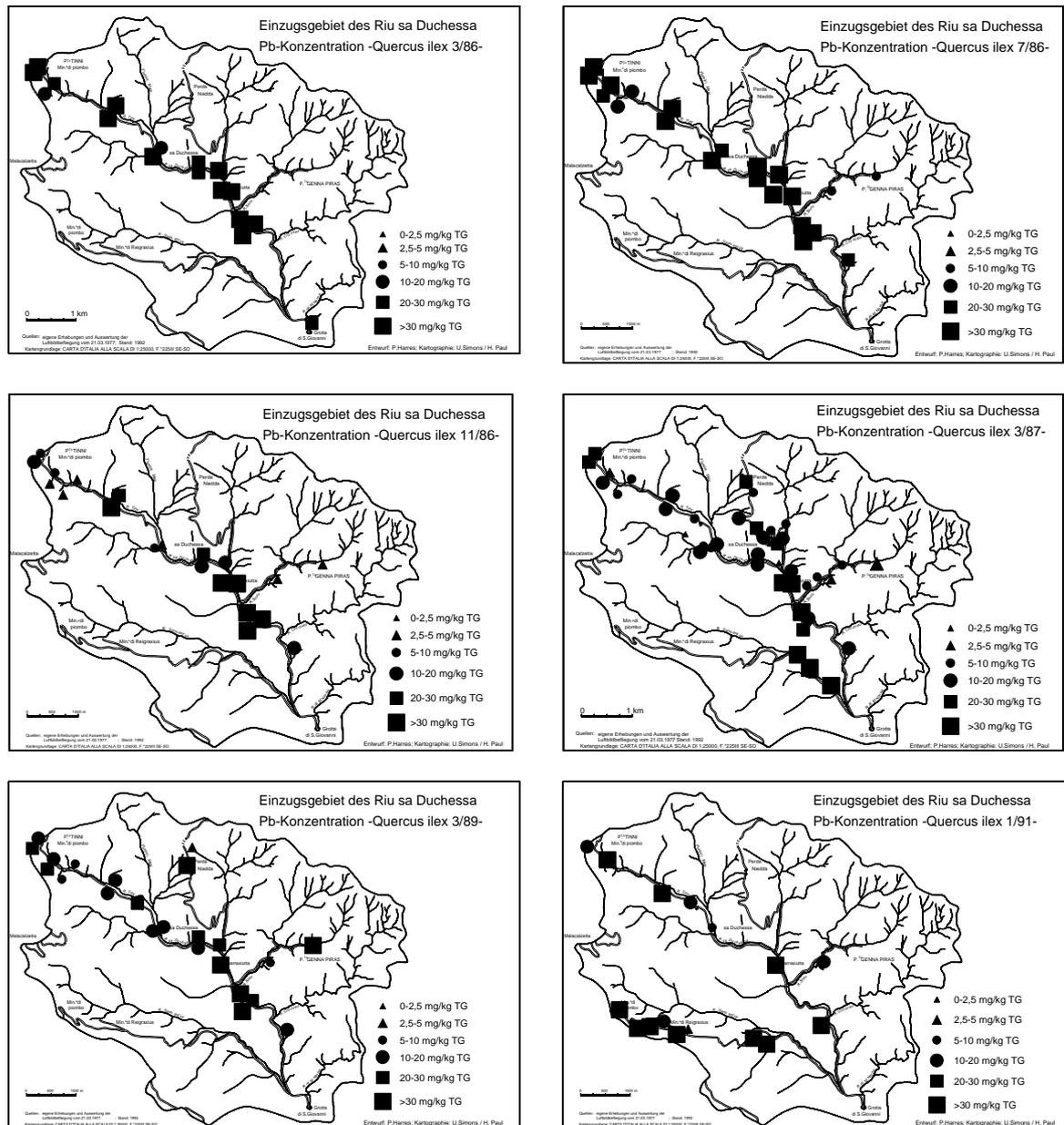


Abb. 6.2.6/15: Bleigehalte von *Quercus ilex* im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa zwischen März 1986 und Januar 1991

***Asphodelus microcarpus*** und ***Euphorbia dendroides***, deren Werte in Tabelle 6.2.6/9 (im Anhang) dargestellt sind, lassen identische Zusammenhänge erkennen. Die bereits an anderer Stelle dargestellten Ergebnisse (s. oben) werden im Kapitel 7.2.1.3 noch einmal aufgegriffen. Dort wird der Frage nachgegangen, ob und in welcher Weise ein Einfluß der Wuchshöhe auf die Schwermetallgehalte gegeben ist.

Bei allen Pflanzen und den meisten Elementen lassen sich zwar jahreszeitliche Unterschiede in den Elementkonzentrationen feststellen (s. oben), eine eindeutige **Entwicklung der Schwermetallgehalte im Untersuchungszeitraum** ist jedoch nicht feststellbar. Dies hängt damit zusammen, daß sich die Quellen für den Schwermetalleintrag (vor allem Halden und kontaminierte Sedimente) zwischen 1980 und 1991 nicht verändert haben.

Zusätzlich zu Kapitel 4.1.2.3 läßt sich somit **zusammenfassend** feststellen, daß im Marganei:

- die Blätter von *Inula viscosa* extrem hohe Schwermetallkonzentrationen aufweisen, die weit über phytotoxischen oder zootoxischen Gehalten liegen. Dies hat allerdings bei dieser Pflanze zu keiner morphologisch erkennbaren Veränderung geführt. Mögliche Ursachen dieser Sachverhalte wurden bereits in Kapitel 6.1.4 diskutiert.
- die Elementgehalte der Inulablätter an allen Standorten die höchsten Elementgehalte aller untersuchten Pflanzen aufweisen. Diese liegen meist noch um ein mehrfaches über denen von Pixinamanna. Dabei finden sich die extremsten Anreicherungen bei Quecksilber (mit einer ca. 73fachen Konzentrationserhöhung) und Blei (> 400fach). Dies belegt sowohl die Eignung von *Inula viscosa* als Akkumulationsindikator als auch eine anthropogen induzierte Schwermetallanreicherung und die Umverteilung hochbelasteter Sedimente zumindest im Bereich der bodennahen Luftschicht.
- mit wenigen Ausnahmen die Schwermetallgehalte von *Inula viscosa* an den einzelnen Probenstellen im Juli 1986 über denen vom März des gleichen Jahres liegen. Dies wird mit einer längeren Expositionsdauer in Zusammenhang gebracht.
- bei *Inula viscosa* das räumliche Verteilungsmuster der Elemente in den Blattauflagen im Frühjahr stärker ausgeprägt ist als gegen Ende der Vegetationszeit. Auch dies wird mit einer längeren Expositionsdauer in Zusammenhang gebracht, die zunehmend standortbedingte Unterschiede ausgleicht.
- die Kupferkonzentrationen bei *Pistazia lentiscus* denen entsprechen, die zum gleichen Zeitpunkt in Pixinamanna gemessen wurden. Dies scheint darauf zurückzuführen zu sein, daß *Pistazia lentiscus* über eine wirkungsvolle Aufnahmesperre verfügt, um einen Eintrag über das essentiell notwendige Maß hinaus zu verhindern. Alle anderen Schwermetallkonzentrationen liegen jedoch bei *Pistazia lentiscus* deutlich über den als Basiskonzentrationen interpretierten Gehalten von Pixinamanna.
- standortökologische und lokalklimatische Unterschiede gegenüber Pixinamanna (bezogen auf eine Elementaufnahme über die Wurzel) nur von untergeordnetem Einfluß für die Schwermetallverteilung sind. Begründet wird dies damit, daß sowohl in Pixinamanna als auch im Marganei vielfältige Wechselbezüge zwischen Wasserhaushalt und den klimatischen Parametern existieren und somit in beiden Einzugsgebieten sehr unterschiedliche Randbedingungen für eine Stoffaufnahme aus dem Boden vorliegen. Diese müßten sich bei einer vergleichenden Betrachtung zahlreicher Probenstellen gegenseitig aufheben.
- die höheren Elementgehalte der gewaschenen Blätter eindeutig den wesentlich höheren Bodenschwermetallgehalten zuzuordnen sind, da sich klimatische Unterschiede und differenzierte bodenphysikalische und -chemische Randbedingungen als Verursacher höherer Blattkonzentrationen weitgehend ausschließen lassen. Dadurch sind - auch bei ungünstigeren Immobilisierungsbedingungen - größere Absolutmengen verfügbarer Elementanteile in den Gleichgewichtslösungen zu finden und somit auch potentiell höhere Aufnahmeraten möglich. Dies wurde bei der differenzierten Erfassung abwaschbarer und eluierbarer Anteile der Blattauflagen für *Arbutus unedo* und *Quercus ilex* auch nachgewiesen (Kap. 4.1.2.3). Dabei wurde gleichzeitig deutlich, daß diese Anteile von Element zu Element verschieden sind, was auf die starke Bedeutung der Immissionsbelastung dieser Standorte sowie auf die Existenz elementspezifischer Unterschiede hinweist.
- bei einer vergleichenden Beurteilung der Konzentrationsspannen der einzelnen Elemente nur bei Blei Konzentrationen auftreten, die wesentlich über gemessenen Werten anderer Pflanzen liegen. Worauf die Sonderstellung von Blei zurückzuführen ist, kann nicht geklärt werden.
- bei den räumlichen Verteilungsbildern der Elemente ein deutlicher Zusammenhang zu den Bodenschwermetallgehalten und somit zum Bergbau und zu den Einzugsgebietsstrukturen besteht. Dieser Zusammenhang ist jahreszeitenbedingt unterschiedlich stark ausgeprägt. Er läßt sich nicht ausschließlich mit Unterschieden in den Immissions- oder Abwaschraten erklären, sondern legt Veränderungen pflanzeninterner Prozesse als Einflußfaktoren der Elementaufnahme nahe. Daher bewegen sich Interpretationen von Pflanzenschwermetallgehalten, sofern diese ohne Berücksichtigung standortökologischer und ökophysiologischer Hintergründe geschehen, auf einem relativ unsicheren Boden.

- bei einem Vergleich der *Pistazia lentiscus*-Werte mit den entsprechenden von Pixinamanna sowohl im Sommer als auch im Herbst die Elemente bis auf Kupfer und Blei annähernd den gleichen Anreicherungsfaktor aufweisen.
- die wesentlich niedrigeren Blattkonzentrationen von *Pistazia lentiscus* im Vergleich zu *Inula viscosa* auf die Unterschiede in der Blattbeschaffenheit und somit auf die Adsorptionsbedingungen für Feinststäube zurückführbar sind. Die unterschiedlichen Wuchshöhen dieser beiden Pflanzen spielen nur eine untergeordnete Rolle.
- bei *Arbutus unedo* die Elementgehalte entweder in der gleichen Größenordnung oder unter- bzw. oberhalb der zum gleichen Zeitpunkt gemessenen Gehalte von *Pistazia lentiscus* liegen. Dies macht deutlich, daß hier - bei weitgehend vergleichbaren Blattbeschaffenheiten - keine Aussage über den Einfluß der unterschiedlichen Entnahmehöhen möglich ist.
- die Eisengehalte von *Arbutus unedo* im Juli 1986 etwa 2,3mal, im November 1986 etwa 2,1mal und im März 1987 etwa 1,7mal so hoch wie in Pixinamanna sind.
- ähnliche „Anreicherungen“ auch bei Zink, Cadmium und Quecksilber feststellbar sind.
- bei einem Vergleich zwischen *Arbutus unedo* und *Pistazia lentiscus* einzelne Elemente entgegengesetzte Konzentrationsentwicklungen aufweisen. Dies zeigt, daß die Interpretation pflanzlicher Schwermetallgehalte als Indikatoren für Einzugsgebietsbelastungen im strengen Sinne jeweils nur für eine spezifische Pflanze gilt. Somit können bei unterschiedlichen Pflanzen durchaus verschiedenartige Ergebnisse, auch und insbesondere im Hinblick auf die Bedeutung einzelner Elemente, erzielt werden.
- auch bei *Arbutus unedo* Kupfer eine Sonderstellung einnimmt. Dies zeigen u.a. die annähernd gleichen Minima, Maxima und Mittelwerte sowohl in der unbelasteten Forstschutzregion wie auch im extrem belasteten Bergbauggebiet.
- *Quercus ilex* (wie auch in Pixinamanna) gegenüber den anderen Testpflanzen bei einzelnen Schwermetallen modifizierte Verteilungsbilder und bis auf *Inula viscosa* auch weit höhere Konzentrationen und Konzentrationsspannen besitzt. Dabei muß davon ausgegangen werden, daß dies, neben einer auch hier partiell anzunehmenden höheren pflanzlichen Aufnahme, verstärkt mit der Blattbeschaffenheit und der Entnahmehöhe zusammenhängt. So kann man voraussetzen, daß die stellenweise kräftige Aufheizung des Untergrundes in den Sommermonaten u.a. mit aufwärts gerichteten Luftbewegungen und Staubtransport verbunden ist, was einen Anstieg der Adsorptionsraten an dem Haarfilz der Blattunterseite von *Quercus ilex* bewirkt. Somit wäre auch die jahreszeitliche Abhängigkeit der Konzentrationshöhe bei *Quercus ilex* erklärbar.
- einzelne Elementgehalte bei *Quercus ilex* bei den Frühjahrs- und Herbstwerten - bei heterogeneren Verteilungsbildern und niedrigeren Gehalten - die Halden- und Grubenbezirke prägnanter hervortreten lassen als im Juli.
- Immissionsbelastungen im Umfeld der Halden besonders hoch sind.
- die Pflanzen als extrem cadmium- und bleibelastet eingestuft werden müssen.
- eine eindeutige Entwicklung der Schwermetallgehalte im Untersuchungszeitraum nicht feststellbar ist.

### 6.2.7 Immissionsproben

Die mit je einer Bodenprobenstelle zusammenfallenden Entnahmepunkte der Immissionsproben sind im Kapitel 4.1.1.4 dargestellt. Die Ergebnisse der Messungen wurden auf  $\mu\text{g}/(\text{m}^2 \times \text{Tag})$  und  $\text{mg}/(\text{m}^2 \times \text{Monat})$  umgerechnet. Sie sind in Tabelle 6.2.7/1 (im Anhang) dargestellt. Bei der graphischen Umsetzung der Immissionswerte wurden, der besseren Übersichtlichkeit wegen, die Werte in  $\text{mg}/(\text{m}^2 \times \text{Monat})$  angegeben.

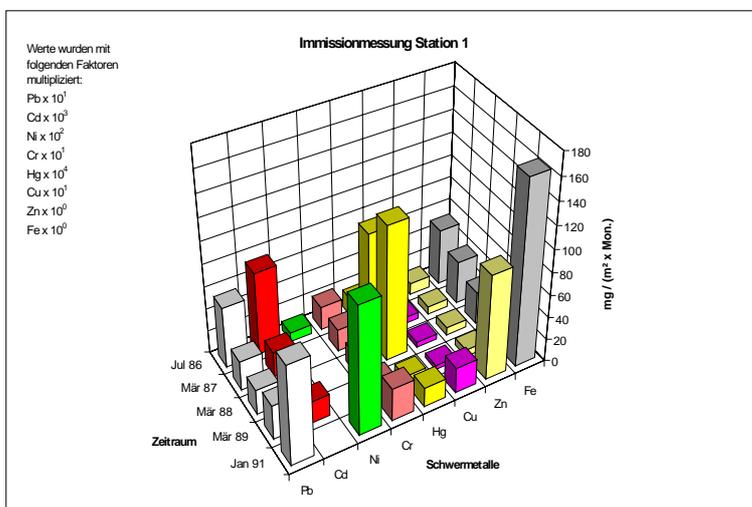
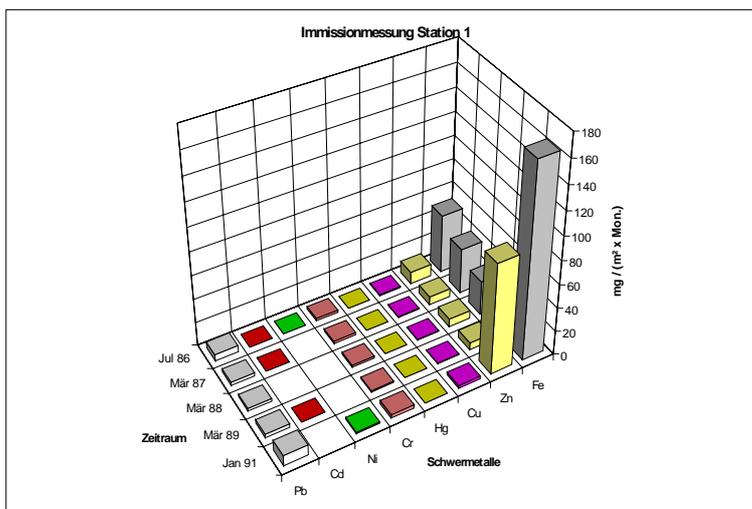
Betrachtet man die Ergebnisse der einzelnen Meßstationen, so zeigt sich - je nach Standortbedingungen - eine unterschiedlich breite Spanne von Immissionseinträgen. Dies läßt bereits **Station 1** erkennen. Diese Station war in der Nähe des aufgelassenen Bergwerkes Pt. de Tinni an der obersten Einzugsgebietsgrenze aufgebaut worden. Sie stand dabei auf dem Südosthang einer mit lückiger Vegetation (u.a. *Cistus salviaefolius*, *Inula viscosa*, *Inula hirsuta*, *Helichrysum italicum*) bewachsenen Grob-  
schutthalde.

Die Immissionswerte belegen einerseits eine sehr starke Varianz der Elemente untereinander und andererseits markante Konzentrationsunterschiede einzelner Schwermetalle zu den verschiedenen Meßzeitpunkten (Tab. 6.2.7/1, im Anhang). Diese Unterschiede reichen beispielsweise bei Eisen von 28,67

bis 164 mg/(m<sup>2</sup> x Mon.), bei Kupfer von 0,370 bis 2,260 und bei Zink von 6,130 bis 93,14 mg/(m<sup>2</sup> x Mon.).

Bereits diese Werte machen deutlich, daß Station 1, die im Marganei im Hinblick auf die Konzentrationshöhe einen mittleren Rang einnimmt (s. Tab. 6.2.7/1, im Anhang), über wesentlich höhere Schwermetalleinträge verfügt als sämtliche Stationen im Einzugsgebiet des Pixinamanna (Tab. 6.1.5/1 und 6.1.5/2).

Die zu den verschiedenen Meßzeitpunkten erfaßten Schwermetallkonzentrationen von Station 1 zeigt Abbildung 6.2.7/1. Zur besseren Darstellung der zeitlichen Unterschiede wurden in der unteren Abbildungshälfte einzelne Elemente durch Multiplikation mit den in der Abbildung angegebenen Faktoren an die jeweiligen Zink- und Eisengehalte angeglichen.



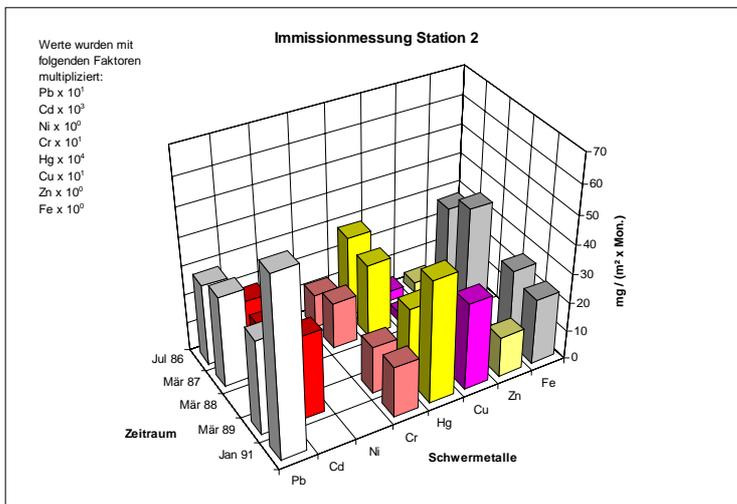
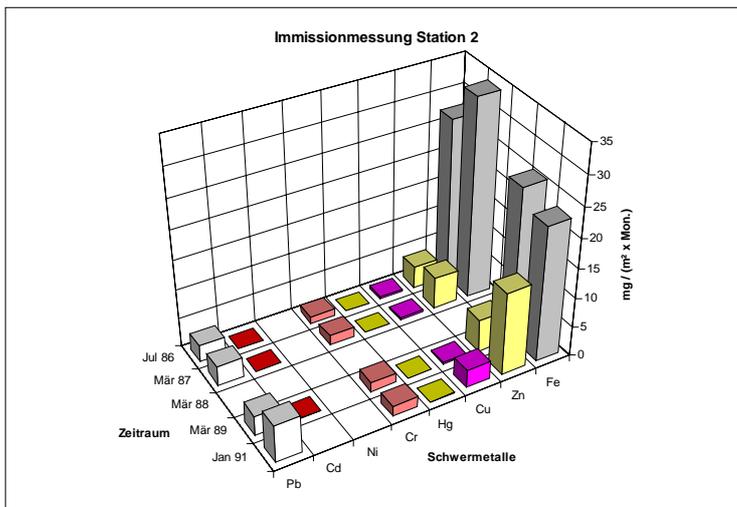
**Abb. 6.2.7/1:** Immissionswerte der Station 1 zwischen Juli 1986 und Januar 1991

Monaten weisen darauf hin, daß vor allem trockene Depositionen die Hauptquelle der Immissionen darstellen. Somit kommt dem Staubtransport in diesem Einzugsgebietsabschnitt eine wesentliche Rolle zu.

Auf den ersten Blick fällt die Dominanz der Eisen- und Zinkwerte (obere Abbildungshälfte) und die zeitliche Unterschiedlichkeit der Elementkonzentrationen (untere Abbildungshälfte) auf. Dabei ragt der Januar 1991 mit Maximalwerten bei den meisten Schwermetallen heraus, gefolgt vom Juli 1986. In diesem Monat werden ebenfalls sehr hohe Gehalte erreicht, was wegen der bereits mehrfach erwähnten konvektiven Windbewegungen im Sommer auch leicht einsichtig ist. Die hohen Januarwerte weisen ebenfalls auf stärkere Windbewegungen hin, die vor allem während einer fast 14tägigen Trockenphase einen kräftigen Staubtransport - vor allem außerhalb geschlossener Vegetationsbestände - bewirkt haben. In diesem Zusammenhang lassen sich auch die höheren Blattkonzentrationen verschiedener exponiert wachsender Testpflanzen zu dieser Zeit erklären.

Die in die Frühjahrsniederschläge eingebundenen Märzmonate 1987, 1988 und 1989 (Abb. 6.2.2/8, 6.2.2/12 und 6.2.2/14, im Anhang) besitzen demgegenüber - bis auf einen hohen Quecksilberwert im März 1988 - deutlich niedrigere Schwermetallgehalte bei den Immissionsproben. Gerade diese Unterschiede zwischen niederschlagsarmen und -reicheren

**Meßstation 2** zeigt eine andersartige Entwicklung der luftbürtigen Schwermetallgehalte. Wie aus Abbildung 6.2.7/2 deutlich wird, dominieren zwar auch hier die Eisen- und Zinkgehalte, diese sind jedoch - wie auch die der anderen Elemente - wesentlich niedriger. Sie erreichen beispielsweise beim Eisen etwa nur 20 bis 25% der Werte von Station 1. Darüber hinaus ist eine weitaus stärkere Gleichverteilung gegeben, auch wenn die Januarwerte von 1991 bei Blei, Quecksilber und Kupfer gegenüber den anderen Konzentrationen erhöht sind. Diese Sachverhalte lassen sich eindeutig mit den veränderten Standortbedingungen in Zusammenhang bringen, da diese Station in einem dichten, aus relativ jungen Bäumen bestehenden Steineichenwald (Dominanz von *Quercus ilex*, *Arbutus unedo* und *Erica arboorea*) liegt. Die Dichte und Undurchdringlichkeit des Waldes, die durch zahlreiche *Smilax aspera*-Bestände noch verstärkt wird, das weitgehend geschlossene Kronendach sowie die große Distanz zu direkten Kontaminationsquellen (Halden, unbefestigte Fahrwege etc.), gestatten es, diese Station als eine Typlokalität für größere bewaldete Areale im weiteren Umfeld der Bergbauzentren anzusehen.



**Abb. 6.2.7/2:** Immissionswerte der Station 2 zwischen Juli 1986 und Januar 1991

und andererseits durch die Konzentrationshöhe der Blattaufgaben der enge Bezug zur Bergbauregion transparent.

Vergleicht man die Schwermetallkonzentrationen dieser Station mit den Immissionsmessungen im Reinluftgebiet der Forstschutzregion von Pixnamanna (Tab. 6.1.5/1 und 6.1.5/2)<sup>58</sup>, so erkennt man, daß die meisten Elemente im Waldgebiet des Marganei deutlich höher liegen. Da der Filtrationseffekt der Bäume weitestgehend einen lateralen Staubtransport in die Vegetationsbestände ausschließt, lassen sich die Schwermetalleinträge in die Sammelgefäße vor allem mit dem von den Blättern abtropfenden Niederschlag in Zusammenhang bringen. Sie zeigen, daß auch dichte Vegetationsbestände im Einzugsgebiet des Rio sa Duchessa von Kontaminationen aus dem Bergbaubereich betroffen sind. Dabei führen Abwaschungseffekte aus dem oberen Kronenbereich in Verbindung mit dem Stammabfluß ebenfalls zu Schwermetallanreicherungen der im Umkreis der Bäume gelegenen Böden.

Diese Ergebnisse korrespondieren mit den Untersuchungen zur Erfassung des Expositionseinflusses am Pflanzenstandort der Probenstelle P 13 (Kap. 4.1.2.3). Dort wurde einerseits ebenfalls eine weitgehende Gleichverteilung der Elementgehalte entnommener Proben festgestellt

<sup>58</sup> Ohne die anthropogen beeinflusste Station an der Probenstelle 42

Während Station 2 einen Waldstandort repräsentiert, erfaßt **Station 3** eine Waldrandsituation in der Nähe eines Fahrweges. Die Meßgefäße dieser Station waren auf einem nach Nordosten exponierten steileren Hang angebracht. Aus den Verteilungsdiagrammen (Abb. 6.2.7/3) läßt sich entnehmen, daß auch hier im Juli 1986 und im Januar 1991 bei Cadmium, Chrom, Quecksilber, Zink und Eisen die höchsten Konzentrationen auftraten. Die aus diesem Rahmen fallenden höheren Gehalte von Blei und Kupfer im März 1988 sind schwer erklärbar. Möglicherweise spielt hier die Nähe zum Fahrweg (ca. 80 Meter) eine Rolle, da - wie für Schwermetallgehalte einzelner Pflanzen an Probenstelle 41 nachgewiesen (Kap. 4.1.2.3) - die Staubverlagerung durch Kraftfahrzeuge im Umfeld unbefestigter Wege zur meßbaren Erhöhung der Metallkonzentrationen beiträgt. Da der Schotterkörper des Fahrweges zahlreiche kupferhaltige Substrate enthält, scheint dies eine der Ursachen wechselnder Elementkonzentrationen in den Meßtöpfen zu sein.

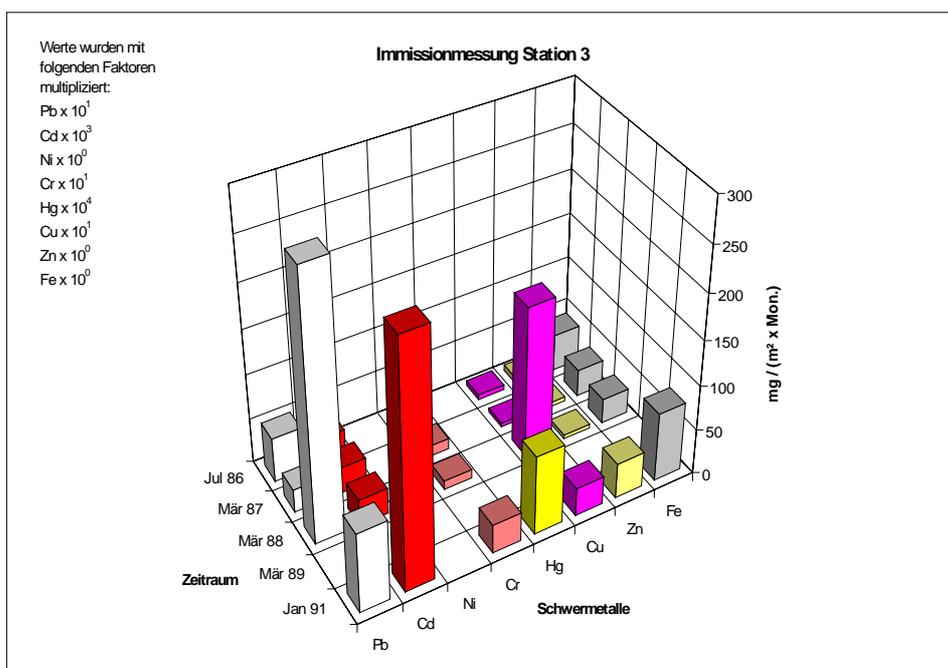
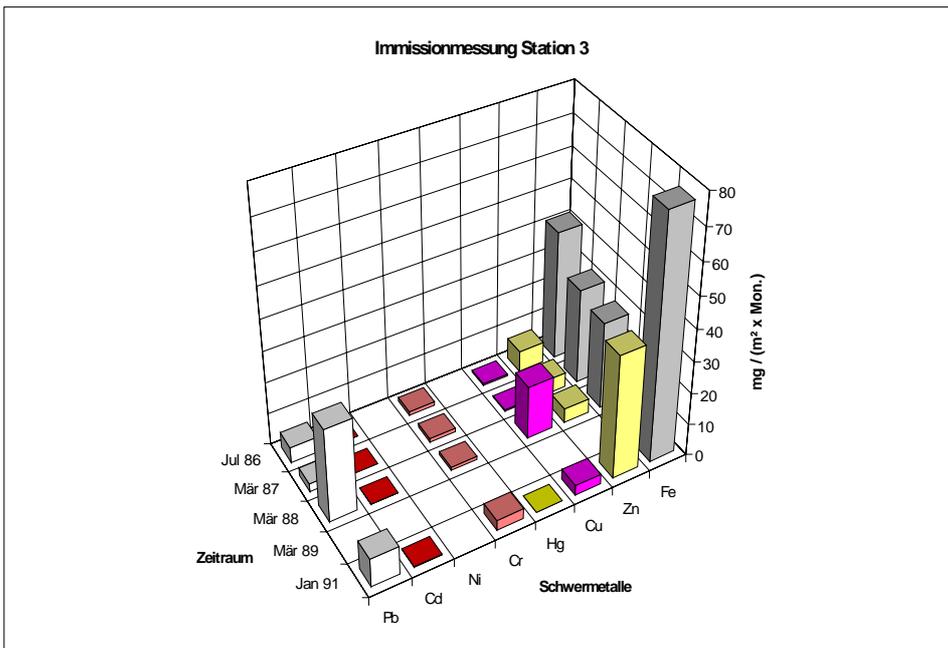
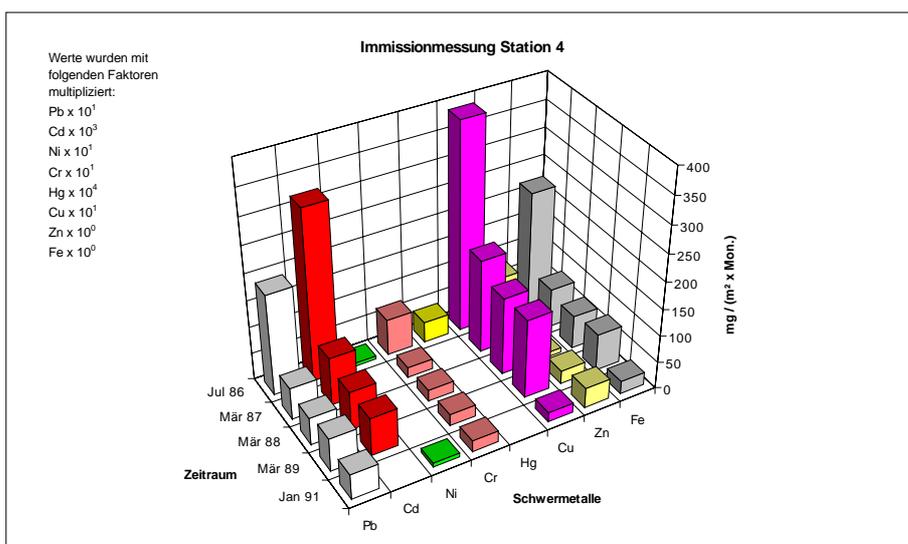
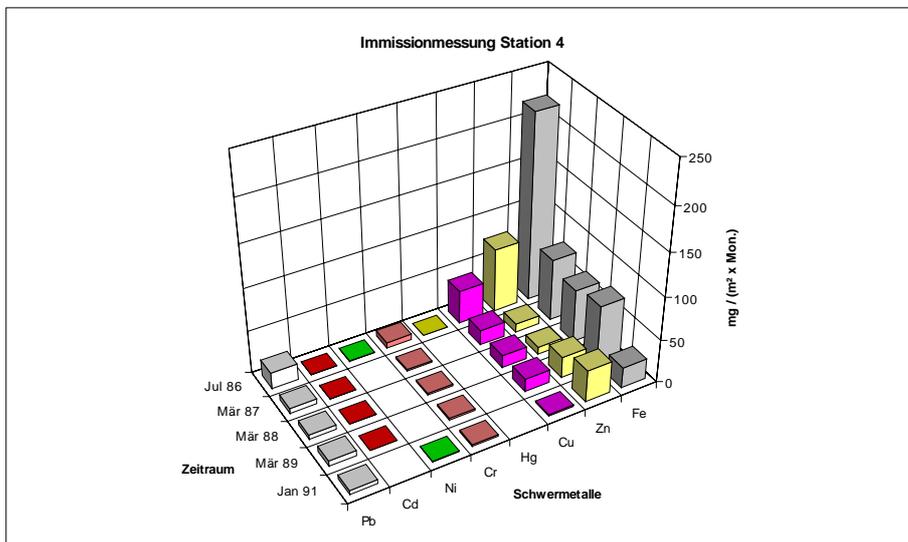


Abb. 6.2.7/3: Immissionswerte der Station 3 zwischen Juli 1986 und Januar 1991

**Station 4** wurde in einer Macchien-Lichtung auf einer kleinen Verebnung oberhalb der aufgelassenen Grube von Sa Duchessa errichtet. An diesem geschützt liegenden Standort erreichen die Konzentrationen aller Elemente zu fast allen Zeitpunkten die bisher höchsten Werte. Dies ist auf den ersten Blick nicht einsichtig, läßt sich jedoch mit einer naheliegenden, unbewachsenen Bergbauhalde in Zusammenhang bringen.

Wie Abbildung 6.2.7/4 zeigt, dominieren an diesem Standort eindeutig die Juliwerte gegenüber den Konzentrationen zu den anderen Meßzeitpunkten. Auch dies ist vor allem auf den Überschuß an schwermetallreichen Feinsubstraten in der Umgebung zurückzuführen. Diese scheinen unter den sommerlichen Windverhältnissen - trotz der „Schutzlage“ - bis zur Station verlagert zu werden.

Entgegen den bisherigen Meßstellen liegen hier jedoch die Januarwerte von 1991 erstmals niedriger als zu den anderen Zeiträumen. Da davon ausgegangen werden muß, daß keine extremen Unterschiede der großräumigen Strömungsverhältnisse im Einzugsgebiet existieren, läßt sich dies nur mit lokalen Differenzierungen der Windfelder erklären. Hierbei scheint die „Schutzlage“ der Lichtung inmitten einer allseits geschlossenen Macchie eine wichtige Rolle zu spielen. Dadurch werden oberflächenparallel wehende Winde gebremst, windschwache Verhältnisse an der Meßstation induziert und Windverwehungen minimiert.



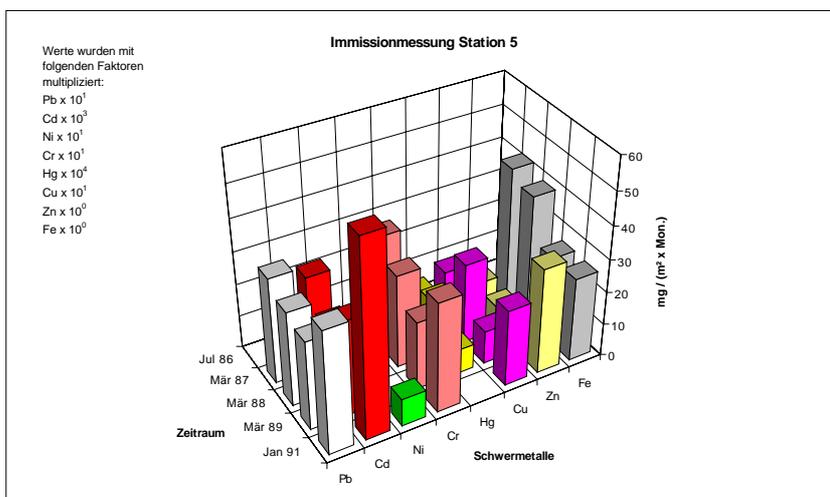
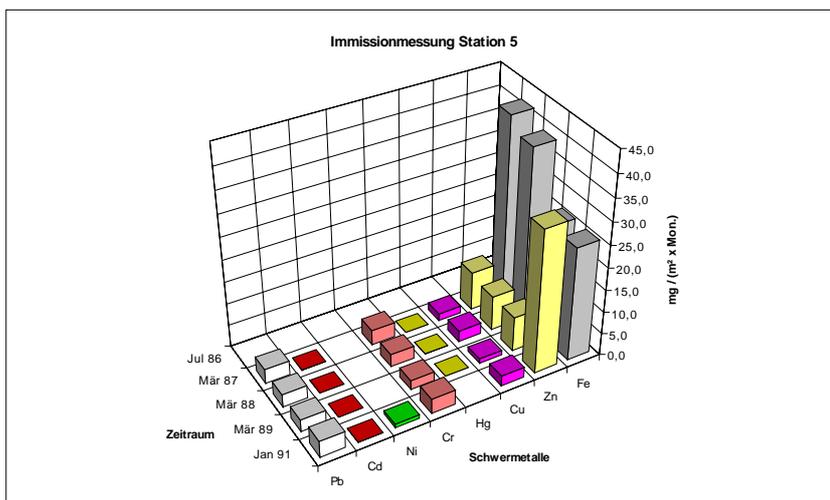
**Abb. 6.2.7/4:** Immissionswerte der Station 4 zwischen Juli 1986 und Januar 1991

An **Station 5** erreichen die Januarwerte von 1991 wieder größere Konzentrationen als die Märzwerte der vorangegangenen drei Jahre (Abb. 6.2.7/5). Dies gilt allerdings nicht für Eisen und Quecksilber, die vor allem im März 1987 und 1988 Maxima erreichen.

Auch hier läßt sich die spezielle Entwicklung der Elementgehalte zu den verschiedenen Zeitpunkten mit der Lage der Meßstation in Zusammenhang bringen. Dabei wurden die Meßtöpfe unterhalb eines Fahrweges im Umfeld der aufgelassenen Bergwerksbauten von Sa Duchessa errichtet. Diese Stelle befand sich auf der Talsohle und war - vor allem aus Schutzgründen - in ein durch *Smilax aspera* verfilztes *Pistazia lentiscus*-Gestrüpp gelegt worden. Die Öffnungen der Glasgefäße ragten jedoch über das Buschwerk hinaus.

Die Höhe der Elementkonzentrationen macht deutlich, daß hier nach wie vor Einträge aus den schwermetallbelasteten Substraten der näheren Umgebung vorliegen. Die höheren Januarwerte lassen sich auf die gleichen Ursachen zurückführen wie bei Station 1. Anthropogene Einflüsse können hier allerdings nicht ausgeschlossen werden, da die Umgebung vom Frühjahr bis zum Herbst vor allem an den Wochenenden als Rastplatz der Bevölkerung genutzt wird.

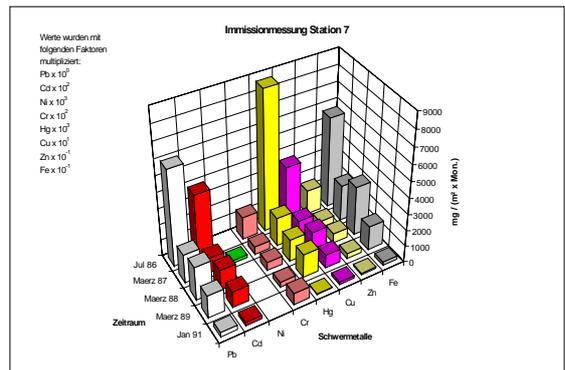
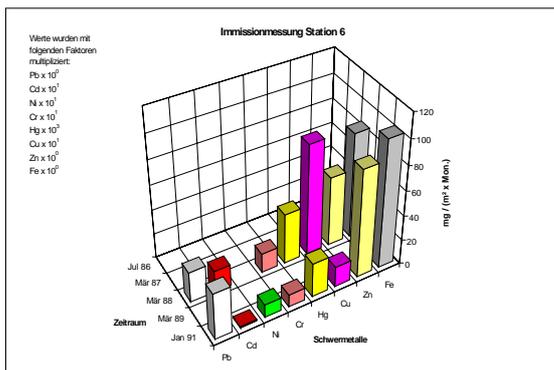
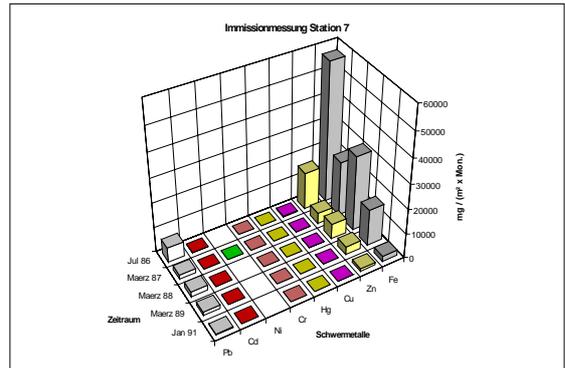
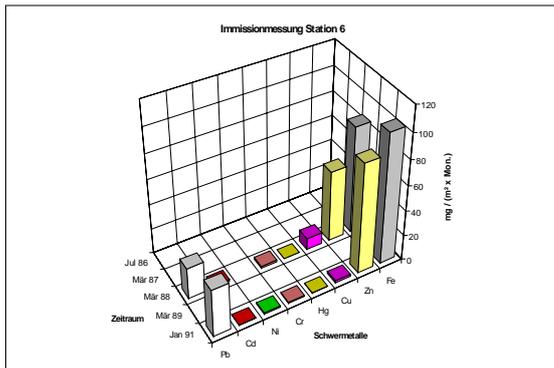
Wie die Immissionsuntersuchungen zeigen, wird dieses Umfeld ebenfalls durch einen hohen Anteil luftbürtiger Schadstoffe charakterisiert. Diese müssen auch hier größtenteils mit trockenen Depositionen in Zusammenhang gebracht werden. Da die Inhalation eine wichtige Rolle als Quelle der Schwermetallaufnahme beim Menschen spielt, ist die Nutzung dieses Standortes als Picknickplatz denkbar ungeeignet.



**Abb. 6.2.7/5:** Immissionswerte der Station 5 zwischen März 1987 und Januar 1991

Von der **Station 6** liegen nur für zwei Zeitpunkte Messungen vor (Abb. 6.2.7/6), da die Meßgefäße häufiger zerstört bzw. die Stäbe, an denen die Gefäße angebracht waren, gestohlen wurden. Daher läßt sich keine längerfristige Entwicklung darstellen. Es zeigt sich auch hier, daß - wie bei allen anderen Stationen auch - Eisen und Zink die höchsten Konzentrationen erreichten, gefolgt von Blei und Kupfer. Auch an dieser Station, die auf einer weitgehend busch- und baumfreien Verebnung in der Nähe der aufgelassenen Bauwerke im Konzessionsgebiet von Perda Niedda lag, sind die Januarwerte von 1991 höher als die Märzwerte von 1988. In der Konzentrationshöhe der Elemente spiegelt sich auch hier der Einfluß des Bergbaubesiedeltes wieder.

Gleiches gilt in weitaus stärkerem Maße für die **Immissionsstation 7** (Abb. 6.2.7/7), die als einzige direkt auf einem Haldenkörper<sup>59</sup> positioniert war.



**Abb. 6.2.7/6:** Immissionswerte der Station 6 zwischen März 1988 und Januar 1991

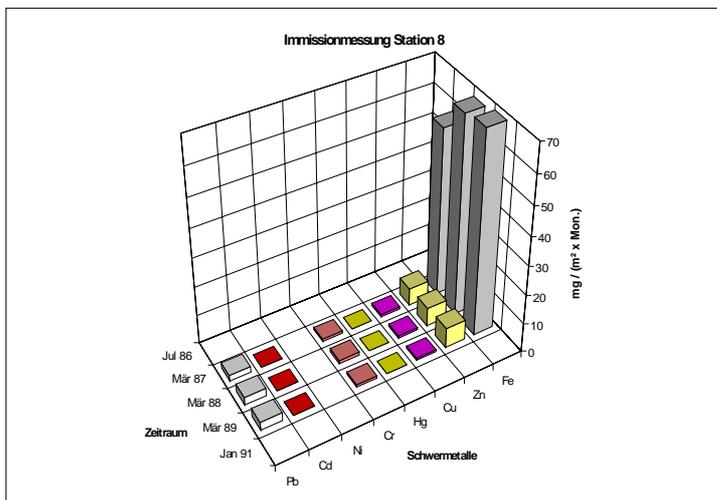
**Abb. 6.2.7/7:** Immissionswerte der Station 7 zwischen Juli 1986 und Januar 1991

Die Konzentrationen der einzelnen Elemente dieser Halde sind völlig atypisch für Immissionsmessungen, was nicht auf die stellenweise zu geringe Expositionsdauer der Bergerhoff-Gefäße (< 28 Tage), sondern auf direkten Staubeintrag - vor allem während der Sommermonate - zurückzuführen ist. So werden hier beispielsweise (Tab. 6.2.7/1, im Anhang) folgende Extremwerte erreicht: Chrom 453, Eisen 1.835.700, Kupfer 11.460, Zink 490.660, Cadmium 1.265, Quecksilber 281 und Blei 192.750 (alle Werte in  $\mu\text{g}/(\text{m}^2 \times \text{d})$ ). Dies zeigt, daß die Gehalte stellenweise um ein bis mehr als zwei Potenzen höher liegen als Maximalkonzentrationen in extrem industriell geprägten Zonen (Tab. 3.4/1).

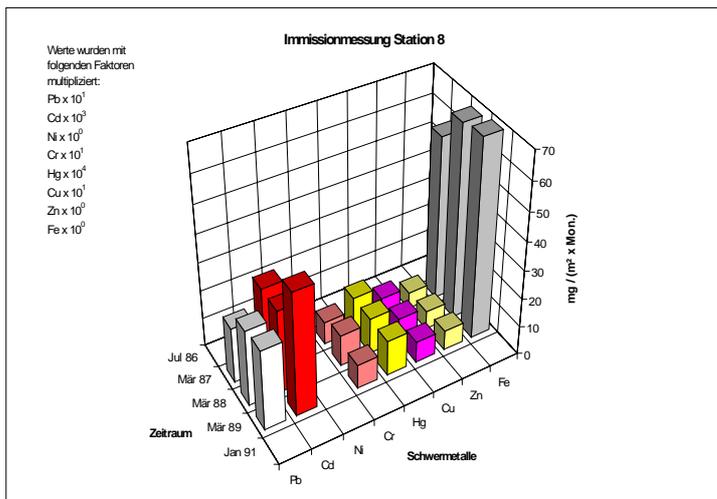
Diese Belastungen, die auch zu den anderen Meßzeitpunkten sehr hoch sind, bleiben - wie sich aus den Ergebnissen der anderen Stationen entnehmen läßt - in dieser Größenordnung weitgehend auf das enge Umfeld der Halden beschränkt. Dadurch scheint sich das latente Problempotential dieses extrem schwermetallbelasteten Einzugsgebietes zu minimieren. Berücksichtigt man jedoch spezielle Nutzungsschwerpunkte auf einzelnen Halden, so ergibt sich eine Steigerung von schwermetallinduzierten Konflikten. So wird beispielsweise die unterste Flotationshalde, die - wie die Bodenuntersuchungen gezeigt haben - über fast identische Schwermetallspektren wie an Immissions-

<sup>59</sup> Diese Station befand sich am obersten Haldenrand der auf einen Steilhang gekippten Flotationshalde von Baraxiutta.

station 7 verfügt, als Motocross- und Geländeübungsplatz für Motorräder (Foto 6.2.7/1 und 6.2.7/2, im Anhang) genutzt. Dadurch werden Substrate, die nach den gesetzlichen Rahmenbedingungen der meisten Länder (Tab. 3.1.2/1 bis 3.1.2/2) in speziellen Deponien gelagert werden müßten, nicht nur durch natürliche Prozesse verwirbelt und umverteilt, sondern auch in viel stärkerem Maße durch Sportveranstaltungen. Dabei ist die inhalative Aufnahme der kontaminierten Stäube von Sportlern und Zuschauern nicht auszuschließen. Daran möglicherweise geknüpfte gesundheitliche Probleme wurden bisher nicht untersucht.



**Meßstation 8** lag im Tal des Riu Salixi Nieddu (Seitental des Riu Siuru) unterhalb des 517 m hohen Punta Genna Piras auf einem nach Norden exponierten Hang in der Nähe einer aufgelassenen Grube. Wie auch bei den Stationen 5 und 6 wurde auch an dieser Stelle die Station im Juli 1986 zerstört. Darüber hinaus mußten die Proben vom Januar 1991 wegen Vogelkotverschmutzungen verworfen werden. Die Meßergebnisse der anderen Zeitpunkte (März 1987 bis März 1989) zeigt Abbildung 6.2.7/8.



**Abb. 6.2.7/8:** Immissionswerte der Station 8 zwischen März 1987 und März 1989

Wie sich aus der Abbildung entnehmen läßt, liegen die Werte der einzelnen Schwermetalle zu allen Zeitpunkten nahe beieinander. Auch hier ist die gleiche Reihenfolge der Elementkonzentrationen zu finden wie im übrigen Einzugsgebiet (Eisen > Zink > Blei > Kupfer).

Bezogen auf einen Vergleich der Stationen untereinander, ist dies die Station mit den geringsten Konzentrationshöhen der meisten Elemente. Dies ist nicht verwunderlich, da hier - wie bei den Schwermetallgehalten der Böden (Kap. 6.2.1.1), bei der Diskussion der Wasser- (Kap. 6.2.2), der Sediment- (Kap. 6.2.3) und der Pflanzenproben (Kap. 6.2.6) bereits festgestellt - ein enger Bezug zu den Naturraumstrukturen besteht.

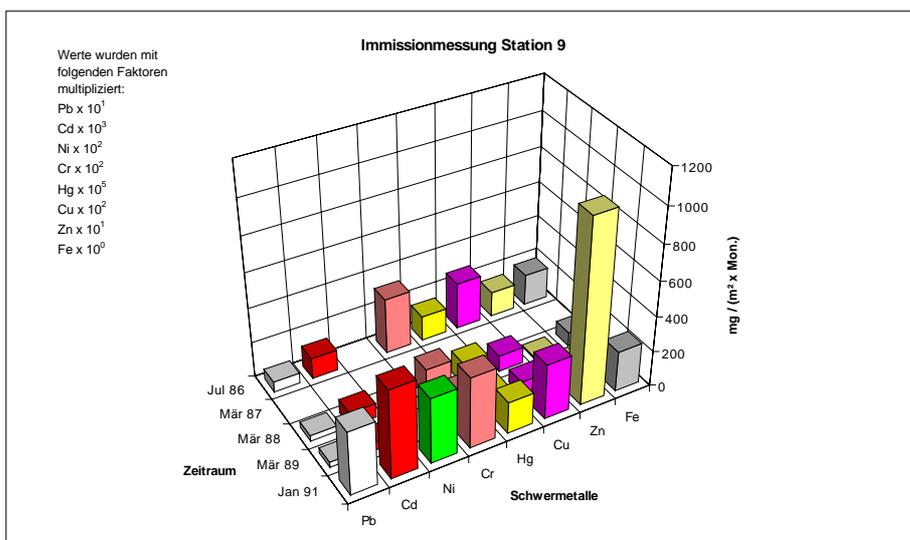
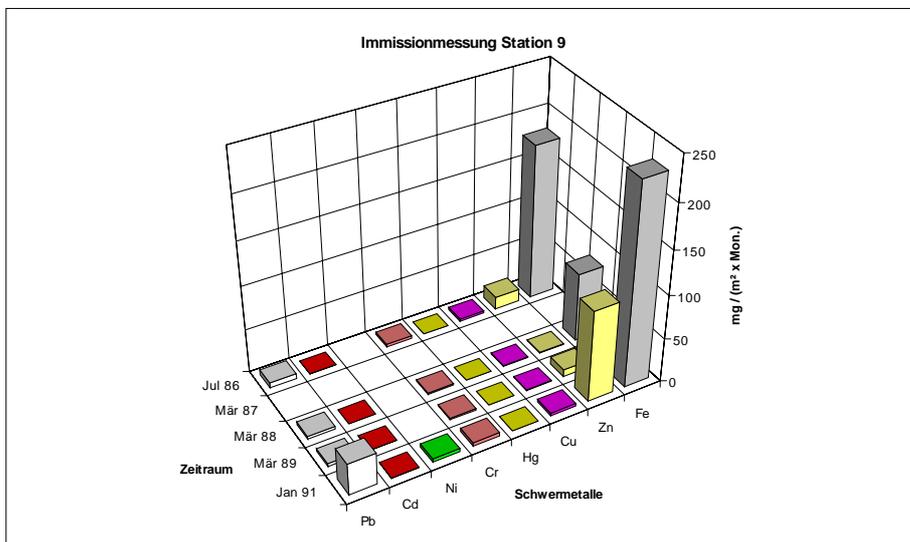
Letztere werden in diesem Einzugsgebietsabschnitt von geologischer Seite durch das Fehlen oberflächennaher erzführender Serien charakterisiert. Daraus resultiert eine sehr starke Reduktion der Schwermetallbereitstellung und somit ein Zurücktreten der Schwermetallkonzentrationen in allen Teilgliedern der Geoökosysteme.

Dennoch zeigt sich der Einfluß der stärker belasteten Teileinzugsgebiete trotz der geringen Elementkonzentrationen auch hier. Dies sieht man vor allem daran, daß die Schwermetallgehalte über denen liegen, die LOHMANN, E. (1990) für abgelegene oder ländliche Teile der EG-Staaten angibt (Tab. 7.2.2/1). Stellenweise erreichen die Elementkonzentrationen sogar Größenordnungen, die denen industriell geprägter Zonen entsprechen bzw. diese sogar übersteigen.

Ebenfalls in diesem Teileinzugsgebiet lag **Station 9**, die am Einlauf des Riu Siuru in das in diesem Tal errichtete Staubecken (PAZZAGLIA, L., 1986; HARRES, H.P. et al., 1987) aufgebaut worden war. An dieser Stelle überzieht die Hänge eine dichte niedere Macchie mit *Pistazia lentiscus*, *Phillyrea latifolia*, *Phillyrea angustifolia*, *Arbutus unedo*, *Erica arborea*, *Juniperus oxycedrus*, *Myrtus communis*, *Calycotome spinosa*, *Genista corsica* und *Rhamnus alaternus*. Die Talsohlen dieser Zone sind durch mächtige Schotterpakete mit geringen Feinsubstratanteilen weitgehend plombiert.

Diese beiden Sachverhalte tragen dazu bei, daß eine weitaus geringere Bereitstellungsmöglichkeit für einen Staubtransport gegeben ist als in den anderen Einzugsgebietsabschnitten. Daher müssen die gegenüber Station 8 wesentlich höheren Schwermetallgehalte (Tab. 6.2.7/1 und Abb. 6.2.7/9) überwiegend mit einem Transport aus den zentralen Teilen des Arbeitsgebietes in Verbindung gebracht werden.

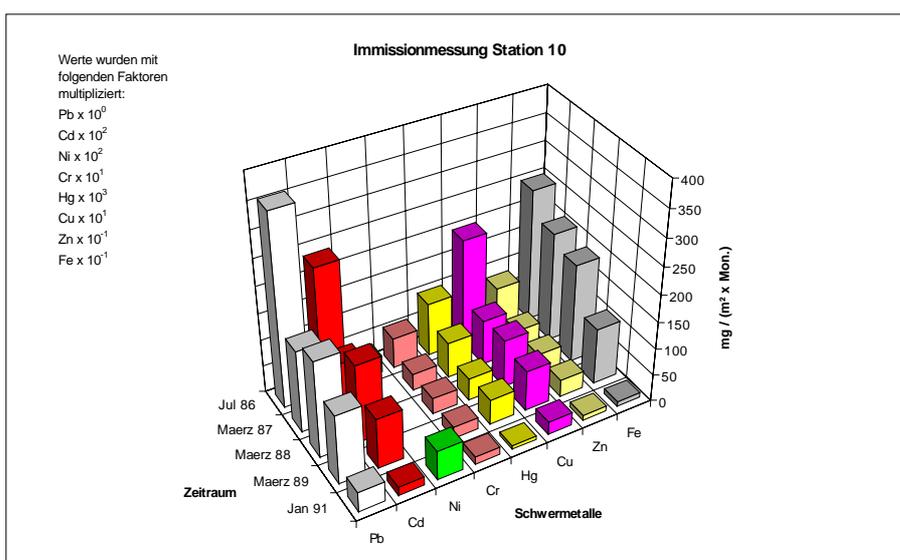
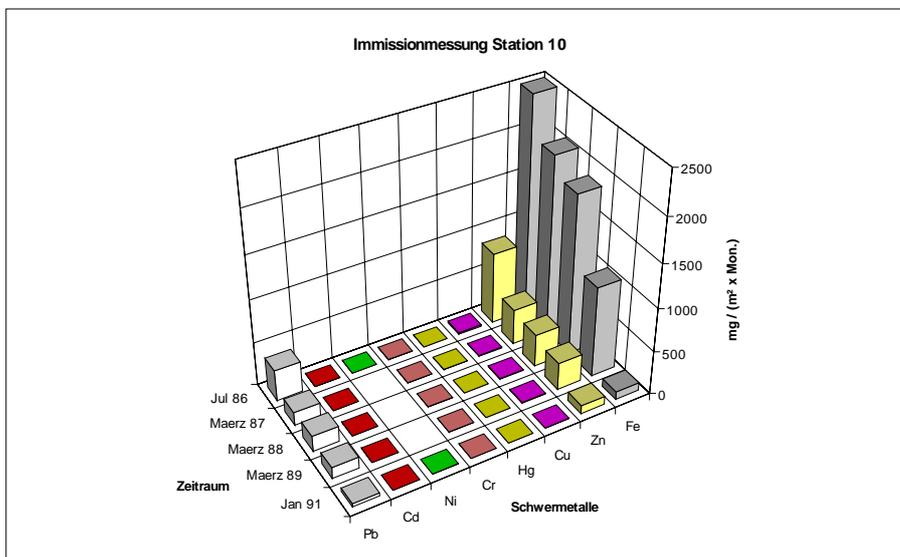
Wie Abbildung 6.2.7/9 zeigt, gelten auch hier die gleichen Gesetzmäßigkeiten wie bei den meisten anderen Stationen (Märzwerte deutlich niedriger als Juliwerte, Januarwerte von 1991 am höchsten, identische Reihenfolge der Elementkonzentrationen).



**Abb. 6.2.7/9:** Immissionswerte der Station 9 zwischen Juli 1986 und Januar 1991

**Station 10** wurde nordöstlich der untersten Halde (Diga su Fangu), ca. 200 m vom Haldenkörper entfernt, installiert. Sie belegt nachdrücklich durch die Konzentrationshöhe der Elemente (Abb. 6.2.7/10) die Bedeutung der Feinsubstrathalden für den Windtransport und somit auch für erosive Umverteilung der Schwermetalle. Allerdings wird - vor allem bei einem direkten Vergleich mit der auf einem Haldenkörper positionierten Station (Station 7) - deutlich, daß die Konzentrationshöhen mit wachsender Entfernung von den wesentlichen Belastungsquellen sehr rasch abnehmen. Daraus folgt, daß der Nahtransport gegenüber dem Ferntransport bei weitem dominiert.

Auffällig sind an dieser Station auch die „relativ“ niedrigen Schwermetallgehalte im Januar 1991. Dies ließe sich damit in Zusammenhang bringen, daß eine „Nutzung“ dieser Halde als Motocross- Gelände im Januar wegen der für Sarden unwirtlichen Temperaturen unterbleibt, während sie zu den anderen Zeiträumen existierte. Da jedoch auch die Stationen 4 (Macchienlichtung) und 7 (auf einem Haldenkörper) eine gleiche zeitliche Entwicklung zeigten, muß von einer natürlichen Ursache für diesen Sachverhalt ausgegangen werden. Bei Station 4 ließ sich dabei die geschützte Lage anführen. Dies gilt jedoch nicht für die beiden Haldenstationen. Ob und in welchem Maße hier klimatische Parameter eine Rolle spielen oder saisonale Oberflächenverkrustungen auftreten, kann nicht beantwortet werden, so daß eine Erklärung offen bleiben muß.



**Abb. 6.2.7/10:** Immissionswerte der Station 10 zwischen Juli 1986 und Januar 1991

Vergleicht man elementbezogen die Stationen untereinander (Abb. 6.2.7/11 bis 6.2.7/14), so wird deutlich, daß:

- bei **Chrom** (Abb. 6.2.7/11, S. 219), wie auch bei den meisten anderen Elementen, die Haldenstation 7 ein Extremstandort darstellt. Dieser überprägt die anderen Meßpunkte so stark, daß häufig (s. die obere Hälfte der Eisendiagramme in Abb. 6.2.7/11) alle übrigen Stationen nur noch als sehr flache Säulen erscheinen. Untergeordnet gilt dies auch für Station 10, dort allerdings nur für die Elemente Fe, Zn, Cd, Hg und Pb.  
Um die Elementkonzentrationen an den anderen Immissionsstationen dennoch deutlich zu machen, wurden im unteren Abschnitt der Abbildungen Meßstelle 7 bzw. Meßstelle 7 und 10 nicht dargestellt.  
Bei Chrom schwanken die Konzentrationsspannen an Station 7 zwischen 3,19 und 14,05 mg/(m<sup>2</sup> x Mon.), während die Extremwerte aller anderen Stationen zwischen 0,80 und 6,79 mg/(m<sup>2</sup> x Mon.) liegen. Obwohl sich auch darin eine deutliche Differenzierung zeigt, läßt die Abbildung 6.2.7/11 - mit Ausnahme weniger Standorte und Zeitabschnitte - jedoch eine annähernd ähnliche Größenordnungen der Konzentrationen erkennen. Dies zeigt, daß im Einzugsgebiet eine mehr oder weniger homogene Verteilung dieses Elementes innerhalb der Stationen und Meßzeiträume existiert. Dies korrespondiert mit den Ergebnissen der Bodenuntersuchungen.
- bei **Eisen** extrem ungleiche Konzentrationshöhen zu finden sind. Dies gilt sowohl für die verschiedenen Stationen (Abb. 6.2.7/11, obere Abbildungshälfte) als auch für die unterschiedlichen Meßzeitpunkte an einzelnen Stationen (untere Abbildungshälfte). Während die Märzwerte i.d.R. von den Juli- und/oder den Januarwerten übertroffen werden (Stationen 1, 3, 4, 6, 7, 9 und 10), findet sich über den ganzen Meßzeitraum lediglich in der im Steineichenwald gelegenen Station 2 eine weitgehende Gleichverteilung. Die Ursachen dieser Unterschiede wurden bereits oben angesprochen. Auf die Zusammenhänge zwischen den Eisengehalten der Immissionsproben und der Böden geht Kap. 7.2.2 ein.
- bei **Nickel** (Abb. 6.2.7/12, S. 219) in den Frühjahrsmonaten lediglich an Station 7 (März 1987) nachweisbare Konzentrationen gemessen werden konnten, während dieses Element im Juli 1986 und im Januar 1991 - also zu den Zeiträumen stärkerer Windbewegungen - an zahlreichen Standorten nachweisbar war. Der nur einmal auftretende hohe Wert an Station 9 mit 3,7 mg/(m<sup>2</sup> x Mon.) muß als Ausreißer betrachtet werden, zumal er an einer Station mit geringerem Belastungshintergrund auftrat.
- bei **Kupfer** (Abb. 6.2.7/12, S. 219) sowohl eine räumliche als auch zeitliche Differenzierung der Immissionen im Arbeitsgebiet feststellbar ist. So erreicht auch bei diesem Element Station 7 bis auf den Januar 1991 die höchsten Gehalte aller Meßstellen. Von der Konzentrationshöhe her sind Station 4 (Juli 1986 bis März 1989), Station 3 (März 1988) und Station 10 (Juli 1986 bis März 1989) ebenfalls hoch belastet. Bei der letzteren ist dies auf die Nähe zu einer Flotationshalde zurückzuführen, während bei den beiden anderen einerseits die geologisch-mineralogischen Rahmenbedingungen (ausbeißende Kupfererze im Umfeld) und andererseits die Aufwirbelung der mit kupferhaltigen Schotter bedeckten Fahrwege als Verursacher in Frage kommen.  
Zeitlich gesehen heben sich vor allem zwei Zeitabschnitte bei den Konzentrationshöhen der einzelnen Standorte heraus. So dominieren an den weitgehend offen positionierten Meßstationen 4, 7 und 10 die Kupferkonzentrationen im Juli, während - auf einem weit niedrigeren Niveau - die Januarwerte der Stationen 1, 2 und 9 deutlich über den Werten der übrigen Station liegen.
- auch bei **Zink** (Abb. 6.2.7/13, S. 220) die Meßstellen an (oder im Umfeld) der Halden Extremwerte (vor allem im Sommer) erreichen. Grundlegend finden sich auch hier neben einer ähnlichen zeitlichen Polarisierung (Juli- oder Januarwerte höher als Märzwerte) auch weitgehend identische räumliche Differenzierungen (höhere Belastungen an den Stationen 1, 4, 6 und 9).
- bei **Cadmium** neben den Stationen 7 und 10 (Abb. 6.2.7/13, obere Abbildungshälfte) auch Meßstelle 6 (untere Abbildungshälfte) über sehr hohe Konzentrationen verfügt. Im Gegensatz dazu weisen nur Station 3 (Januar 1991), Station 4 (Juli 1986) und Station 9 (Juli 1986 und Januar 1991) über dem Durchschnitt liegende Werte auf. Dieser liegt zwischen 0,017 und 0,089 mg/(m<sup>2</sup> x Mon.).

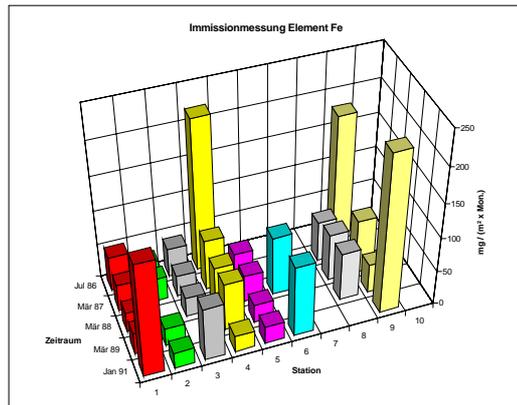
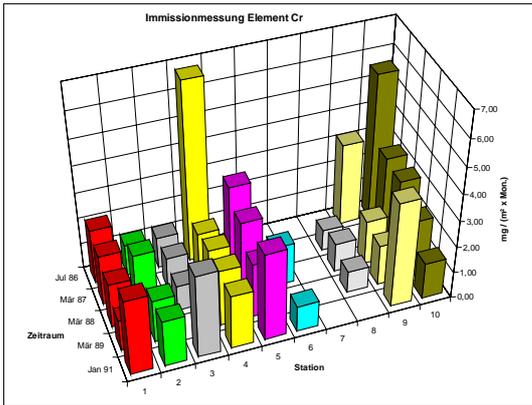
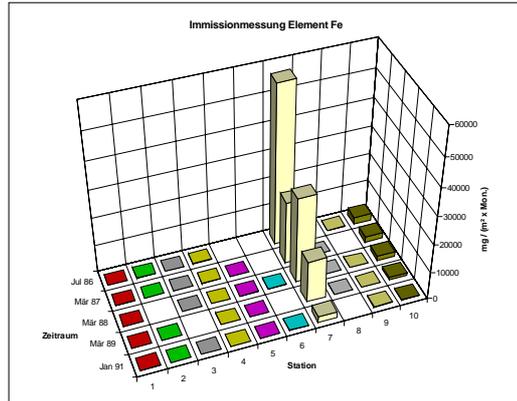
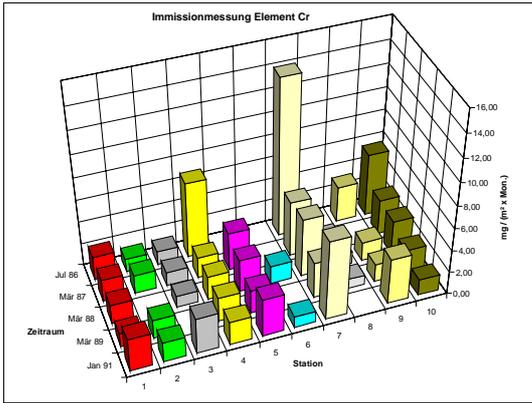


Abb. 6.2.7/11: Vergleich der Chrom- und Eisengehalte aller Immissionsstationen zwischen Juli 1986 und Januar 1991

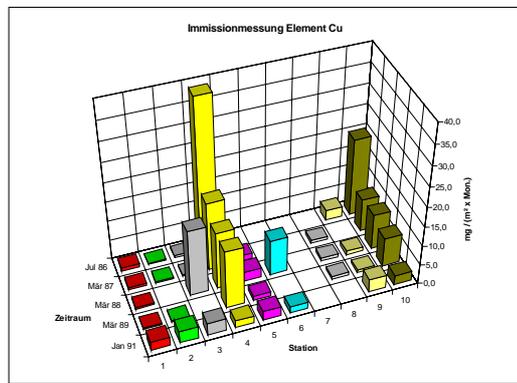
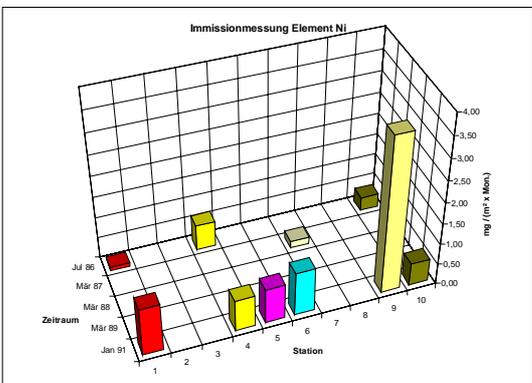
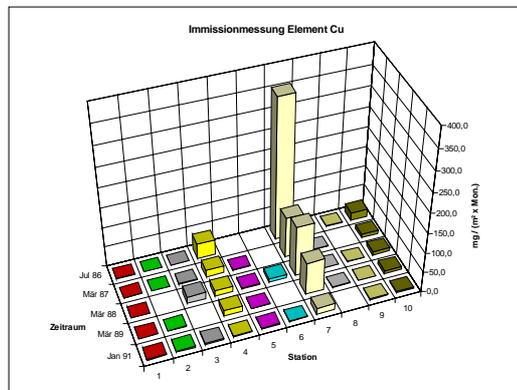
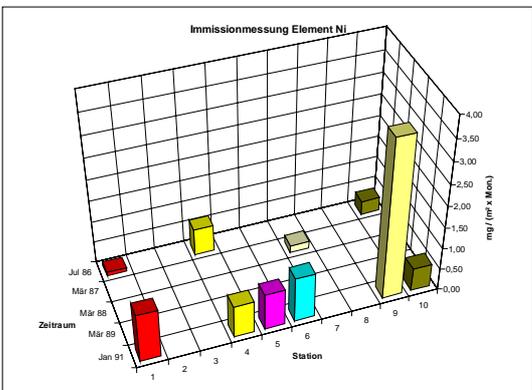
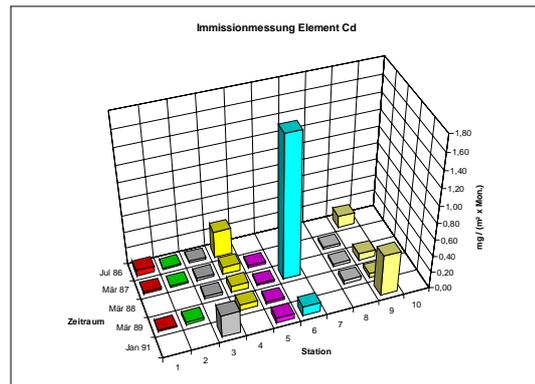
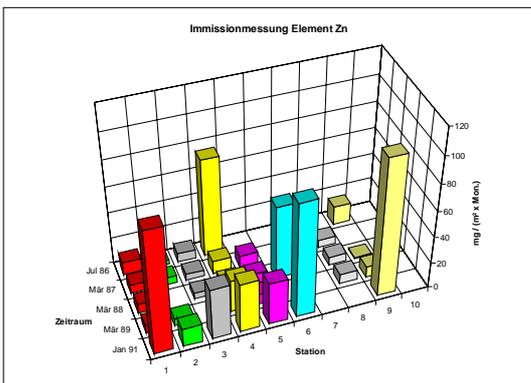
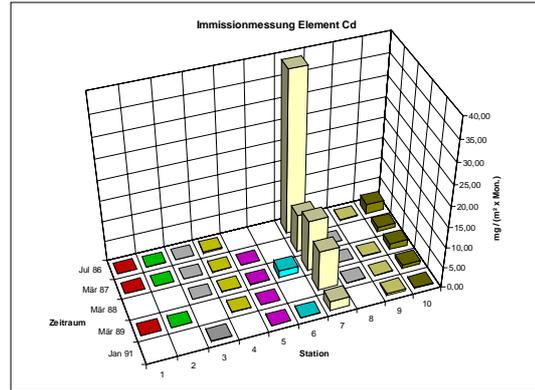
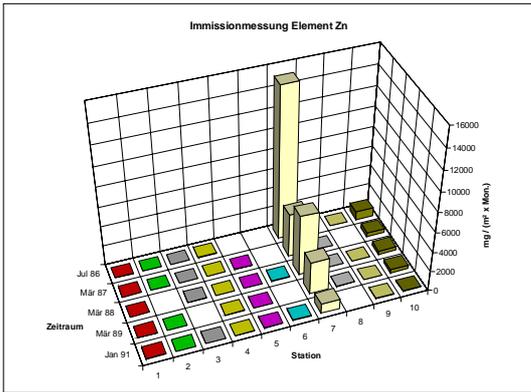
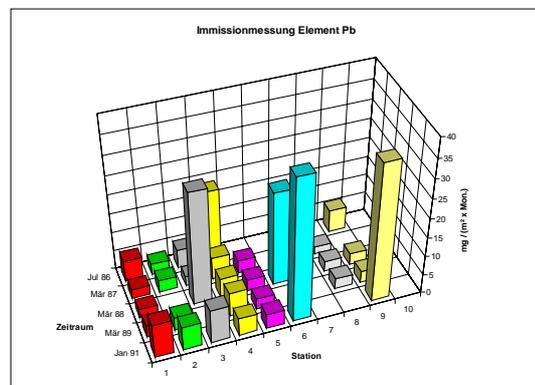
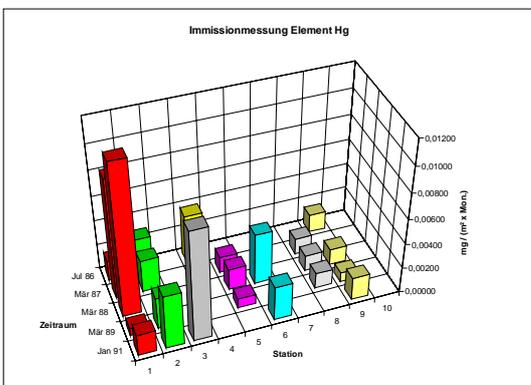
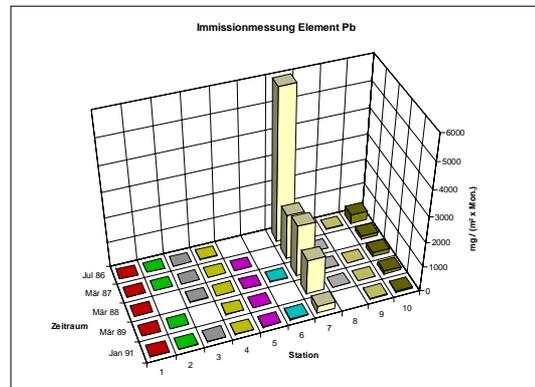
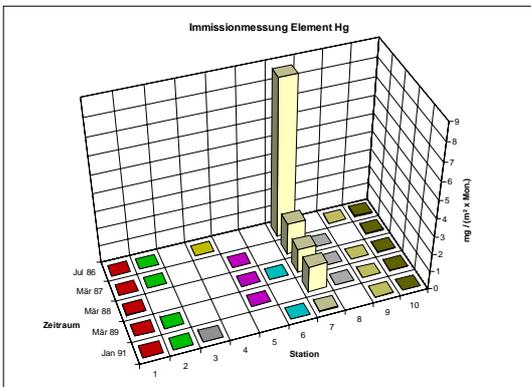


Abb. 6.2.7/12: Vergleich der Nickel- und Kupfergehalte aller Immissionsstationen zwischen Juli 1986 und Januar 1991



**Abb. 6.2.7/13:** Vergleich der Zink- und Cadmiumgehalte aller Immissionsstationen zwischen Juli 1986 und Januar 1991



**Abb. 6.2.7/14:** Vergleich der Quecksilber- und Blei-gehalte aller Immissionsstationen zwischen Juli 1986 und Januar 1991

- bei **Quecksilber** (Abb. 6.2.7/14, S. 220) die Variation in den Konzentrationshöhen auch außerhalb der Haldenstandorte extrem hoch ist. So wurden im Umfeld der Halden Quecksilbergehalte zwischen 0,209 und 281  $\mu\text{g}/(\text{m}^2 \times \text{Tag})$  oder entsprechend 0,0065 und 8,712  $\text{mg}/(\text{m}^2 \times \text{Mon.})$  gemessen. Bezogen auf die geringe Anzahl publizierter Quecksilber-Immissionsmessungen (Tab. 7.2.2/1) liegen bereits hier die meisten Werte deutlich höher als die Maxima städtischer Regionen der EG-Staaten. Dies gilt - in untergeordneter Größenordnung - auch für die Meßwerte der anderen Stationen, die zwischen nn und 1,312  $\mu\text{g}/(\text{m}^2 \times \text{Tag})$  bzw. nn und 0,0407  $\text{mg}/(\text{m}^2 \times \text{Mon.})$  schwanken. Als besonders hoch belastete Meßstationen zeichnen sich dabei (neben den Haldenstationen) vor allem die Standorte 6, 1 und 3 aus.
- **Blei** (Abb. 6.2.7/14, S. 220) - mit wenigen Ausnahmen - räumliche und zeitliche Verteilungsbilder besitzt, die weitgehend denen von Zink entsprechen. Diese Ähnlichkeit zwischen Zink und Blei ist bei den Immissionsstationen stärker ausgebildet, als zwischen Zink und Cadmium.

**Insgesamt** zeigen die Ergebnisse aller Stationen, daß:

- im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa der Schwermetalleintrag über den Luftpfad sehr hoch ist.
- ein niederschlagsstrukturbedingter Anstieg einzelner Elementkonzentrationen mit den Höhenstufen nicht nachweisbar ist.
- zu den meisten Meßzeitpunkten die Maxima meist in der Nähe der zentralen Halden liegen.
- je nach Standortbedingungen eine unterschiedlich breite Spanne von Immissionseinträgen existiert.
- die Elemente sowohl untereinander als auch an den einzelnen Stationen zu den verschiedenen Meßzeitpunkten sehr stark variieren.
- insgesamt die Eisen- und Zinkwerte vor Blei und Kupfer dominieren.
- häufig im Juli 1986 Extremgehalte erreicht werden. Dies wird mit konvektiven Windbewegungen im Sommer in Verbindung gebracht, die zu starken vertikalen Staubverlagerungen führen und vor allem in weitgehend offenem Gelände entsprechend hohe Immissionseinträge bewirken.
- die meisten Märzwerten niedrigere Schwermetallkonzentrationen aufweisen als die Juli- und Januarwerte (1991). Dies wird zum einen auf erhöhte Abwaschraten durch Niederschläge und bei den höheren Januarwerten auf stärkere Windbewegungen während einer fast 14 tägigen Trockenphase mit starkem Staubtransport zurückgeführt. Diese Unterschiede belegen die Bedeutung trockener Depositionen als Hauptverursacher der Immissionen.
- eine weitgehende Gleichverteilung der Elementkonzentrationen über verschiedene Zeitpunkte hinweg nur in einem dichten Steineichenwald gegeben ist.
- die Höhe der Schwermetallgehalte an diesem Standort jedoch deutlich macht, daß hier auch Waldgebiete mit weitgehend geschlossenem Kronendach sowie großer Distanz zu direkten Kontaminationsquellen (Halden, unbefestigte Fahrwege etc.) von Einträgen aus dem Bergbaugebiet betroffen sind.
- sich die Nähe zu Fahrwegen in der Höhe der Immissionseinträge widerspiegelt.
- die Extremgehalte im Umfeld der Halden als gravierendes Problempotential dieses Raumes betrachtet werden müssen, da diese Bereiche als Motocross- und Geländeübungsplatz für Motorräder genutzt werden. Dadurch ist eine gesundheitsschädigende inhalative Aufnahme der sehr hoch mit Schwermetallen kontaminierten Stäube nicht auszuschließen.
- bei einem Vergleich der Stationen untereinander ein enger Bezug zu den Naturraumstrukturen deutlich wird. Dies läßt sich an der regelhaften Konzentrationsabnahme mit steigender Entfernung von den zentralen Kontaminationsquellen erkennen.
- der Nahtransport von Stäuben gegenüber dem Ferntransport bei weitem dominiert.
- die Haldenstation 7 als Extremstandort die anderen Meßpunkte absolut überprägt.
- bei Chrom eine annähernd ähnliche Größenordnung der Konzentrationen im gesamten Einzugsgebiet erkennbar ist.
- bei Eisen, Kupfer; Zink und Quecksilber sehr starke Konzentrationsunterschiede sowohl an den Stationen als auch zu den Meßzeitpunkten auftreten.
- sich bei zahlreichen Elementen ähnliche zeitliche Polarisierungen und weitgehend identische räumliche Differenzierungen ergeben.
- bei Blei räumliche und zeitliche Verteilungsbilder vorkommen, die weitgehend denen von Zink entsprechen.
- die Ähnlichkeit in den Verteilungsmustern von Zink und Blei stärker ausgeprägt ist als von Zink und Cadmium.

## 6.2.8 Lebensmittelproben

Wie in Kap. 4.2.5 aufgeführt wurden im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa produzierte Pecorinoproben untersucht. Die Ergebnisse zeigt Tabelle 6.2.8/1.

Tab. 6.2.8/1: Untersuchungen von Pecorinoproben aus dem Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa

Riu sa Duchessa: Untersuchungen von Pecorinoproben									
Datum	Probe	Schwermetallgehalte in mg/kg TG							
		Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb
März 87	Rinde	nn	426	nn	9,3	55	nn	nn	8,1
	Käse	nn	5,4	nn	2,7	47	nn	nn	1,7
März 88	Rinde	1,1	296	nn	6,8	51	nn	0,18	7,4
	Käse	0,5	6,1	nn	2,4	38	nn	nn	1,5
März 89	Rinde	0,8	343	nn	7,5	46	0,13	0,12	6,0
	Käse	0,5	4,8	nn	2,1	40	nn	nn	1,1

Die vom BUNDESGESUNDHEITSAMT (1996) im Bundesgesundheitsblatt herausgegebenen Richtwerte für Schadstoffe in Lebensmittel betragen bei Hartkäse für Cd 0,05 mg/kg, für Hg 0,01 mg/kg und für Pb 0,5 mg/kg. Da diese Werte auf das Frischgewicht bezogen sind, liegen alle oben angegebenen Werte deutlich unter diesen Vorgaben. Daher ist davon auszugehen, daß die Pecorinoproben aus dem hochkontaminierten Einzugsgebiet der Bergbauregion keine Schwermetallbelastungen aufweisen. Somit führt die Beweidung immissionsbelasteter Pflanzen zu keiner Schwermetallanreicherung bei der Käseherstellung.

Die deutlich höheren Elementkonzentrationen der Käserinden werden einerseits auf Raucheinwirkungen (offene Feuerstelle in der Wohn-, Produktions- und Käselagerstätte) und andererseits auf das regelmäßige Abreiben der Käselaipe mit einem Lappen, der in sehr trübem Wasser aufbewahrt wird, zurückgeführt.

## 6.2.9 Zusammenfassung

Wie auch im zusammenfassenden Kapitel der Untersuchungen von Pixinamanna (Kap. 6.1.6) werden auch hier nur die über die Zwischenzusammenfassungen am Ende der einzelnen Unterabschnitte hinausgehenden Grundtendenzen angesprochen.

Bei den **Böden** zeigt sich der Einfluß der anthropogen ausgelösten Erosion. Daher dominieren einerseits erosiv gekappte Bodentypen neben akkumulativ überschütteten Profilen. Hinweise auf ursprüngliche Bodengesellschaften finden sich nur an abtragungsgeschützten Stellen oder unter jungen Überdeckungen. Sie belegen die weite Verbreitung von mediterranen Braunerden, Lockerbraunerden und einer pedogen überprägten Terra rossa.

Das Profilbild dieser Bodentypen steht in engem Zusammenhang zum Relief. So sind die Böden auf dem am höchsten gelegenen "Verebnungsniveau" am tiefgründigsten und intensivsten verbraunt. Sie besitzen daher die mächtigsten Horizonte mit deutlich höheren Tonanteilen als Bodentypen tieferer Reliefeinheiten.

Während vor allem Sedimentations- und Verwitterungsbedingungen die Verteilungskurven der Kornspektren in den Bodenprofilen prägen, hängen deren stellenweise extrem hohe Schwermetallgehalte überwiegend von der Bergbautätigkeit ab. Dabei kommt dem geogenen Background eine weitaus geringere Rolle zu als dem Eintrag von kontaminierten Substraten. Diese finden sich verständlicherweise überwiegend in den Akkumulationszonen. In diesen erreichen u.a. die Problemelemente Cadmium, Quecksilber und Blei solche Konzentrationshöhen, daß eine Sanierung zahlreicher Flächen geboten erscheint.

Da hohe Schwermetallkonzentrationen meist in der gesamten Profiltiefe vorkommen, gestatten sie kaum einen Hinweis auf Umverteilungen durch bodeninterne Prozesse. Dies gilt sowohl für die Gesamtschwermetallgehalte als auch für die mit 1n Ammoniumnitratlösung extrahierten Elementanteile, obwohl letztere ebenfalls einen starken Bezug zum Bergbau, zur Geologie und zum Alter der einzelnen Böden erkennen lassen und ihre höchsten Konzentrationen in den Ah-Horizonten besitzen.

Sedimenteinspülungen aus den zahlreichen Kontaminationsquellen sind neben der Resuspendierung von Bachsedimenten die Ursache für die Schwermetallgehalte der **fließenden Welle** und der **Schwebstofffracht**. Als Quelle der Kontaminationen sind in erster Linie die Halden zu nennen. Dabei ist Größe und Dauer des jeweiligen Sedimenteintrages u.a. von der Haldenmorphologie und der Kompaktheit oberflächlicher Verkrustungen abhängig.

Im Gegensatz zu Pixnamanna ist sowohl der diskontinuierlichere Aufbau als auch die Entwicklung der Fließstrecken an die geologische Differenzierung des Raumes und somit vor allem an die Verkarstungszonen gebunden. Diese verhindern fast ständig ein durchgängiges Fließen über die gesamte Niederschlagsperiode. Daher sind hier in besonderem Maße neben einzelnen Spülstößen kurzfristige Gesamtabflüsse für den Schwermetallaustrag verantwortlich. Dabei werden Schwebstoffmengen bis in das Meer exportiert, deren Schwermetallkonzentrationen zu gravierenden Veränderungen mariner Ökosysteme beigetragen haben. Berechnungen zeigen, daß mehr als 1.600 t Suspensionsfracht sowie ökotoxische Stoffe von mehreren hundert bis mehreren tausend kg pro Tag aus dem Einzugsgebiet ausgetragen werden können.

Die bei Spitzenabflüssen ermittelbaren Austragsraten unterliegen beträchtlichen kurzfristigen Schwankungen. Sie erreichen extreme Größenordnungen bei den Elementkonzentrationen und sind ausschließlich an die Suspensionsfracht und somit an die jeweilige niederschlagsstrukturbedingte Fließsituation gebunden. Insgesamt ist eine mehrstündig anhaltende Hochwasserwelle in der Lage bei den untersuchten torrentiellen Fließgewässern ein mehrfaches des bei Normalabfluß üblichen Jahresaustrages zu bewirken.

Auch in den akkumulierten **Sedimenten** im Bachbett spiegelt sich bis zur Mündung des Vorfluters (Riu Cixerri) in die Meeresbucht von Cagliari der Nutzungsschwerpunkt Bergbau wider. Gleiches gilt für die Schwermetallgehalte der **Pflanzenproben**. Diese zeigen auch im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa je nach Pflanze und Entnahmezeitpunkt der Blätter deutliche Konzentrationsunterschiede bei den Schwermetallen.

Ebenso wie in Pixnamanna gelten auch hier gleiche Gesetzmäßigkeiten (Zurücktreten der Bedeutung der Entnahmehöhe gegenüber der Blattbeschaffenheit bei den Elementgehalten, Rolle von *Inula viscosa* als Akkumulationsindikator, Einfluß der Jahreszeit auf die Schwermetallgehalte der Blätter u.a.).

Darüber hinaus wird deutlich, daß einzelne Pflanzen gegenüber Kupfer eine wirkungsvolle Aufnahmesperre besitzen, um einen Eintrag über das essentiell notwendige Maß hinaus zu verhindern.

Insgesamt werden die höheren Elementgehalte der gewaschenen Blätter im Marganei den wesentlich höheren Bodenschwermetallgehalten und der Immissionsbelastung der Standorte (und somit dem Bergbau und den Einzugsgebietsstrukturen) zugeordnet.

Deutlich wird auch, daß die Interpretation pflanzlicher Schwermetallgehalte als Indikatoren für Einzugsgebietsbelastungen im strengen Sinne jeweils nur für eine spezifische Pflanze gilt.

Der Schwermetalleintrag über den **Luftpfad**, bei dem kein niederschlagsstrukturbedingter Anstieg mit den Höhenstufen festgestellt werden kann, ist im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa sehr hoch. Er weist unterschiedliche Größenordnungen in den verschiedenen Einzugsgebietsabschnitten auf.

Auch für diese Art des Eintrages und der Umverteilung erweisen sich die Bergbaualtlasten als die Hauptkontaminationsquellen. Eine jahreszeitliche und standortbezogene Abhängigkeit der Konzentrationshöhe ist gegeben. Trockene Depositionen sind die Hauptursache der Immissionen. Der Nahtransport dominiert gegenüber dem Ferntransport.

Die extremen Schwermetallkonzentrationen im Umfeld der Halden werden als ein gravierendes Problempotential betrachtet, da diese Bereiche als Motocross- und Geländeübungsplatz für Motorräder genutzt werden und dadurch eine gesundheitsschädigende inhalative Aufnahme möglich wird. Gleich-

ches gilt auch für die Staubaufwirbelung durch Befahren der unbefestigten Wege, deren Decken meist aus belasteten Auensedimenten<sup>60</sup> bestehen.

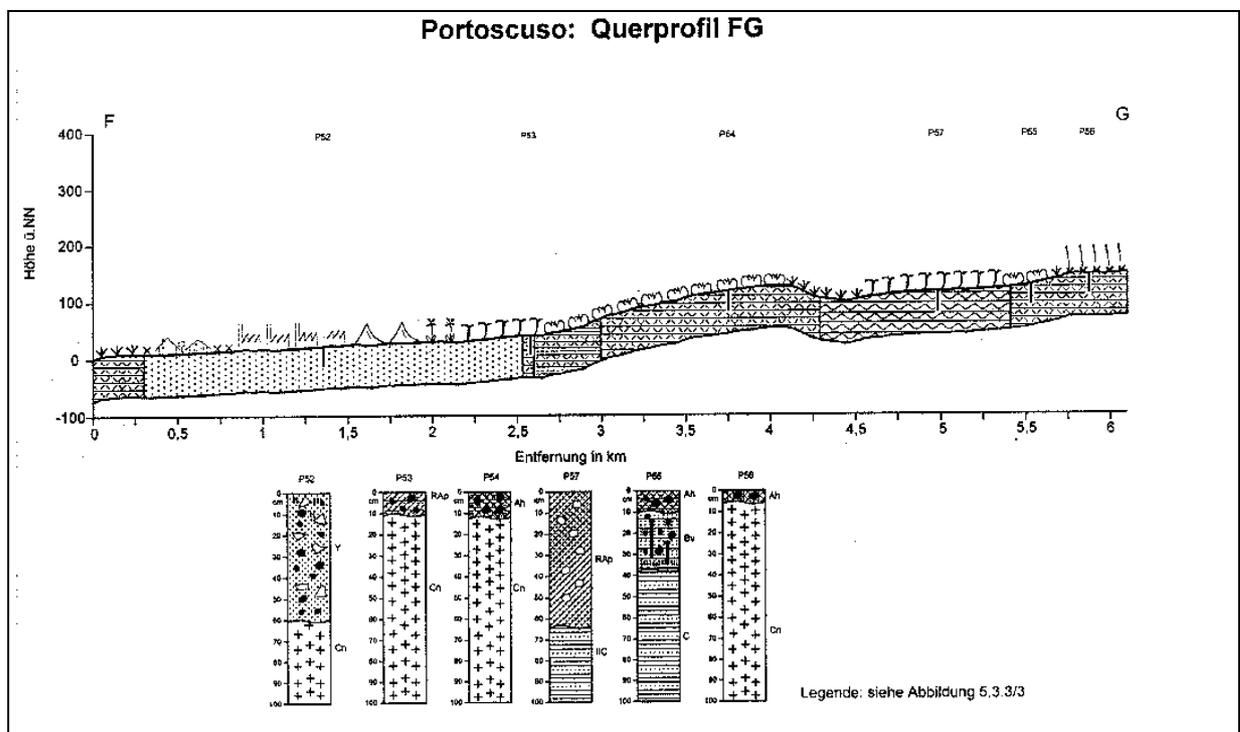
Somit zeigt sich, bezogen auf alle erfaßten **Umweltkompartimente**, im Einzugsgebiet der Torrente Riu sa Duchessa der überragende Einfluß des Bergbaus und der Bergbaualtlasten auf den Schwermetallhaushalt. Zwar ist dieser - entsprechend unterschiedlicher Strukturen von Teileinzugsgebieten - räumlich differenziert, jedoch prägen Prozesse, die direkt oder indirekt mit dem Bergbau in Zusammenhang stehen, nachhaltig auch die geringer belasteten Gebiete. Dabei sind, neben der Initiierung der Erosion im Zusammenhang mit einer schon länger zurückliegenden Abholzung ursprünglicher Vegetationsbestände, vor allem die Einträge schwermetallreicher Sedimente (vor allem aus Flotationshalden) über den Wasser- und Luftpfad zu nennen. Davon betroffen sind nicht nur die Böden, sondern vor allem auch die Pflanzen, die überwiegend durch trockene Depositionen einen z.T. hohen Schwermetallinput erhalten.

### 6.3 DIE REGION UM PORTOSCUSO

Auch in dieser jungen Industriezone erfordert die Beurteilung von Schwermetallverlagerungen und deren Konsequenzen die Berücksichtigung der vorhandenen Bodentypen, einschließlich der jeweiligen Prozeßabläufe. Daher soll auch hier die Darstellung der Böden und Bodengesellschaften am Anfang stehen.

#### 6.3.1 Böden und Bodengesellschaften

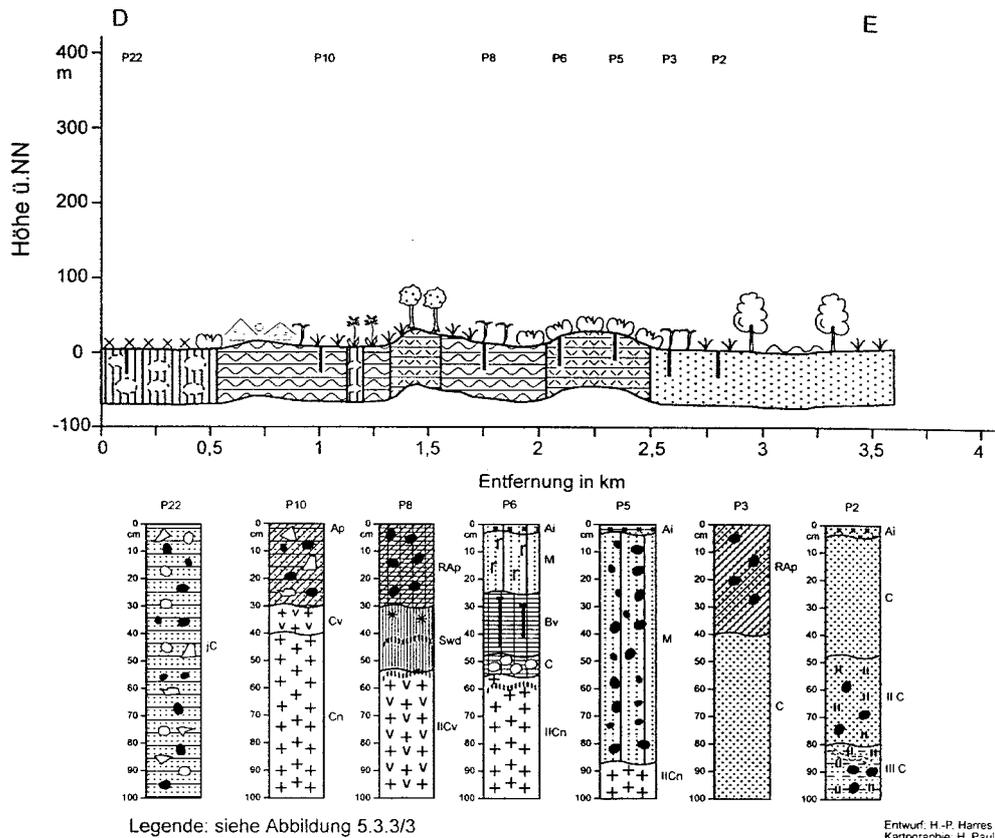
Die wichtigsten Teilmglieder der Bodengesellschaften im Arbeitsgebiet von Portoscuso wurden bereits bei der Diskussion der Abbildung 5.3.3/3 in Kap. 5 angesprochen. Die dort aufgeführten Bodentypen finden sich auch in den Querprofilen der Abbildungen 6.3.1/1 und 6.3.1/2 wieder.



**Abb. 6.3.1/1:** Querprofil FG im Arbeitsgebiet von Portoscuso

<sup>60</sup> Dies ist u. a. darauf zurückzuführen, daß in der Regel für die Reparaturen der löchrigen und welligen Wege Material aus der Bachaue entnommen wird.

## Portoscuso: Querprofil DE



**Abb. 6.3.1/2:** Querprofil DE im Arbeitsgebiet von Portoscuso

Dies wird besonders beim Querprofil 6.3.1/1 deutlich, das mit Punkt F an der äußersten Landspitze der Halbinsel sa Cruxitta (zwischen Portoscuso und Portovesme) beginnt und nordnordöstlich der Miniera di Carbone unterhalb des Hofes C. Fenu annähernd die höchsten Teile des Untersuchungsgebietes (Profilpunkt G) erreicht.

Modifiziert werden hier die Bodengesellschaften allerdings durch zahlreiche Standorte mit anthropogen umgelagerten Böden (P 52 in Abb. 6.3.1/1) und Reduktosolen. Letztere haben sich vor allem auf Schlammkippen gebildet. Entsprechend der Aufschüttung unterschiedlichster Haldenkörper (Bodenaushub, Schlämme, Produktionsrückstände etc.) in der Nähe der Industriebetriebe finden sich diese Böden in den tiefer liegenden Teilen des Profilschnittes. Trotz der Vielzahl dieser Halden nehmen diese Areale (bezogen auf das gesamte Arbeitsgebiet) nur relativ kleine Flächen ein.

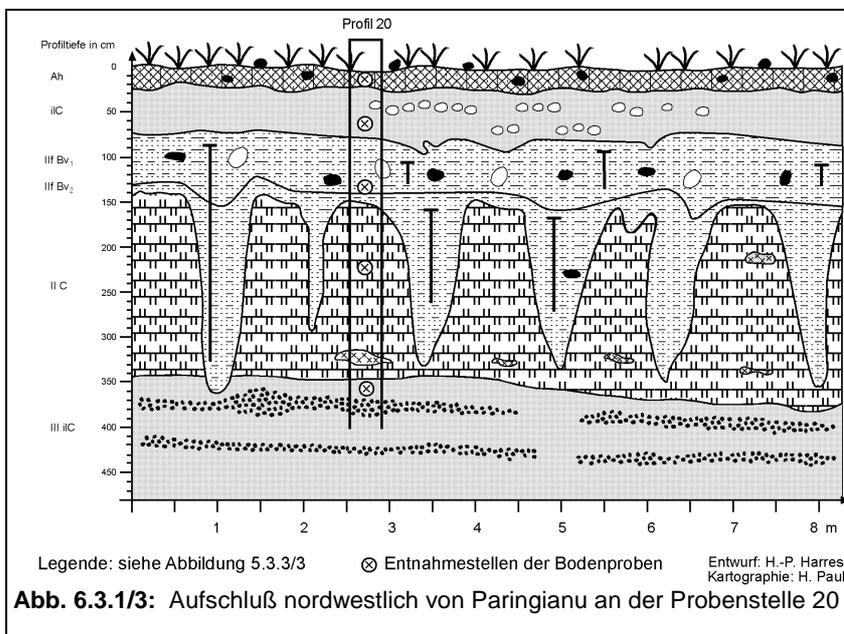
Wie bereits in Kapitel 5.3.3 geschildert, prägen Syroseme, Protoranker und Ranker (Profile P 54 und P 56 in Abb. 6.3.1/1) die Vulkanitgebiete. Obwohl diese Bodentypen meist sehr flachgründig sind, wurden bereits auf diesen Standorten Weinberge angelegt (P 53). Lediglich an den Stellen, wo mächtigere Flugsanddecken über den Festgesteinen zu finden sind, werden unter Weinbergsnutzung mächtigere RAp-Horizonte erreicht (P 57 in Abb. 6.3.1/1). Diese Weinanbauflächen liegen vorrangig inmitten der Industriekomplexe und sind eng verzahnt mit Nutzgärten und Obstanbau bzw. ausgedehnteren Garrigue- und Weidearealen (Foto 5.3.3/10, im Anhang).

Während davon ausgegangen werden kann, daß auf den Hängen - aufgrund erosiver Prozesse - gekappte Profile und in den Akkumulationsbereichen des abgetragenen Materials u.a. Kolluvisole dominieren, finden sich Hinweise auf die ursprünglichen Bodenbildungen auf der wellig zerschnittenen Hochfläche und auf den Glaciterrassen im Umfeld des Profilschnittes G.

So haben sich auf der Hochfläche - bevorzugt in Muldenlage - auf tiefgründig verwitterten Trachyten Braunerden gebildet (P 55 in Abb. 6.3.1/1). Diese weisen Übergänge zu pseudovergleyten Braunerden und Braunerde-Pseudogleyen auf. Bei höheren Tonanteilen in den Verwitterungssubstraten der Vulkanite finden sich auch degradierte Vertisole (ARU, A. et al., 1991). Unter Weinbergen sind auch hier Rigosole und Braunerde-Rigosole entstanden.

Auf den rezenten marinen Sanden an der Küste (s. Profilschnitt in Abbildungen 6.3.1/2) haben sich Lockersyroseme (P 2), Regosole, Braunerde-Regosole und Regosol-Braunerden entwickelt, während in den jungholozänen Akkumulationszonen der Torrenten Auensilikatrohböden und Auenregosole dominieren. Somit entsprechen diese Gebiete im Hinblick auf die Bodenbildungen weitgehend den küstennahen Einzugsgebietsabschnitten des Pixinamanna (Kap. 6.1.1).

Hinweise auf Morphodynamik und Pedogenese dieses Raumes lassen sich an einigen Aufschlüssen gewinnen, die u.a. im Zusammenhang mit der wirtschaftlichen und infrastrukturellen Erschließung dieses Raumes entstanden sind. So zeigt der am Profilverpunkt 20 aufgenommene Aufschluß (Foto 6.3.1/1, im Anhang und Abb. 6.3.1/3) eine Verfüllung von zapfenförmigen Hohlformen, die in verfestigten Sanden entstanden sind. Diese rötlich weißen (7,5 YR 8/2) Sande sind kreuzgeschichtet und durch sekundäre Kalkausfällungen, welche die Schichtung nachzeichnen (Foto 6.3.1/2, im Anhang), verbacken. Allerdings sind die Sande nur im Bereich der Kalklamellen fest gelagert, sonst liegen die einzelnen Sandkörner locker übereinander.



Unterlagert werden diese als fossile Dünenande interpretierten Substrate von sehr blaß braunen (10 YR 7/4), kalkimprägnierten und fest verbackenen Sanden und Feinkiesen. Das Füllmaterial der Hohlformen besteht aus stark braunem (7,5 YR 5/8), schwach schluffigem Sand (Su<sub>2</sub>), der fest gelagert ist und von einzelnen kleineren Geröllen und plattigen Steinen in unterschiedlicher Tiefe durchsetzt wird. Es läßt sich in einen oberen dunkleren (II fBv<sub>1</sub>) und einen tieferen helleren (II fBv<sub>2</sub>) Bereich trennen. Die Grenze zwischen beiden Horizonten ist aufgrund von Sackungsverdichtungen im II fBv<sub>2</sub>

wellig ausgebildet.

Im oberen Bereich sind die dort anzutreffenden Gerölle farblich völlig an die Sandmatrix angepaßt, da sie von gleich gefärbten Oxidhäuten überzogen werden. Die nach unten heller werdende Sandfüllung in den bis 2 m tiefen zapfenförmigen Ausbuchtungen ist nahezu geröllfrei.

Überlagert werden diese verbrauchten Horizonte von lößfarbenen (7,5 YR 8/4), etwa 50 cm mächtigen Sanden, bei denen die Mittelsandfraktion mit mehr als 77% bei weitem dominiert. In diesen Sanden finden sich flächig akkumulierte Geröll-Lagen aus kleineren Quarzgeröllen (Foto 6.3.1/3, im Anhang).

Die Oberfläche wird von einem 20 bis 30 cm mächtigen dunkelbraunen (10 YR 3/3) Ah- Horizont aus schwach tonigem Sand gebildet.

Bei der Interpretation der Morpho- und Pedogenese im Umfeld dieses Aufschlusses kann man davon ausgehen, daß die Akkumulation der liegenden Sande und Kiese durch marine und äolische Prozesse im Küstenbereich erfolgte. Auf dieser Basis wurde ein Dünenkomplex aufgeweht, aus dem Karbonate aus den oberen Sandlagen ausgewaschen wurden. Diese Karbonate wurden in tieferen Abschnitten

der Düne ausgefällt. Sie schieden sich dabei bevorzugt an sedimentär bedingten Grenzflächen zwischen gröberen und feineren Sanden ab. Teilweise durchdrangen sie die Dünen und verfestigten die unterlagernden Schichten. Möglicherweise durch Verkarstung<sup>61</sup> der fossilen Düne entstanden tiefe Lösungsformen in den Sanden. Diese wurden wahrscheinlich während ihrer Entstehung durch Einwehung und Einspülung von Solummaterial aus der Umgebung gefüllt. Die Farbe des Solummaterials weist darauf hin, daß die Bodenbildung in den Herkunftsgebieten der Sande durch den Prozeß der Verbraunung und/oder Ferritisierung geprägt wurde.

Die Zunahme von Geröllen und einzelnen Steinen im oberen Bereich dieser braungefärbten Zone belegt, daß der fluvialen Akkumulation eine zunehmende Rolle zukam. Die deutlich kräftigere Braunfärbung oberhalb der durch die bereits erwähnte Sackungsverdichtung gekennzeichneten Zone sowie die Umhüllung der Gerölle mit Oxidhäuten belegt darüber hinaus eine Festlegung des Materials, zusätzliche autochthone Verbraunung und somit eine morphodynamische Ruhephase.

Durch Reaktivierung des Abtrages wurde der humushaltige Oberboden abgetragen. Auf diese gekappte Oberfläche, auf der sich in jüngerer Zeit ein Regosol entwickelte, lagerten sich Sande (äolisch) und Quarzgerölle (fluvial und/oder marin) ab.

Somit wechselt in diesem küstennahen Bereich über einen längeren Zeitraum mehrfach Erosion, Akkumulation und Festlegung der Substrate sowie Lösung, Entbasung, Transport, Karbonatisierung und Ausfällung der mobilisierten/immobilisierten Stoffe. In welcher Weise sich diese natürliche Prozeßabfolge in der Tiefenverteilung der Schwermetalle des Profils widerspiegelt, wird in Kapitel 6.3.1.2 dargestellt.

Einen ähnlichen Wechsel im Prozeßgefüge wie an Probenstelle 20, wenn auch mit anderer Konsequenz für die Böden, zeigt sich an dem im Zusammenhang mit dem Straßenbau entstandenen Aufschluß der oberen Glaciterrasse an der Probenstelle 47 östlich von Paringianu (Foto 6.3.1/6, im Anhang sowie Abbildung 6.3.1/4, folgende Seite). Hier liegt unter einem sehr gering mächtigen (max. 2 cm) A-Horizont ein mit kleinen Geröllen und Schuttbrocken intensiv durchsetztes Substrat, das im westlichen Abschnitt des Aufschlusses erosiv abgetragen wurde. Stellenweise unterlagern stark lehmige, geröllarme Massen diese Zone. Im ganzen Profil vertreten ist ein nach Osten einfallendes pseudovergleytes Schotterpaket in lehmig sandiger Matrix, in dem mehrere Kalkkrusten die Schotter verbacken (Foto 6.3.1/7, im Anhang). Diese mit dem Einfallen der Schotter abtauchenden Kalklamellen liegen übereinander und sind durch senkrecht auf ihnen stehenden osteokollenähnlichen Kalkimprägnierungen miteinander verbunden. Sie werden mit tieferem Einfallen der Schotter dünner und in der Zahl geringer. Während die einzelnen schräg abtauchenden Kalklagen sehr massiv sind, sind die "Osteokollen" weitaus geringmächtiger und - im Gegensatz zu den ersteren - leicht zerbrechbar.

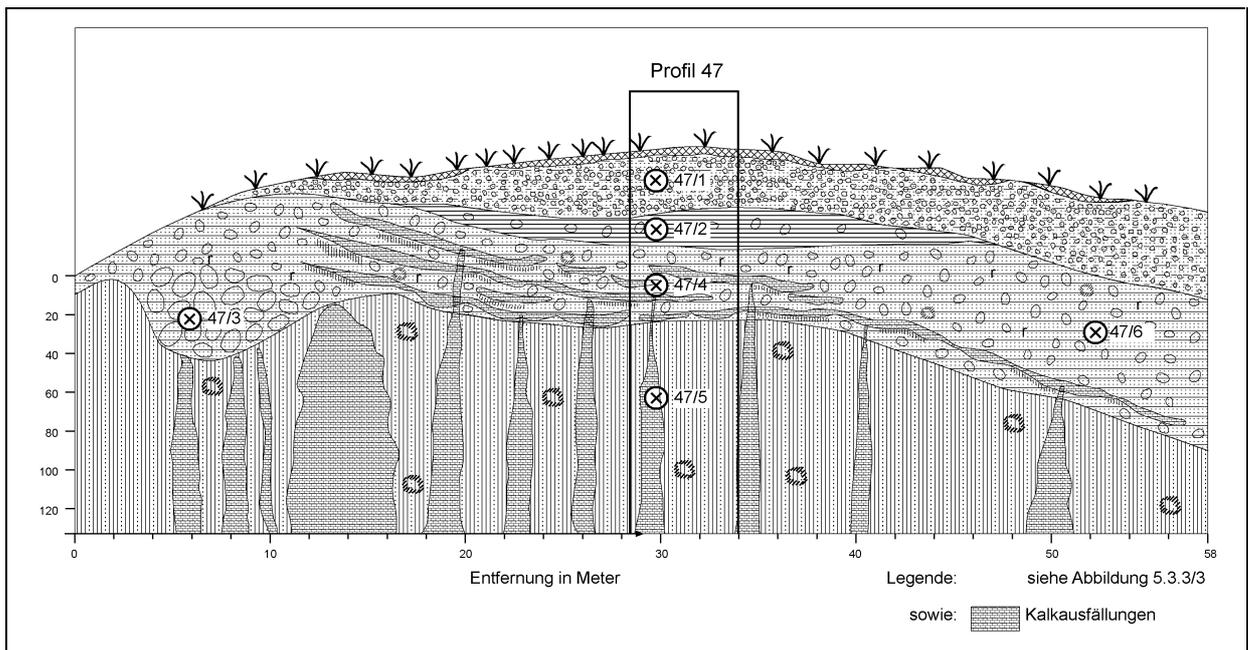
Unter den Kalkkrusten, die jeweils an den Grenzen zwischen lehmigeren Lagen und Geröllen ansetzen, werden die Böden verstärkt durch Rostflecken und -schlieren geprägt. Als Liegendes finden sich ebenfalls pseudovergleyte sehr stark tonige Sande, die von mächtigen und kompakten Kalkausfällungen (evtl. Pinnacles) durchsetzt werden. Diese ebenfalls senkrecht von den Kalkkrusten wegziehenden Ausfällungen verbreitern sich nach unten (Foto 6.3.1/8, im Anhang). Zwischen den unterschiedlich mächtigen Kalkkonkretionen sind dünnere bis sehr dünne "Wände" aus Kalk ausgebildet, die wie "Kalktapeten" die Matrix durchziehen. Rinnenspülung und Gullyerosion zerschneiden seit Anlage des Aufschlusses die Wand und präparieren die verfestigten Partien heraus.

Auch für den Aufbau dieses Profils muß ein mehrfacher klimagesteuerter Wechsel in der Prozeßdynamik angenommen werden, der u.a. zu zeitverschiedenen Phasen mit Karbonatlösung und Kalkausfällung führte. Letzteres ist, wie sowohl die dünnen "Kalktapeten" in den tonigen Basissubstraten als auch die senkrecht zu den Kalkkrusten in den nach Osten einfallenden Schottern belegen, mindestens zweimal geschehen. Die Bedeutung dieser Vorgänge für die Tiefenprofile der Schwermetalle wird ebenfalls im Kap. 6.3.1.2 dargestellt. Auf eine weitergehende morphodynamische Interpretation der

---

<sup>61</sup> Aufgrund der Formen und Substratbeschaffenheit erscheint eine Wurzeltaschenbildung als Ursache der Zapfenbildung unwahrscheinlich. Ausgeschlossen werden kann auch, daß die Genese der trichterförmig sich nach unten verjüngenden Hohlformen durch Auskolkung entstand. Es wurde nämlich in keinem Fall die dazu notwendigen Gerölle am Boden der Hohlformen gefunden. Diese drehen (bzw. drehten) sich durch Fließwasserturbulenzen in die verfestigten Sande ein, wie es an zahlreichen Stellen im Küstenbereich beobachtet werden konnte (Fotos 6.3.1/4 und 6.3.1/5, im Anhang). Teilweise liegen die ausgekolkten fossilen Dünen heute mehr als 10 m über NN, so daß aktuelle brandungsbedingte Prozesse ausgeschlossen werden können.

dargestellten Profile kann an dieser Stelle nicht eingegangen werden, da die damit verbundenen Fragen außerhalb der Zielsetzung der Arbeit liegen.



**Abb 6.3.1/4:** Aufschluß an der Probenstelle 47 östlich von Paringianu

### 6.3.1.1 Analysedaten der Bodenmischproben der Oberböden

In Tabelle 6.3.1.1/1 (im Anhang) sind die Analysenergebnisse für die Kornspektren, pH-Werte, Humus- und Karbonatgehalte aller untersuchten Proben dargestellt.

Wie sich aus den Kornverteilungs- und Kornverteilungssummenkurven (Abb. 6.3.1.1/1 bis 6.3.1.1/3, im Anhang) in Verbindung mit Tabelle 6.3.1.1/1 entnehmen läßt, prägen Sandfraktionen die **Kornspektren** der obersten Bodenhorizonte der meisten Proben. So finden sich erwartungsgemäß reine Sande vor allem am Küstensaum (Probenstellen: 9 RAp, 11 Ah, 13 Ah) und auf den weiter ins Land hineingewehten Flugsanddecken (7 RAp, 12 jC, 56 Ah und 57 RAp) bzw. an den Stellen, wo fossile Dünen die aktuelle Oberfläche unterlagern (20 ilC, 20 IIC). Auch die schwach schluffigen (P 20 II fBv1, 24 Ah), mittel schluffigen (P 2 Ai, 45 R und 50 Ah), schwach lehmigen (P 42 RAp), mittel lehmigen (P 1 RAp, 10 Ap und 28 RAp) und schluffig-lehmigen Sande (P 5 Ai) sind an dieses räumliche Verteilungsmuster gebunden. Gleiches gilt auch für Sande mit höheren Lehm- und Tonanteilen wie den stark lehmigen (P 25 RAp, 4 M1 und 44 RAp) bzw. schwach bis mittel tonigen Sanden (P 6 M, 15 Ah, 16 Y, 20 Ah). Allerdings zeigt sich bei einigen dieser Probenstellen bereits eine Verzahnung der Flugsandgebiete mit Standorten auf Glaciterrassen. Auf den letzteren dominieren, wie auch auf den häufig tonig verwitterten Vulkaniten, mittel bis stark sandige (P 41 RAp bzw. 38 Ah und 46 RAp) und schwach tonige bis mittel tonige Lehme (P 8 RAp, 39 Ah bzw. 6 Bv). Böden mit höheren Schluffanteilen finden sich nur an wenigen Stellen. Meist liegen sie auf Tuffen im Lee kleinerer Erhebungen (P 54 Ah).

Insgesamt zeigt die Kornverteilung im Arbeitsgebiet, daß - bezogen auf die bodenartenbedingten Sorptionseigenschaften - zwischen den Dünen- und Flugsandfeldern einerseits und den Vulkanitgebieten bzw. den tonig verwitterten Glaciterrassensedimenten andererseits unterschieden werden muß. Letztere weisen durch ihre z.T. deutlich höheren Lehm- und Tonanteile größere Verschmutzungswiderstände auf, die allerdings abschließend nur unter Berücksichtigung der bodenphysikalischen und -chemischen Kennwerte beurteilt werden können.

In den **pH-Werten** der obersten Profilbereiche spiegeln sich sowohl die Substratunterschiede als auch das Nutzungsmuster und die anthropogenen Veränderungen wider. So finden sich - je nach Kalkgehalt - auf den Küsten- und Flugsandflächen pH-Werte zwischen 5,7 und 7,6 (in CaCl<sub>2</sub>), auf den Vulkaniten zwischen 4,1 und 5,5 (bei Sandauflage auch bis 7,0) und auf den Glaciterrassen zwischen 4,7 und 5,4. Bei den Weinbergböden, die auf dem unterschiedlichsten Untergrund angelegt wurden,

schwanken die pH-Werte sehr stark (zwischen pH 4,2 bei P 45 und pH 7,5 bei P 34), während sie sich auf den sonstigen agrarischen Nutzflächen weitgehend um pH 5 bewegen. Eine Ausnahme bilden die Halden und die Ablagerungsflächen der Rotsedimente. Dort werden pH-Werte zwischen 8,5 (P 16) und 9,7 (P 17) erreicht. Auf der Isola di S. Antioco (P 31 bis P 40) variieren mit einer Ausnahme die pH-Werte zwischen 7,0 und 7,7.

Insgesamt belegen die dargestellten Werte, daß - trotz dem Vorhandensein saurer Vulkanite - extrem versauerte Böden fehlen. Wie auch in Pixinamanna scheint dies mit der Einwehung kalkhaltiger Stäube (zerriebener Muschelschill) in Verbindung zu stehen. Daher kann in den meisten Fällen auch von Seiten der pH-Werte mit Immobilisierungstendenzen für Schwermetalle gerechnet werden.

Die **Karbonatgehalte** sind mit wenigen Ausnahmen sehr gering und erreichen nur selten mehr als 1%  $\text{CaCO}_3$ . Sieht man einmal von Probenstelle 13 (1,35%  $\text{CaCO}_3$ ) sowie den kalkverfestigten fossilen Dünen<sup>62</sup> ab, so handelt es sich bei allen anderen Entnahmestellen um anthropogen veränderte Standorte. Hier finden sich künstliche Kalkanreicherungen, die zu Karbonatgehalten zwischen 1,73% (P 16) und 7,02% (P 17) geführt haben.

Auch der Gehalt an **organischer Substanz** ist insgesamt sehr gering. Im Gegensatz zu den beiden anderen Einzugsgebieten werden, mit Ausnahme eines intensiv gemulchten und organisch gedüngten Weinbergstandortes, im bearbeiteten Umfeld von Portoscuso nur Gehalte in den obersten Horizonten zwischen 0,12% (P 5 Ai) und 4,25% (P 54 Ah) erreicht. Es muß daher davon ausgegangen werden, daß in dieser Region die sehr geringen Gehalte organischer Substanzen in vielen Fällen mit jungen erosiven Prozessen zusammenhängen. Solche Prozesse sind bei entsprechenden Niederschlagsstrukturen insbesondere auch auf Nutzflächen und lückig bedeckten Garriguearealen wirksam. Darüber hinaus kommt der Winderosion an diesen küstennahen Standorten zusätzlich eine wichtige Rolle zu, zumal die Stabilität der Bodenaggregate häufig gering ist.

Die Mittelwerte der **Schwermetallgesamtgehalte der Böden** (Tab. 6.3.1.1/2, im Anhang und Tab. 6.3.1.1/3) liegen nur bei Zink, Cadmium und Blei (s. unten) höher als die Durchschnittsgehalte der entsprechenden Fest- oder Lockergesteine (Tab. 2.2/1). Auch bei einer Gegenüberstellung mit "üblichen" Bodenkonzentrationen fällt auf, daß die mittleren Gehalte von Chrom, Eisen, Nickel, Kupfer und Quecksilber in allen Horizonten diese Spanne (Tab. 2.2/1) in keinem Fall überschreiten, während Zink, Cadmium und Blei z.T. deutlich über diesem Rahmen liegen. Im Gegensatz zu den Mittelwerten zeigen die Maximalwerte jedoch, daß auch in diesem Arbeitsgebiet die "natürlich" zu erwartenden Schwermetallgehalte in mehreren Fällen bei weitem überschritten werden.

Bei einer Gegenüberstellung der drei Arbeitsgebiete sieht man, daß das Umfeld von Portoscuso bei den mittleren Schwermetallgehalten mehr der Forstschutzregion von Pixinamanna als dem Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa entspricht. So liegen beispielsweise die Mittelwerte aller Proben bei **Cr** in Pixinamanna bei 5,3 mg/kg im Gegensatz zu 6,8 mg/kg in Portoscuso und 13,9 mg/kg im Marganei. Für die anderen Elemente gelten die nachfolgend aufgeführten Werte (Reihenfolge der Nennung: Pixinamanna, Portoscuso, Marganei). **Fe**: 9.500 zu 9.300 zu 54.000, **Ni**: 3,4 zu 5,0 zu 28, **Cu**: 8,9 zu 7,3 zu 133, **Zn**: 38 zu 78 zu 3.750, **Cd**: 0,36 zu 0,68 zu 17, **Hg**: 0,030 zu 0,050 zu 1,097 und **Pb**: 23 zu 43 zu 2.303 (alle Angaben in mg/kg).

Allein an dieser Reihenfolge läßt sich erkennen, daß - bis auf Eisen und Kupfer - in Portoscuso im Mittel die Elementkonzentrationen über denen der unbelasteten Reverenzflächen liegen und somit bei einzelnen Schwermetallen mit anthropogen induzierten Konzentrationserhöhungen gerechnet werden kann. Diese (jungen) Anreicherungen (Kap. 6.3.1.2) erreichen allerdings längst nicht die Größenordnungen wie in den Gebieten mit Bergbaualtlasten.

Auch hier machen die stellenweise hohen relativen Variationskoeffizienten (Tab. 6.3.1.1/3) darauf aufmerksam, daß breite Konzentrationsspannen existieren. Dies zeigt sich insbesondere bei Chrom (0,5 bis 324 mg/kg) und Blei (2 bis 4.350 mg/kg). Daher werden hier relative Variationskoeffizienten von 34% (Cr) und 43% (Pb) erreicht. Da die Höhe der Variationskoeffizienten auch von der Probenanzahl

<sup>62</sup> Diese stehen bei P 19 an und bilden bei Profil 20 den Untergrund (s. oben). Sie enthalten 7,14 % (P 19) bzw. zwischen 11,9 und 14,4 %  $\text{CaCO}_3$  (P 20).

abhängt, erreichen entsprechend einzelne Horizontproben mit geringer Probenanzahl ebenfalls sehr hohe Werte. Dies gilt vor allem für die anthropogen geprägten jC-, yC- und Y-Horizonte sowie für die Bv- und C-Horizonte.

Tab. 6.3.1.1/3: Statistische Kenngrößen der Bodenschwermetallgehalte von Portoscuso

Portoscuso		Gesamtgehalte der Schwermetalle in mg/kg TG							
		Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb
Alle Proben	Probenanzahl n	72	72	71	71	72	72	71	72
	Minimum	0,5	1.550	0,3	1,5	11	0,03	0,010	2
	Maximum	324,0	127.100	126,5	64,0	1.387	13,00	1,130	4.350
	arith. Mittel	14,8	12.959	8,1	10,8	166	1,39	0,105	148
	<b>geom. Mittel</b>	<b>6,8</b>	<b>9.269</b>	<b>5,0</b>	<b>7,3</b>	<b>78</b>	<b>0,68</b>	<b>0,050</b>	<b>43,48</b>
	Std.abw.	41,99	16.076	15,22	11,26	296,3	2,32	0,203	534
	rel. Var.koef. in %	33,7	14,7	22,5	12,4	21,1	19,8	22,9	42,7
A-Horizonte (ohne RAp)	Probenanzahl n	25	25	25	25	25	25	25	25
	Minimum	3,0	4.150	2,0	2,0	15	0,05	0,020	10
	Maximum	15,0	29.550	17,8	24,5	1.387	8,25	0,390	4.350
	arith. Mittel	6,2	9.914	5,5	9,0	186	1,38	0,082	272
	<b>geom. Mittel</b>	<b>5,7</b>	<b>8.368</b>	<b>4,8</b>	<b>6,6</b>	<b>80</b>	<b>0,65</b>	<b>0,054</b>	<b>48</b>
	Std.abw.	2,9	6.796	3,54	6,8	343	2,21	0,096	883
	rel. Var.koef. in %	9,4	14,0	13,0	15,4	37,8	32,6	23,5	66,4
R- und RAp-Horizonte	Probenanzahl n	24	24	24	23	24	24	23	24
	Minimum	0,5	1.550	0,3	2,0	11	0,03	0,010	2
	Maximum	29,0	30.400	19,8	48,5	1.293	8,85	0,650	361
	arith. Mittel	7,6	11.529	5,2	14,1	132	1,07	0,091	56,1
	<b>geom. Mittel</b>	<b>5,4</b>	<b>9.052</b>	<b>3,9</b>	<b>10,4</b>	<b>73,6</b>	<b>0,62</b>	<b>0,050</b>	<b>36,99</b>
	Std.abw.	7,2	7.726	4,1	11,8	254	1,74	0,141	70,6
	rel. Var.koef. in %	19,8	14,0	16,2	17,9	39,9	34,0	32,8	26,3
jC-, yC- und Y-Horizonte	Probenanzahl n	5	5	4	5	5	5	5	5
	Minimum	2,0	4.300	5,0	4,8	116	1,85	0,070	75
	Maximum	324,0	127.100	126,5	64,0	1.163	13,00	1,130	810
	arith. Mittel	101,7	32.940	39,0	25,2	619	5,99	0,536	367,8
	<b>geom. Mittel</b>	<b>22,23</b>	<b>13.439</b>	<b>16,68</b>	<b>15,9</b>	<b>486</b>	<b>4,90</b>	<b>0,311</b>	<b>271,8</b>
	Std.abw.	142,69	53.060	58,59	25,39	395	4,28	0,529	287
	rel. Var.koef. in %	70,2	80,5	86,7	50,3	31,9	35,8	49,3	39,1
Bv-, AlBv-, Bvt- und AhBv-Horizonte	Probenanzahl n	4	4	4	4	4	4	4	4
	Minimum	4,5	4.750	4,0	2,3	25	0,15	0,020	18
	Maximum	26,3	48.250	32,5	11,8	94	0,60	0,040	67
	arith. Mittel	14,7	19.062	13,2	5,7	51,3	0,35	0,028	36,8
	<b>geom. Mittel</b>	<b>12,2</b>	<b>13.164</b>	<b>9,4</b>	<b>4,7</b>	<b>45,7</b>	<b>0,31</b>	<b>0,026</b>	<b>32,1</b>
	Std.abw.	9,15	19.795	13,15	4,25	29,75	0,19	0,010	22,3
	rel. Var.koef. in %	36,1	60,0	57,6	43,4	33,5	31,7	20,1	35,1
C-Horizonte	Probenanzahl n	8	8	7	8	8	8	8	8
	Minimum	0,6	2.800	0,5	1,5	17	0,11	0,010	5
	Maximum	29,0	29.750	16,0	10,5	470	4,39	1,130	409
	arith. Mittel	7,3	8.112	5,7	4,6	106,1	1,07	0,178	86,1
	<b>geom. Mittel</b>	<b>4,2</b>	<b>5.948</b>	<b>3,1</b>	<b>3,9</b>	<b>56,9</b>	<b>0,64</b>	<b>0,052</b>	<b>30,2</b>
	Std.abw.	9,1	8.902	6,0	3,0	150,7	1,38	0,386	139,7
	rel. Var.koef. in %	47,1	41,5	43,0	24,3	53,7	48,6	82,1	61,3

Insgesamt zeigt sich, daß die **Chromgehalte** der A-Horizonte zwischen 3,0 und 15,0 mg/kg, die der R- und RAp-Horizonte zwischen 0,5 und 29,5 mg/kg, der jC-, yC- und Y-Horizonte zwischen 2,0 und 324 mg/kg, der Bv-, AlBv-, Bvt- und AhBv-Horizonte zwischen 4,5 und 26,3 mg/kg sowie der C-Horizonte zwischen 0,6 und 29,0 mg/kg schwanken. Dabei werden Korrelationskoeffizienten von maximal 70 in den jC-, yC- und Y-Horizonten erreicht (Tab. 6.3.1.1/3).

Betrachtet man unter generalisierenden Gesichtspunkten die räumliche Verteilung von Chrom in den Oberböden, so fällt auf, daß diese - obwohl sie im Bereich der Durchschnittsgehalte der anstehenden Gesteine liegen - nur in geringem Maße die geologisch bedingten Substratunterschiede widerspiegeln. So zeigt sich, daß nordwestlich der Industrieanlagen, also gegen die Hauptwindrichtung, die Chromkonzentrationen auf den verschiedensten Gesteinen kleiner als 5 mg/kg sind (meist liegen sie zwischen 2 und 3 mg/kg).

Demgegenüber erreichen sie im Industriegebiet und vor allem entlang der Hauptwindrichtung höhere Werte<sup>63</sup>. Daneben werden bei sämtlichen Proben von der Isola di S. Antioco (P31 bis 40), die ebenfalls auf den unterschiedlichsten Substraten gewonnen wurden - trotz lokaler Industriebetriebe in der Inselhauptstadt - Werte zwischen 6 und 8 mg/kg erreicht. Auffällig ist somit vor allem, daß südlich und südöstlich von Paringianu die Konzentrationen sprunghaft auf über 20 mg/kg ansteigen. Dieses Gebiet liegt 4 bis 5 km von den Hauptemittenten entfernt im Windschatten einzelner kleiner Hügel. Der Einfluß der Schornsteinhöhe (Quellhöhe) dieser Industriebetriebe (Al-Hütte, Elektrizitätswerk) und die Lage im Relief scheint für die an dieser Stelle gelegene "Anreicherungszone" eine wichtige Rolle zu spielen (s. Kap. 6.3.4).

Auf den Einfluß des Reliefs für die Schwermetallakkumulation weisen auch die Chromgehalte der Probenstellen 8 und 6 hin. Diese Meßpunkte liegen außerhalb des höheren Konzentrationsbereiches in räumlicher Nähe zueinander. So erreicht Chrom an der auf einem nach Nordwesten abdachenden Hang liegenden Probenstelle 8 einen Gehalt von 0,5 mg/kg, während auf der wenige Meter davon entfernt im Windschatten gelegenen Probenstelle 6 bereits 9,6 mg/kg gemessen wurden.

In den weiter südlich der Zone mit den höheren Konzentrationen gelegenen Arbeitsgebietsabschnitten sinken mit wachsender Distanz vom Emissionsgebiet die Gehalte schrittweise von 10 - 20 mg/kg auf 5 - 10 mg/kg ab. Eingebettet in diesen Bereich sind Einzelproben, deren Konzentrationen unter 5 mg/kg liegen.

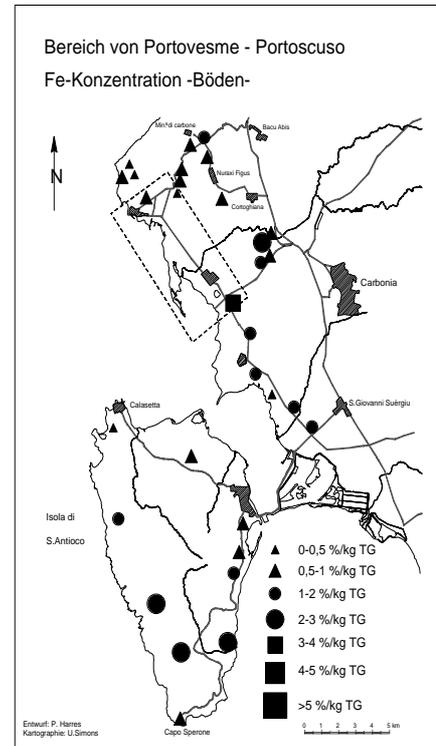
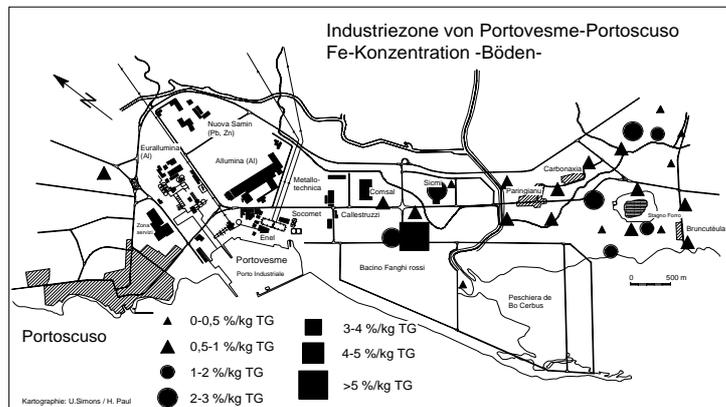
Auffällig beim Verteilungsmuster von Chrom ist außerdem das Gebiet zwischen Portovesme und der Peschiera de Bo Cerbus. Hier wurden mit Konzentrationen zwischen 167 und 324 mg/kg die höchsten Gehalte im Arbeitsgebiet gemessen. Da dies das Ablagerungsgebiet der "Fangi rossi", also der Rotschlämme aus der Aluminiumproduktion und der Abwässer anderer Betriebe ist, lassen sich die Chromwerte eindeutig interpretieren.

Im Gegensatz zu den beiden anderen Untersuchungsräumen lassen somit insgesamt die Chromgehalte im Arbeitsgebiet von Portoscuso eine klare räumliche Differenzierung erkennen.

Die **Eisenkonzentrationen** variieren zwischen 4.150 und 29.550 mg/kg (A-Horizonte), 1.550 und 30.400 (R- und RAp-Horizonte), 4.300 und 127.100 mg/kg (jC-, yC- und Y-Horizonte), 4.750 und 48.250 mg/kg (Bv-, AlBv-, Bvt- und AhBv-Horizonte) bzw. 2.800 und 29.750 (C-Horizonte). Wie bei den Eisengehalten in Pixinamanna muß auch hier betont werden, daß diese Konzentrationen - bis auf die der jC-, yC- und Y-Horizonte - als sehr niedrig eingestuft werden müssen. Sie bewegen sich i.d.R. im Bereich der geogenen Grundgehalte (Tab. 2.2/1) und zeigen, daß pedogenetische Eisenanreicherungen eher die Ausnahme sind. Letzteres ist einerseits eine Funktion der erosiven Kappung zahlreicher Profile. Andererseits weist es auf eine geringe Bodenentwicklung im Einzugsgebiet hin. Wie auch in den anderen Einzugsgebieten finden sich höhere Eisengehalte (Abb. 6.3.1.1/4) auf Standorten mit gut entwickelten Bodenprofilen (u.a. Glaciterrassen, Hochflächen) bzw. auf den Flächen, auf denen es durch anthropogene Maßnahmen zu einer Eisenzufuhr kam (Ablagerungsgebiet der Rotsedimente). Diese Abhängigkeiten verschleiern einen möglichen Zusammenhang mit industriellen Immissionen.

---

<sup>63</sup> Eine Interpretation der Schwermetallgehaltsunterschiede mit Hilfe der Windrichtungen ist deshalb gerechtfertigt, weil in den umfangreichen Voruntersuchungen (u.a. Kap. 4.1.2.3) deutlich wurde, daß enge Querbezüge zwischen diesen und den Schwermetallgehalten der Testpflanzen bestehen.



**Abb. 6.3.1.1/4:** Eisenkonzentrationen der Oberböden im engeren und weiteren Arbeitsgebiet von Portoscuso

Die Konzentrationshöhen von **Nickel** sind bis auf einzelne Proben bei den jC-, yC- und Y-Horizonten unspektakulär. Dort werden allerdings - ebenfalls im Ablagerungsgebiet der Rotsedimente - Nickelkonzentrationen von bis zu 126 mg/kg erreicht, so daß der Mittelwert dieser Horizonte ca. 17 mg/kg beträgt. Demgegenüber liegen die Mittelwerte der Oberböden bei den Ah-Horizonten (Konzentrationsspanne zwischen 2 und 17,8 mg/kg) bei 4,8 mg/kg, die der R- und RAP-Horizonte bei 3,9 mg/kg (Konzentrationsspanne zwischen 0,3 und 19,8 mg/kg) und die der C-Horizonte bei 3,1 mg/kg (Konzentrationsspanne zwischen 2 und 17,8 mg/kg). Lediglich die Illuvialhorizonte weisen höhere Nickelgehalte auf. Dort wurde bei einer Konzentrationsspanne zwischen 4 und 32,5 mg/kg ein Mittelwert (aus 4 Proben) von 9,4 mg/kg errechnet.

Das Verteilungsbild der Nickelgehalte macht deutlich, daß neben dem Umfeld der Absetzbecken höhere Nickelkonzentrationen vor allem süd- und südöstlich von Paringianu auftreten (Konzentrationen zwischen 10 und 20 mg/kg). Dies ist der gleiche Bereich in dem bereits die Chromkonzentrationen erhöht waren. Somit kann auch in diesem Falle auf eine Windverdriftung industrieller Emissionen und deren vorrangige Deposition in dem genannten Gebiet geschlossen werden.

Die **Kupferkonzentrationen** liegen im Mittel aller Proben bei 7,3 mg/kg und somit unterhalb der geogenen Grundgehalte der entsprechenden Gesteine (Tab. 2.2/1). Vergleicht man Konzentrationsmaxima und Mittelwerte der einzelnen Horizonte, so fällt auf, daß diese auf den anthropogen veränderten Standorten (Max.: 64 mg/kg, Mittel: 15,9 mg/kg) und auf den R- und RAP-Horizonten (Max.: 48,5 mg/kg, Mittel: 14,1 mg/kg) deutlich höher sind. Dies ist in beiden Fällen nicht verwunderlich. Bei den anthropogen umgelagerten Böden ist es auf einen Eintrag stärker kupferhaltiger Wässer und Sedimente zurückzuführen, bei den Weinbergböden hingegen auf den Einsatz kupferhaltiger Spritzmittel.

Auch bei Kupfer läßt sich ein räumliches Verteilungsmuster der Konzentrationen erkennen. Dieses ist dadurch gekennzeichnet, daß die geringsten Konzentrationen nordwestlich von Portoscuso zu finden sind und auch bei diesem Element - neben den Absetzbecken - höhere Gehalte südöstlich von Paringianu auftreten. Südwärts dieser Zone schwanken die Werte stärker, so daß in diesem Abschnitt keine eindeutige Tendenz einer Konzentrationsveränderung erkennbar ist. Auf der Isola di S. Antioco (P 31 bis 40) hingegen liegen die Kupfergehalte im Mittel und bei zahlreichen Einzelwerten höher als im übrigen Untersuchungsgebiet. Dies läßt sich nicht mit den verschiedenen geologischen Ausgangssubstraten (Riolite, Ignimbrite, Andesite, paläozoische Kalkserien) in Einklang bringen und ist entweder eine Folge des Weinbaus oder weist auf Emissionen aus Betrieben in der Cita di S. Antioco hin.

Insgesamt schwanken die **Zinkgehalte** der A-Horizonte zwischen 15 und 1.387 mg/kg (Mittel: 186 mg/kg), die der R- und RAp-Horizonte zwischen 11 und 1.293 mg/kg (Mittel: 73,6 mg/kg), der jC-, yC- und Y-Horizonte zwischen 116 und 1.163 mg/kg (Mittel: 486 mg/kg), der Bv-, AlBv-, Bvt- und AhBv-Horizonte zwischen 25 und 94 mg/kg (Mittel: 45,7 mg/kg) und der C-Horizonte zwischen 17 und 470 mg/kg (Mittel: 56,9 mg/kg).

Die **Cadmiumkonzentrationen** bewegen sich zwischen 0,05 und 8,25 mg/kg (Mittel: 0,65 mg/kg) in den A-Horizonten, 0,03 bis 8,85 mg/kg (Mittel: 0,62 mg/kg) in den R- und RAp-Horizonten, 1,85 bis 13,0 mg/kg (Mittel: 4,90 mg/kg) in den anthropogen umgelagerten Substraten, 0,15 bis 0,60 mg/kg (Mittel: 0,31) in den Bv-, AlBv-, Bvt- und AhBv- Horizonten sowie 0,11 bis 4,39 mg/kg (Mittel: 0,64 mg/kg) in den C-Horizonten (Tab. 6.3.1.1/3).

Bei der Betrachtung der räumlichen Konzentrationsverteilungen von **Zink** und **Cadmium** (Abb. 6.3.1.1/5, nächste Seite) zeigt es sich, daß weitgehend identische Verteilungsbilder beider Elemente existieren, was auf die engen Beziehungen zwischen beiden Elementen hindeutet. So erreichen sowohl Zink als auch Cadmium in den gleichen Arbeitsgebietsabschnitten und an den gleichen Probenstellen ihre Minima und Maxima. Dabei schält sich der zwischen Portoscuso und der nordöstlich gelegenen Miniera di Carbone liegende Streifen als ein Gebiet mit höheren Belastungen heraus. Dies widerspricht nicht den bei Chrom diskutierten Querbezügen zwischen den Konzentrationsbereichen und der Hauptwindrichtung. Die Ursache liegt zum einen in den hier häufig auftretenden Südostwinden (Meer-Land-Strömung), die zu einem verstärkten Eintrag belasteter Stäube aus den Emissionsgebieten der Industriezone führen. Zum anderen - und dies ist die dominierende Ursache - repräsentieren die Probenstellen 52 bis 55 gleichzeitig Standorte, auf denen Produktionsrückstände abgelagert wurden (P 52, s. auch Foto 5.3.3/6, im Anhang) bzw. an denen es durch Verdriftung der nahe gelegenen Halden (P 53 bis P 55, s. auch Foto 5.3.3/7, im Anhang) zu einer Schwermetallkontamination kam. Dies hat ausgereicht, um in wenigen Jahrzehnten die Zinkgehalte auf über 1.000 mg/kg (Probenstellen 53 bis 55) und die Cadmiumgehalte auf 7,8 bis 8,8 mg/kg ansteigen zu lassen.

Bei den **Quecksilbergehalten** fallen im gesamten Arbeitsgebiet nur wenige Probenstellen durch höhere Konzentrationen auf (Tab. 6.3.1.1/2, im Anhang). Dies sind die Probenstellen 12 jC (1,13 mg/kg), 17 yC (1,09 mg/kg) und 18 RAp (0,65 mg/kg). Während an den Probenstellen 12 und 17 ein direkter Eintrag belasteter Substrate gegeben ist, gilt dies nicht für die Probenstelle 18. Möglicherweise spielt hier die Lage des Weinberges am Rande der Industriezone eine Rolle. Fast alle übrigen Proben besitzen Schwermetallgehalte, die annähernd in der gleichen Größenordnung liegen. Daher schwanken die Mittelwerte der Konzentrationen bei allen Horizonten zwischen 0,026 mg/kg (Bv-, AlBv-, Bvt- und AhBv- Horizonte) und 0,054 mg/kg (A-Horizonte). Sie liegen damit unterhalb der angenommenen geogenen Grundgehalte der Gesteine des Arbeitsgebietes.

Eine auf eindeutige Ursachen zurückführbare räumliche Differenzierung läßt sich bei Quecksilber nicht erkennen.

Die Konzentrationsspanne der **Bleigehalte** aller Proben liegt, bei einem Mittelwert von 43 mg/kg, zwischen 2 und 4.350 mg/kg (Tab. 6.3.1.1/3). Obwohl dabei die höchsten Konzentrationen von A-Horizonten stammen, liegen - mit Ausnahme der anthropogen umgeschichteten Böden (Mittelwert 271 mg/kg) - die Mittelwerte aller Horizonte zwischen 30 (C-Horizonte) und 48 mg/kg (A-Horizonte) und somit nahe beieinander. Allerdings weisen bereits hierbei die mit wachsender Pofiltiefe stetig geringer werdenden Mittelwerte auf Konzentrationsmaxima an der Bodenoberfläche und somit auf Bleiakkumulationen in dieser Zone hin.

Die räumliche Verteilung der Bleigehalte läßt zwei Zonen mit höheren Konzentrationen erkennen. Dies ist zum einen das Umfeld des Ringkanals nördlich von Paringianu. Diese Zone liegt ca. 1 km nördlich der Anreicherungsgebiete anderer Elemente (Cr, Ni, Cu) und stimmt somit nicht mit diesen überein. Als Ursache für diese Verschiebung kann die deutlich niedrigere Schornsteinhöhe der Blei-Zink-Schmelze, die als Hauptmittent angesehen werden muß, angenommen werden.

Zum anderen erreicht auch bei Blei (wie auch bei Zn und Cd) der Abschnitt zwischen Portoscuso und der Miniera di Carbone sehr hohe Werte. So läßt sich eine starke Konzentrationszunahme von der

Probenstelle 53 mit 361 mg/kg zur Probenstelle 54 mit 4.350 mg/kg feststellen. Diese beiden Meßpunkte liegen in räumlicher Nähe zu den im Weinbergareal abgelagerten Halden, so daß auch hier mit Nahtransport von kontaminiertem Haldenmaterial durch Windverdriftung auszugehen ist. Auch die weiter entfernt liegenden Punkte P 55 und P 56 weisen auf diese Verursachung hin, da deren Konzentrationen mit wachsender Entfernung von den Halden geringer werden (P 55 mit 1.225 mg/kg und P 56 mit 49 mg/kg).

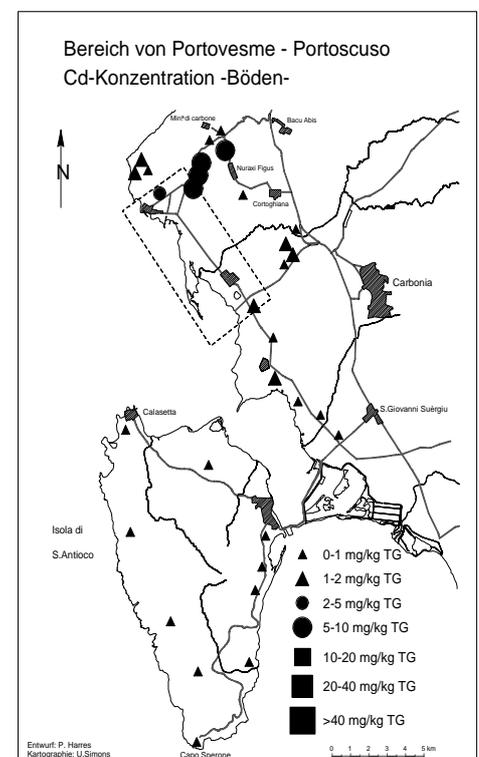
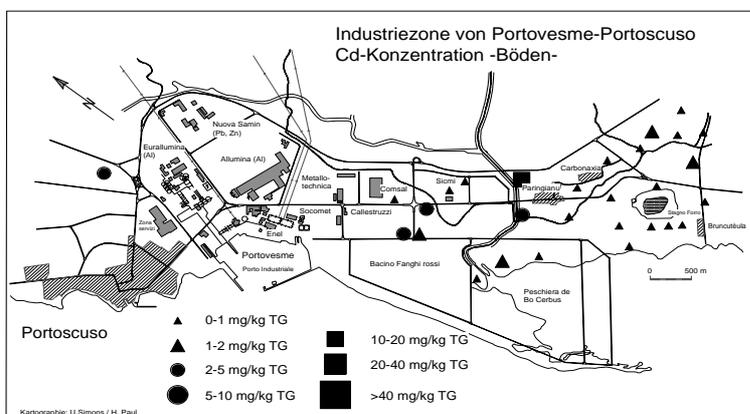
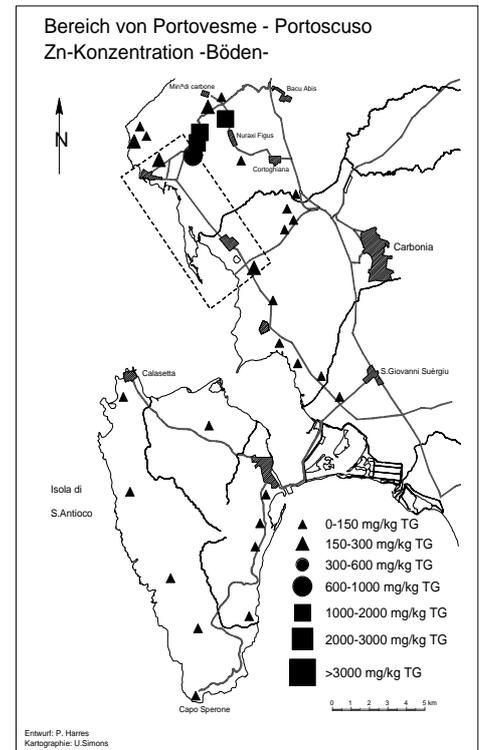
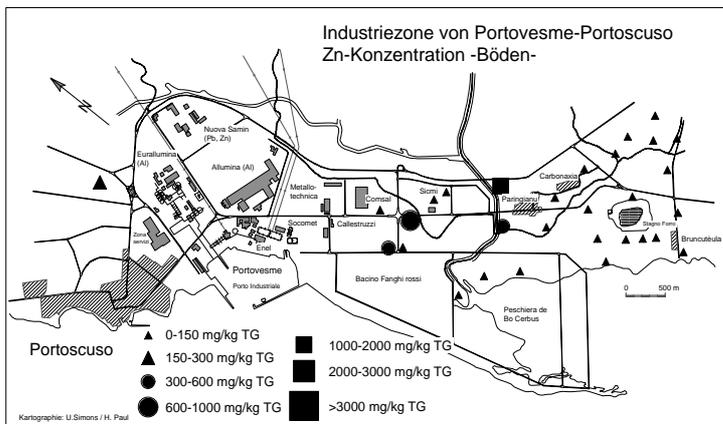


Abb. 6.3.1.1/5: Zink- und Cadmiumkonzentrationen der Oberböden im engeren und weiteren Arbeitsgebiet von Portoscuso

Vergleicht<sup>64</sup> man bei den Bodenproben von Portoscuso die Elementanteile, die durch **Extraktion mit Ammoniumnitratlösung** gewonnen wurden (Tab. 6.3.1.1/4, im Anhang und Tab. 6.3.1.1/5), mit denen der beiden anderen Einzugsgebiete, so fallen einige Parallelitäten aber vor allem einige Unterschiede auf.

**Tab. 6.3.1.1/5:** Statistische Kenngrößen der Schwermetallgehalte aus den Eluaten im Arbeitsgebiet von Portoscuso

Portoscuso		Mit Ammoniumnitratlösung extrahierbare Elementanteile in µg/kg						
		Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
<b>Alle Proben</b>	<b>Probenanzahl n</b>	<b>34</b>	<b>70</b>	<b>70</b>	<b>70</b>	<b>64</b>	<b>67</b>	<b>70</b>
	Minimum	0,4	50	28,4	50,0	13	1,1	25
	Maximum	13,3	9.215	271,2	190,0	17.643	443,0	2.075
	arith. Mittel	4,2	1.281	82,9	67,9	2.568	57,0	576
	<b>geom. Mittel</b>	<b>2,5</b>	<b>470</b>	<b>74,5</b>	<b>62,9</b>	<b>665</b>	<b>21,8</b>	<b>432</b>
	Std.abw.	3,3	2.203	41,8	32,7	3.867	81,7	426
	rel. Var.koef. in %	13,6	20,7	6,1	5,8	19,0	17,7	8,9
<b>A-Horizonte (ohne RAp)</b>	<b>Probenanzahl n</b>	<b>11</b>	<b>21</b>	<b>21</b>	<b>21</b>	<b>19</b>	<b>21</b>	<b>21</b>
	Minimum	0,4	93	28,4	50,0	20	1,1	75
	Maximum	9,8	3.980	182,5	175,0	17.643	187,0	1.800
	arith. Mittel	5,0	799	81,4	71,4	2.239	29,0	558
	<b>geom. Mittel</b>	<b>3,9</b>	<b>420</b>	<b>75,9</b>	<b>65,5</b>	<b>547</b>	<b>13,2</b>	<b>447</b>
	Std.abw.	2,5	1102	35,2	35,0	4.270	43,5	395
	rel. Var.koef. in %	15,8	30,9	9,6	11,0	44,9	33,6	15,8
<b>R- und RAp-Horizonte</b>	<b>Probenanzahl n</b>	<b>13</b>	<b>24</b>	<b>24</b>	<b>24</b>	<b>23</b>	<b>24</b>	<b>24</b>
	Minimum	0,4	50	31,2	50,0	103	4,2	25
	Maximum	9,5	9.215	195,2	190,0	16.900	443,0	1.800
	arith. Mittel	2,8	1.074	88,2	72,0	4.042	86,8	493
	<b>geom. Mittel</b>	<b>1,4</b>	<b>345</b>	<b>79,1</b>	<b>66,1</b>	<b>1.560</b>	<b>39,9</b>	<b>337</b>
	Std.abw.	2,9	2.357	41,1	37,3	4.482	105,9	414
	rel. Var.koef. in %	30,9	45,7	9,7	10,8	23,6	25,4	17,5
<b>jC-, yC- und Y-Horizonte</b>	<b>Probenanzahl n</b>	<b>2</b>	<b>6</b>	<b>6</b>	<b>6</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>6</b>
	Minimum	3,5	108	32,5	50,0	55	9,3	75
	Maximum	6,0	8.740	271,2	155,0	7.625	256,0	2.075
	arith. Mittel	4,8	1.760	104,7	85,6	2.599	113,7	1.050
	<b>geom. Mittel</b>	<b>4,6</b>	<b>518</b>	<b>76,5</b>	<b>78,1</b>	<b>810</b>	<b>74,7</b>	<b>723</b>
	Std.abw.	1,8	3.428	92,7	41,5	3.163	90,4	714
	rel. Var.koef. in %	37,2	87,1	39,6	21,7	60,8	35,6	30,4
<b>Bv-, AlBv-, Bvt- und AhBv-Horizonte</b>	<b>Probenanzahl n</b>	<b>3</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>5</b>
	Minimum	0,4	105	49,6	50,0	155	7,3	350
	Maximum	7,6	1.485	105,1	50,0	2.095	159,0	800
	arith. Mittel	5,0	659	82,7	50,0	631	41,1	505
	<b>geom. Mittel</b>	<b>2,8</b>	<b>370</b>	<b>79,1</b>	<b>50,0</b>	<b>356</b>	<b>18,7</b>	<b>479</b>
	Std.abw.	4,0	691	25,7	0	834	66,0	192
	rel. Var.koef. in %	56,5	52,4	15,5	0	66,1	80,3	19,0
<b>C-Horizonte</b>	<b>Probenanzahl n</b>	<b>2</b>	<b>7</b>	<b>7</b>	<b>7</b>	<b>7</b>	<b>7</b>	<b>7</b>
	Minimum	5,6	148	40,3	50,0	13	1,3	250
	Maximum	13,3	2.398	101,0	102,0	3.065	41,9	1.000
	arith. Mittel	9,4	834	61,3	62,4	500	9,9	539
	<b>geom. Mittel</b>	<b>8,6</b>	<b>531</b>	<b>58,7</b>	<b>60,2</b>	<b>97</b>	<b>5,5</b>	<b>475</b>
	Std.abw.	5,4	811	20,7	19,7	1.131	14,3	290
	rel. Var.koef. in %	57,1	39,7	13,8	12,8	92,5	58,9	21,9

So streuen auch hier - wie in Pixinamanna und im Marganei - die Werte beträchtlich. Dabei werden im Umfeld von Portoscuso Maxima bei Chrom von 13,3 µg/kg, bei Eisen von 9.215 µg/kg, bei Nickel von 271 µg/kg, bei Kupfer von 190 µg/kg, bei Zink von 17.643 µg/kg, bei Cadmium von 443 µg/kg und bei Blei von 2.075 µg/kg erreicht. Diese Werte sind - trotz z.T. vergleichbarer mobilitätsbeeinflussender Randbedingungen (Kap. 3.1.3.2) - je nach Element niedriger oder höher als die gemessenen Werte der beiden anderen Einzugsgebiete. Solche Unterschiede finden sich auch bei den Mittelwerten aller Proben. Trotz der extrem hohen Gesamtgehalte im Bergbauggebiet, die prinzipiell auch höhere Eluatkonzentrationen nahelegen, verfügen beispielsweise bei Eisen und Nickel die beiden anderen Arbeitsgebiete über höhere Eluatmittelwerte. Die mögliche Ursache dieser Unterschiede in den Arbeitsgebieten soll in Kap. 7.4 diskutiert werden.

<sup>64</sup> Dabei werden nur die Proben miteinander verglichen deren Probenanzahl größer als 10 ist.

Die gegenüber den Schwermetallgesamtgehalten z.T. niedrigeren relativen Variationskoeffizienten der Eluatkonzentrationen machen deutlich, daß die Streubreite bei letzteren stellenweise unter denen der zugehörigen Gesamtgehalte liegt.

Auch im Arbeitsgebiet von Portoscuso lassen sich Zusammenhänge zwischen den Eluatkonzentrationen und den räumlichen Strukturen erkennen. So zeigt sich bei **Eisen**, daß in der Umgebung von Paringianu die höchsten Konzentrationsspannen erreicht werden. In dieser Zone, in der auch zahlreiche Elemente hohe Gesamtkonzentrationen besitzen, finden sich darüber hinaus auch die Probenstellen mit den Maximalkonzentrationen (P 46 mit 9.215 µg/kg, P 26 mit 7.988 µg/kg und P 22 mit 8.740 µg/kg). Die annähernde Deckungsgleichheit dieser Bereiche stützt die weiter oben postulierte Ansicht, daß es sich hierbei um ein Gebiet mit verstärkter Immissionsbelastung handeln könnte, zumal - wie bekannt (PRÜESS, A., 1992) - in solchen Gebieten meist höhere mobile Schwermetallanteile in den Böden vorkommen.

Die gegenüber den anderen Arbeitsgebietsabschnitten ebenfalls hohen Eisen- und **Nickelgehalte** der Probenstellen auf S. Antioco lassen sich nicht so ohne weiteres mit Immissionen aus der Industriezone von Portoscuso in Zusammenhang bringen. Hier muß möglicherweise davon ausgegangen werden, daß sich darin Emissionen aus den Industriebetrieben der Inselhauptstadt widerspiegeln. Diese Schlußfolgerung liegt nahe, weil prozessuale, substrat- und nutzungsbedingte Einflüsse auf die Schwermetallgehalte und deren Mobilität weitgehend denen anderer Stellen mit niedrigeren Konzentrationen gleichen.

Betrachtet man die Nickelgehalte der übrigen Meßpunkte, so zeigen diese kein eindeutiges räumliches Verteilungsmuster. Dies gilt mit Ausnahme von S. Antioco und einem eng begrenzten Gebiet im Umfeld der Aufschlämmecken auch für **Kupfer**. Bei diesem Element werden in dem genannten Gebiet zwischen 110 und 175 µg Cu pro kg Boden erreicht.

Die **Zinkgehalte** schwanken zwischen Portoscuso und dem nördlich von Paringianu gelegenen Ringkanal auf kurze Distanz beträchtlich (P 14 mit < 50 µg/kg gegenüber P 15 mit 17.643 µg/kg). Sie lassen somit in der engeren Industriezone kein räumliches Verbreitungsmuster erkennen. Im Gegensatz dazu ordnen sich die Zinkwerte im restlichen Arbeitsgebiet zu zwei Bereichen mit (fast) regelhafter Abfolge in den Konzentrationshöhen.

Der erste Bereich umfaßt dabei wieder das bereits mehrfach angesprochene Immissionsgebiet in der Umgebung von Paringianu. Hier steigen von Nordwest nach Südost die Konzentrationen von 1.515 (P 22) über ca. 2.700 (P 23 und 24) und 4.730 (P 25) bis auf 10.170 (P 28) an, bevor sie wieder schrittweise über 5.535 (P 45), 1.960 (P 44), 1.300 bis 1.500 (P 43 und 42) auf 145 bis knapp unter 300 (alle Werte in µg/kg) an der südöstlichen Arbeitsgebietsgrenze enden. Allerdings liegen eingebettet in dieser Zone einige Proben, die dieses Verteilungsmuster durch niedrigere oder höhere Werte modifizieren, jedoch nicht grundlegend in Frage stellen. Wie bei der Besprechung der *Inula viscosa*-Gehalte im Kapitel 6.3.4.1 auch kartographisch veranschaulicht wird, muß davon ausgegangen werden, daß die Areale maximaler Zinkgehalte den Kern der eigentlichen "Problemzone" dieses Arbeitsgebietes markieren. Dies ist gleichzeitig die Zone gravierender Pflanzenschäden (s. Kap. 6.3.4).

Als zweiter Bereich läßt sich der zwischen Portoscuso und der Miniera di Carbone gelegene Streifen nennen. Dieser wurde bereits bei der Besprechung der Cadmium- und Zinkgesamtgehalte als ein Gebiet mit höheren Belastungen herausgestellt. Für die Eluatkonzentrationen von Zink gelten daher prinzipiell die gleichen Ausführungen.

Während bei der räumlichen Verteilung der Gesamtgehalte eine weitgehende Übereinstimmung der Zink- und Cadmiumwerte festgestellt werden konnte, weichen die **Cadmiumkonzentrationen** der Eluate im "Immissionsgebiet" von Paringianu von denen der Zinkwerte ab. Zwar finden sich mit 249 µg/kg an Probenstelle 26 und 443 µg/kg an Probenstelle 28 die Maxima an den gleichen Meßstellen, die anderen Punkte variieren jedoch zu stark. Eine Übereinstimmung mit der Zinkverteilung läßt sich allerdings wieder außerhalb dieser Zone feststellen. So verringern sich nach Südosten zu die Konzentrationen von 127 µg/kg (P 45) über 45 µg/kg (P 44) und 33 bzw. 34 µg/kg (P 43 bzw. P 42) auf 11 µg/kg (P 41). Auch im Streifen zwischen Portoscuso und der Miniera di Carbone herrscht wieder eine annähernde Deckungsgleichheit in den Konzentrationsentwicklungen.

Bei den **Bleigehalten** wiederum fällt auf, daß im Industriegebiet besonders hohe Konzentrationen in der Nähe der Bleischmelze (P 15), bei den Sedimentationsbecken (P 17) und abgeschwächt in dem

sich von Südwest nach Nordost erstreckenden Streifen zwischen Portoscuso und der Miniera di Carbone (P 52 bis P 54) auftreten. Auf die mögliche Ursache dieser Sachverhalte wurde bereits mehrfach hingewiesen. Ebenfalls hohe Konzentrationen finden sich in der Nähe eines Steinbruches (Kalke) auf S. Antioco (P 34 und P 35). Aus den Konzentrationen an den übrigen Probenstellen ergibt sich kein eindeutiges Verteilungsbild.

Auch für das Arbeitsgebiet von Portoscuso werden die Querbezüge zwischen Gesamtkonzentrationen, extrahierbaren Anteilen, Bodenparametern und Pflanzengehalten im Kapitel 7.4 dargestellt.

### 6.3.1.2 Analysedaten der Bodenprofile

In Portoscuso wurden an fast allen Probenstellen die Bodenprofile aufgenommen. Analysiert wurden jedoch nur 5 Bodenprofile (P 6, P 8, P 20, P 47 und P 48), da zum einen die auf die Schwermetallverlagerung bezogenen Ergebnisse der Profiluntersuchungen der anderen Einzugsgebiete in ihren Grundaussagen übertragen werden konnten und zum anderen der Untersuchungsschwerpunkt bei den Böden auf den oberflächennahen Bereichen lag.

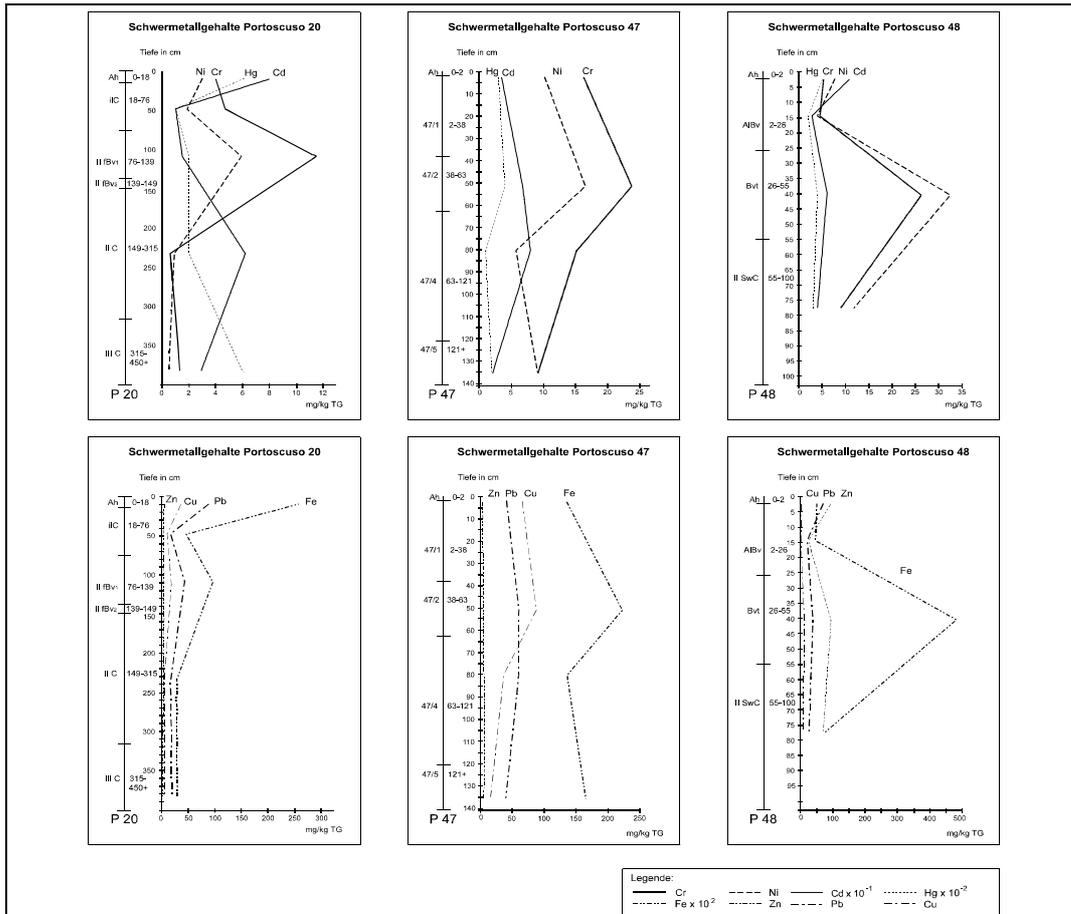
Aus den Analyseergebnissen läßt sich erkennen, daß für die einzelnen Untersuchungsparameter prinzipiell die gleichen Aussagen gelten, die bereits in den Kapiteln 6.1.1.2 und 6.2.1.2 getroffen wurden. So zeigt sich bei der Beurteilung der **Kornspektren**, der **pH-Werte**, der **Karbonatgehalte** und der **organischen Substanz**, daß neben den geologisch vorgegebenen Substratunterschieden und den anthropogenen Eingriffen vor allem Erosion und Akkumulation als Verursacher von Profildifferenzierungen auftreten. Daneben prägen - wie nicht anders zu erwarten - pedogenetische Prozesse die horizontbezogenen Unterschiede bei einzelnen Profilen. Auf diese Sachverhalte wurde bereits ausführlicher bei der Besprechung der Profile 20 und 47 im Kapitel 6.3.1 aufmerksam gemacht.

Die **Schwermetallgesamtgehalte** der Horizonte ausgewählter Bodenprofile sind in Abbildung 6.3.1.2/1 (nächste Seite) dargestellt. Diese Tiefenverteilungskurven der Elemente von Profil 20 und 48 machen durch die höheren Elementgehalte in den A-Horizonten deutlich, daß sich die bereits weiter oben postulierten Immissionseinträge im Verteilungsbild der Elemente widerspiegeln.

Die Konzentrationsanstiege fast aller Kurven in den Bv- (P 20) bzw. Bvt-Horizonten (P 48) belegen hier sowohl pedogenetisch bedingte Anreicherungen (P 48) als auch sedimentär bedingte Unterschiede (P 20). Letzteres zeigt sich auch bei Profil 47, bei dem der Bereich 47/2 dem II fBv-Horizont entspricht. In diesem Profil liegen die Schwermetallgehalte im obersten Horizont niedriger als in den tiefer liegenden Abschnitten. Dies muß hier mit einem jungen Oberflächenabtrag in Zusammenhang gebracht werden, der die ehemaligen mächtiger entwickelten A-Horizonte weitgehend beseitigt hat.

Sowohl bei P 20 als auch bei P 47 läßt sich erkennen, daß die Cadmiumkurven ihre Maxima unterhalb der Bv-Horizonte haben. In beiden Fällen korrespondiert der Anstieg in den davon betroffenen II C-Horizonten mit deutlichen Steigerungen der Karbonatgehalte. Es ist daher anzunehmen, daß das mobile Element Cadmium, welches unter den Schwermetallen die potentiell größte Verlagerungstendenz besitzt, hier durch karbonatische Fällungen angereichert wurde.

Die **Eluatkonzentrationen in den Tiefenprofilen** (Tab. 6.3.1.1/4, im Anhang) zeigen ein anderes Verteilungsbild als das der Gesamtgehalte. Im Gegensatz zum Marganei finden sich hier auch nur bei wenigen der Elemente die höchsten "verfügbaren" Anteile in den Ah-Horizonten. Dies gilt lediglich bei allen Profilen für Zink und Cadmium sowie zusätzlich bei Profil 20 für Blei und bei Profil 48 für Nickel. Bei den untersuchten Profilen von Portoscuso erreichen demgegenüber die anderen Elemente in unterschiedlicher Tiefenlage die höchsten eluierbaren Schwermetallanteile.



Lage und Aufbau von Profil 20 findet sich auch in der Abbildung 5.3.3/3 (die Lage aller Profile ist im Anhang in den Abbildungen 4.1.1.1/3 und 4.1.1.1/4 dargestellt).

**Abb. 6.3.1.2/1:** Tiefenbezogene Verteilungskurven von Schwermetallen in ausgewählten Profilen im Arbeitsgebiet von Portoscuso

**Zusammenfassend** läßt sich bei den Böden im Arbeitsgebiet von Portoscuso feststellen, daß:

- die **Bodengesellschaften** in den Vulkanitgebieten vor allem aus Syrosemem, Protorankern, Rankern und (nur an wenigen ebenen Stellen verbreitet) Braunerde-Rankern bestehen. Hingegen haben sich vorrangig auf Glaciterrassenschotter Regosole, Braunerde-Regosole, Regosol-Braunerden und Braunerden gebildet und erhalten. Letztere dominieren in Muldenlage auf den Hochflächen des Arbeitsgebietes. Auf tonig verwitterten Glaciterrassen finden sich Vertisole, degradierte Vertisole und Pseudogleye, während Parabraunerden, deren Bt-Horizonte häufig eine sedimentäre Ursache haben, nur vereinzelt anzutreffen sind.
- Kolluviale im Bereich der Hangfußzonen auftreten und in den jungholozänen Akkumulationszonen der Torrenten Auen-silikatrohböden, Auenregosole, Gleye und Pelosole dominieren.
- im Umfeld der Stagni Salzböden vorkommen, während sich auf den rezenten marinen Küstensanden Lockersyroseme, Regosole, Braunerde-Regosole und Regosol-Braunerden entwickelt haben.
- die Bodengesellschaften außerdem durch zahlreiche kleinflächige Standorte mit anthropogen umgelagerten Böden und Reduktosolen auf Schlammkippen modifiziert werden.
- die Rigosole der Weinbergareale entsprechend unterschiedlich langer Nutzungsdauer der Flächen große Mächtigkeitsunterschiede in den R- bzw. RAp-Horizonten aufweisen.
- verschiedene **Aufschlüsse** eine Rekonstruktion der jüngeren Morphodynamik und Pedogenese des Raumes gestatten. Dabei wird deutlich, daß in diesem küstennahen Bereich ein mehrfacher klimagesteuerter Wechsel in der Prozeßdynamik angenommen werden muß. Dieser führte dazu, daß sich Erosion, Akkumulation und Festlegung der Substrate sowie Lösung, Entbasung, Transport, Karbonatisierung und Ausfällung der mobilisierten/immobilisierten Stoffe häufiger abwechselten. So

- lassen sich zumindest zwei zeitverschiedene Phasen mit Karbonatlösung und Kalkausfällung nachweisen.
- **Sandfraktionen** die Kornspektren der obersten Bodenhorizonte der meisten Proben prägen. Dabei bilden die Sande zusammen mit den vorrangig auf Glaciterrassen und tonig verwitterten Vulkaniten verbreiteten Lehmen das Verteilungsmuster der einzelnen Landschaftsräume ab.
  - bei den bodenartenabhängigen Sorptionseigenschaften zwischen den Dünen- und Flugsandfeldern einerseits und den Vulkanitgebieten bzw. den tonig verwitterten Glaciterrassensedimenten andererseits unterschieden werden muß.
  - sich in den **pH-Werten** der obersten Profilbereiche sowohl die Substratunterschiede als auch das Nutzungsmuster und die anthropogenen Veränderungen widerspiegeln.
  - extrem versauerte Böden fehlen, was - vor allem auf den sauren Vulkaniten - mit der Einwehung kalkhaltiger Stäube in Verbindung gebracht wird.
  - mit wenigen Ausnahmen nur geringe **Karbonatgehalte** gemessen wurden. Höhere Gehalte finden sich nur auf kalkverfestigten fossilen Dünen bzw. an anthropogen veränderten Standorten.
  - auch der Gehalt an **organischer Substanz** insgesamt sehr gering ist, was in vielen Fällen auf junge erosive Prozesse zurückgeführt wird.
  - die Mittelwerte der **Schwermetallgesamtgehalte** der Böden vor allem bei Zink, Cadmium und Blei höher liegen als die Durchschnittsgehalte der entsprechenden Fest- oder Lockergesteine.
  - bei einer Gegenüberstellung der drei Arbeitsgebiete das Umfeld von Portoscuso bei den mittleren Schwermetallgehalten der Böden mehr der Forstschutzregion von Pixinamanna als dem Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa entspricht.
  - die (jungen) Anreicherungen einzelner Elemente im Arbeitsgebiet bei weitem nicht die Größenordnungen wie in den Gebieten mit Bergbaualllasten erreichen. Dennoch existieren auch hier bei den Schwermetallen breite Konzentrationsspannen.
  - die **Chromgehalte** der Oberböden nur in geringem Maße die geologisch bedingten Substratunterschiede widerspiegeln.
  - sich in den Chromgehalten räumliche Differenzierungen erkennen lassen. Dabei schält sich eine vorrangige "Anreicherungszone" heraus. Diese liegt südöstlich von Paringianu in der Hauptwindrichtung. Dort steigen die Konzentrationen sprunghaft auf über 20 mg/kg an. Dieses Gebiet liegt 4 bis 5 km von den Hauptemittenten entfernt im Windschatten einzelner kleiner Hügel. Der Einfluß der Schornsteinhöhe der wichtigsten Emittenten und die Lage im Relief scheint für die an dieser Stelle gelegene Aufkonzentrierung eine wichtige Rolle zu spielen. In den weiter südwestlich dieser Zone gelegenen Arbeitsgebietsabschnitten sinken mit wachsender Distanz vom Emissionsgebiet die Gehalte schrittweise ab.
  - die mit 167 und 324 mg/kg höchsten Chromgehalte im Ablagerungsgebiet der "Fangi rossi", also der Rotschlämme aus der Aluminiumproduktion und der Abwässer anderer Betriebe gemessen wurden.
  - sich die **Eisenkonzentrationen** im Bereich der geogenen Grundgehalte bewegen und mit einzelnen Ausnahmen als sehr niedrig eingestuft werden müssen. Einer der Gründe dafür liegt darin, daß auch in Portoscuso pedogenetische Eisenanreicherungen eher die Ausnahme sind, was auf erosive Kappung zahlreicher Profile und häufig geringe Bodenentwicklung im Einzugsgebiet hinweist.
  - sich höhere Eisengehalte neben anthropogen veränderten Flächen auf den wenigen Standorten mit gut entwickelten Bodenprofilen (u.a. Glaciterrassen, Hochflächen) finden. Diese Abhängigkeiten verschleiern einen möglichen Zusammenhang mit industriellen Immissionen.
  - die Konzentrationshöhen von **Nickel** bis auf einzelne Proben bei den jC-, yC- und Y-Horizonten (dort Gehalte bis 126 mg/kg) als unspektakulär betrachtet werden müssen.
  - auch das Verteilungsbild höherer Nickelkonzentrationen das Umfeld der Absetzbecken und den Bereich süd- und südöstlich von Paringianu hervorhebt. Somit kann auch in diesem Falle auf eine Windverdriftung industrieller Emissionen und deren vorrangige Deposition in der genannten "Anreicherungszone" geschlossen werden.
  - die **Kupferkonzentrationen** im Mittel aller Proben unterhalb der geogenen Grundgehalte der entsprechenden Gesteine liegen, jedoch auf den anthropogen veränderten Standorten und auf den R- und RAp-Horizonten deutlich höher sind. Dieses ist zum einen auf den Eintrag kupferhaltiger Wasser und Sedimente, zum anderen auf den Einsatz kupferhaltiger Spritzmittel zurückzuführen.
  - sich auch bei Kupfer ein räumliches Verteilungsmuster der Konzentrationen erkennen läßt. Hierbei finden sich - neben den bereits erwähnten Zonen - höhere Gehalte auf der Isola di S. Antioco. Dies läßt sich nicht mit den verschiedenen geologischen Ausgangssubstraten dieses Raumes (Rhyolite, Ignimbrite, Andesite, paläozoische Kalkserien) in Einklang bringen und ist entweder eine Folge des nahe gelegenen Weinbaus oder weist auf Emissionen aus Betrieben der Cita di S. Antioco hin.

- sich die Konzentrationsverteilungen von **Zink und Cadmium** weitgehend entsprechen, was auf eine enge Beziehungen zwischen beiden Elementen hindeutet.
- sich vor allem bei Cd und Zn ein zwischen Portoscuso und der nordöstlich gelegenen Miniera di Carbone liegender Streifen als ein Gebiet mit höheren Belastungen herauschält. Dies wird zum einen auf Meer-Land-Winde, die zu einem verstärkten Eintrag belasteter Stäube aus den Emissionsgebieten der Industriezone führen, zurückgeführt. Zum anderen - und dies scheint die dominierende Ursache zu sein - auf die Ablagerung von Produktionsrückständen und die Verdriftung nahe gelegener Halden.
- bei den **Quecksilbergehalten** nur wenige Probenstellen durch höhere Konzentrationen auffallen und somit bei diesem Element keine räumliche Differenzierung erkennbar ist.
- die Konzentrationsspanne der **Bleigehalte** aller Proben zwischen 2 und 4.350 mg/kg liegt (Mittelwert: 43 mg/kg) und die Konzentrationsmaxima meist an der Bodenoberfläche zu finden sind. Letzteres weist auf Bleiakkumulationen in dieser Zone hin.
- die räumliche Verteilung der Bleigehalte zwei Zonen mit höheren Konzentrationen erkennen läßt. Die erste Zone liegt nördlich der Anreicherungsgebiete anderer Elemente (Cr, Ni, Cu) und stimmt nicht mit diesen überein. Als Verursacher der räumlichen Trennung dieser beiden Bereiche wird die unterschiedliche Schornsteinhöhe der jeweiligen Hauptemittenten angenommen, da die Blei-Zink-Schmelze (Emittent für Blei) über eine deutlich niedrigere Quellhöhe verfügt. Die zweite Zone umfaßt den gleichen Abschnitt zwischen Portoscuso und der Miniera di Carbone in dem auch Zn und Cd sehr hohe Werte erreichen. Wie bei diesen Elementen muß auch hier ein Nahtransport von kontaminiertem Haldenmaterial durch Windverdriftung angenommen werden.
- die durch **Extraktion mit Ammoniumnitratlösung** gewonnenen Elementanteile - wie in Pixina-manna und im Marganei - beträchtlich streuen. Die Werte lassen sich im Vergleich mit den beiden anderen Untersuchungsgebieten nur schwer interpretieren. Dennoch lassen sich Zusammenhänge zwischen den Eluatkonzentrationen und den räumlichen Strukturen erkennen. So zeigt sich bei Eisen eine annähernde Deckungsgleichheit mit der Zone in der auch zahlreiche Elemente hohe Gesamtkonzentrationen besitzen. Dies stützt die weiter oben postulierte Ansicht, daß es sich hierbei um ein Gebiet mit verstärkter Immissionsbelastung handelt, zumal - wie bekannt (PRÜESS, A., 1992) - in solchen Gebieten meist höhere mobile Schwermetallanteile in den Böden vorkommen.
- aus den Ammoniumnitratextrakten höhere Eisen- und Nickelgehalte bei den Proben von S. Antioco gemessen wurden. Dies läßt sich nicht ohne weiteres mit Immissionen aus der Industriezone von Portoscuso in Zusammenhang bringen und legt Emissionen aus Industriebetrieben der Inselhauptstadt nahe.
- mit Ausnahme von S. Antioco und einem eng begrenzten Gebiet im Umfeld der Aufschlammbecken kein eindeutiges räumliches Verteilungsmuster der Eluatkonzentrationen von Nickel und Kupfer existiert.
- die Eluatgehalte bei Zink in der engeren Industriezone kein räumliches Verbreitungsmuster erkennen lassen. Allerdings ordnen sie sich im restlichen Arbeitsgebiet zu zwei Bereichen mit (fast) regelhafter Abfolge in den Konzentrationshöhen. Der erste Bereich umfaßt dabei das bereits mehrfach angesprochene Immissionsgebiet in der Umgebung von Paringianu. Von diesem Gebiet aus sinken die Zinkkonzentrationen schrittweise bis auf sehr geringe Werte an der südöstlichen Arbeitsgebietsgrenze. Auch hierbei markieren die Areale maximaler Zinkgehalte den Kern der eigentlichen "Problemzone" des Arbeitsgebietes. Der zweite Bereich liegt wiederum zwischen Portoscuso und der Miniera di Carbone in der bereits mehrfach erwähnten Belastungszone.
- bei Cadmium die Konzentrationsbereiche aus den Eluaten - im Gegensatz zu denen der Gesamtgehalte - im "Immissionsgebiet" von Paringianu nicht mit denen von Zink übereinstimmen. Eine Übereinstimmung mit der Zinkverteilung ist allerdings wieder außerhalb dieser Zone und im Streifen zwischen Portoscuso und der Miniera di Carbone gegeben.
- bei den Eluatkonzentrationen von Blei im Industriegebiet besonders hohe Werte in der Nähe der Bleischmelze sowie bei den Sedimentationsbecken und abgeschwächt in dem sich von Südwest nach Nordost erstreckenden Streifen zwischen Portoscuso und der Miniera di Carbone auftreten.
- bei den **Bodenprofilen** neben geologisch vorgegebenen Substratunterschieden, pedogenetischen Prozessen und anthropogenen Eingriffen vor allem Erosion und Akkumulation als Verursacher von Profildifferenzierungen auftreten.
- die **Tiefenverteilungskurven** der Schwermetalle durch die höheren Elementgehalte in den A-Horizonten die Immissionseinträge widerspiegeln.
- die Konzentrationsanstiege fast aller Kurven in den Bv- bzw. Bvt-Horizonten sowohl pedogenetisch bedingte Anreicherungen als auch sedimentär bedingte Unterschiede belegen.

- die Cadmiumkurven ihre Maxima unterhalb der Bv-Horizonte in Bereichen hoher Karbonatgehalte besitzen, was bei diesem mobilen Element auf karbonatische Fällungen in dieser Zone zurückgeführt wird.
- die Eluatkonzentrationen in den Tiefenprofilen ein anderes Verteilungsbild als das der Gesamtgehalte zeigen. Dabei werden bei Zink und Cadmium die höchsten "verfügbaren" Anteile in den Ah-Horizonten gefunden.

### 6.3.2: Wasserproben

Wie bereits erwähnt, wurden im Umfeld von Portoscuso alle natürlichen Gerinne beseitigt und durch einen ausbetonierten Ringkanal (Canale di Paringianu) ersetzt. Dieser beginnt einige Kilometer nordöstlich von Paringianu. Dort nimmt er - kurz hinter einem aufgestauten Teich - den im Osten entspringenden Riu so Flumentipedo auf. Wenige Meter nach diesem Stauteich wird ihm von Portoscuso her das Wasser eines ebenfalls ausbetonierten Seitenkanals zugeführt. Obwohl der begradigte Riu so Flumentipedo einer der zahlreichen Torrenten dieser Region ist, zeigte sich, daß während der Untersuchungsabschnitte die Wasserführung im Ringkanal - trotz z.T. ergiebiger Niederschlagsspenden (Abb. 6.3.2/1 bis 6.3.2/5, im Anhang) - nur unwesentlich schwankte. Daneben glichen sich trotz relativer Variationsbreite die gemessenen Parameter zu den verschiedenen Zeitpunkten weitgehend.

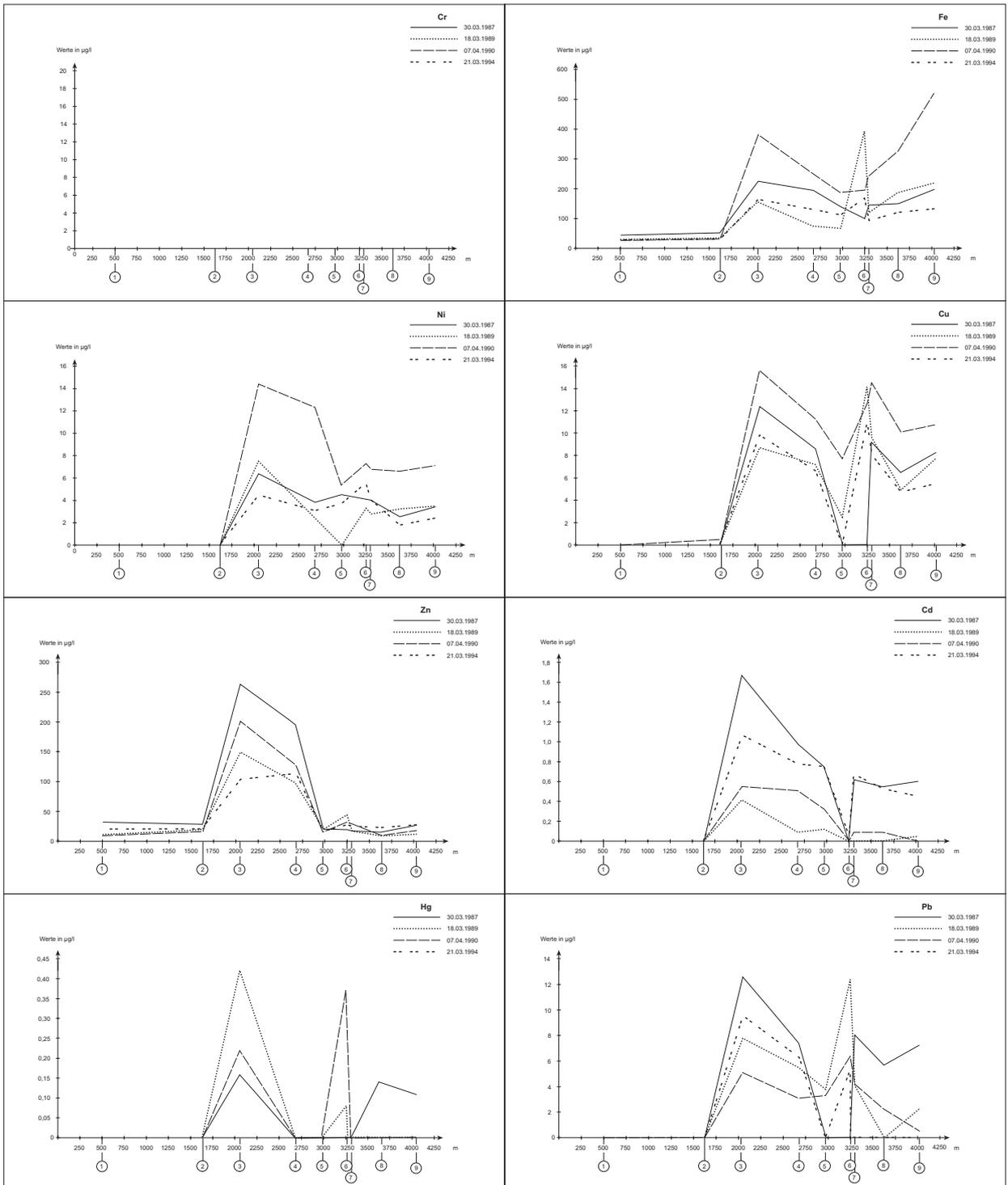
Die relative Abflußkonstanz wird einerseits mit der Anlage von Staubecken im Riu so Flumentipedo und zum anderen mit Wasserentnahmen aus diesem Gerinne in Zusammenhang gebracht. Daneben erfolgen nicht erfaßbare Einleitungen in die Sedimentationsbecken der Fangi rossi und sowohl industrielle als auch kommunale Wasserabschläge (auch aus den Kanalisationssystemen) in das Meer<sup>65</sup>, die ebenfalls Einfluß auf die Wasserführung des Kanals haben.

Somit ließen sich niederschlagsbedingte Abflußstrukturen hier kaum feststellen. Daher wurde in Portoscuso, im Gegensatz zu den beiden anderen Arbeitsgebieten, die Wasseruntersuchungen stark reduziert.

Infolge der relativ gleichmäßigen Wasserführung kam es zur Ablagerung eines schlammigen Sedimentkörpers, auf dem sich ein dichter Bewuchs verschiedenster Pflanzen angesiedelt hat (Foto 4.1.1.2/1, im Anhang). Dieser Bewuchs hemmt gleichzeitig den Abfluß und verstärkt die Schlamm Bildung u.a. durch sich zersetzende Biomasse. Daher kann hier nicht davon ausgegangen werden, daß vergleichbare Abhängigkeiten wie in den Fließgerinnen der beiden anderen Einzugsgebiete existieren, so daß sich Wasseruntersuchungen am Ringkanal kaum für Fragen des Stoffaustuges nutzen lassen.

Die durchgeführten Wasseruntersuchungen sollen daher vor allem den Einfluß anthropogener Maßnahmen auf die Schwermetallfracht in diesem künstlichen Gerinne erfassen und dokumentieren. Daneben erschien es von Interesse, die Schwermetallkonzentrationen in den Stillgewässern im Umfeld der Sedimentationsbecken zu kennen, um Anhaltspunkte für eine potentielle ökosystemare Belastung der küstennahen Gebiete zu erhalten. Aus diesem Grund wurden neben den Wasserproben aus dem Ringkanal auch Proben aus zwei Sedimentationsbecken (Probenstellen 10 und 11) und eine Probe aus dem Überlauf des Hauptbeckens (Probenstelle 12) in die Untersuchung einbezogen. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind in den Tabellen 6.3.2/1 und 6.3.2/2 (im Anhang) und in Abbildung 6.3.2/6 dargestellt.

<sup>65</sup> mündliche Mitteilung aus der Stadtverwaltung von Portoscuso.



**Abb. 6.3.2/6:** Elementgehalte unfiltrierter Proben aus der fließenden Welle des Ringkanals bei Portoscuso zwischen dem 30.03.1987 und dem 21.03.1994

Wie sich aus den Tabellen entnehmen läßt, wurden die Analysen zwischen November 1986 und März 1994 durchgeführt. Die Ergebnisse zeigen, daß sich die einzelnen Elementgehalte an der Probenstelle 1 (unterster Abschnitt des Riu so Flumentipedo) und Probenstelle 2 (Stauteich am oberen Ende des Ringkanals) bei den unfiltrierten Proben unabhängig vom Entnahmezeitraum weitgehend gleichen. So schwanken beispielsweise die Eisengehalte an Probenstelle 1 nur zwischen 27 und 45 µg/l und die Zinkgehalte zwischen 9 und 32 µg/l. Die Nickel-, Kupfer-, Cadmium-, Quecksilber- und Bleigehalte

liegen hier zu allen Zeitpunkten unterhalb der Nachweisgrenze und markieren somit die Torrente als ein - auf Schwermetallgehalte bezogen - unbelastetes Fließgewässer.

Ab der Probenstelle 3 (Einlauf des Kanals von Portoscuso) ändern sich die Verhältnisse. Dies lassen die ansteigenden Kurven aller Schwermetalle an allen Meßzeitpunkten erkennen (Abb. 6.3.2/6). Zwischen den Meßpunkten 3 und 5 (unterhalb der Straßenbrücke von Paringianu) verringern sich die Konzentrationen fast aller Elemente kontinuierlich bis auf Größenordnungen, die denen gering belasteter Gewässer entsprechen. Probenstelle 6 zeigt demgegenüber zu den verschiedenen Zeitpunkten keine gleichbleibende Tendenz. Während im März 1986 hier niedrigere Schwermetallgehalte als die der weiter oberhalb gelegenen Meßstellen festgestellt wurden, liegen die Konzentrationen im März 1989, April 1990 und März 1994 z.T. sehr deutlich über den entsprechenden Gehalten der kanalaufwärtigen Probenstellen. Dies ist nicht verwunderlich, da Probenstelle 6 am Einlauf des Hauptentwässerungsrohres der Gemeinden Paringianu und Carbonaxia liegt und somit die - zu verschiedenen Zeitpunkten unterschiedlichen - Direkteinleitung ungeklärter kommunaler Abwässer widerspiegelt.

Dies belegen auch die wasserphysikalischen und -chemischen Parameter (Tab. 6.3.2/2, im Anhang und Abb. 6.3.2/7, nächste Seite). Die höheren Nitrat- und Phosphatgehalte an dieser Probenstelle weisen daneben auf die Landwirtschaft (insbesondere Weinbau) als Belastungsquelle hin. Die Werte unterhalb der Probenstelle 6 passen sich wiederum in den zu erwartenden Rahmen ein. So sind erhöhte Konzentrationen an der Probenstelle 7 feststellbar, die unschwer mit dem Einlauf durch die Probenstelle 6 in Zusammenhang gebracht werden können. Die weitgehend gleichbleibenden bzw. erhöhten Konzentrationen im Mündungsbereich (Probenstellen 8 und 9) werden zum einen mit Aufkonzentrierungen durch Rückgang der Wassermenge (Verdunstung, Wasserverbrauch durch die Pflanzen) und zum anderen auf den Einfluß des Meeres zurückgeführt.

Insgesamt liegen die Schwermetallgehalte im Ringkanal in einer Größenordnung wie sie für belastete Gewässer in Industriegebieten erwartet werden können (HARRES, H.P., 1992; HARRES, H.P. u. HÖLLWARTH, M., 1981; HELLMANN, H., 1986), worauf auch insbesondere die hohen CSB-Werte hinweisen (zwischen 100 und 700 mg/l).

Aus dem Rahmen aller Untersuchungen fallen jedoch die Probenstellen 10 bis 12, welche die Absetzbecken der Rotschlämme und deren Auslauf markieren. Hier steigen die Eisengehalte bis auf 3.750 µg/l, die Nickelgehalte bis auf 215 µg/l, die Kupfergehalte bis auf 148 µg/l, die Zinkgehalte bis auf 425 µg/l, die Cadmiumgehalte bis auf 47,5 µg/l, die Quecksilbergehalte bis auf 1,27 µg/l und die Bleigehalte bis auf 52,3 µg/l an. Sie liegen damit um Potenzen über denen des Ringkanals, markieren die Hauptbelastungszone der wasserbürtigen Schwermetalle und machen - da ein direkter Eintrag in das Mittelmeer wahrscheinlich ist - gleichzeitig deutlich, daß die Zerstörung mariner Öko- und Nutzungssysteme (CONTU, A. et al., o.J.; PAZZAGLIA, L., 1987) auch auf diesen Input zurückgeführt werden kann.

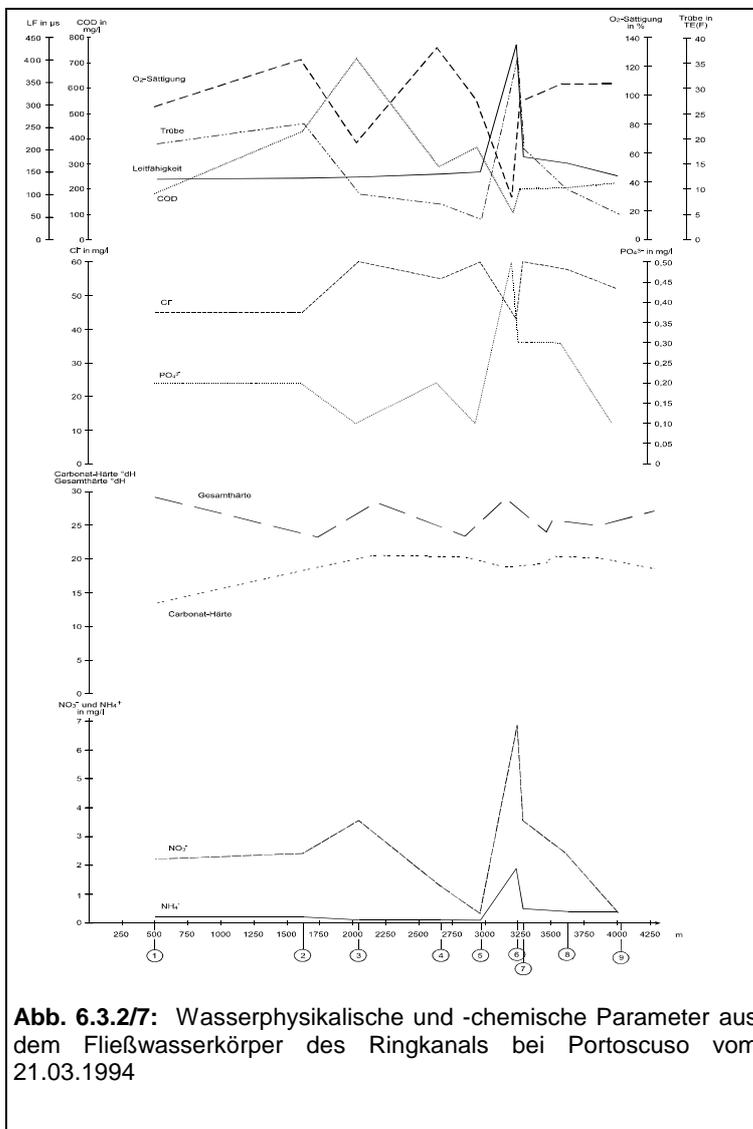
In gleicher Richtung müssen einzelne der hier ebenfalls sehr hohen wasserphysikalischen und -chemischen Parameter (Tab. 6.3.2/2, im Anhang) gedeutet werden. So werden Leitfähigkeitswerte von über 4.000 µS, sehr geringe Sauerstoffsättigungen (ca. 15%), und extrem hohe CSB-Werte (um 2.500 mg/l) gemessen.

Schwefstoffuntersuchungen wurden wegen der bereits oben genannten Gründe nicht durchgeführt.

**Zusammenfassend** läßt sich bei den Wasseruntersuchungen für Portoscuso feststellen, daß:

- im Umfeld von Portoscuso alle natürlichen Gerinne beseitigt und durch einen ausbetonierten Ringkanal (Canale di Paringianu) ersetzt wurden. Dessen Wasserführung variierte - trotz z.T. ergiebiger Niederschlagsspenden (Abb. 6.3.2/1 bis 6.3.2/5, im Anhang) - während der Untersuchungsabschnitte kaum.
- die weitgehende Abflußkonstanz mit der Anlage von Staubecken, Wasserentnahmen, Einleitungen in die Sedimentationsbecken sowie industriellen und kommunale Wasserabschlägen ins Mittelmeer in Zusammenhang steht.
- niederschlagsbedingte Abflußstrukturen im Untersuchungszeitraum kaum auftraten.
- sich auf den Schlammablagerungen im Ringkanal ein dichter Bewuchs verschiedenster Pflanzen angesiedelt hat.

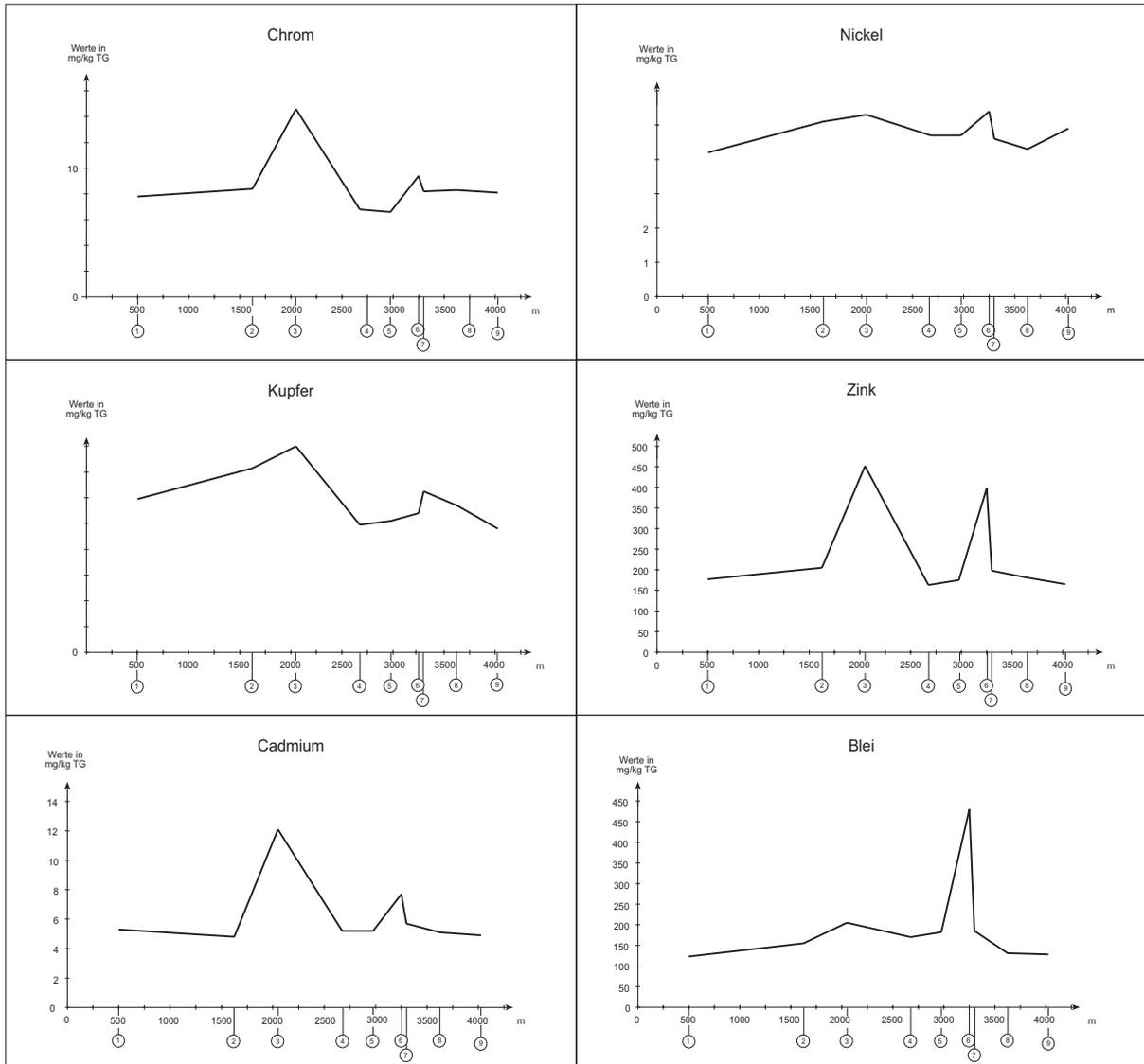
- die Wasseruntersuchungen lediglich den Einfluß anthropogener Maßnahmen auf die Schwermetallfracht in diesem künstlichen Gerinne und in den Stillgewässern im Umfeld der Sedimentationsbecken erfassen und dokumentieren.
- sich die Elementgehalte der unfiltrierten Proben an den Probenstellen 1 und 2 unabhängig vom Entnahmezitraum weitgehend gleichen.
- von seiten der Schwermetallgehalte die Torrente als ein unbelastetes Fließgewässer aufgefaßt werden muß.
- an den Probenstellen 3 und 6 durch Einleitungen aus dem Industriegebiet (P3) und aus einzelnen Kommunen (P6) i.d.R. die Konzentrationen im Ringkanal so erhöht sind, daß die Schwermetallgehalte denen belasteter Gewässer in mitteleuropäischen Industriegebieten entsprechen.
- auch die wasserphysikalischen und -chemischen Parameter diese Zusammenhänge erkennen lassen.
- die Nitrat- und Phosphatgehalte auch auf die Landwirtschaft und hierbei insbesondere auf den Weinbau als Belastungsquelle hinweisen.
- die CSB-Werte auf einen hohen Anteil oxidierbarer Stoffe in der fließenden Welle aufmerksam machen.
- an den Probenstellen im Bereich der Absetzbecken der Rotschlämme die Elementgehalte um Potenzen über denen des Ringkanals liegen und somit die Hauptbelastungszone der wasserbürtigen Schwermetalle markieren.



**Abb. 6.3.2/7:** Wasserphysikalische und -chemische Parameter aus dem Fließwasserkörper des Ringkanals bei Portoscuso vom 21.03.1994

### 6.3.3: Sedimentproben

Sedimente wurden nur am 07.04.1990 entnommen, da wegen der in Kapitel 6.3.2 geschilderten Abflusssituationen im Untersuchungszeitraum keine Spülstöße auftraten und somit auch keine Verlagerungen der Sedimentkörper erwartet werden konnten. Die Ergebnisse sind in Tabelle 6.3.3/1 (im Anhang) und in Abbildung 6.3.3/1 dargestellt. Auch bei dem Längsprofil (Abb. 6.3.3/1) zeigt es sich, daß bis auf Nickel und Blei alle anderen Elemente ihre Maxima an Probenstelle 3 erreichen. Damit wird auch bei den Sedimenten deutlich, daß der Einlauf eines Industriekanales zu nachhaltigen Konzentrationserhöhungen der meisten Elemente führt.



**Abb. 6.3.3/1:** Schwermetallgehalte in Sedimenten aus dem Ringkanal bei Portoscuso vom 07.04.1990

Nickel und Blei erreichen demgegenüber an Probenstelle 6, also an der Direkteinleitung der ungeklärten kommunalen Abwässer, ihre Maxima. Im übrigen liegen die Elementkonzentrationen in den Sedimenten bei Chrom und Nickel in der gleichen Größenordnung wie im weitgehend unbelasteten Einzugsgebiet des Pixinamanna. Damit machen sie - bis auf Probenstelle 3 - den zu erwartenden Background auf dem hier anzutreffenden geologischen Ausgangsmaterial deutlich.

Die Elementgehalte von Kupfer, Zink, Cadmium und Blei belegen indessen eine Anreicherung gegenüber unbelasteten Standorten. Dies gilt bereits für die Probenstellen 1 und 2. An diesen Stellen charakterisieren die Schwermetallgehalte der fließenden Welle die Torrente als ein unbelastetes Fließgewässer (s. Kap. 6.3.2). Bezieht man für die Erklärung dieses Widerspruches jedoch die Schwermetallgehalte der nahe gelegenen Probenstelle 22 mit ein (Cu: 38 mg/kg, Zn: 1.163 mg/kg, Cd: 13 mg/kg und Pb: 810 mg/kg), die hier auf eine anthropogene Kontamination zurückzuführen sind, so wird deut-

lich, daß die Sedimentgehalte aus dem Bachbett ebenfalls mit punktuellen Einträgen belasteter Stoffe in Zusammenhang gebracht werden müssen.

Im Gegensatz dazu lassen sich die Sedimente im Ringkanal eindeutig mit Ablagerungen aus dem Fließwasserkörper erklären. Vergleicht man die Konzentrationshöhen der o.g. Metalle zwischen den Probenstellen 3 und 9 mit denen aus dem sehr stark belasteten Bergbauggebiet, so liegen sie weit unter diesen. Berücksichtigt werden muß hierbei allerdings, daß dieser Kanal erst wenige Jahre alt ist und es somit in einer sehr kurzen Zeit bereits zu diesen Schwermetallanreicherungen kam. So weist beispielsweise das ökotoxische Cadmium mit 4,8 bis 12,1 mg/kg bereits bedenklich hohe Konzentrationen auf.

Noch deutlicher zeigt sich verständlicherweise die anthropogen bedingte Schwermetallbelastung in den Sedimentkörpern der Absetzbecken (Probenstelle 11). Hier erreicht das "Problemelement" Cadmium eine Konzentration von mehr als 60 mg/kg. Damit liegt es in der gleichen Größenordnung wie die Cadmiumgehalte in der Bergbauregion (Tab. 6.2.3/1, im Anhang). An Probenstelle 11 besitzen auch die anderen Elemente stark erhöhte Gehalte. So wurden bei Cr 20,3 mg/kg, bei Ni 14,9 mg/kg, bei Cu 18,6 mg/kg, bei Zn 1.166 mg/kg und bei Pb 462 mg/kg gemessen.

Auffällig sind hingegen die Konzentrationen im Sedimentkörper des Überlaufs (Probenstelle 12). Dort wurden bei allen Elementen, im Gegensatz zu den Gehalten aus der fließenden Welle, niedrige Werte gemessen (Cr: 7,7 mg/kg; Ni: 4,2 mg/kg; Cu: 4,0 mg/kg; Zn: 123 mg/kg; Cd: 0,77 mg/kg; Pb: 76 mg/kg). Dies macht deutlich, daß es an der durch turbulentes Fließen charakterisierten Meßstelle 12 bisher zu keiner nachhaltigen Akkumulation der schwermetallbelasteten Schwebstoffe kam.

Insgesamt zeigt es sich, daß auch hier vor allem Cu, Zn, Cd und Pb die einzugsgebietspezifischen Nutzungsschwerpunkte widerspiegeln.

**Zusammenfassend** zeigen somit die Schwermetallgehalte der Sedimente, daß

- im Ringkanal bis auf Nickel und Blei alle anderen Elemente ihre Maxima nach dem Einlauf eines Industriekanales erreichen.
- Nickel und Blei nach der Direkteinleitung ungeklärter kommunaler Abwässer Maximalwerte aufweisen.
- die Elementkonzentrationen in den Sedimenten bei Chrom und Nickel denen unbelasteter Einzugsgebiete entsprechen.
- die Gehalte von Kupfer, Zink, Cadmium und Blei anthropogene Anreicherungen aufweisen, die allerdings weit unter denen der Bergbauregion liegen.
- bezogen auf das geringe Alter des Kanals die Schwermetallkonzentrationen dennoch - vor allem bei Cadmium - eine bedenkliche Größenordnung erreichen.
- die anthropogen bedingten Schwermetallbelastungen der Sedimente verständlicherweise in den Absetzbecken am größten sind.
- die Konzentration des Problemelementes Cadmium an den Absetzbecken in der gleichen Größenordnung liegt wie in der Bergbauregion.
- die Konzentrationen im Sedimentkörper unterhalb des Überlaufs der Absetzbecken wegen des Fehlens einer nachhaltigen Akkumulation der belasteten Schwebstoffe gering sind.
- auch in diesem Arbeitsgebiet vor allem Cu, Zn, Cd und Pb die einzugsgebietspezifischen Nutzungsschwerpunkte widerspiegeln.

#### **6.3.4: Schwermetallgehalte der gewaschenen Pflanzenproben**

Im Arbeitsgebiet von Portoscuso wurden zwischen Juli 1986 und März 1989 mehrfach Blattproben von *Inula viscosa*, *Pistazia lentiscus*, *Arbutus unedo* und *Vitis vinifera* an den in den Abbildungen 4.1.1.3/10 bis 4.1.1.3/13 (im Anhang) dargestellten Entnahmepunkten gewonnen und analysiert.

Auch und gerade hier besitzt *Inula viscosa* (Tab. 6.3.4/1, im Anhang) im Vergleich zu den anderen Pflanzen sehr hohe Konzentrationen. So liegen die Eisengehalte zwischen 357 und 12.290 mg/kg, die Kupfergehalte zwischen 11,0 und 44,5 mg/kg, die Zinkgehalte zwischen 155 und 7.500 mg/kg, die Cadmiumgehalte zwischen 1,20 und 95,10 mg/kg, die Quecksilbergehalte zwischen 0,077 und 3,534 mg/kg und die Bleigehalte zwischen 47 und 1.668 mg/kg. Sie erreichen damit, bis auf Kupfer bei *Vitis*

*vinifera*, die höchsten Spannen der dargestellten Werteraster (Abb. 6.3.4/1 bis 6.3.4/6) und die höchsten Mittelwerte aller Elemente im Arbeitsgebiet. Letztere liegen i.d.R. oberhalb einzelner phyto- und zootoxischer Schwellenwerte (s. Kap. 6.2.6).

Vergleicht man die Schwermetallkonzentrationen der Inula-Blätter von Portoscuso mit denen der Forstschutzregion von Pixinamanna, so fällt auf, daß letztere wesentlich niedriger liegen. So werden in Pixinamanna Elementgehalte erreicht, die bei Eisen und Kupfer nur ca. 50% der entsprechenden Mittelwerte von Portoscuso ausmachen. Noch deutlich niedriger liegen die Mittelwerte bei Zink (7%), Cadmium (7%), Quecksilber (2%) und Blei (1,2%). Allein diese Verhältnisse zeigen - zumal die Konzentrationsunterschiede in den Böden beider Arbeitsgebiete stellenweise gering sind - daß hier Immissionen als Belastungsquellen angenommen werden müssen.

Die Größenordnungen dieser Immissionen werden deutlich, wenn man die Inula-Gehalte von Portoscuso mit denen der Bergbauregion (Tab. 6.2.6/1, im Anhang) in Zusammenhang stellt. So liegen u.a. die Mittelwerte von Eisen und Zink in Portoscuso etwa in der gleichen Größenordnung (Fe) oder wesentlich höher (Zn) als im schwermetallbelasteten Bergbauggebiet. Gleiches gilt für die Maximawerte von Eisen (12.300 mg/kg in Portoscuso gegenüber 1.860 mg/kg im Marganei), Zink (7.500 mg/kg gegenüber 1.623 mg/kg), Cadmium (95,1 mg/kg gegenüber 42,2 mg/kg) und Quecksilber (3,53 mg/kg gegenüber 2,86 mg/kg). Somit übersteigen teilweise die Emissionen/Immissionen in der jungen Industriezone Südsardiniens diejenigen des (ebenfalls) stark immissionsbeeinflussten (Kap. 6.2.7) Bergbauggebietes. Dies läßt vermuten, daß dieser Art des Stofftransfers auch eine wichtige Rolle im Landschaftshaushalt der Industriezone zukommt.

Bei einer **räumlichen Betrachtung**<sup>66</sup> der Konzentrationsverteilungen der Elemente wird bei *Inula viscosa* die innere Strukturierung der immissionsbelasteten Gebiete sichtbar. Dies erkennt man allerdings kaum aus den dargestellten meßpunktbezogenen Abbildungen. So zeigen beispielsweise die **Eisengehalte** (Abb. 6.3.4/1), die wegen der Vergleichbarkeit der Untersuchungsräume untereinander die gleiche Abstufung der Konzentrationsbereiche aufweisen, lediglich daß im gesamten Arbeitsgebiet die Gehalte über der maximalen Stufe liegen.

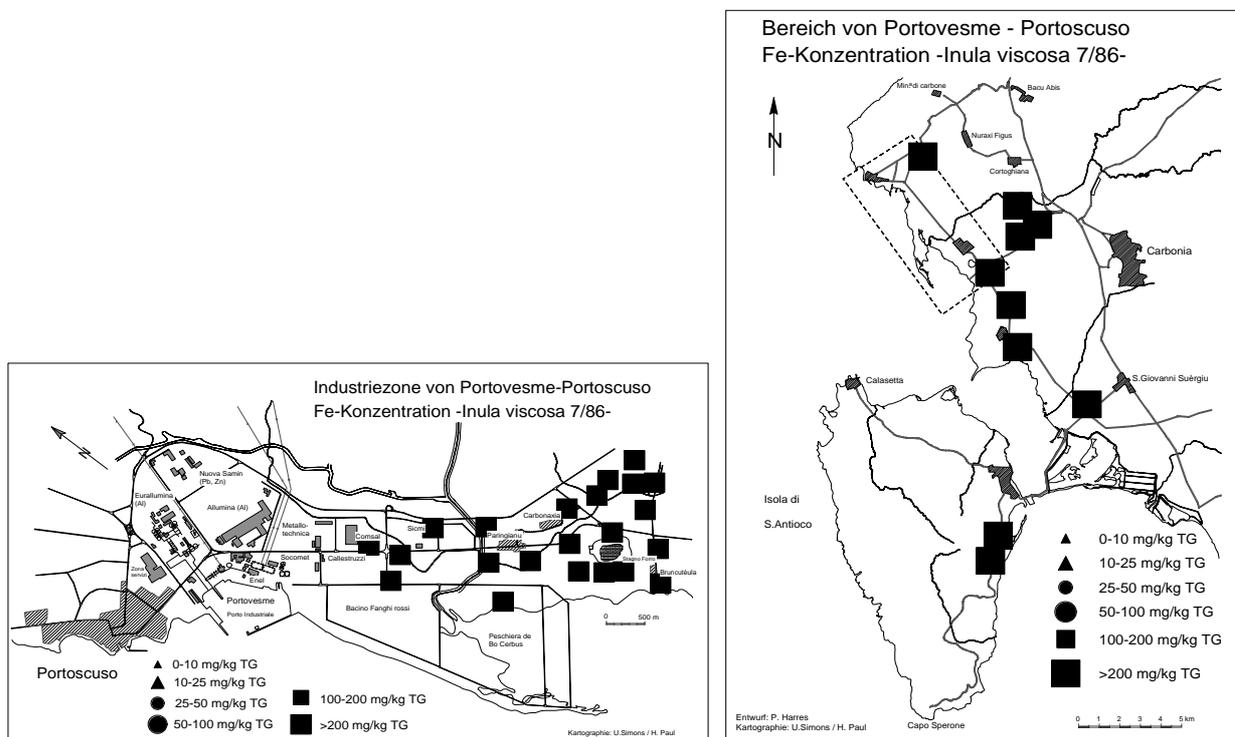


Abb. 6.3.4/1: Eisenkonzentrationen von *Inula viscosa* (07/1986) im Arbeitsgebiet von Portoscuso.

<sup>66</sup> Auf die in Tabelle 6.3.4/1 dargestellten Lagebeziehungen der Inula-Gehalte wird in Kap. 7.2.1 eingegangen.

Betrachtet man jedoch die jeweiligen Absolutwerte an den einzelnen Probenstellen, so bildet sich ein räumliches Verteilungsmuster ab. So zeigt sich, daß die Konzentrationen vom Industriegebiet bis nach Paringianu ansteigen, südöstlich dieses Ortes Maximalwerte erreichen und von da ab kontinuierlich geringer werden. Als Beispiel sei hier die von Nordwest nach Südost verlaufende Probenreihe P15, P22, P24, P25, P4, P30, P44 und P41 aufgeführt, die im Industriegebiet beginnt und südwestlich von S. Giovanni Suèrgiu endet. Die dieser Probenreihe zugeordneten Werte betragen: 792, 2.932, 12.290, 1.945, 880, 810, 615 und 463 (alle Werte in mg/kg). Eingebettet in dieses übergeordnete Verteilungsbild sind allerdings einige Areale mit niedrigeren<sup>67</sup> oder höheren Konzentrationen, ohne daß diese jedoch die generelle Struktur in Frage stellen.

Neben dem Konzentrationsgefälle von Nordwest nach Südost zeigt sich eine Abnahme der Elementgehalte auch von Südwest nach Nordost. Allerdings ist diese bei Eisen nicht so markant ausgebildet wie bei den weiter unten besprochenen Metallen.

Im Gegensatz zur Konzentrationsverteilung von Eisen zeigt sich bei **Kupfer** (Abb. 6.3.4/2) ein modifiziertes Bild. Auch bei diesem Element, welches zwischen 11,0 und 44,5 mg/kg bei einem Mittelwert von 19,4 mg/kg und einem relativen Variationskoeffizienten von ca. 6,7% (Tab. 6.3.4/2) schwankt, schält sich als Hauptbelastungszone der gleiche Bereich um Paringianu heraus, der bereits bei Eisen angesprochen wurde. Außerhalb dieser Zone lassen die Blattkonzentrationen allerdings keine auf eine Windrichtung bezogene Entwicklungstendenz erkennen. Vielmehr liegen sie generell auf einem hohen Level (zwischen 11 und 27 mg/kg). Sie lassen sich auch hier unschwer mit dem Einsatz kupferhaltiger Spritzmittel im - die Landwirtschaft prägenden - Weinbau dieser Gegend erklären.

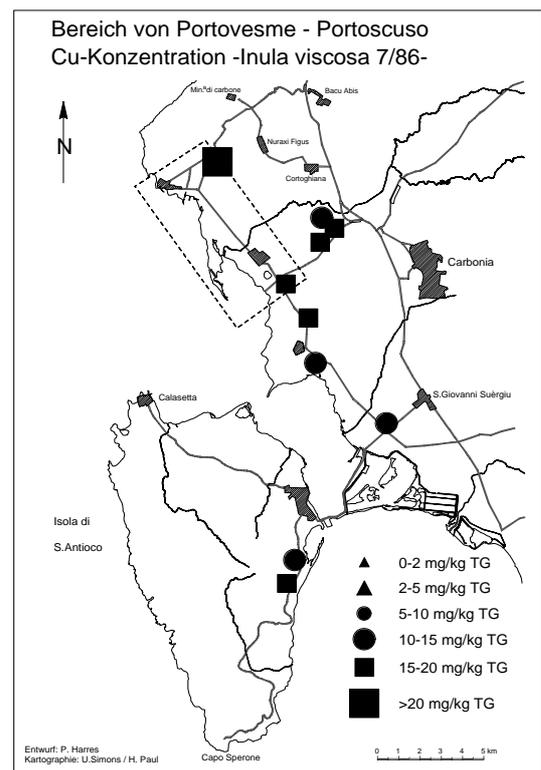
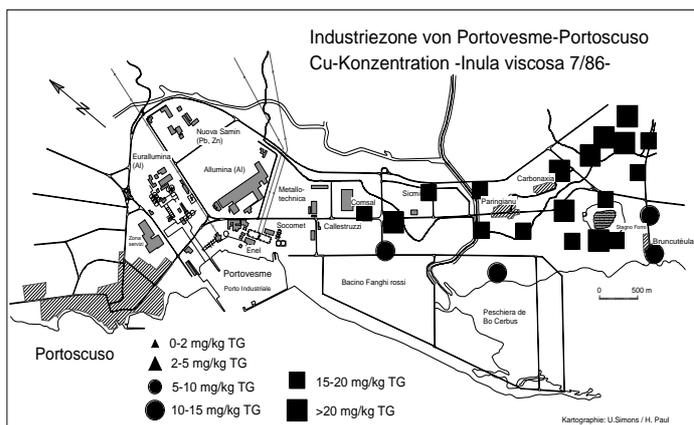


Abb. 6.3.4/2: Kupferkonzentrationen von *Inula viscosa* (07/1986) im Arbeitsgebiet von Portoscuso.

<sup>67</sup> Als Beispiel niedrigerer Eisengehalte der Inula-Blätter kann eine Zone nordwestlich von Paringianu angeführt werden.

Tab. 6.3.4/2: Statistische Kenngrößen der Pflanzenschwermetallgehalte in Portoscuso

Portoscuso									
Pflanze / Zeit		Schwermetallgehalte in mg/kg							
		Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb
Arbutus 07/86 n = 10	Minimum	nicht gemessen	109	nicht gemessen	3,8	101	0,57	0,113	20,9
	Maximum		285		5,3	205	2,75	0,201	53,1
	<b>Mittelwert</b>		<b>159</b>		<b>4,4</b>	<b>157</b>	<b>1,92</b>	<b>0,165</b>	<b>37,4</b>
	Std.abw.		54		0,5	35	0,59	0,032	10,6
	rel. Var.koef. in %		11,3		3,7	7,5	10,3	6,5	9,5
Arbutus 11/86 n = 10	Minimum	nicht gemessen	45	nicht gemessen	2,8	42	0,20	0,053	7,8
	Maximum		231		4,3	195	2,73	0,173	47,3
	<b>Mittelwert</b>		<b>84</b>		<b>3,5</b>	<b>130</b>	<b>1,70</b>	<b>0,122</b>	<b>29,5</b>
	Std.abw.		53		0,4	42	0,79	0,037	12,4
	rel. Var.koef. in %		21,2		4,2	10,9	15,5	10,0	14,0
Arbutus 03/87 n = 11	Minimum	nicht gemessen	44	nicht gemessen	2,3	58	0,35	0,058	13,0
	Maximum		161		4,3	164	2,03	0,155	46,0
	<b>Mittelwert</b>		<b>65</b>		<b>2,9</b>	<b>102</b>	<b>0,73</b>	<b>0,107</b>	<b>24,1</b>
	Std.abw.		34		0,5	39	0,48	0,027	11,3
	rel. Var.koef. in %		16,4		5,8	12,2	20,8	8,0	14,79
Arbutus 03/89 n = 10	Minimum	nicht gemessen	42	nicht gemessen	2,0	63	0,34	0,072	12,5
	Maximum		105		3,2	157	1,07	0,148	41,2
	<b>Mittelwert</b>		<b>64</b>		<b>2,7</b>	<b>115</b>	<b>0,69</b>	<b>0,111</b>	<b>28,7</b>
	Std.abw.		23		0,3	35	0,25	0,025	10,5
	rel. Var.koef. in %		12,1		4,1	10,1	12,0	7,5	12,2
Inula 07/86 n = 32	Minimum	nicht gemessen	350	nicht gemessen	11,0	155	1,20	0,077	47,0
	Maximum		12.300		44,5	7.500	95,10	3,534	1.668
	<b>Mittelwert</b>		<b>1.290</b>		<b>19,4</b>	<b>885</b>	<b>10,85</b>	<b>1,371</b>	<b>247</b>
	Std.abw.		2.081		7,2	1.275	16,02	1,150	306
	rel. Var.koef. in %		29,0		6,7	25,9	26,5	15,1	22,3
Pistazia 07/86 n = 21	Minimum	nn	34	nn	2,3	19	0,18	0,040	4,0
	Maximum		223		18,3	245	2,68	0,468	60,8
	<b>Mittelwert</b>		<b>83</b>		<b>5,6</b>	<b>81</b>	<b>1,04</b>	<b>0,162</b>	<b>20,8</b>
	Std.abw.		41		3,6	51	0,62	0,115	14,2
	rel. Var.koef. in %		10,9		14,4	14,0	13,3	15,8	15,3
Pistazia 11/86 n = 20	Minimum	nicht gemessen	42	nicht gemessen	1,0	18	nn	0,080	0,5
	Maximum		90		7,8	288	3,28	0,210	39,3
	<b>Mittelwert</b>		<b>66</b>		<b>4,3</b>	<b>80</b>	<b>0,79</b>	<b>0,143</b>	<b>15,4</b>
	Std.abw.		15		1,5	57	0,83	0,037	11,0
	rel. Var.koef. in %		5,1		7,9	16,4	23,9	5,9	16,4
Pistazia 03/87 n = 30	Minimum	nicht gemessen	44	nicht gemessen	0,8	12	0,03	0,045	2,8
	Maximum		100		11,0	226	2,93	1,050	68,8
	<b>Mittelwert</b>		<b>67</b>		<b>4,0</b>	<b>79</b>	<b>1,06</b>	<b>0,287</b>	<b>29,3</b>
	Std.abw.		17		2,4	54	0,81	0,179	17,1
	rel. Var.koef. in %		4,6		11,3	12,7	14,1	11,6	10,9
Vitis 07/86 n = 27	Minimum	nicht gemessen	88	nicht gemessen	3,8	27	nn	0,040	nn
	Maximum		455		270	301	4,75	1,100	82,8
	<b>Mittelwert</b>		<b>175</b>		<b>43,0</b>	<b>144</b>	<b>1,82</b>	<b>0,415</b>	<b>32,6</b>
	Std.abw.		76		57,9	87	1,40	0,295	25,2
	rel. Var.koef. in %		8,5		26,4	11,9	15,1	13,9	15,1

Auch die **Zink-** und **Cadmiumkonzentrationen** (Abb. 6.3.4/3, nächste Seite) besitzen vergleichbare Verteilungsmuster wie die bisher besprochenen Elemente. Sie weisen damit einerseits - neben den Aufspülbecken - ebenfalls nachdrücklich auf die Hauptbelastungszone dieser Region hin. Die Tatsache, daß die Cadmiumwerte zwischen 1,2 und 95,1 mg/kg (bei einem Mittel von 10,85 mg/kg) im gesamten Arbeitsgebiet als sehr hoch eingestuft werden müssen, zeigt andererseits aber auch, daß die Immissionsbelastung weit über das nähere Umfeld der Industriezone reicht und sogar die südlichsten Gebiete von S. Antioco betrifft.

Um die oben genannte Hauptbelastungszone südöstlich von Paringianu deutlich darzustellen und somit die wesentlichen Charakteristika der Immissionsbelastungen im näheren Arbeitsgebiet zu veranschaulichen ist auch hier eine genauere Differenzierung der Werte notwendig. Obwohl bei der unterschiedlichen Dichte der Meßpunkte eine Interpolation Probleme aufweist<sup>66</sup>, insbesondere was die Festlegung der Grenzen anbetrifft, lassen sich dennoch aus dem auf diese Weise gewonnenen räumlichen Verteilungsmuster geeignete Interpretationshilfen ableiten. So zeigt die Abbildung 6.3.4/4 (übernächste Seite), die wegen der zu geringen Probendichte in einigen Teileinzugsgebieten nur einen Ausschnitt des engeren Arbeitsgebietes erfaßt, eine relativ kleinflächige Zone rapider Konzentrationsanstiege westlich von Carbonaxia. Dieses über die Schwermetallbelastung des Akkumulationsindikators *Inula viscosa* ausgewiesene Gebiet deckt sich weitgehend mit dem Bereich, bei dem bei Vegetationskartierungen die gravierendsten Pflanzenschäden festgestellt wurden. Von hier aus nehmen die Cadmiumwerte nach Südosten zu regelhaft ab, wie bereits Abb. 6.3.4/3 zeigt. So verringern sich die

<sup>66</sup> Zur Überprüfung des Grenzverlaufes wurden bei Nachkartierungen im Juli 1994 noch zahlreiche Proben von *Inula viscosa* gewonnen, die dankenswerterweise vom Institut für chemische Analytik an der TU Darmstadt (Herr Hock) analysiert werden konnten. Die Ergebnisse dieser Erfassung decken sich mit den hier dargestellten Flächenbezügen.

Konzentrationen von 8,13 mg/kg (P46) über 4,72 mg/kg und 4,83 mg/kg (P45 und P41) auf 1,20 mg/kg bzw. 1,28 mg/kg auf S. Antioco (P32 bzw. P33).

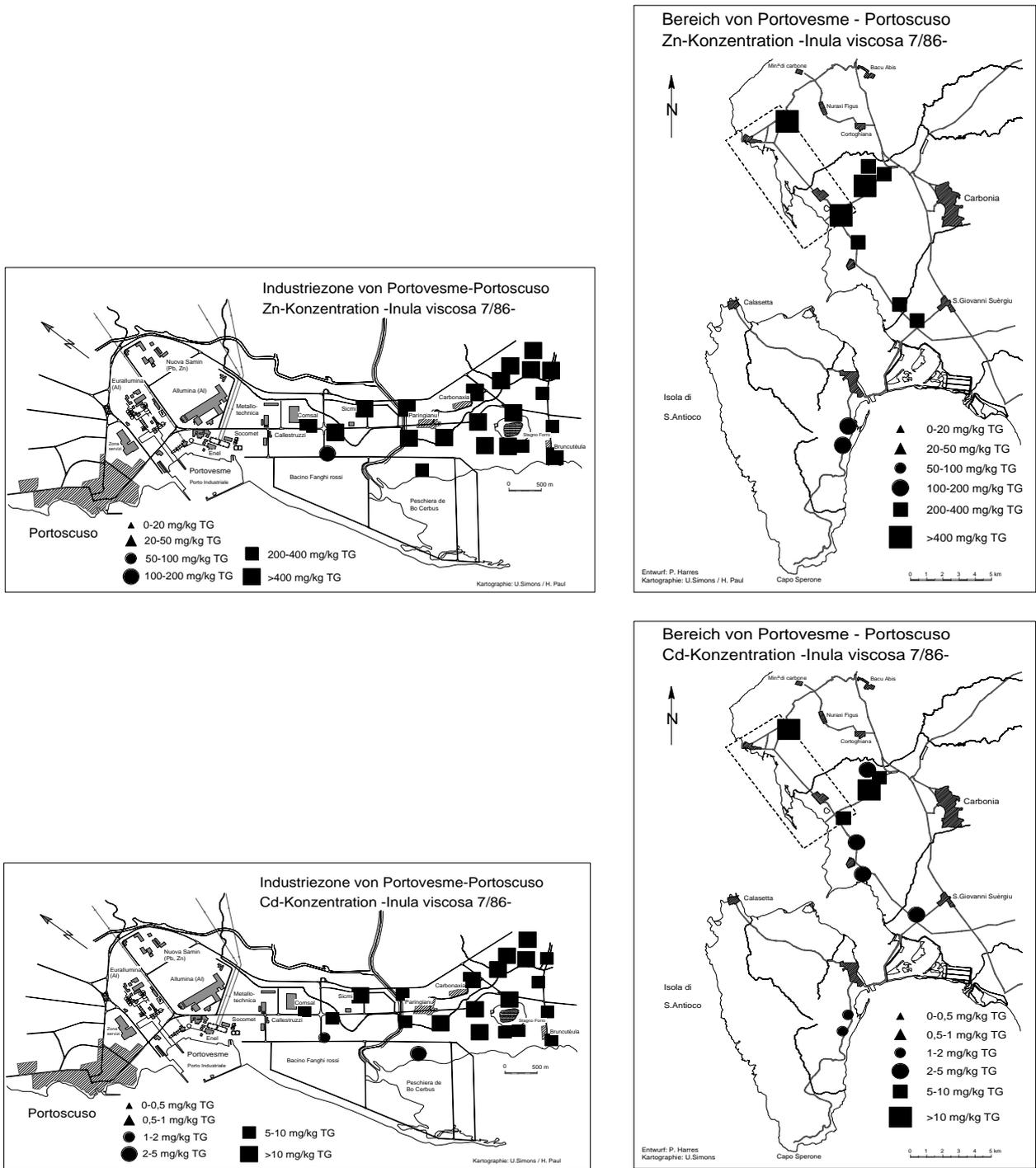


Abb. 6.3.4/3: Zink- und Cadmiumkonzentrationen von *Inula viscosa* (07/86) im Arbeitsgebiet von Portoscuso

Insgesamt liegen die **Quecksilberkonzentrationen** zwar nur an wenigen Stellen unterhalb der maximalen Konzentrationsstufen von Abbildung 6.3.4/5 (nächste Seite), sie zeigen jedoch ein für die Umgebung von Paringianu vergleichbares, für die entfernter gelegenen Gebiete jedoch verändertes Verteilungsmuster. Letzteres wird vor allem durch Konzentrationsanstiege in südöstlicher Richtung charakterisiert.

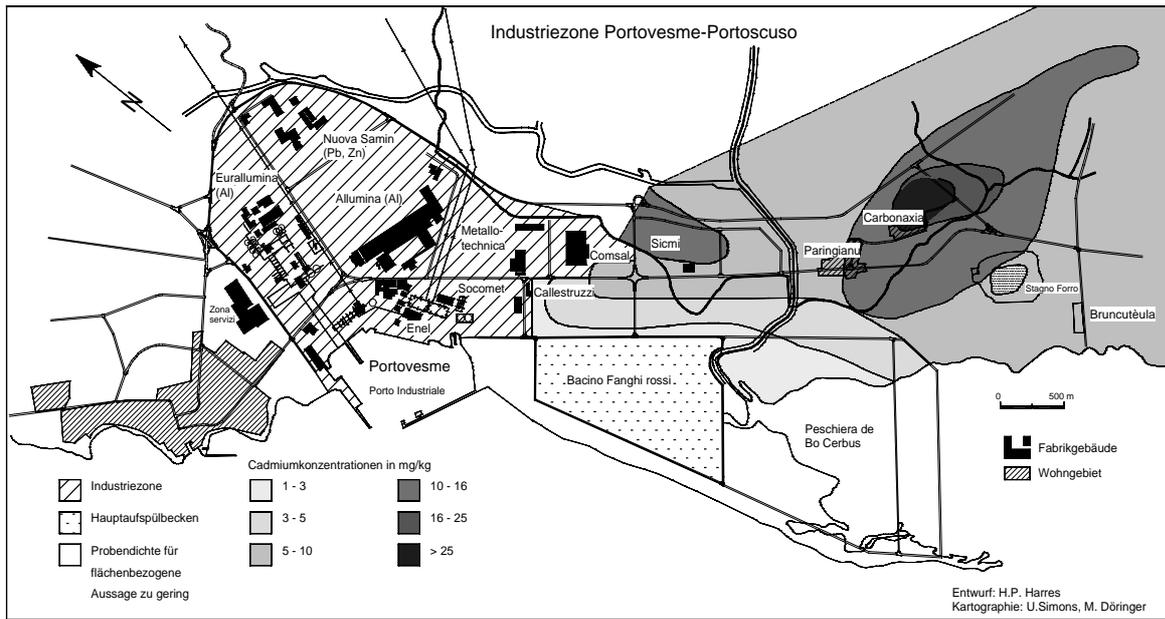


Abb. 6.3.4/4: Räumliches Verteilungsbild der Cadmiumkonzentrationen von *Inula viscosa* (07/1986) im Arbeitsgebiet von Portoscuso

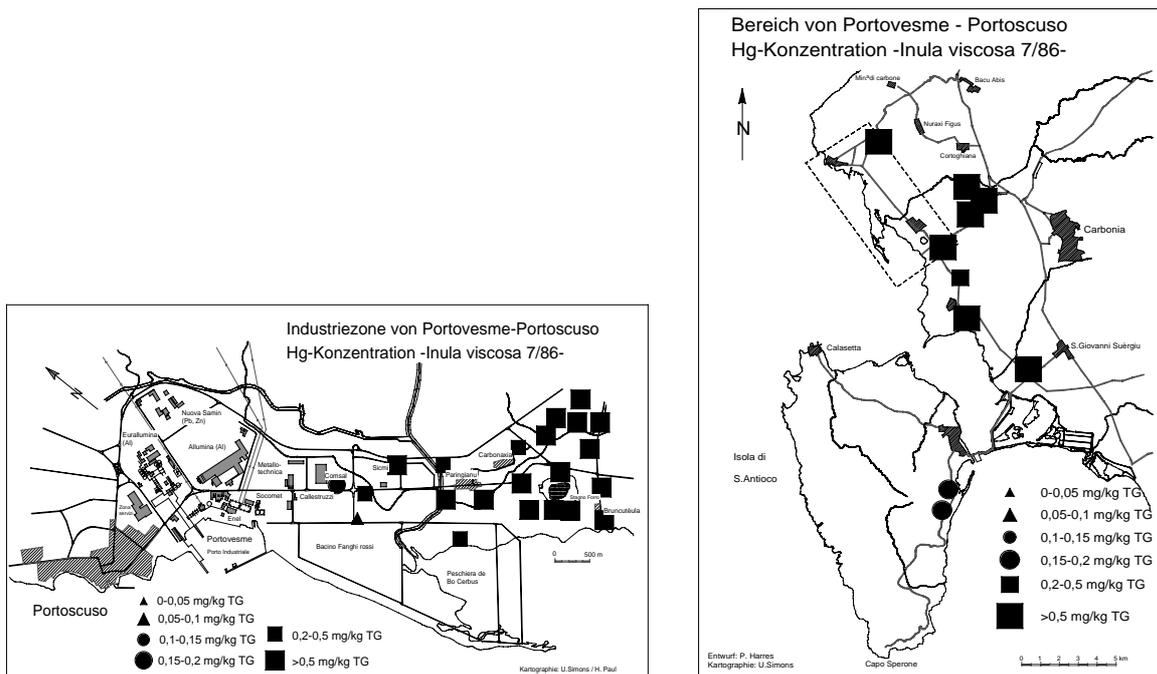


Abb. 6.3.4/5: Quecksilberkonzentrationen von *Inula viscosa* (7/86) im Arbeitsgebiet von Portoscuso

Bei **Blei** hingegen liegen (wie beim Eisen) im gesamten Arbeitsgebiet die Gehalte über der maximal festgelegten Stufe von 30 mg/kg. Dennoch lassen sich auch hier räumliche Bezüge erkennen. Diese entsprechen weitgehend denen der bisher besprochenen Schwermetalle. Allerdings deckt sich bei diesem Element das Verteilungsmuster in etwa mit dem der Bleigehalte in den Oberböden, so daß in diesem Falle auch ein Nahtransport von immittierten Feinststäuben als Verursacher der Blattkonzentrationen angenommen werden kann.

Die Elementgehalte von *Pistazia lentiscus* (Tab. 6.3.4./3, im Anhang) schwanken bei den Proben vom Juli 1986 bei Eisen und Kupfer weit stärker als zu den anderen Untersuchungszeitpunkten. Dies macht sich durch entsprechend höhere relative Variationskoeffizienten für diesen Meßabschnitt bemerkbar (Tab. 6.3.4/2). Bei Zink, Cadmium, Quecksilber und Blei hingegen lassen sich solche Unterschiede nicht erkennen. So liegen beispielsweise bei Zink - unabhängig vom Entnahmezeitraum der Blätter - sowohl die Konzentrationsspannen als auch die Mittelwerte zwischen Juli 1986 und März 1987 nahe beieinander. Dies gilt auch eingeschränkt für die Cadmiumwerte, die allerdings im November in der Konzentrationsspanne höher, im Mittel jedoch deutlich niedriger sind als zu den beiden anderen Erfassungszeiten. Bei Quecksilber wiederum entsprechen sich die Juli- und Novemberwerte (1986) bei deutlich höheren Gehalten im März (1987), während bei Blei die Konzentrationsmittelwerte im November niedriger, im März dagegen höher als die Juliwerte liegen. Auf die möglichen Ursachen solcher Gegebenheiten soll - ergänzend zu den Ausführungen in den Kapiteln 4.1.2.3, 6.1.4 und 6.2.6 - im Abschnitt über die Aspekte der zeitlichen Veränderung der Pflanzengehalte (Kap. 7.4.1) eingegangen werden.

Im einzelnen zeigt es sich, daß die Schwermetallkonzentrationen bei *Pistazia lentiscus* im **Juli 1986** bei Eisen zwischen 34 und 223 mg/kg bei einem Mittelwert von 83 mg/kg (Tab. 6.3.4/2), bei Kupfer zwischen 2,3 und 18,3 mg/kg (Mittel 5,6), bei Zink zwischen 19 und 245 mg/kg (Mittel 81), bei Cadmium zwischen 0,18 und 2,68 mg/kg (Mittel 1,04), bei Quecksilber zwischen 0,040 und 0,468 mg/kg (Mittel 0,162) und bei Blei zwischen 4,0 und 60,8 mg/kg (Mittel 20,8) liegen.

Bei einem Vergleich dieser Werte mit den in der gleichen Meßphase in den beiden anderen Untersuchungsarealen gewonnenen Ergebnissen zeigen sich bemerkenswerte Unterschiede in den einzelnen Elementgehalten. So liegen einerseits - zu allen Untersuchungszeitpunkten - die **Eisenkonzentrationen** in Portoscuso zwischen denen von Pixinamana und dem Marganei (Tab. 6.3.4/4). Dies kann wegen der geringen Schwermetallbelastung der Sedimente und Böden in Pixinamana im Gegensatz zu den sehr hohen Konzentrationen in der Bergbauregion auch für ein Gebiet mittlerer Konzentrationshöhen erwartet werden.

**Tab. 6.3.4/4:** Vergleich der Minima, Maxima und Mittelwerte von *Pistazia lentiscus* und *Arbutus unedo* in den drei Arbeitsgebieten zwischen Juli 1986 und März 1987

Pflanze	Zeit	Werte	Schwermetalle in mg/kg TG																		
			Fe			Cu			Zn			Cd			Hg			Pb			
			Pixi	Marg	Porto	Pixi	Marg	Porto	Pixi	Marg	Porto	Pixi	Marg	Porto	Pixi	Marg	Porto	Pixi	Marg	Porto	
<i>Pistazia lentiscus</i>	07/86	Min.	15	45	34	1,6	2,6	2,3	4	11	19	nn	nn	0,18	nn	nn	0,040	nn	nn	4,0	
		Max.	133	393	223	8,5	14,1	18,3	25	162	245	nn	nn	0,75	2,68	0,063	0,215	0,468	1,8	75,3	60,8
		Mittel	48	146	83	4,0	5,4	5,6	10	54	81	nn	nn	0,23	1,04	0,029	0,075	0,162	0,2	14,3	20,8
	11/86	Min.	21	45	42	0,5	2,2	1,0	6	10	18	nn	nn	nn	0,015	nn	nn	0,080	nn	nn	0,5
		Max.	83	205	90	9,2	9,5	7,8	42	116	288	nn	nn	0,67	3,28	0,070	0,250	0,210	8,0	19,0	39,3
		Mittel	35	97	66	4,0	4,0	4,3	12	39	80	nn	nn	0,09	0,79	0,037	0,060	0,143	0,2	5,1	15,4
	03/87	Min.	18	43	44	0,9	1,7	0,8	6	10	12	nn	nn	0,03	0,025	nn	0,045	nn	nn	2,8	
		Max.	70	925	100	15,3	8,5	11,0	26	146	226	nn	nn	1,17	2,93	0,065	1,179	1,050	0,5	68,7	68,8
		Mittel	34	131	67	4,2	3,7	4,0	12	42	79	nn	nn	0,17	1,06	0,043	0,097	0,287	0,03	8,9	29,3
<i>Arbutus unedo</i>	07/86	Min.	16	58	109	2,0	2,6	3,8	3	34	101	nn	nn	0,25	0,57	nn	nn	0,113	nn	nn	20,9
		Max.	137	218	286	5,4	5,9	5,3	59	376	205	0,75	2,67	2,75	0,045	0,090	0,201	nn	nn	36,5	53,1
		Mittel	44	101	159	3,5	3,7	4,4	25	117	157	0,13	0,90	1,92	0,017	0,042	0,165	nn	nn	5,0	37,4
	11/86	Min.	25	46	45	2,1	2,0	2,8	15	33	42	nn	nn	0,20	nn	nn	0,053	nn	nn	7,8	
		Max.	62	184	231	6,1	5,6	4,3	270	385	195	1,18	3,00	2,73	0,035	0,073	0,173	nn	nn	19,7	47,3
		Mittel	39	82	84	3,5	3,4	3,5	32	93	130	0,15	0,74	1,70	0,014	0,025	0,122	nn	nn	2,9	29,5
	03/87	Min.	25	38	44	2,1	1,5	2,3	13	30	58	nn	nn	0,35	nn	nn	0,058	nn	nn	13,0	
		Max.	67	135	161	4,2	4,5	4,3	215	390	164	0,50	3,12	2,03	0,075	0,087	0,155	nn	nn	86,5	46,0
		Mittel	42	73	65	3,0	3,1	2,9	37	93	102	0,12	0,74	0,73	0,031	0,032	0,107	nn	nn	5,7	24,1

Ein anderes Verhalten zeigt **Kupfer**, dessen Konzentrationen sich in allen drei Arbeitsgebieten in einem engen Wertebereich (Mittelwerte in: Pixi. 4,0 mg/kg, Marg. 5,4 mg/kg und Porto. 5,6 mg/kg) bewegen. Dieser scheint völlig unabhängig von dem geogen zu erwartenden Rahmen zu sein und gilt ebenfalls für alle Untersuchungszeiträume. Auf mögliche Hintergründe dieses Sachverhaltes wurde bereits im Kapitel 6.2.6 aufmerksam gemacht. Ausführlich wird hierzu im Kap. 7.2.1 Bezug genommen.

Im Gegensatz zu Eisen und Kupfer liegen die Pflanzenkonzentrationen aller **anderen Metalle** zu allen Meßzeitpunkten in Portoscuso jedoch nicht nur deutlich über den „Basiskonzentrationen“ von Pixinamanna, sondern auch markant höher (bei Cadmium bis etwa 9 mal so hoch) als in der schwermetallbelasteten Bergbauregion (Tab. 6.3.4/4). Dies verwundert auf den ersten Blick, da im Marganei z.T. extrem hohe Elementkonzentrationen in den Böden (Kap. 6.2.1) und in den Immissionsgefäßen (Kap. 6.2.7) an den einzelnen Pflanzenstandorten nachgewiesen wurden. Hingegen liegen in Portoscuso die Elementkonzentrationen der Böden auf einem wesentlich niedrigeren Level (Kap. 6.3.1). Dies macht deutlich, daß in Portoscuso bei Zink, Cadmium, Quecksilber und Blei nicht den Bodenschwermetallgehalten die entscheidende Rolle für die Pflanzenkonzentrationen zukommen kann. Auch die als „pflanzenverfügbare Anteile“ definierten Eluatkonzentrationen scheinen als Verursacher auszuschließen, da auch diese im Marganei höher liegen als in der Industriezone. Da - mit Ausnahme einer kontinuierlicheren Luftzirkulation und einer höheren Feuchtigkeit durch die Meeresnähe - sonst keine wesentlichen klimatischen Unterschiede angenommen werden können, ist davon auszugehen, daß sich in diesen Werten neben möglicherweise höheren Aufnahmeraten<sup>69</sup> (MENGEL, K. u. KIRKBY, A., 1982) vor allem eine starke Immissionsbelastung widerspiegelt.

Darauf weisen auch die bei einer **räumlichen Betrachtung** festgestellten Zusammenhänge hin. So decken sich bei zahlreichen Elementen die Gebiete höchster Pflanzengehalte mit dem bereits mehrfach erwähnten Immissionszentrum, während meist nur eine schwache Korrelation mit der Verteilung der Bodenschwermetallgehalte feststellbar ist (ausführliche Angaben zur Korrelation Pflanze/Boden finden sich im Kap. 7.2.1.2). So erreichen beispielsweise alle Elemente ihre Maxima südöstlich von Paringianu (Abb. 6.3.4/6, nächste Seite) und nicht an den Stellen der höchsten Bodenschwermetallgehalte.

Die Konzentrationen außerhalb des engeren Untersuchungsgebietes sind weitgehend unspektakulär. Sie sind i.d.R. deutlich niedriger als in dem genannten Immissionszentrum, weisen aber nicht die für zahlreiche Elemente bei *Inula viscosa* festgestellten Konzentrationsabnahmen mit zunehmender Entfernung vom Industriegebiet auf. Sie pendeln vielmehr um ein nicht sehr breites Konzentrationsspektrum. Dieses liegt allerdings meist deutlich höher, als die zum gleichen Zeitpunkt gemessenen Blattgehalte in Pixinamanna, was ebenfalls auf Immissionseinflüsse zurückgeführt werden kann.

Während im Marganei die Schwermetallgehalte in den Pflanzenblättern nur bei Blei wesentlich höher lagen als die publizierten Konzentrationsspannen für die einzelnen Elemente (STREIT, B., 1991), liegen in Portoscuso bei *Pistazia lentiscus* die Maxima von Zink, Cadmium, Quecksilber und Blei sowie die Mittelwerte von Cadmium, Quecksilber und Blei z.T. deutlich über diesem Rahmen. Auch dies macht den hohen Belastungsaspekt dieses Raumes transparent.

Betrachtet man die Schwermetallgehalte von *Pistazia lentiscus* zu den anderen Zeiträumen, so zeigen sich Veränderungen in den Konzentrationshöhen vergleichbarer Probenstellen. Diese weisen keine gleichmäßige Tendenz auf. So liegen bei den Werten vom **November 1986** zwar die mittleren Gehalte aller Elemente (wie auch in den anderen Arbeitsgebieten) niedriger als im Sommer<sup>70</sup>. Dies gilt jedoch nicht uneingeschränkt für die Absolutwerte an den einzelnen Probenstellen (Tab. 6.3.4/3, im Anhang). Diese liegen - von Element zu Element unterschiedlich - sowohl niedriger als auch höher als die Juliwerte. Bezieht man die bei der Diskussion der Schwermetallgehalte von Parallelproben gleicher Pflanzen eines Standortes dargelegten Ausführungen (Kap. 4.1.2.3) bei der Beurteilung dieser Sachverhalte ein, so wird deutlich, daß hierfür auch standortökologische und pflanzeninterne Prozesse verantwortlich sein können. Allerdings belegen die Ergebnisse aller Pflanzen- und Bodenuntersuchungen, daß in Portoscuso Immissionsunterschiede Hauptverursacher der zeitlichen Varianz der Schwermetallkonzentrationen sind.

<sup>69</sup> Denkbar ist auch, daß es durch die für dieses Gebiet belegten hohen SO<sub>2</sub>- und Fluoridemissionen (PAZZAGLIA, L., 1987) zur Korrosion der Cuticula kommt, so daß sich - nicht abwaschbare - Feinststäube in das auf diese Weise löchrig gewordene Zellsystem einlagern können.

<sup>70</sup> Dies kann auch hier neben pflanzeninternen Prozessen durchaus mit höheren Abwaschraten durch die im September einsetzenden Niederschläge (Abb. 6.3.2/1, im Anhang) in Verbindung gebracht werden.

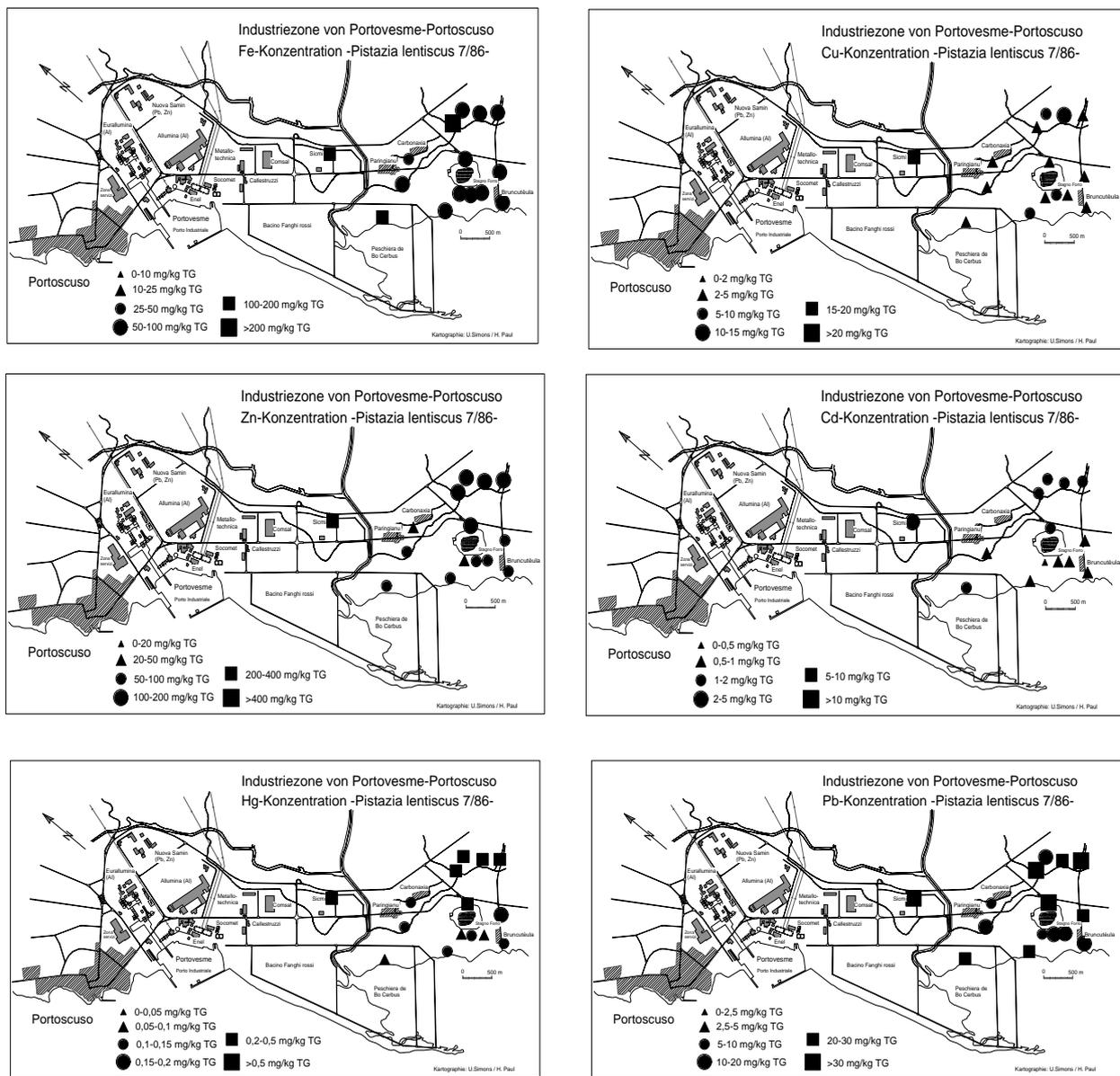


Abb. 6.3.4/6: Elementkonzentrationen von *Pistazia lentiscus* (07/1986) im näheren Arbeitsgebiet von Portoscuso

Bei einer Betrachtung des **Verteilungsmusters der Metalle** (Abb. 6.3.4/7, nächste Seite) fällt auf, daß sich das im Juli 1986 abzeichnende Immissionszentrum nur noch abgeschwächt wiederfindet und ein zweites Gebiet westlich davon, zwischen dem Stagno Forru und der Peschiera de Bo Cerbus, durch überdurchschnittlich hohe Konzentrationen auszeichnet. Vor allem an diesen Stellen liegen im November 1986 die Schwermetallwerte häufig höher als zu dem vorangegangenen Meßzeitpunkt.

Gegenüber den Juliwerten 1986 existieren somit im November 1986 auch in diesem Arbeitsgebiet homogenere Verteilungsbilder der einzelnen Elemente auf den Blättern von *Pistazia lentiscus*. Dadurch ist für diesen Zeitpunkt ebenfalls keine klare Zuordnung zu den Schwermetallgehalten der Böden und Sedimente möglich.

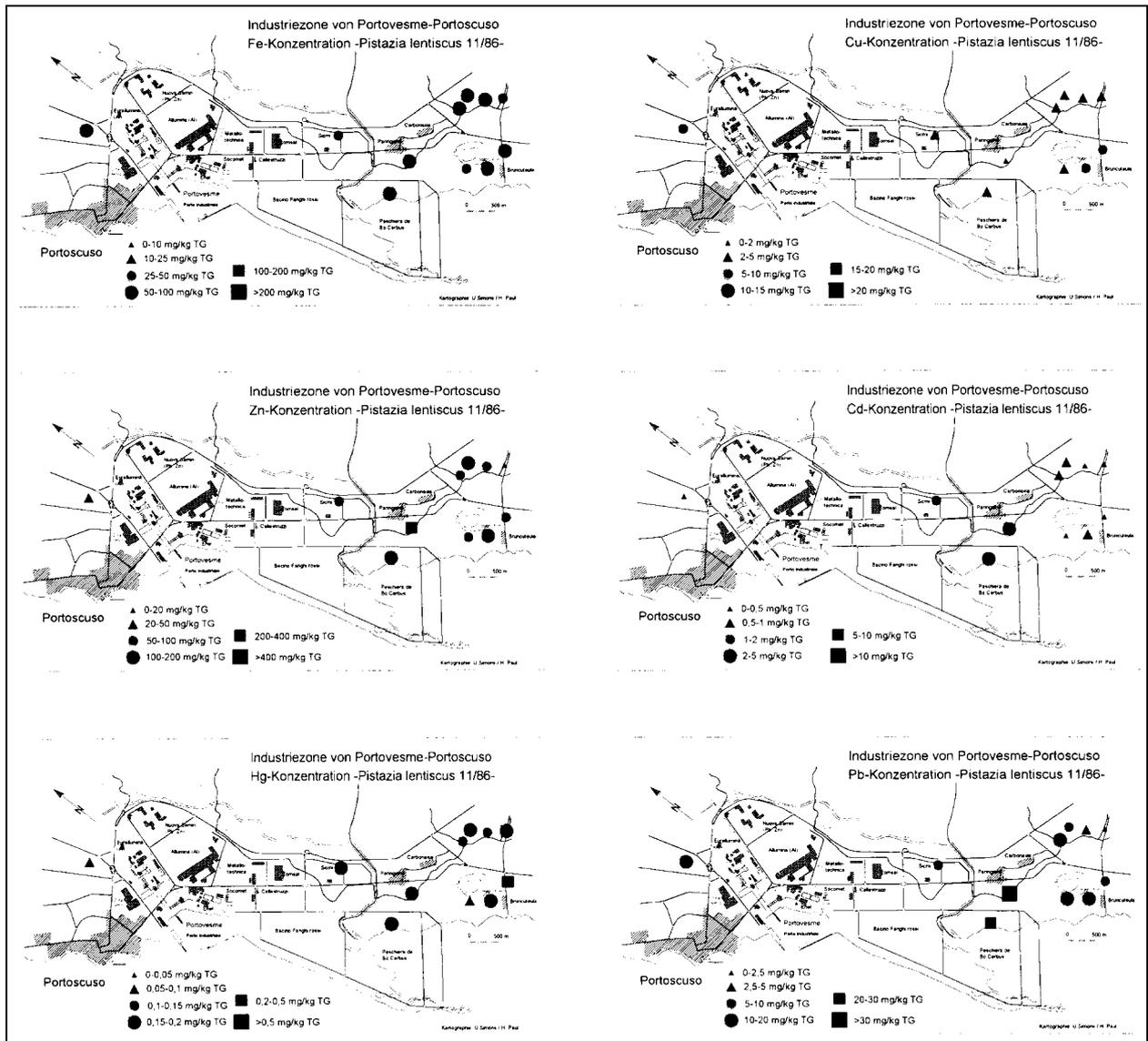


Abb. 6.3.4/7: Elementkonzentrationen von *Pistazia lentiscus* (11/86) im näheren Arbeitsgebiet von Portoscuso

Die Konzentrationsverteilung der Elemente im erweiterten Arbeitsgebiet lassen erkennen, daß östlich der industrienahen Untersuchungszone ebenfalls Konzentrationserhöhungen feststellbar sind (Abb. 6.3.4/8, nächste Seite). Dies trifft vor allem auf den Streifen zwischen Portoscuso und der Miniera di Carbono zu. Diese Zone wurde bereits bei der Darstellung der Bodenschwermetallgehalte als ein weiteres Kontaminationszentrum beschrieben. Die höheren Pflanzengehalte dürften, wie auch in den süd-östlich gelegenen Abschnitten auf die gleichen Ursachen wie bei den Böden (s. Kap. 6.3.1.1) zurückzuführen sein.

Auch im November fällt bei einer **elementbezogenen Betrachtung** auf, daß sich bei Kupfer die Mittelwerte in den verschiedenen Meßzeitpunkten und in den einzelnen Arbeitsgebieten weitgehend gleichen. Dies wurde auf wirkungsvolle Aufnahmesperren für dieses Element zurückgeführt. Bei Eisen (42 bis 90 mg/kg, Mittel: 66 mg/kg; s. Tab. 6.3.4/2), liegen hingegen die mittleren Gehalte ca. 1,9mal höher als die entsprechenden Werte von Pixinamanna (Tab. 6.1.4/2). Bei Zink (18 bis 288 mg/kg, Mittel 80 mg/kg) wird eine etwa 7mal so hohe Konzentrationszunahme gegenüber Pixinamanna und eine etwa doppelt so hohe gegenüber dem Marganei festgestellt. Cadmium, das in Pixinamanna überhaupt nicht nachweisbar war, erreicht hier Konzentrationen zwischen nn und 3,28 mg/kg bei einem Mittel von 0,79 mg/kg. Damit liegen die mittleren Cadmiumgehalte etwa 6mal so hoch wie im Bergbaugebiet. Auch die Quecksilber- (0,080 bis 0,210 mg/kg, Mittel: 0,143 mg/kg) und Bleikonzentrationen (0,5 bis 39,3 mg/kg, Mittel: 15,4 mg/kg) übersteigen die entsprechenden Werte von Pixinamanna um das ca. 4fache (Hg) bzw. 77fache (Pb) und diejenigen vom Marganei um das ca. 2fache (Hg) bzw. 3fache (Pb).

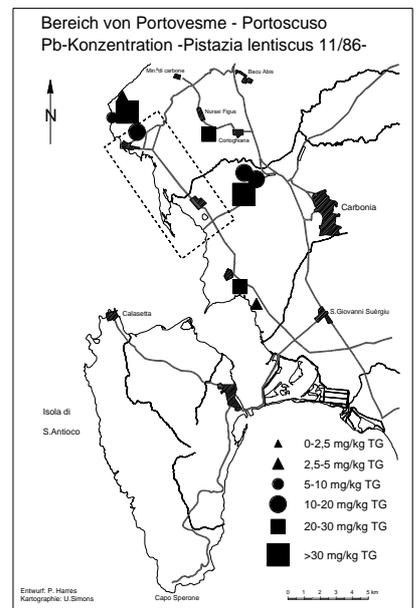
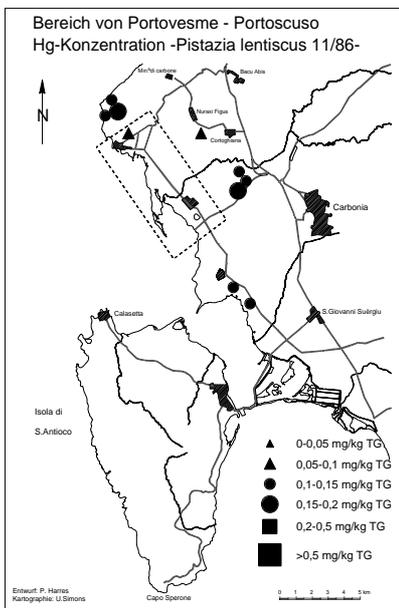
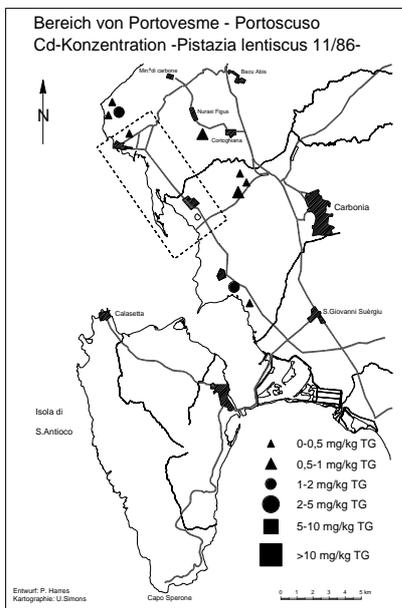
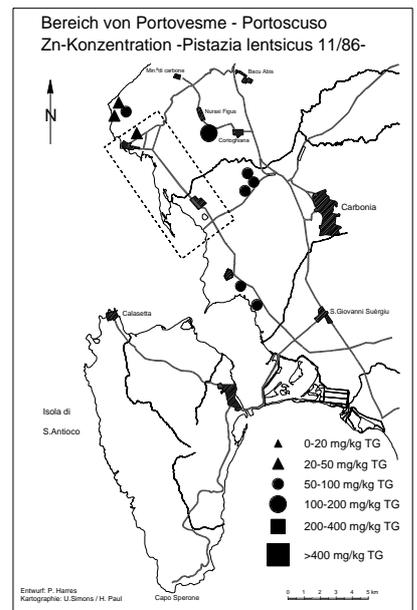
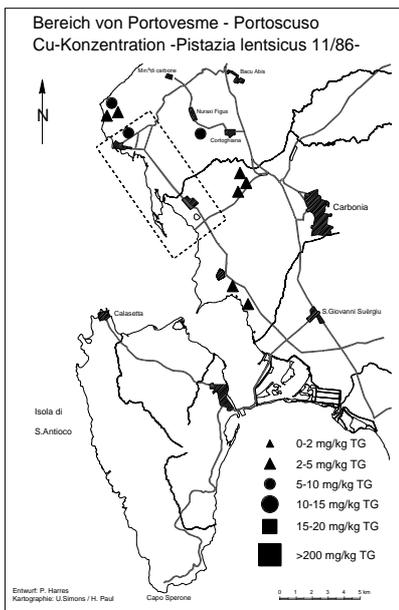
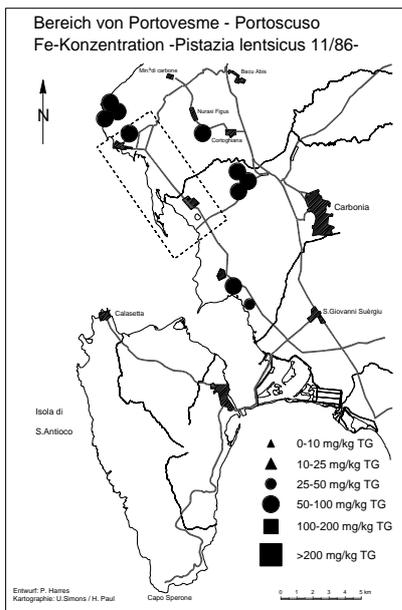


Abb. 6.3.4/8: Elementkonzentrationen von *Pistazia lentiscus* (11/1986) im erweiterten Arbeitsgebiet von Portoscuso

Während im Marganei die Schwermetallgehalte in den Blättern von *Pistazia lentiscus* vom März 1987 weitgehend denen vom Juli 1986 gleichen, zeigt sich im Industriegebiet von Portoscuso eine andere Entwicklung. In Portoscuso treten nämlich wesentlich markantere elementspezifische Unterschiede - mit teilweise entgegengesetzten zeitlichen Veränderungen - in den Vordergrund (Tab. 6.3.4/4). Dadurch lassen sich auch für diese Meßreihen die Konzentrationsveränderungen an den einzelnen Probenstellen weder eindeutig den niederschlagsbedingten Abwaschungen immissionsbedingter Auflagen noch dem vorhandenen Schwermetallpool in den Böden zuordnen. Ebenso erschwert auch hier die hohe Varianz der Elementgehalte zu den unterschiedlichen Meßzeitpunkten und die abermalige Modifikation der räumlichen Verteilungsbilder (Abb. 6.3.4/9 und 6.3.4/10) eine klare Interpretation. Allerdings wird auch aus diesen Darstellungen deutlich, daß sich die bereits oben mehrfach genannten Immissionszentren nach wie vor abbilden.

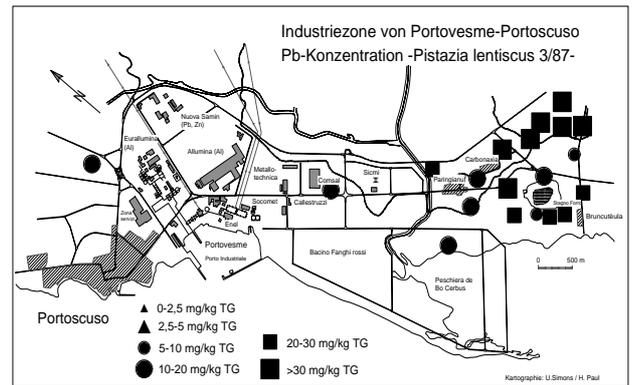
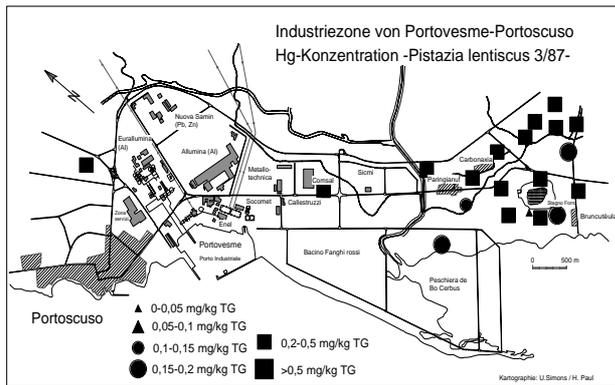
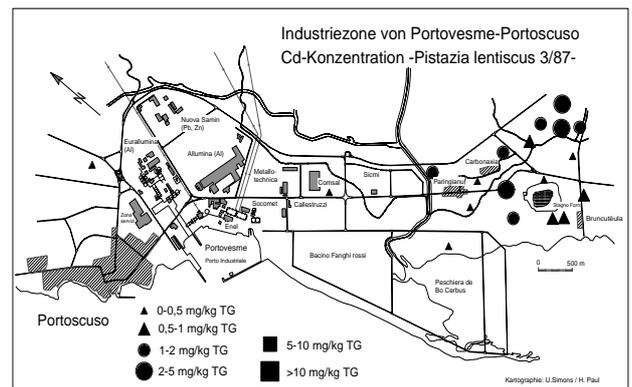
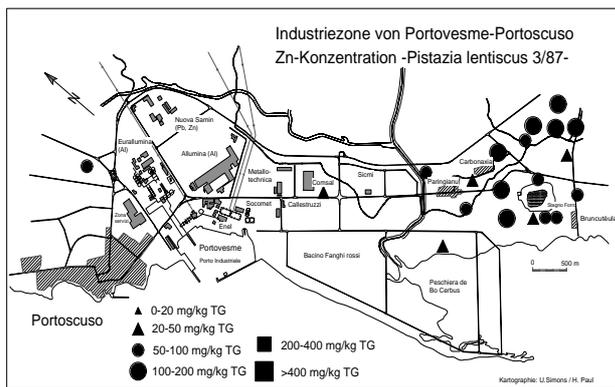
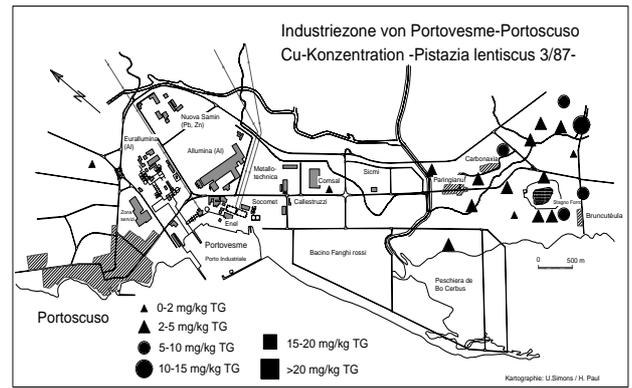
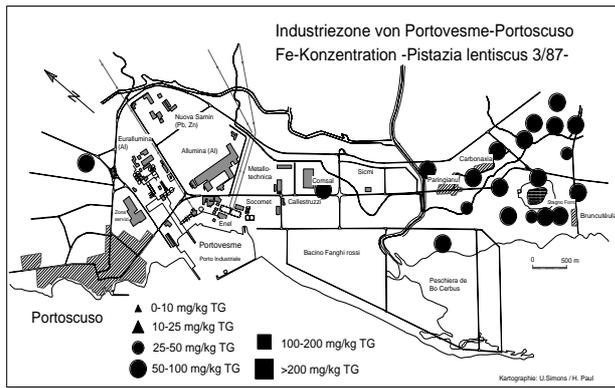


Abb. 6.3.4/9: Elementkonzentrationen von *Pistazia lentiscus* (03/1987) im näheren Arbeitsgebiet von Portoscuso

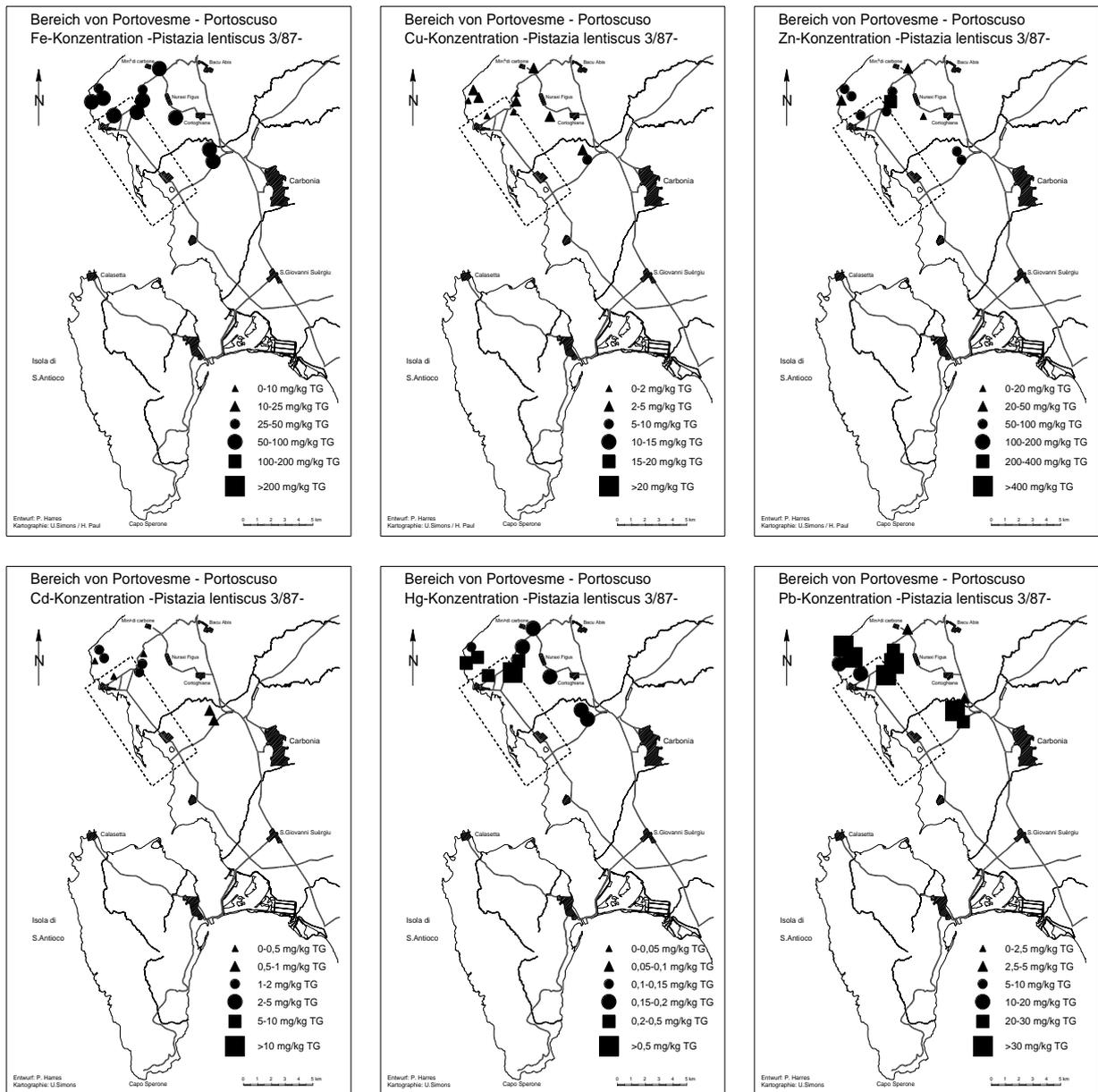
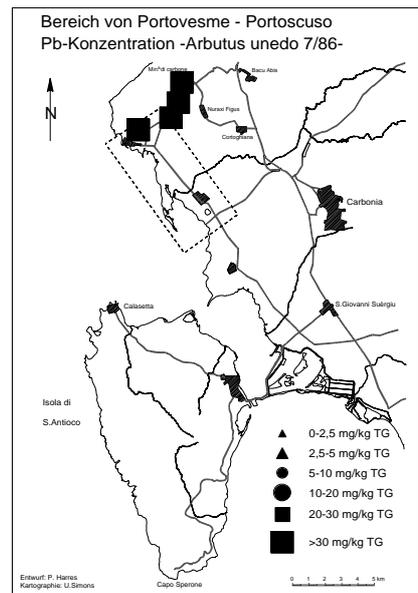
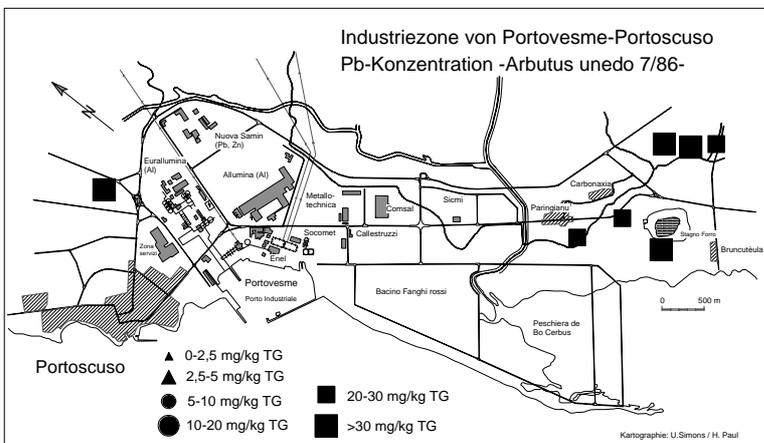
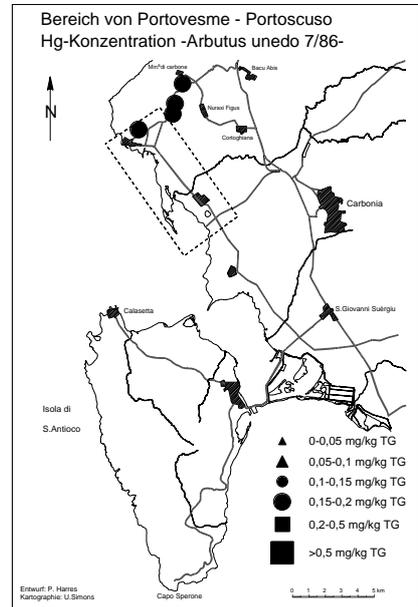
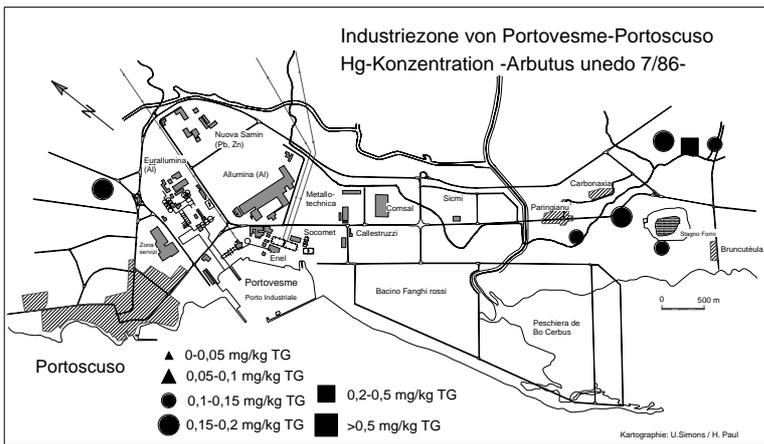
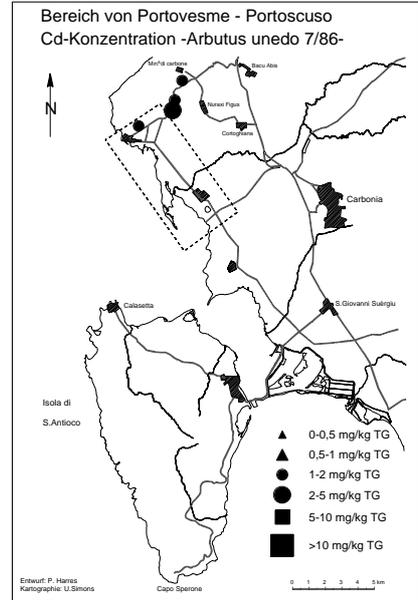
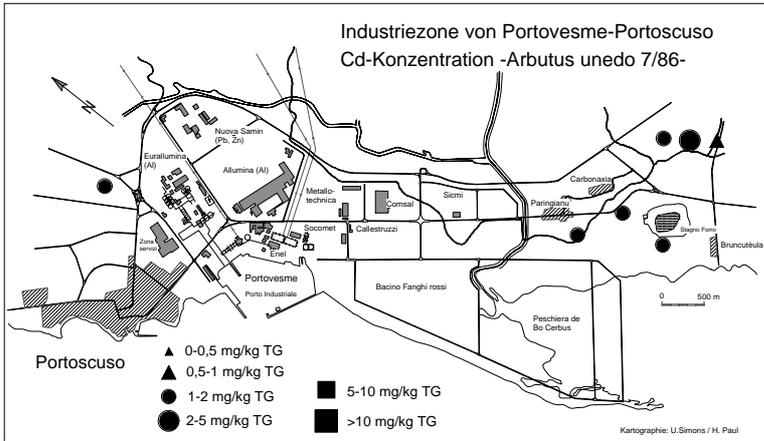


Abb. 6.3.4/10: Elementkonzentrationen von *Pistazia lentiscus* (03/1987) im erweiterten Arbeitsgebiet von Portosuso

Vergleicht man die Schwermetallkonzentrationen von *Pistazia lentiscus* mit denen von *Inula viscosa*, so macht sich auch hier die unterschiedliche Beschaffenheit der Blätter als Haupteinflußfaktor für deren Gehalte bemerkbar. Daher führen die günstigeren Adsorptionsbedingungen für Feinststäube bei *Inula viscosa* zu entsprechend höheren Elementkonzentrationen.

Gleiches zeigt sich auch bei einem Vergleich der Elementgehalte von *Inula viscosa* mit *Arbutus unedo*. Allerdings sind bei dieser Pflanze - aufgrund der im Arbeitsgebiet von Portosuso nur vereinzelt auftretenden Bestände und der somit begrenzten Anzahl (max. 11) beprobter und untersuchter Blätter - die Aussage-möglichkeiten eingeschränkt. Trotz dieser Einschränkung erkennt man, daß die Elementgehalte (Tab. 6.3.4/ 5, im Anhang) vom Juli 1986 - deren statistische Kenngrößen ebenfalls in Tab. 6.3.4/2 dargestellt sind - Konzentrationsmaxima in den gleichen Gebieten wie bei den bereits besprochenen Pflanzen aufweisen. Abbildung 6.3.4/11 dokumentiert dies beispielhaft für die Elemente Cadmium, Quecksilber und Blei.



**Abb. 6.3.4/11:** Cadmium-, Quecksilber- und Bleikonzentrationen von *Arbutus unedo* (07/1986) im Arbeitsgebiet von Portoscuso

Beim Vergleich der Schwermetallgehalte von *Pistazia lentiscus* und *Arbutus unedo* zeigen sich elementspezifische Unterschiede in den Konzentrationshöhen der einzelnen Metalle (Tab. 6.3.4/4). Dabei erreicht entweder *Pistazia lentiscus* höhere Konzentrationen als *Arbutus unedo* (Cu 07/1986 bis 03/1987, Cd 03/1987, Hg 11/1986 u. 03/1987, Pb 03/1987) oder umgekehrt (Fe 07/1986 u. 11/1986, Zn 07/1986 bis 03/1987, Cd 07/1986 u. 11/1986, Pb 07/1986 u. 11/1986). In Einzelfällen entsprechen sich die Gehalte beider Pflanzen (Fe 03/1987, Hg 07/1986). Daher läßt sich auch hier, trotz ähnlicher Blattbeschaffenheit, keine Aussage über den Einfluß der Entnahmehöhe (Proben etwa 100 cm oberhalb der Mastixstrauchblätter entnommen) auf die Schwermetallgehalte gewinnen, zumal - wie an anderer Stelle ausgeführt - pflanzeninterne Vorgänge die Größenordnung der einzelnen Elementkonzentrationen beeinflussen.

Die zu allen Zeitpunkten höheren Kupferkonzentrationen von *Pistazia lentiscus* gegenüber *Arbutus unedo* wurden bereits bei den Pflanzenproben in Pixinamanna und im Marganei festgestellt. Gleiches gilt für die generell höheren Zinkgehalte von *Arbutus unedo* gegenüber *Pistazia lentiscus*. Damit zeigt sich auch hier, daß verschiedene Pflanzen mit ihren differierenden Schwermetallgehalten zu unterschiedlichen Aussagen im Hinblick auf Einzugsgebietsbelastungen verleiten können.

Betrachtet man die **Konzentrationsentwicklung** von *Arbutus unedo* im Untersuchungszeitraum so erkennt man, daß bei allen Elementen die Mittelwerte zwischen Juli 1986 und März 1987 kontinuierlich abnehmen (Tab. 6.3.4.4). Dies läßt sich mit wachsenden Abwaschraten während des Niederschlagsjahres in Zusammenhang bringen. Dieser Sachverhalt ist bei *Arbutus unedo* deutlicher ausgebildet als bei *Pistazia lentiscus*. Daher verwundert es nicht, daß auch die Schwermetallkonzentrationen bei dieser Pflanze im März 1989 (Tab. 6.3.4.2) in der gleichen Größenordnung liegen wie im März 1987. Dies zeigt aber ebenfalls, daß Untersuchungen, die das Ziel haben Veränderungen der Schwermetallgehalte von Indikatorpflanzen über einen längeren Zeitraum zu verfolgen und zu interpretieren, nur auf Proben aus vergleichbaren jahreszeitlichen Abschnitten zurückgreifen dürfen.

Beurteilt man die Elementgehalte von *Arbutus unedo* aus Portoscuso im Vergleich mit denen aus den beiden anderen Arbeitsgebieten, so sieht man, daß in Portoscuso die mittleren **Eisengehalte** im Juli 1986 ca. 3,6mal so hoch sind wie in Pixinamanna und gleichzeitig die Konzentrationen im Marganei um das 1,6fache übersteigen. Während der übrigen Untersuchungsabschnitte verringerten sich die Relationen. So fanden sich im November 1986 Anreicherungen um das 2,1fache (gegenüber Pixinamanna) und um das 1,02fache (gegenüber Marganei) und im März 1987, in dem erstmals die Konzentrationen im Marganei höher waren, um das 1,5fache (gegenüber Pixinamanna).

Als Ursache für diese Arbeitsgebietsunterschiede kann neben dem Einfluß hoher Emissionsraten in Portoscuso angenommen werden, daß die Dominanz agrarischer Nutzflächen im Umfeld der Industriezone eine äolische Verlagerung von Feinsedimenten begünstigt und somit - vor allem in den Sommermonaten - zu größeren Staubauflagen auf den Blättern der Testpflanzen führt. Dies ist - mit Ausnahme schütterer Vegetationsareale - in den weitgehend machienbedeckten Einzugsgebieten des Pixinamanna und des sa Duchessa weniger möglich. Die Tatsache, daß zum gleichen Zeitpunkt bei *Pistazia lentiscus* die Konzentrationen im Marganei über denen von Portoscuso liegen, scheint dieser Erklärung jedoch zu widersprechen.

Allerdings gilt diese Einschränkung nur für das Element Eisen. Läßt man einmal die **Kupfergehalte** außer acht, da diese - wie erwähnt - bei beiden Pflanzen zu allen Zeitpunkten in einem sehr engen Wertebereich liegen, so lassen sich die Konzentrationsveränderungen aller anderen Schwermetalle im oben genannten Sinne interpretieren.

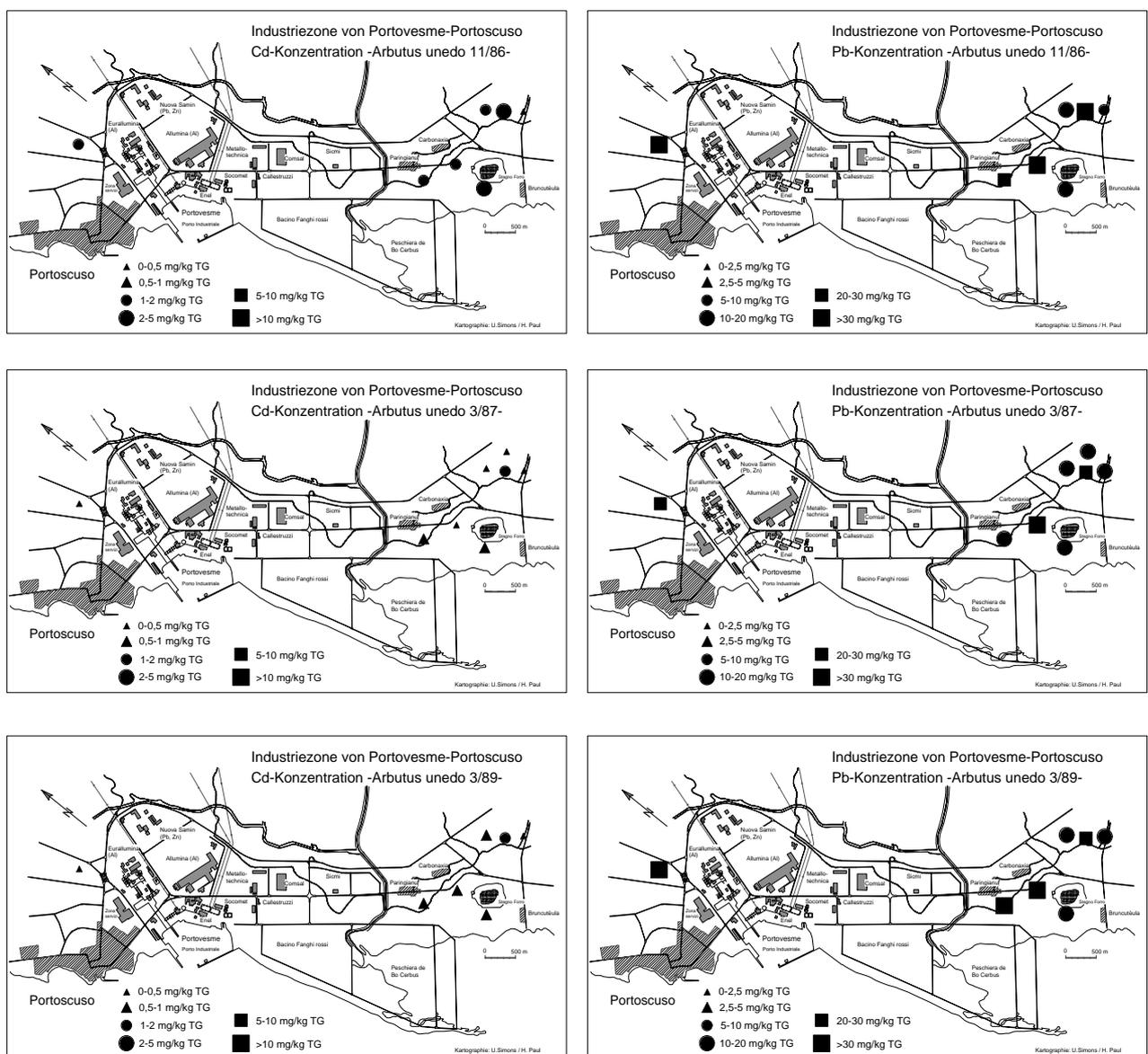
So liegen beispielsweise die mittleren **Zinkkonzentrationen** bei *Arbutus unedo* in Portoscuso im Juli 1986 etwa 6,3mal so hoch wie in Pixinamanna und 1,3mal so hoch wie im Marganei. Auch hier reduzieren sich mit einer Ausnahme die Relationen auf das 4fache (11/1986) bzw. auf das 2,7fache (03/1987) gegenüber Pixinamanna und auf das 1,4fache (11/1986) bzw. das 1,1fache (03/1987) gegenüber dem Marganei. Bei diesem Element läßt sich - was die Rangfolge der Konzentrationen anbelangt - kein Unterschied zu *Pistazia lentiscus* feststellen.

Gleiches gilt auch für **Cadmium**, welches im Juli 1986 in Portoscuso ca. 14,8mal höher ist als in Pixinamanna und 2,1mal höher als im Marganei. Im November haben sich dabei - bei ebenfalls geringeren Absolutwerten - die Relationen auf das 11,3fache (gegenüber Pixinamanna) und das 2,3fache

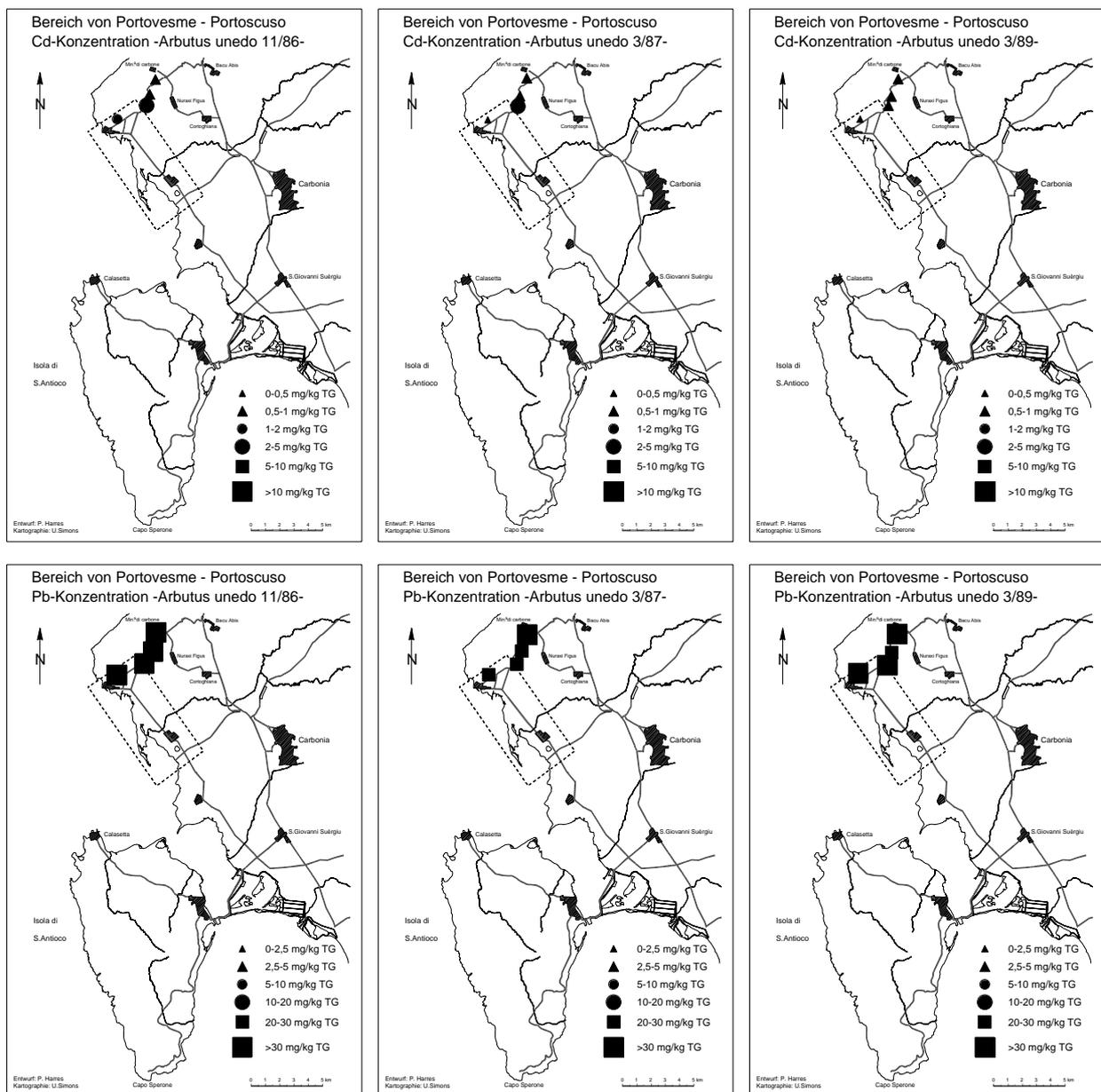
(gegenüber Marganei) verändert. Im März schließlich erreichen die Relationen nur noch das 6,1fache (gegenüber Pixinamana) bei gleichen Werten wie im Marganei.

Auch bei **Quecksilber** und **Blei** finden sich prinzipiell ähnliche Entwicklungstendenzen, die ebenfalls für beide Pflanzen gelten.

Während sich bei *Pistazia lentiscus* das **räumliche Verteilungsmuster** zu den unterschiedlichen Entnahmezeitpunkten der Blätter leicht verschob, so daß sich neben dem eigentlichen Immissionszentrum südöstlich von Paringianu im Herbst ein zweites Gebiet höherer Konzentrationen zwischen dem Stagno Forru und der Peschiera de Bo Cerbus herauschälte und homogenere Verteilungsbilder der einzelnen Metalle entstanden, bleiben bei *Arbutus unedo* die Zonen mit höheren Blattgehalten nahezu konstant. Dies gilt sowohl für das engere als auch für das weitere Arbeitsgebiet. Die Darstellung der Cadmium- und Bleikonzentrationen zwischen November 1986 und März 1989 soll dies veranschaulichen (Abb. 6.3.4/12 und 6.3.4/13).



**Abb. 6.3.4/12:** Cadmium- und Bleikonzentrationen von *Arbutus unedo* zwischen November 1986 und März 1989 im engeren Arbeitsgebiet von Portoscuso



**Abb. 6.3.4/13:** Cadmium- und Bleikonzentrationen von *Arbutus unedo* zwischen November 1986 und März 1989 im weiteren Arbeitsgebiet von Portosuso

Zusätzlich zu den Blattproben natürlich vorkommender Pflanzen wurden im Juli 1986 an insgesamt 27 Stellen Blätter von *Vitis vinifera hort.* geerntet. Deren Analyseergebnisse sind in Tabelle 6.3.4/6 (im Anhang) aufgeführt. Wie sich aus dieser Tabelle und den ermittelten statistischen Kennwerten (Tab. 6.3.4/2) entnehmen läßt, schwanken die Schwermetallgehalte von *Vitis vinifera* bei Eisen zwischen 88 und 455 mg/kg bei einem Mittelwert von 175 mg/kg. Die Schwankungsbreite der anderen Elemente lag bei Kupfer zwischen 3,8 und 270 mg/kg (Mittel 43 mg/kg), bei Zink zwischen 27 und 301 mg/kg (Mittel 144 mg/kg), bei Cadmium zwischen nn und 4,75 mg/kg (Mittel 1,82 mg/kg), bei Quecksilber zwischen 0,040 und 1,10 mg/kg (Mittel 0,415 mg/kg) und bei Blei zwischen nn und 83 mg/kg (Mittel 32,6 mg/kg).

Im Vergleich mit den zum gleichen Zeitpunkt untersuchten Macchienpflanzen entsprechen die Konzentrationen der Weinblätter bis auf Kupfer und Quecksilber denen von *Arbutus unedo*. Bei Kupfer liegen jedoch die Konzentrationen der Weinblätter etwa 10mal höher als bei *Arbutus unedo* und mehr als doppelt so hoch wie bei *Inula viscosa*. Dies dürfte auf den Einsatz kupferhaltiger Spritzmittel im Weinbau zurückzuführen sein. Die Quecksilbergehalte sind zwar niedriger als bei *Inula viscosa*, erreichen aber dennoch mehr als das 2,5fache der mittleren Arbutus-Konzentration.

Betrachtet man das **Verteilungsmuster** der Konzentrationshöhen, so lassen sich die Ursachen für die stellenweise sehr hohen Werte erkennen. So weist vor allem die mit wachsender Entfernung vom Industriegebiet einhergehende regelhafte Konzentrationsabnahme auf eine Immissionsbelastung als entscheidende Schwermetallquelle hin. Dabei finden sich beginnend mit Probenstelle 46 (südöstlich von Paringianu) und endend an Probenstelle 35 (Südende S. Antioco) die in Tabelle 6.3.4/7 aufgeführten Elementkonzentrationen.

**Tab. 6.3.4/7:** Konzentrationen ausgewählter Schwermetalle auf den Blättern von *Vitis vinifera* in Abhängigkeit der Distanz zur Industriezone von Portoscuso (07/1986)

Portoscuso: <i>Vitis vinifera</i> 07/1986					
Standort	Entfern. Al-Hütte in km	Schwermetallgehalte in mg/kg TG			
		Zn	Cd	Hg	Pb
46	7,3	224	2,98	0,59	45
44	10,8	173	1,75	0,40	40
43	12,6	130	1,55	0,39	34
42	13,9	77	0,88	0,23	15
41	15,6	59	0,75	0,17	13
31	17,6	37	0,10	0,08	7
32	19,2	27	0,18	0,06	3
33	20,3	30	0,07	0,05	4
34	24,3	39	nn	0,06	nn
35	24,8	50	nn	0,04	nn

In prägnanter Weise zeigt die räumliche Darstellung der Konzentrationsspannen von Zink, Cadmium, Quecksilber und Blei (Abb. 6.3.4/14, S. 264) den Einfluß der Distanz vom Industriezentrum auf die Schwermetallwerte. Allerdings weicht dabei der zwischen den Probenstellen 46 und 44 gelegene küstennahe Entnahmepunkt 45 durch niedrigere Gehalte als die entfernter liegenden Meßstellen von dieser Entwicklungsreihe ab.

Auch Eisen und Kupfer zeigen abweichende Verteilungsbilder. So läßt sich bei Eisen nur in groben Zügen die o.a. Gesetzmäßigkeit feststellen, während bei Kupfer Bereiche hoher Konzentrationen mit solchen niedrigerer abwechseln, wobei in keinem Fall ein Zusammenhang mit der Industriezone herstellbar ist (Abb. 6.3.4/15, S. 265). Dies kann - wie betont - auf einen unterschiedlichen Einsatz kupferhaltiger Spritzmittel zurückgeführt werden.

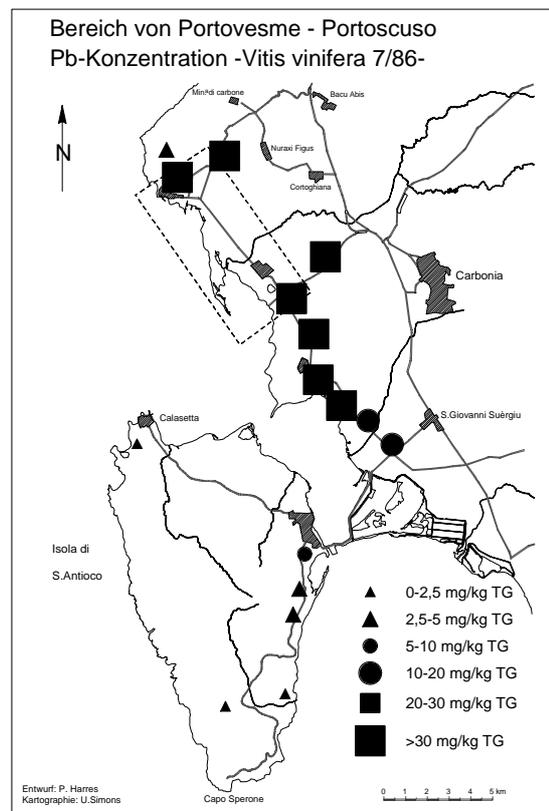
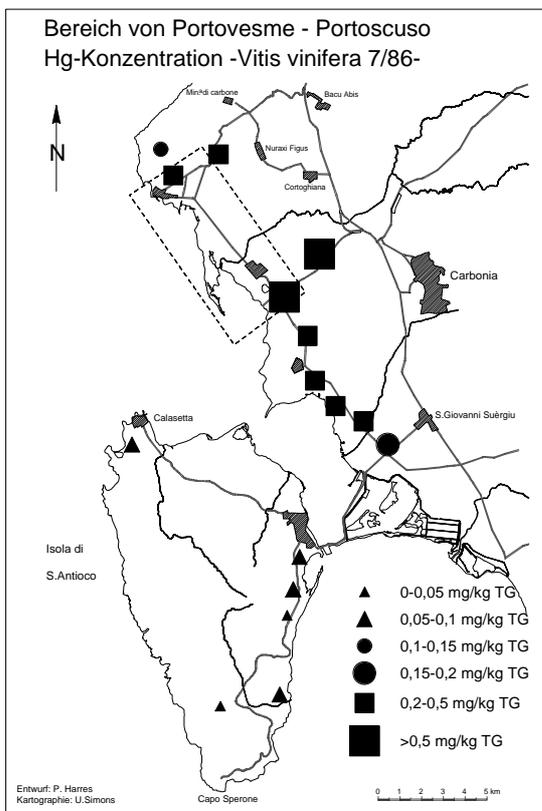
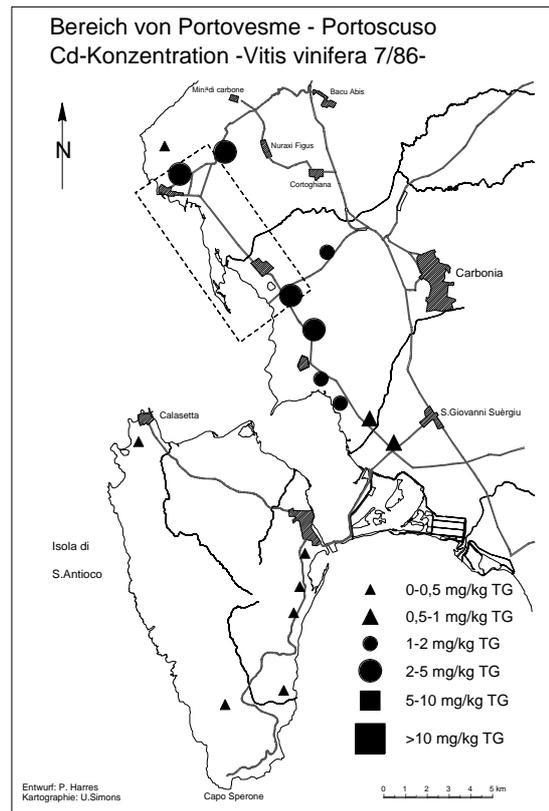
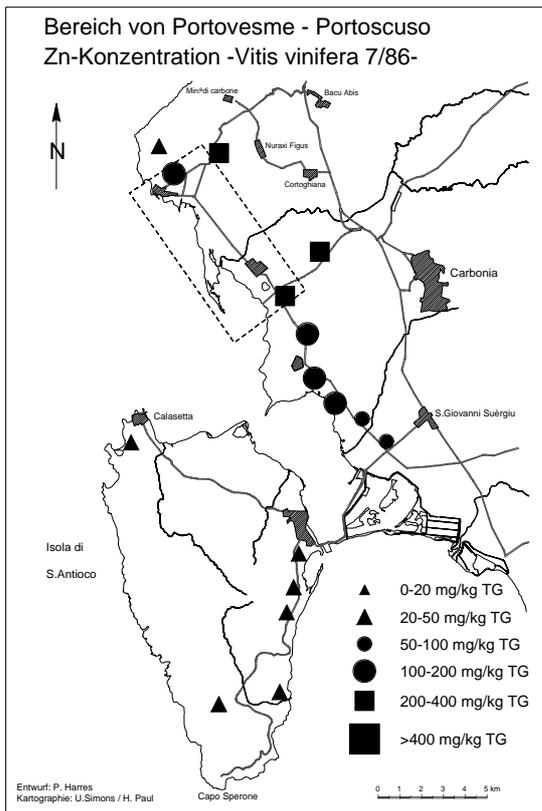


Abb. 6.3.4/14: Konzentrationen ausgewählter Schwermetalle auf den Blättern von *Vitis vinifera hort.* (07/1986) im weiteren Arbeitsgebiet von Portoscuso

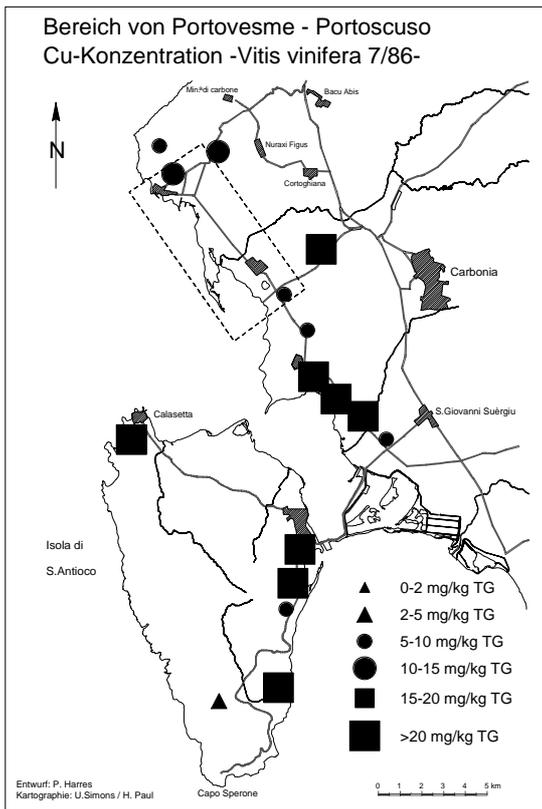
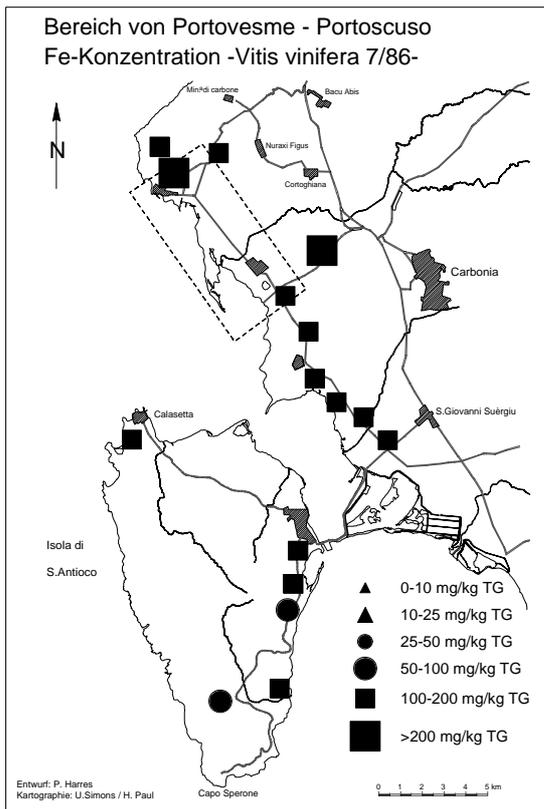


Abb. 6.3.4/15: Konzentrationen von Eisen und Kupfer auf den Blättern von *Vitis vinifera hort.* (07/1986) im weiteren Arbeitsgebiet von Portoscuso

Betrachtet man das nähere Arbeitsgebiet so fällt auf, daß die Zone höchster Konzentrationsanstiege in den Bereichen zu finden ist, die bereits bei den übrigen Pflanzen als Kontaminationszentren ausgewiesen wurden (Abb. 6.3.4/16).

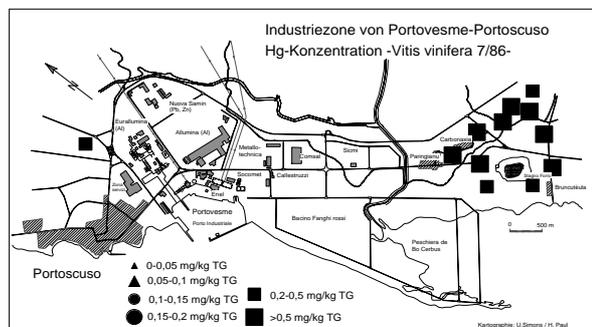
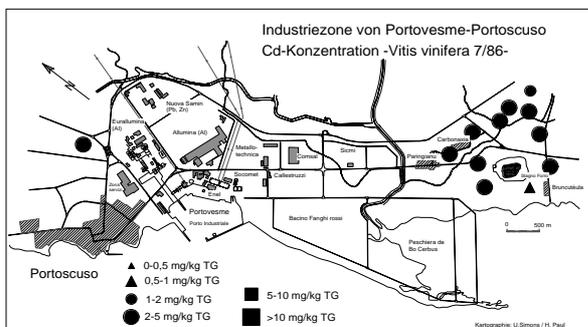
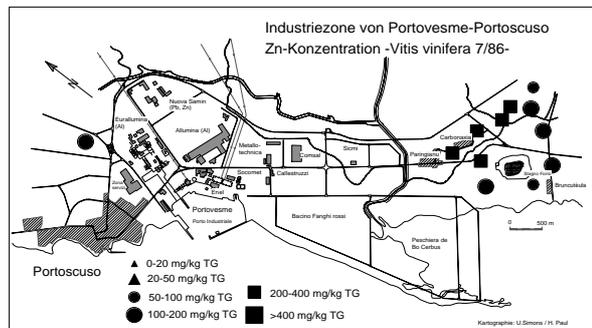
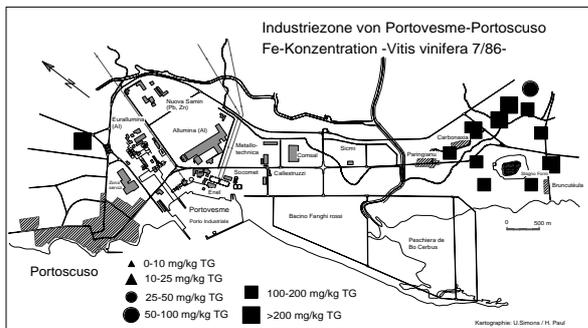


Abb. 6.3.4/16: Konzentrationen ausgewählter Schwermetalle auf den Blättern von *Vitis vinifera hort.* (07/1986) im engeren Arbeitsgebiet von Portoscuso

Die räumlichen Betrachtungen lassen erkennen, daß vor allem Zusammenhänge zwischen den Elementgehalten der Pflanzen und den Emissionen aus dem Industriegebiet existieren. Abhängigkeiten zu den jeweiligen Bodenkonzentrationen sind untergeordnet. Sie lassen sich allerdings nicht völlig ausschließen, da in zahlreichen Fällen höhere Pflanzengehalte mit höheren Bodenkonzentrationen korrespondieren. Allerdings ist dabei zu bedenken, daß an diesen Stellen die Schwermetallwerte der Böden ebenfalls auf Einträgen aus den Belastungszentren (s. Kap. 6.3.1.1 u. 6.3.1.2) zurückzuführen sind. Dadurch wird insgesamt deutlich, daß es durch die fehlenden Umweltauflagen bei den emittierenden Betrieben und wegen der engen Verzahnung von agrarisch und industriell genutzten Arealen (Kap. 5.3.3) zur nachhaltigen Veränderung der agrarischen Nutzungsgefüge und der geoökologischen Strukturen kommt.

Somit lassen sich bei den Pflanzenuntersuchungen für das Arbeitsgebiet von Portoscuso **zusammenfassend** die nachfolgend aufgeführten Ergebnisse darstellen. Es zeigte sich, daß

- auch hier *Inula viscosa* sehr hohe Konzentrationen besitzt. Diese liegen meist oberhalb einzelner phyto- und zootoxischer Schwellenwerte und übersteigen die zum gleichen Zeitpunkt in der Forstschutzregion von Pixinamanna gemessenen Werte um ein Vielfaches. Bereits dies legt - vor allem auch wegen der nur geringen Konzentrationsunterschiede in den Böden beider Arbeitsgebiete - Immissionen als Belastungsquellen nahe.
- die Elementgehalte in Portoscuso entweder denen des stark schwermetallbelasteten Bergbaugebietes entsprechen oder diese deutlich übersteigen. Dies gilt sowohl für Mittelwerte (Fe, Zn) als auch vor allem für die Maxima von Eisen, Zink, Cadmium und Quecksilber. Dies zeigt, daß an mehreren Stellen in der jungen Industriezone die Emissionen/Immissionen höher sind als in dem stark immissionsbeeinflussten Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa.
- bei einer räumlichen Betrachtung der Konzentrationsverteilungen der Elemente *Inula viscosa* die innere Strukturierung der immissionsbelasteten Gebiete abbildet. Dabei schälen sich zwei Belastungszentren heraus. Das erste liegt südöstlich von Paringianu. Dort findet sich eine relativ kleinflächige Zone rapider Konzentrationsanstiege, in der die meisten Elemente ihre Maxima erreichen. Dieses Gebiet deckt sich weitgehend mit dem Bereich der gravierendsten Pflanzenschäden. Das zweite umfaßt die nähere Umgebung der Aufspülbecken.
- insgesamt die Emissionen/Immissionen weit über das nähere Umfeld der Industriezone reichen und sogar die südlichsten Gebiete S. Antiocos beeinflussen.
- vor allem bei Blei das Verteilungsmuster in etwa dem der Bleigehalte in den Oberböden entspricht. Daher kann in diesem Falle auch ein Nahtransport von immittierten Feinststäuben als Verursacher der Blattkonzentrationen angenommen werden.
- die zu verschiedenen Jahreszeiten an den jeweils gleichen Pflanzen von *Pistazia lentiscus* gemessenen Schwermetallwerte elementspezifische Unterschiede aufweisen.
- in den zur gleichen Zeit gewonnenen Elementgehalten der drei Arbeitsgebiete unterschiedliche Rangfolgen der Konzentrationshöhen auftreten. Dabei liegen zu allen Untersuchungszeitpunkten die Eisenkonzentrationen in Portoscuso zwischen denen von Pixinamanna und dem Marganei, während sich die Kupfergehalte aller Arbeitsgebiete weitgehend gleichen. Bei allen anderen Metallen liegen die Pflanzenkonzentrationen jedoch zu allen Meßzeitpunkten in Portoscuso deutlich über den „Basiskonzentrationen“ von Pixinamanna und über den Konzentrationen der schwermetallbelasteten Bergbauregion. Wegen der gegenüber dem Marganei weit geringeren Bodenschwermetallgehalte können diese nicht die entscheidende Rolle bei den Pflanzenkonzentrationen spielen. Gleiches gilt für die Eluatkonzentrationen, da diese ebenfalls im Marganei höher liegen als in der Industriezone. Es ist daher davon auszugehen, daß sich in den hohen Werten von Portoscuso neben möglicherweise höheren Aufnahmemeraten durch bessere Verfügbarkeiten vor allem starke Immissionsbelastungen widerspiegeln. Auch die räumlichen Verteilungsbilder bestätigen dies, da sich bei zahlreichen Elementen die Gebiete höchster Pflanzengehalte mit dem eigentlichen Immissionszentrum bei Paringianu decken.
- die Konzentrationen außerhalb des engeren Untersuchungsgebietes niedriger als im Immissionszentrum sind. Dennoch bleiben sie über denen zum gleichen Zeitpunkt gemessenen Blattgehalten von Pixinamanna.
- bei *Pistazia lentiscus* die Maxima von Zink, Cadmium, Quecksilber und Blei sowie die Mittelwerte von Cadmium, Quecksilber und Blei z.T. deutlich über denen der Forstschutzregion liegen. Auch dies weist auf die hohen Belastungsaspekte in der Industriezone hin.

- die mittleren Konzentrationshöhen im November 1986 zwar niedriger als die entsprechenden Gehalte vom Juli sind, jedoch zahlreiche Absolutwerte von diesem Rahmen nach oben oder unten abweichen. Auch dabei finden sich elementspezifische Unterschiede.
- die Ergebnisse aller Pflanzen- und Bodenuntersuchungen belegen, daß in Portoscuso Immissionsunterschiede die Hauptverursacher der zeitlichen Varianz der Schwermetallkonzentrationen sind.
- im November veränderte Verteilungsmuster der Metalle auftreten. So findet sich das Immissionszentrum vom Juli nur noch abgeschwächt wieder. Daneben zeichnet sich ein zweites Gebiet in Küstennähe durch überdurchschnittlich hohe Konzentrationen aus. Insgesamt existieren auch hier im November homogenere Verteilungsbilder der einzelnen Elemente.
- östlich der industrienahen Untersuchungszone zwischen Portoscuso und der Miniera di Carbone ebenfalls Konzentrationserhöhungen feststellbar sind. Dies wird auf die gleichen Ursachen wie bei den Böden zurückgeführt.
- bei den Zeitreihen wesentlich markantere elementspezifische Unterschiede auftreten als im Margainei. Dabei finden sich teilweise entgegengesetzte zeitliche Veränderungen bei einzelnen Elementen.
- bei einem Vergleich der Schwermetallkonzentrationen von *Pistazia lentiscus* mit denen von *Inula viscosa* deutlich wird, daß die unterschiedliche Blattbeschaffenheit der Haupteinflußfaktor für die Konzentrationshöhe darstellt.
- auch bei ***Arbutus unedo*** im Juli 1986 die Konzentrationsmaxima in den gleichen Gebieten wie bei den anderen Pflanzen auftreten.
- trotz ähnlicher Blattbeschaffenheit bei *Pistazia lentiscus* und *Arbutus unedo* stellenweise entgegengesetzte Konzentrationsunterschiede bei den einzelnen Elementen auftreten, die keine Aussage über den Einfluß der Entnahnehöhe zulassen.
- verschiedene Pflanzen mit ihren differierenden Schwermetallgehalten zu unterschiedlichen Aussagen im Hinblick auf Einzugsgebietsbelastungen verleiten können.
- bei *Arbutus unedo* im Untersuchungszeitraum bei allen Elementen die Mittelwerte zwischen Juli 1986 und März 1987 kontinuierlich abnehmen. Dies läßt sich mit wachsenden Abwaschraten während des Niederschlagshalbjahres in Zusammenhang bringen und ist bei *Arbutus unedo* deutlicher ausgebildet als bei *Pistazia lentiscus*.
- eine Beurteilung längerfristiger Schwermetallveränderungen mit Hilfe von Indikatorpflanzen nur mit Proben aus vergleichbaren jahreszeitlichen Abschnitten erfolgen sollte.
- auch bei *Arbutus unedo* die Elementgehalte in Portoscuso meist höher sind als in den beiden anderen Arbeitsgebieten.
- als Ursache der Arbeitsgebietsunterschiede neben dem Einfluß hoher Emissionsraten in Portoscuso auch die Dominanz agrarischer Nutzflächen im Umfeld der Industriezone angenommen werden kann. Diese begünstigt äolische Verlagerungen von Feinsedimenten und führt somit - vor allem in den Sommermonaten - zu größeren Staubauflagen auf den Blättern der Testpflanzen.
- das räumliche Verteilungsmuster zu den unterschiedlichen Entnahmezeitpunkten der Blätter bei *Arbutus unedo* nahezu konstant blieb.
- bei ***Vitis vinifera*** die Schwermetallgehalte (bis auf Kupfer und Quecksilber) weitgehend denen von *Arbutus unedo* entsprechen.
- bei Kupfer die Konzentrationen der Weinblätter etwa 10mal so hoch sind wie bei *Arbutus unedo*. Daneben übersteigen sie die Konzentrationen von *Inula viscosa* um mehr als das Doppelte. Beides wird auf den Einsatz kupferhaltiger Spritzmittel zurückgeführt.
- die Quecksilbergehalte mehr als das 2,5fache der mittleren Arbutus-Konzentration erreichen.
- mit wachsender Entfernung vom Industriegebiet eine regelhafte Konzentrationsabnahme einhergeht. Letzteres weist auf Immissionen als Hauptschwermetallquellen hin. Dies zeigen auch die distanzabhängigen Konzentrationsspannen von Zink, Cadmium, Quecksilber und Blei.
- auch bei *Vitis vinifera* die Zone höchster Konzentrationsanstiege in den gleichen Bereichen wie bei den anderen Pflanzen zu finden ist.
- Zusammenhänge zwischen den Elementgehalten der Pflanzen und den Emissionen aus dem Industriegebiet existieren und Abhängigkeiten zu den entsprechenden Elementgehalten in den Böden untergeordnet sind.
- es insgesamt wegen der fehlenden Umweltauflagen beim Emissionsschutz und der engen Verzahnungen von agrarisch und industriell genutzten Arealen zur nachhaltigen Veränderung der agrarischen Nutzungsgefüge und der geoökologischen Strukturen kommt.

### 6.3.5: Immissionsproben

Es wurde bereits in Kapitel 4.1.1.4 betont, daß im Arbeitsgebiet von Portoscuso regelmäßig die installierten 5 Stationen zerstört oder mit Plastikplanen zugeklebt wurden, so daß lediglich von einer Meßstelle an der Bodenprobenstelle 59 Immissionswerte existieren. Diese Meßstelle liegt etwa 90 m über NN auf einer Verebnung in einem Garrigue-Bestand nordwestlich von Portoscuso und somit außerhalb der Gebiete, in denen bei den Boden- und Pflanzenuntersuchungen Immissionseinflüsse nachgewiesen werden konnten. Daher kann davon ausgegangen werden, daß die unten (Tab. 6.3.5/1) aufgeführten Werte lediglich den zu erwartenden „natürlichen“ Background in diesem Gebiet angeben.

Tab. 6.3.5/1: Immissionsmessungen im Arbeitsgebiet von Portoscuso

Portoscuso: Immissionsmessungen										
Zeitraum	Standort (Boden)	Niederschläge am (Niederschlagsmenge in mm)	Schwermetallgehalte in µg/m <sup>2</sup> d							
			Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb
21.-30.03.87	59	29.03. (3,2); 30.03. (6,0)	7,4	2.250	nn	18,5	165	0,48	0,017	35,6
09.-22.03.88	59	09.03. (1,0); 16.03. (0,4); 21.03. (0,2)	3,6	1.150	nn	11,2	96	0,26	0,009	22,7
17.-25.03.89	59	20.03. (3,4); 21.03. (2,6)	8,2	2.450	nn	21,3	177	0,51	0,023	41,2

Die Niederschläge beziehen sich auf die Station in Carloforte

Vergleicht man die Werte dieser Tabelle mit denen aus Pixinamana (Tab. 6.1.5/2) so scheint sich die oben getroffene Vermutung eines „natürlichen Backgrounds“ zu bestätigen, da die Konzentrationen in Portoscuso bei fast allen Elementen innerhalb des Rahmens liegen, der zur gleichen Zeit am Kontrollstandort im Forstschutzgebiet gemessen wurde. Auch ein Vergleich mit den Immissionsmessungen im Marganei (Tab. 6.2.7/1, im Anhang), läßt diese Einschätzung bei den Elementen Chrom, Nickel, Cadmium und Blei noch zu. Allerdings zeigen sowohl die Eisen- als auch die Kupfer- Zink- und Quecksilberwerte, daß auch an dieser - von den direkten Emissionen der Industriebetriebe weniger betroffenen - Stelle in Portoscuso höhere Konzentrationen erreicht werden. Diese entsprechen denen der geringer belasteten Einzugsgebietsabschnitte in der Bergbauregion. Sie belegen somit höhere Einträge als in völlig unbelasteten Gebieten.

Die **zeitliche Rangfolge** an dieser einen Meßstelle im Industriegebiet ist bei allen Elementen eindeutig. So liegen generell die Gehalte im März 1988 am niedrigsten und im März 1989 am höchsten. Dies kann u.a. eine Folge der unterschiedlichen Niederschlagsmengen in den verschiedenen Untersuchungsabschnitten sein, da im März 1988 mit 48,0 mm Niederschlag fast die doppelte Menge fiel wie im Jahr zuvor (26,4 mm) und die 7fache Menge wie im darauffolgenden Jahr (7,6 mm). Entscheidend für die Höhe der Immissionen scheinen allerdings vor allem die Niederschläge zu sein, die vor der Installation der Meßgefäße fielen, da diese eine in der Menge differierende Auswaschung partikulär gebundener Schwermetalle bewirkten. So fiel vom 01. bis zum 21. März 1987 insgesamt 14,2 mm, vom 01. bis zum 09. März 1988 zusammen 39 mm und vom 01. bis zum 17. März 1989 lediglich 1,6 mm Regen. Bezieht man die potentielle Reduktion der Elementkonzentrationen durch diese unterschiedlichen Niederschlagssummen in die Betrachtung mit ein, so erhält man eine signifikante Korrelation mit den gemessenen Schwermetallgehalten.

Leider lassen sich - wie oben bereits erwähnt - wegen der gezielten Zerstörung der Einrichtungen keine räumlichen Differenzierungen ableiten. Berücksichtigt man jedoch die im Kapitel 6.3.4 dargestellten Ergebnisse, so zeigen sich dennoch indirekt die unterschiedlichen Immissionsbelastungen in der Industriezone durch die Pflanzengehalte (s. oben).

### 6.3.6: Zusammenfassung

Insgesamt belegen die Untersuchungsergebnisse einzelner Teiglieder der Geoökosysteme (Boden, Wasser, Sediment, Pflanzen, Luft) die nachhaltige Beeinflussung des Naturhaushaltes in der Umgebung von Portoscuso durch Einträge im Zusammenhang mit der jungen industriellen Nutzung des Gebietes. Dies gilt - neben der Umgebung der Halden und Aufschlammbecken - vor allem für eine sich von Nordwest nach Südost erstreckende Zone bei Paringianu und für einen zwischen Portoscuso und der nordöstlich gelegenen Miniera di Carbone gelegener Streifen. In diesen Abschnitten - die sich auch durch stark geschädigte Pflanzenbestände zu erkennen geben - sind die Schwermetallgehalte aller untersuchten Geofaktoren gegenüber der Umgebung deutlich erhöht. Dabei werden bei den Pflanzen-

gehalten sogar Konzentrationshöhen erreicht, die stellenweise über denen im Bergbaualltagsgebiet liegen.

Letzteres gilt jedoch nicht für die **Böden**, deren Schwermetallkonzentrationen weit unter denen des Bergbaugesbietes bleiben. Dennoch sind die Zink-, Cadmium- und Bleigehalte - vor allem in den oben genannten Zonen - wesentlich höher als deren geo- und pedogen zu erwartenden Grundgehalte. Die weitgehende Unabhängigkeit der Konzentrationshöhen in diesen Bereichen von den vielgliedrigen Bodengesellschaften, den geologischen Substratunterschieden und den geochemischen Randbedingungen weist ebenfalls auf eine anthropogene Verursachung dieser Gegebenheiten hin. In gleicher Richtung lassen sich die mit wachsender Distanz vom Emissionsgebiet geringer werdenden Elementgehalte der Boden- und Pflanzenproben interpretieren. Auch die annähernde Deckungsgleichheit der Zone hoher Gesamt- und Eluatkonzentrationen mit den genannten Belastungsgebieten sowie die höheren Elementgehalte in den A-Horizonten stützen diese Aussage.

Bei den Böden spiegeln sich in den pH-Werten, den Karbonatgehalten und in der organischen Substanz die Unterschiede in den Ausgangssubstraten, morpho- und pedogenetische Prozesse, das Nutzungsmuster und die anthropogenen Veränderungen dieses Raumes wieder. Auch hier stehen die Profilbilder der Bodentypen in engem Zusammenhang mit dem Relief und dessen (z.T. sehr junge) Veränderung. Daher finden sich vorrangig in Muldenlage auf den Hochflächen des Arbeitsgebietes die mächtigsten und am intensivsten verbrauchten Bodentypen dieser Region. Große Entwicklungstiefen zeigen auch die RAp-Horizonte der schon seit langem genutzter Rigosole.

In der **fließenden Welle** im künstlich angelegten Canale di Paringianu traten aufgrund wasserbaulicher Maßnahmen, Wasserentnahmen, Einleitungen in Sedimentationsbecken und Wasserabschlägen ins Mittelmeer kaum niederschlagsbedingte Abflußstrukturen auf. Schwermetallausträge durch Spülstöße nach Hochwasserereignissen konnten daher sowie wegen des dichten Bewuchses mit Wasserpflanzen nicht ermittelt werden. Somit belegen die ermittelten Elementgehalte lediglich den Einfluß anthropogener Maßnahmen auf die Schwermetallfracht. Dabei wird ersichtlich, daß Direkteinleitungen aus dem Industriegebiet und den Kommunen die wasserphysikalischen und -chemischen Parameter sowie die Schwermetallkonzentrationen so verändern, daß diese denen belasteter Gewässer in mitteleuropäischen Industriegebieten entsprechen. Als Hauptbelastungszone der wasserbürtigen Schwermetalle kristallisierten sich jedoch die Absetzbecken der Rotschlämme heraus. In diesen liegen die Elementgehalte um Potenzen über denen des Ringkanals.

Auch die Längsprofile der Schwermetallkonzentrationen der **Bachsedimente** zeigen die gleichen Zusammenhänge. Dabei treten jedoch elementspezifische Unterschiede auf. So entsprechen beispielsweise die Chrom- und Nickelkonzentrationen denen unbelasteter Sedimentkörper, während Kupfer, Zink, Cadmium und Blei anthropogene Anreicherungen aufweisen, die bei Cadmium - bezogen auf das geringe Alter des Kanals - eine bedenkliche Größenordnung erreichen.

Bei den **Pflanzenproben** zeigen die Schwermetallgehalte ähnliche Abhängigkeiten und Zusammenhänge wie in den anderen Untersuchungsgebieten. So finden sich auch hier - bis auf Kupfer - die höchsten Gehalte aller Schwermetalle zu allen Untersuchungszeiträumen bei *Inula viscosa*. Dies wird auch hier auf die besondere Blattbeschaffenheit zurückgeführt. Bei Kupfer hingegen übersteigen die Konzentrationen auf den Blättern von *Vitis vinifera* diejenigen von *Inula viscosa*, was sich eindeutig mit dem Einsatz kupferhaltiger Spritzmittel in Verbindung bringen läßt.

Die Konzentrationshöhe übersteigt bei *Inula viscosa* die zum gleichen Zeitpunkt im Kontrollgebiet gemessenen Werte um ein Vielfaches. Daneben übersteigen einzelne Mittelwerte und Maxima auch diejenigen des stark schwermetallbelasteten Bergbaugesbietes. Beides läßt einen Hinweis auf die Größenordnung der Immissionsbelastung im Industriegebiet zu. Dies ist insofern von Bedeutung, da (erfolgreich) versucht wurde, die Ergebnisse direkter Immissionsmessungen zu verhindern.

Die Konzentrationsunterschiede, die je nach Pflanze oder Entnahmezeitpunkt ermittelt wurden, belegen auch hier - neben möglichen Einflüssen unterschiedlicher Immissionshöhen und Bodenschwermetallgehalten - die Bedeutung der Blattbeschaffenheit und der Niederschlagsverhältnisse für die Schwermetallgehalte und die untergeordnete Rolle der Entnahmemöhe.

Bei den räumlichen Verteilungsbildern schälen sich bei allen Pflanzen jeweils im Juli die oben genannten Belastungszonen heraus. Dies gilt in abgeschwächter Form auch für die im November oder März geernteten Blätter. Allerdings sind in diesen Abschnitten homogenere Strukturen in den Konzentrationsmustern zu finden, was mit steigenden Abwaschraten während des Niederschlagshalbjahres in Zusammenhang gebracht wird, die zu einer zunehmenden Nivellierung der Auflagen beitragen. Trotz vergleichbarer Blattbeschaffenheit ist dies bei *Arbutus unedo* deutlicher ausgebildet als bei *Pistazia lentiscus*.

Insgesamt wird bei den Pflanzengehalten deutlich, daß die Emissionen/Immissionen weit über das nähere Umfeld der Industriezone reichen und sogar die südlichsten Gebiete S. Antiocos betreffen. So zeigt sich vor allem bei *Vitis vinifera* eine distanzabhängige Konzentrationsabnahme bei Zink, Cadmium, Quecksilber und Blei. Gerade dies weist auf Immissionen als Hauptschwermetallquellen hin.

Schwer erklärbar sind die elementspezifischen Unterschiede, die bei der gleichen Pflanze zu verschiedenen Entnahmezeitpunkten feststellbar sind. Sie legen zwar auch hier Unterschiede in den stoffaufnahmebeeinflussenden pflanzenphysiologischen Prozessen nahe, zu beweisen sind diese jedoch mit den Methoden der Arbeit nicht.

Zur Beurteilung des Schwermetalleintrages über den **Luftpfad** stand nur eine Meßstation zur Verfügung. Deren Ergebnisse belegen - obwohl die Station von den direkten Emissionen der Industriebetriebe weniger betroffen wurde -, daß höhere Emissionseinträge als in unbelasteten Gebieten zu finden sind. Des weiteren machen sie deutlich, daß die Höhe der Depositionen u.a. auch von den Niederschlägen abhängig ist, die vor der (häufig nur etwa 14tägigen) Installation der Meßgefäße für eine Auswaschung partikulär gebundener Schwermetalle sorgen.

Alle Ergebnisse zusammengenommen zeigen, daß die dargestellten **Geofaktoren** auf die überragende Bedeutung industrieller Emissionen im Arbeitsgebiet von Portoscuso aufmerksam machen. Die damit verbundenen Umweltprobleme wurden bereits mehrfach angesprochen. Daher sei abschließend die Frage erlaubt, ob dies alles durch eine (nicht erfolgte) Steigerung des Pro-Kopf-Einkommens und des Bruttosozialproduktes (s. Kap. 5.3.3) bzw. eine (nicht erfolgte) Erhöhung des Arbeitsplatzangebotes gerechtfertigt ist, zumal größtenteils nicht nur die Subsistenzwirtschaft im Umfeld der Industrieanlagen zerstört wurde, sondern auch beispielsweise der für einen größeren Markt produzierte Wein nicht mehr vermarktbar ist und als „möglicherweise gesundheitsschädigend“ auch nicht mehr konsumiert werden sollte. Die vom Staat bewilligten und nach der Bodenqualität gestaffelten Ausgleichszahlungen mildern dabei das Gesamtproblem in keinsten Weise.

#### 6.4 Aufwuchsversuche auf Böden aus den drei Einzugsgebieten

Aufwuchsversuche wurden, wie in Kap. 4.5 ausführlich dargelegt und begründet, mit *Lepidium sativum* und *Spinacia oleracea* durchgeführt. Eindrücklich sei hier nochmals vermerkt, daß diese Gefäßversuche nicht dazu dienten, biologisch abgesicherte Daten über mögliche ökophysiologische Ursachen des jeweiligen Stoffaufnahmeverhaltens der Pflanzen zu ermitteln. Vielmehr sollten - wie an anderer Stelle bereits betont - die Aufwuchsversuche lediglich helfen, die potentiellen Einflüsse unterschiedlich hoher Bodenschwermetallgehalte auf Vegetation und Nahrungsketten **abzuschätzen**<sup>71</sup>. Dies entspricht der immer nachhaltiger vorgetragenen Aufforderung bei einer Gefährdungsabschätzung von Bodenverunreinigungen sich nicht nur auf gesetzlich festgelegte Prüfwerte zu verlassen (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT BODEN, 1996). Vielmehr sollten (bei Überschreitung von Prüfwerten) Sachverhaltsermittlungen durchgeführt werden, bei denen u.a. „Pflanzenaufwuchsuntersuchungen im Hinblick

<sup>71</sup> Häufig ist aus der Literatur zu entnehmen, daß eine solche Abschätzung nur begrenzt möglich sei. Dies wird darauf zurückgeführt, daß Schwermetallgehalte von Pflanzen aus Gefäßversuchen generell höher seien, als solche, die auf den gleichen Böden, aber unter Freilandbedingungen aufwachsen würden (BRÜNE, H., 1984; deVRIES, M.P.C. u. TILLER, K.G. 1978; GRÜN, M. et al., 1987; WÜNSCH, A. et al., 1982). LOGAN und CHANEY (1983) führen dies bei den Gefäßversuchspflanzen auf einen gleichmäßigeren Wasserhaushalt, höhere transpirationsfördernde Temperaturen, stärkere Durchwurzelung, höhere Salzkonzentrationen und eine pH-Absenkung des Bodens durch stärkeren Einsatz von Ammoniumstickstoff zurück. Neuere Vergleichsuntersuchungen zeigen jedoch, daß es keine „grundlegenden Unterschiede im arten-, kontaminationsgrad- und elementspezifischen Verhalten“ (LÜBBEN, S. u. SAUERBECK, D., 1991, S. 307) zwischen Feld- und Gefäßversuchspflanzen zu geben scheint.

auf unerwünschte Schadstoffanreicherungen in Nutzpflanzen angezeigt seien“ (EWERS, U., 1997, S.35).

Die Ergebnisse der Aufwuchsversuche von **Kresse** sind in den Tabellen 6.4/1 bis 6.4/8 (alle im Anhang) dokumentiert. Aus diesen Tabellen läßt sich entnehmen, daß es in jedem der Arbeitsgebiete zu einem breiten Spektrum unterschiedlichster **Wachstumsverhältnisse** gekommen war.

Untergliedert man das Aufwuchsverhalten der Kresspflanzen, so lassen sich mehrere Haupt- und Nebengruppen mit gleichen oder ähnlichen Aufwuchscharakteristika ausgrenzen (Tabellen 6.4/9 und 6.4/10, im Anhang). Dabei zeigt es sich, daß es im optimalen Fall zu einer raschen Keimung mit hohen und weitgehend konstant bleibenden Keimzahlen bei gleichzeitig hohen mittleren Pflanzenlängen kam (Probe Pixinamanna Nr. 51 Ah in Abbildung 6.4/1). Innerhalb dieser Gruppe traten bei einer Aufwuchsprobe Entwicklungsanomalien an wenigen Einzelpflanzen auf (Probe Pixinamanna Nr. 59 Ah in Abbildung 6.4/1).

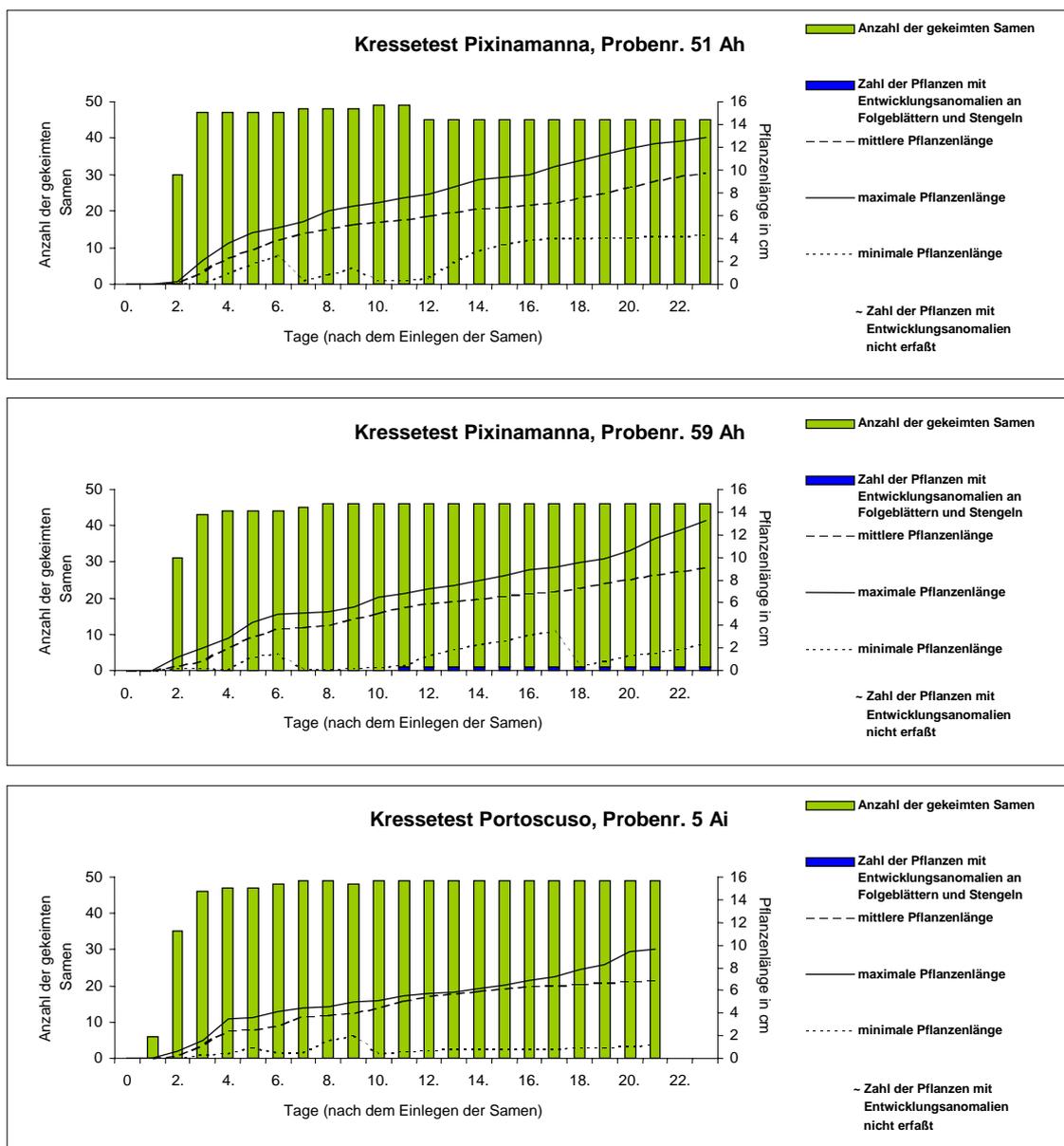


Abb. 6.4/1: Ausgewählte Beispiele verschiedener Keimungsraten und Wachstumsverläufe beim Kressetest (1)

Sehr häufig konnte ein rasches Keimen mit hohen und weitgehend konstant bleibenden Keimzahlen, jedoch mit geringeren Pflanzenlängen protokolliert werden. Als Beispiel dafür dient die Probe Portoscuso Nr. 5 Ai in Abbildung 6.4/1. Entwicklungsanomalien traten bei einem solchen Wachstumsverlauf häufiger auf. Sie wurden - auch für eine abschließende Bewertung - nach ihrer Anzahl differenziert. Die Probe Marganei 36 Ah (Abb. 6.4/2) steht dabei für Petrischalen mit weniger als 10, die Probe Marganei 12 Ah (Abb. 6.4/2) für 10 bis 30 und die Proben Marganei 33 Ah und Marganei 40 Ah (Abb. 6.4/2) für mehr als 30 Einzelpflanzen mit Farbveränderungen an den Folgeblättern und/oder Kringelwuchs, Chlorose- bzw. Nekroseschäden. Solche Veränderungen stellten sich erst im Verlauf des Wachstumsversuches ein. In vielen Fällen erfolgte dabei eine rapide Zunahme geschädigter Pflanzen zwischen dem 12. und 13. Tag nach dem Einlegen der Samen. Da keine Abwandlungen in den Anzuchtbedingungen vorgenommen wurden und auch die zweite Düngergabe bereits am 9. Tag nach Beginn des Versuches erfolgt war (Kap. 4.5), kann davon ausgegangen werden, daß sich somit in den Entwicklungsanomalien bodenbezogene Ursachen widerspiegeln.

Stellenweise nahm vom 13. Tag an die Zahl der geschädigten Pflanzen kontinuierlich zu (Marganei 33 Ah), in Einzelfällen erreichte sie bereits an diesem Tag einen sehr hohen Prozentsatz (Marganei 40 Ah).

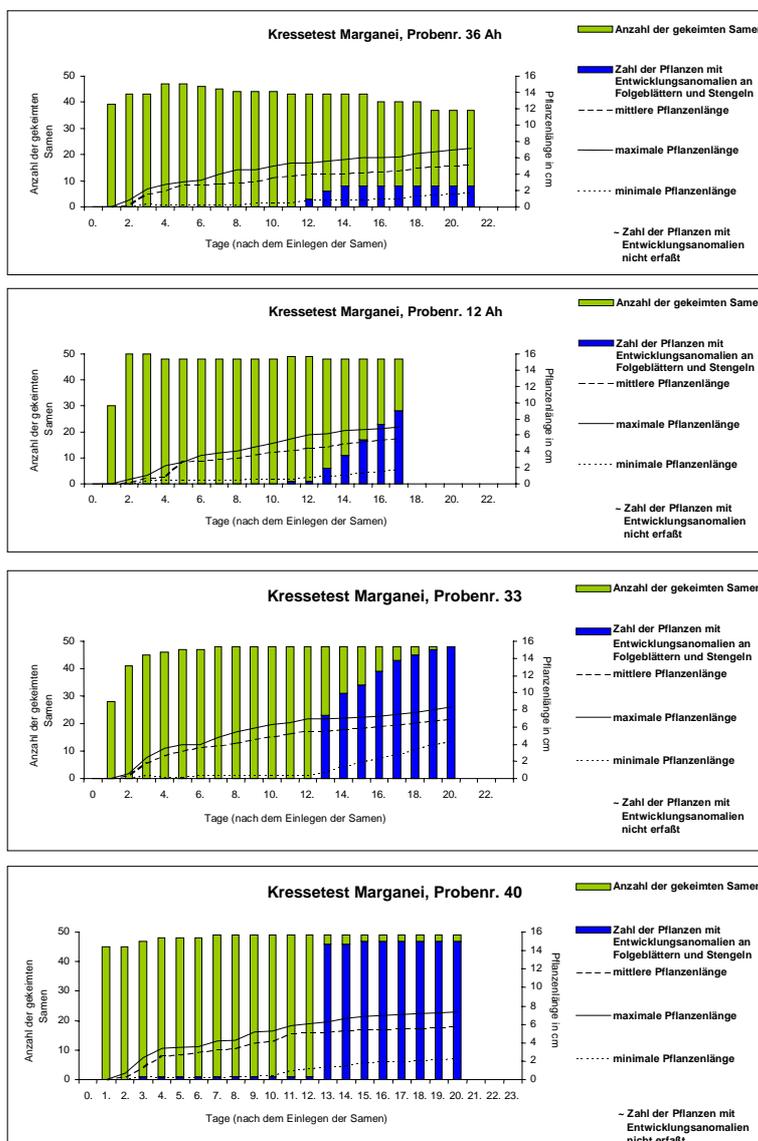
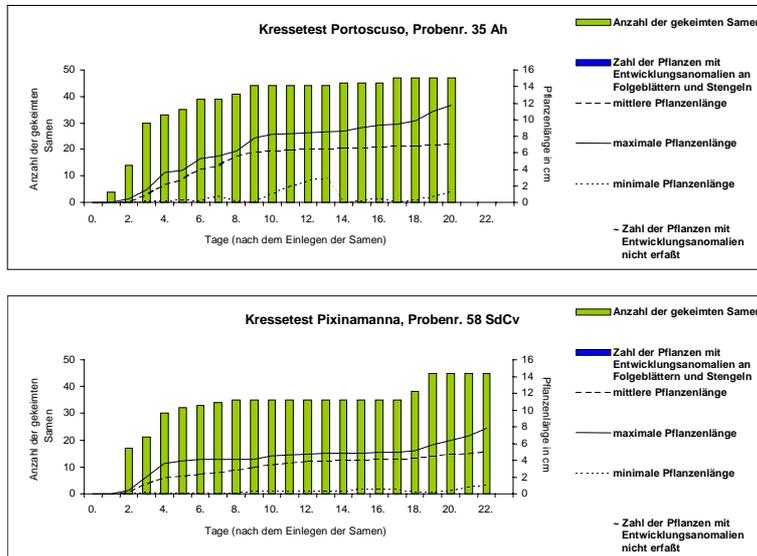


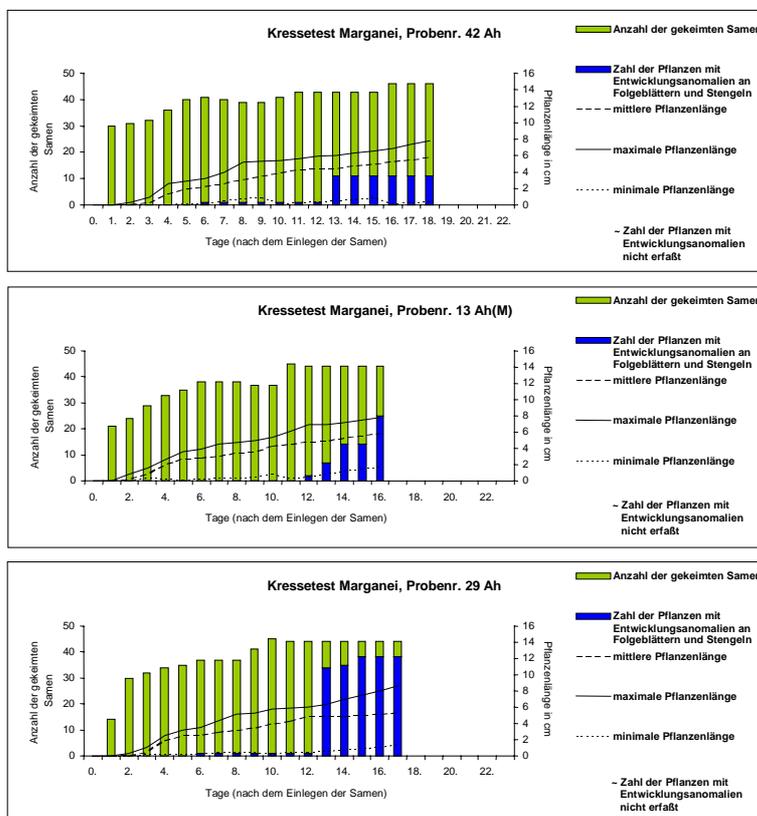
Abb. 6.4/2: Ausgewählte Beispiele verschiedener Keimungsraten und Wachstumsverläufe beim Kressetest (2)

Eine verzögerte Entwicklung des Keimens und Aufwachsens charakterisieren einige weitere Gruppen (Gruppen 3 bis 4d in Tab. 6.4/9, im Anhang). In der Regel kam es dabei im Laufe der Zeit ebenfalls zur Ausbildung hoher, aber dann konstant bleibender Keimraten. Dabei wurden sowohl größere (> 7 cm) als auch geringere (< 7 cm) mittlere Pflanzenlängen erreicht. Als Beispiel für die erste Gruppe dient die Bodenprobe 35 Ah aus Portoscuso (Abb. 6.4/3), als Beispiel für die zweite die Probe 58 SdCv aus Pixinamanna (Abb. 6.4/3).



**Abb. 6.4/3:** Ausgewählte Beispiele verschiedener Keimungsraten und Wachstumsverläufe beim Kressetest (3)

Beispiele für Pflanzenschäden mit weniger als 10 (Marganei, 42 Ah), 10 - 30 (Marganei 13 Ah(M)) und mehr als 30 (Marganei 29 Ah) Einzelpflanzen innerhalb dieser Wachstumsgruppe finden sich in Abbildung 6.4/4.



**Abb. 6.4/4:** Ausgewählte Beispiele verschiedener Keimungsraten und Wachstumsverläufe beim Kressetest (4)

Eine sich langsam entwickelnde höhere Anzahl gekeimter Pflanzen, die durch das Absterben zahlreicher Pflanzen während des Tests jedoch wieder sehr stark zurückging, charakterisieren die Gruppen 5 bis 6d (Tab. 6.4/9, im Anhang). Als ein Beispiel für Aufwuchsproben ohne Entwicklungsanomalien an Einzelpflanzen dient für diese Gruppen die Probe 25 RAp aus Portoscuso (Abb. 6.4/5). Die Probe Portoscuso 47 AhBv charakterisiert hingegen Pflanzen mit identischem Aufwuchsverhalten, jedoch mit Entwicklungsanomalien bei einzelnen Individuen (hier an weniger als 10 Pflanzen).

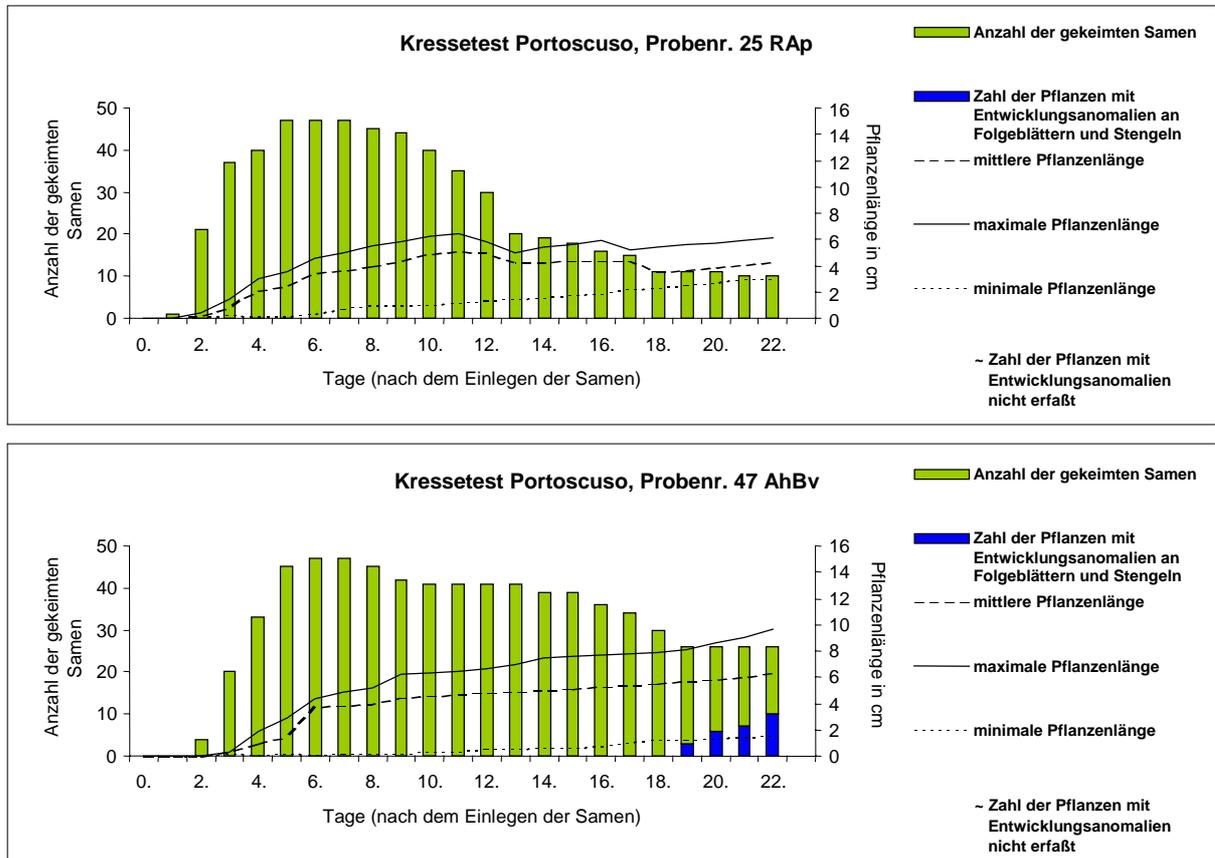


Abb. 6.4/5: Ausgewählte Beispiele verschiedener Keimungsraten und Wachstumsverläufe beim Kressetest (5)

Mittlere Keimraten (25 - 40 Einzelpflanzen) und eine annähernd konstant bleibende Individuenzahl wird mit den Gruppen 7 bis 8c erfaßt. Eine weitere Differenzierung erfolgt dabei wieder über die Pflanzenlänge und die Zahl der Pflanzen mit Entwicklungsanomalien. So charakterisiert die Aufwuchsprobe von Portoscuso 14 Ai eine mittlere, konstant bleibende Keimungsrate ohne Entwicklungsanomalien und mit einer mittleren Pflanzenlänge von mehr als 7 cm (Abb. 6.4/6). Demhingegen erfaßt die Aufwuchsprobe von Portoscuso 26 RAp eine mittlere, konstant bleibende Keimungsrate ohne Entwicklungsanomalien jedoch mit einer mittleren Pflanzenlänge von weniger als 7 cm (Abb. 6.4/6). Bei der Aufwuchsprobe von Portoscuso 53 RAp hingegen treten zusätzlich noch Entwicklungsanomalien an 10 bis 30 Einzelpflanzen auf. Diese setzen hier erst am 20. Tag nach dem Einlegen der Samen ein (Abb. 6.4/6).

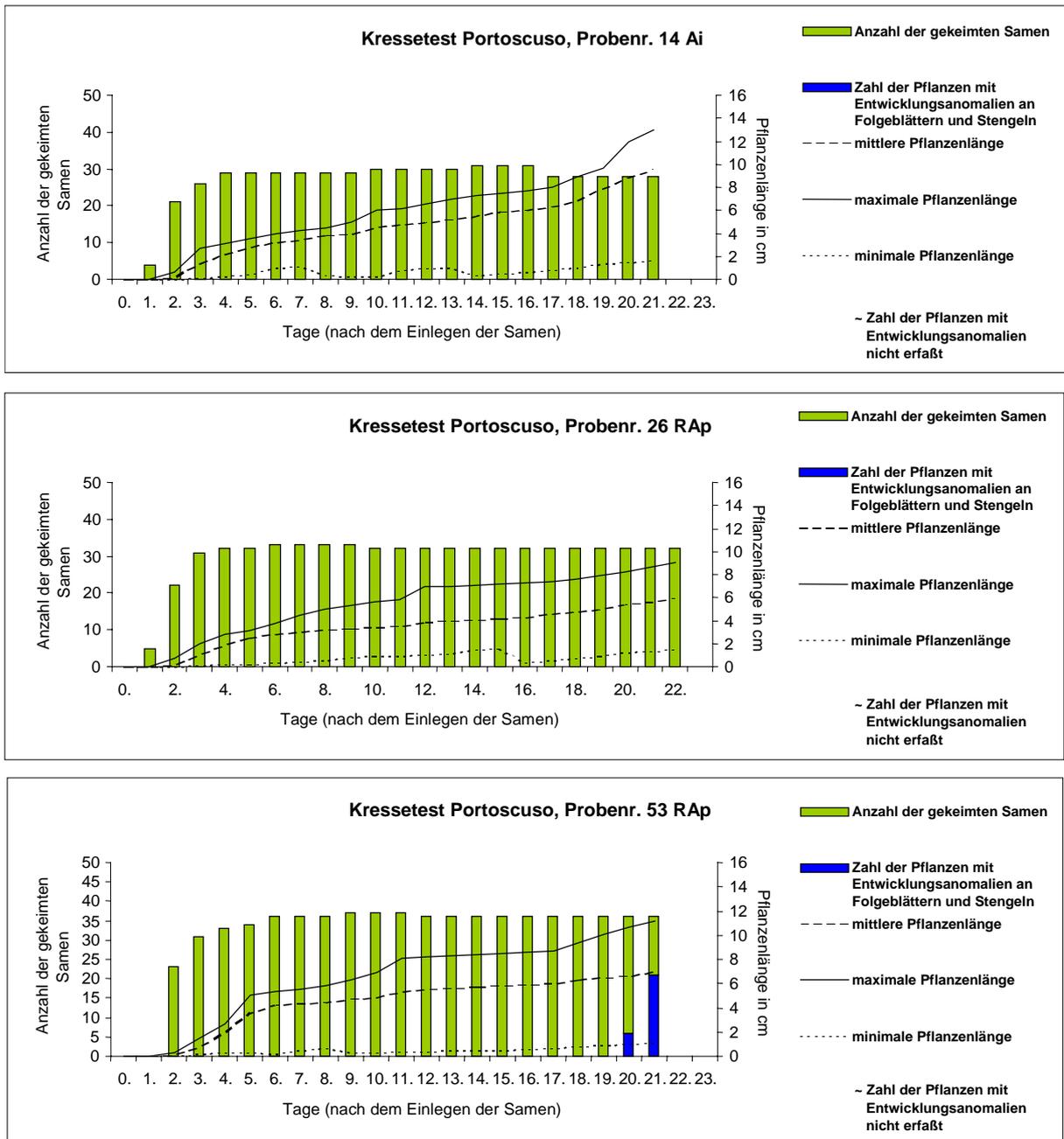


Abb. 6.4/6: Ausgewählte Beispiele verschiedener Keimungsraten und Wachstumsverläufe beim Kressetest (6)

Die Gruppen 9 bis 10b erfassen Petrischalen, in denen eine kontinuierliche Zunahme der Keimrate feststellbar war. Auch hier dient - wie an den Beispielen Pixinamanna 5 Ap und Marganei 70 Ah (Abb. 6.4/7) ersichtlich - neben unterschiedlichen mittleren Pflanzenlängen das Vorhandensein von Entwicklungsanomalien zur Differenzierung.

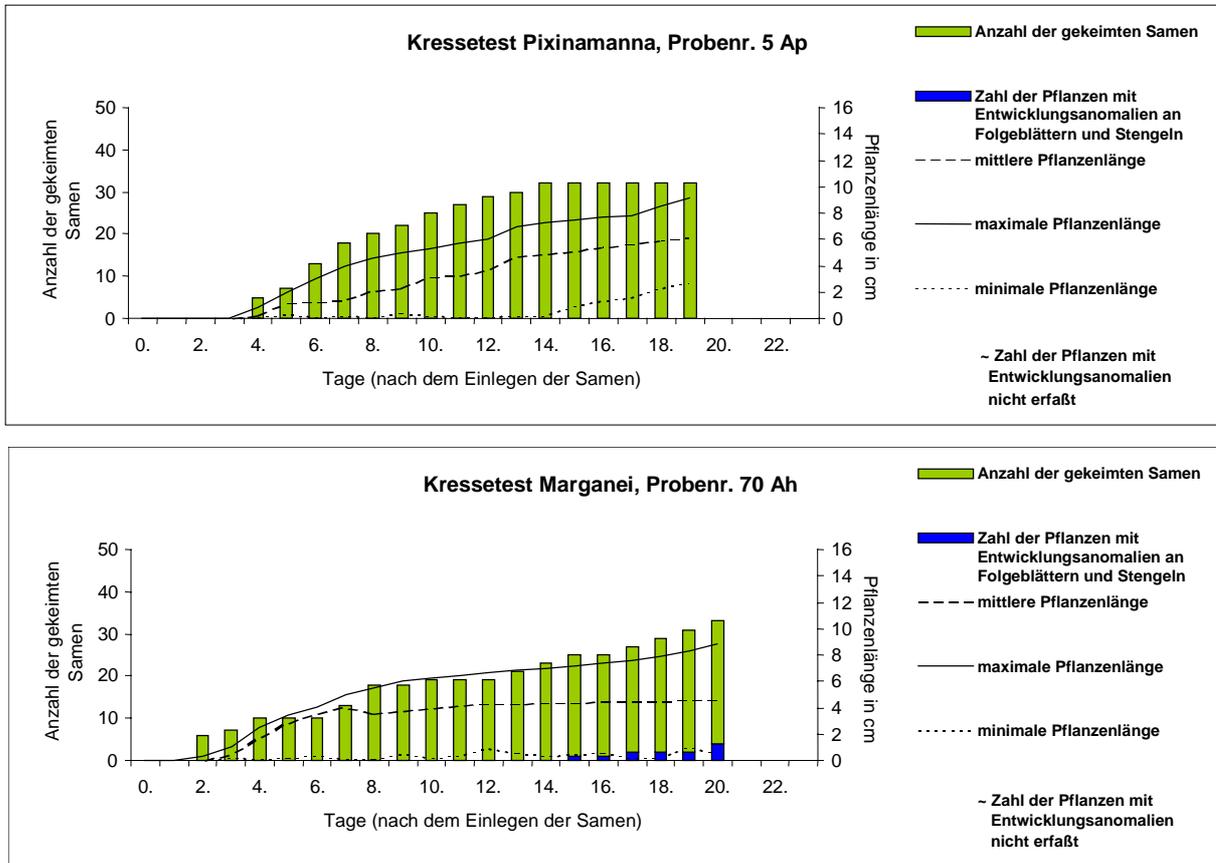


Abb. 6.4/7: Ausgewählte Beispiele verschiedener Keimungsraten und Wachstumsverläufe beim Kressetest (7)

Für einen Kresseaufwuchs extrem ungünstige Bodenbedingungen lassen sich aus den folgenden Gruppen ableiten. So erreichen die Gruppen 11a bis 11c zwar mittlere Keimraten, diese reduzieren sich jedoch im weiteren Verlauf des Tests sehr deutlich<sup>71</sup>. Eine zusätzliche Unterteilung der Proben aus dieser Gruppe erfolgt nach den Kriterien, die bereits weiter oben dargelegt wurden. Als Beispiele für diese Gruppen dienen die Proben von Portoscuso 23 RAp, 18 RAp und 45 R (alle in Abb. 6.4/8).

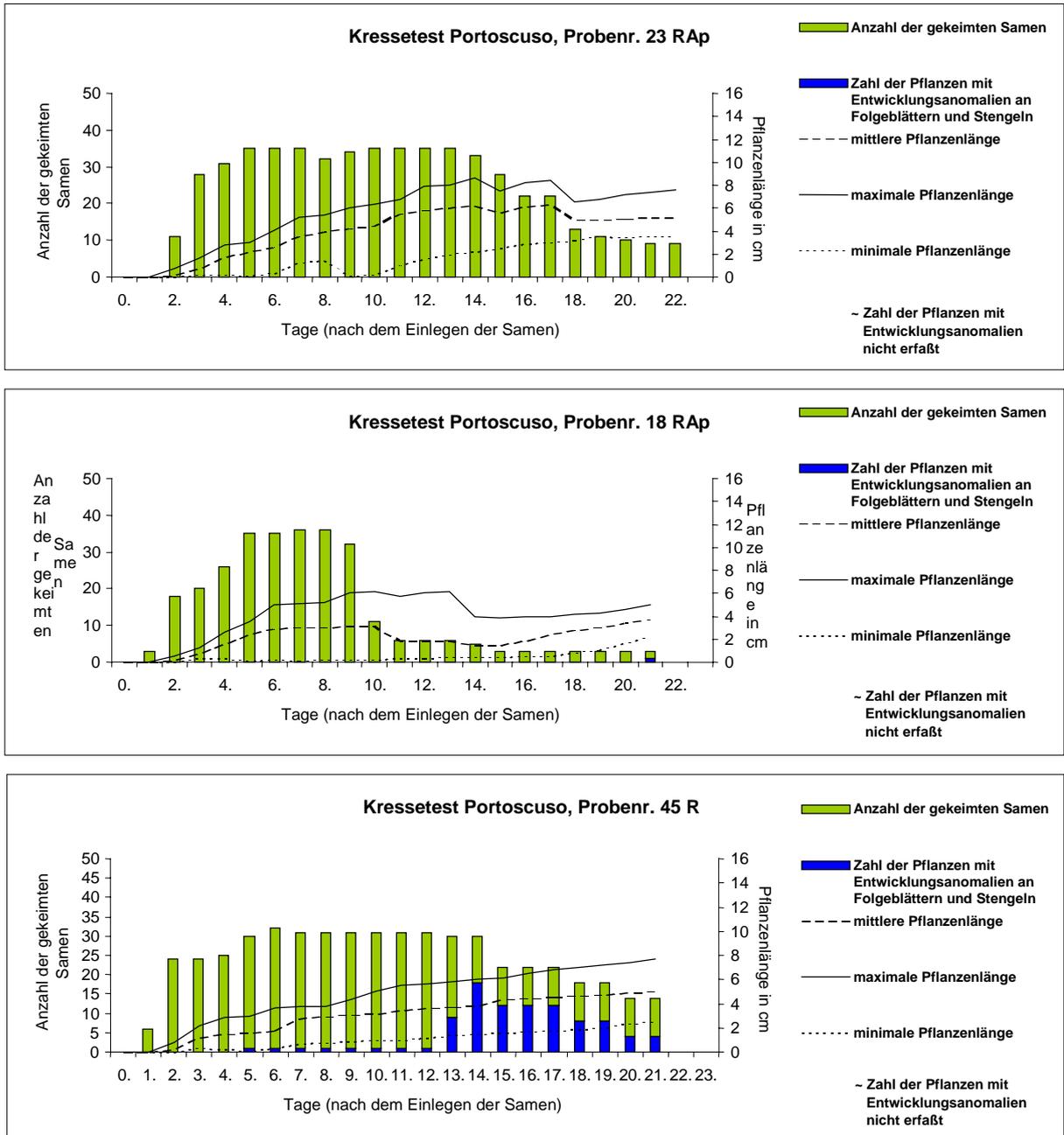
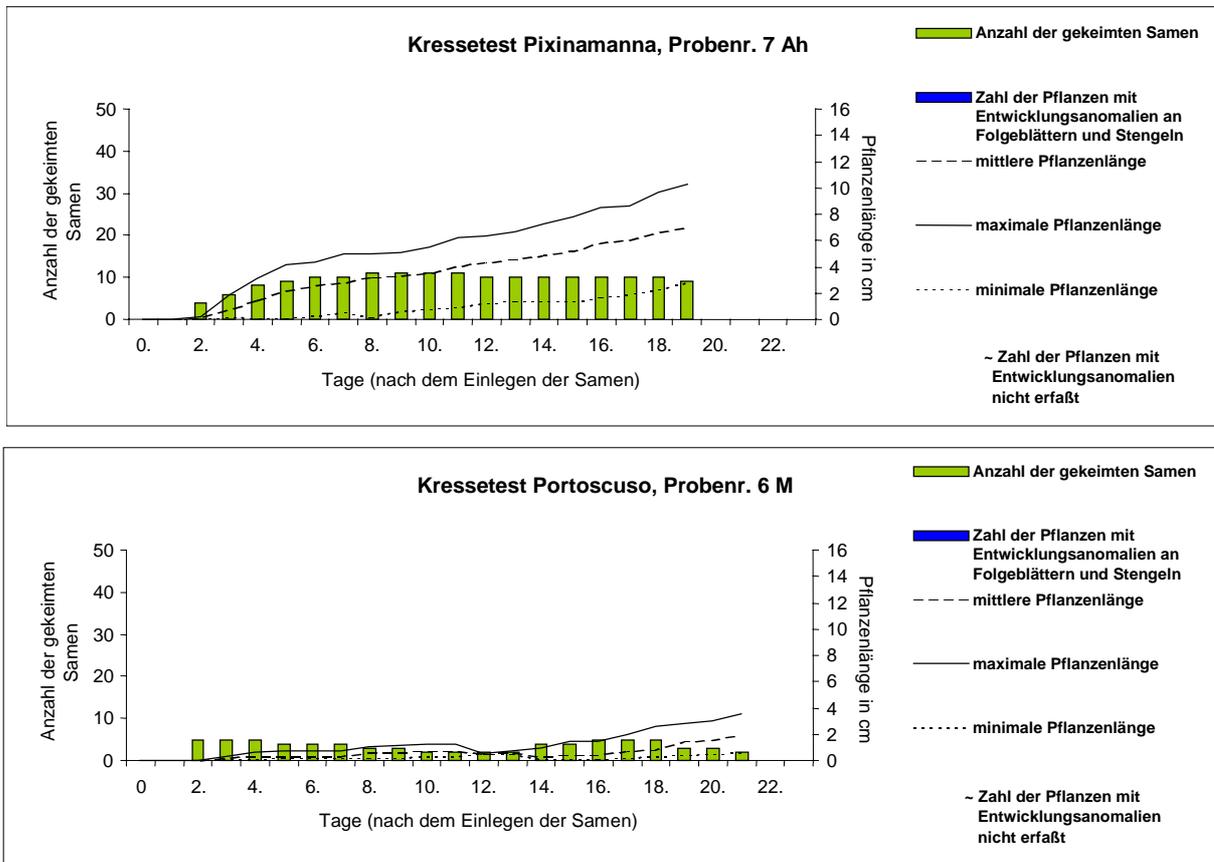


Abb. 6.4/8: Ausgewählte Beispiele verschiedener Keimungsraten und Wachstumsverläufe beim Kressetest (8)

<sup>71</sup> Die Unterschiede zu den Gruppen 5 bis 6d sind hier durch die weitaus geringere maximale Keimzahl gegeben.

Die Gruppen 12a und 12b weisen geringe Keimraten auf. Als Beispiel dienen die Proben Pixinamanna 7 Ah und Portoscuso 6 M (Abb. 6.4/9). Auf einigen wenigen Petrischalen kam es schließlich zu überhaupt keinem Aufwuchs (Gruppe 13 in Tab. 6.4/10).



**Abb. 6.4/9:** Ausgewählte Beispiele verschiedener Keimungsraten und Wachstumsverläufe beim Kressetest (9)

Auf den ersten Blick korrespondiert diese Vielzahl unterschiedlicher Aufwuchsverhältnisse in jedem einzelnen der Untersuchungsgebiete mit den dort vorkommenden meist heterogenen Bodenverhältnissen vor allem im Hinblick auf deren Bodenartenspektrum. Ordnet man - aufbauend auf den in den Tabellen 6.4/1 bis 6.4/10 niedergelegten Ergebnissen - die Proben mit ähnlichem Wachstumsverhalten einzugsgebietsspezifisch nach dem jeweiligen räumlichen Verbreitungsmuster (Tab. 6.4/11) und läßt die Entwicklungsanomalien außer acht, so bilden sich dennoch weder die Zonen unterschiedlicher Bodengesellschaften noch die verschiedener Schwermetallkonzentrationsbereiche ab.

Tab. 6.4/11: Erfassung der arbeitsgebietsbezogenen Wachstumsunterschiede bei den Kressetests

Aufwuchsversuche mit Kresse - Wachstumsunterschiede -				
Arbeitsgebiet	optimales Wachstum <sup>1)</sup> - Beispiele -	gutes Wachstum <sup>2)</sup> - Beispiele -	schlechtes Wachstum <sup>3)</sup> - Beispiele -	sehr schlechtes Wachstum <sup>4)</sup> - Beispiele -
<b>Standard</b>		1, 2		
<b>Pixinamanna</b>  Anzahl ausgewerteter Schalen: 86	18 M, 23 Ah, 25 Ah, 26 Ah, 27 Ah, 28 Ah, 30 Ah, 31 Ah, 38 Ah, 39 Ah, 40 Ah, 41 0-10, 41/2 0-8, 41/2 8-20, 41/2 20-45, 43 AhC, 47 Ah, 51 Ah, 52 Ah, 52 M1, 52 M2, 54 MAh, 55 M, 56 Ah, 65 Ah	1 BvCv, 2 BvCv, 5 C, 8 Bv, 11 M, 14b (Bv)Cv, 15 Ah, 16 Ah, 16 (Bv)Cv, 17 Ah, 18 Ah, 19 wM, 20 Ah, 21 M1, 24 AhSw, 29 Ah, 32 AhM, 33 Ah, 34 Ah, 35 Ah, 36 Ah, 42 (Bv)Sw, 42 Sw, 48 AhM, 50 Ah, 58 SdCv, 59 Ah, 60 Ah, 60 (Bv)Cv, 62 Ah, 62 (Bv)C, 65 Cv, 66 BvCv	4 BjAp, 5 Ap, 6 RAp, 45 Ah, 61 Bv,	1 IvfzGoC, 1 GoC, 3 Ap, 4 Ap, 7 Ah, 9 Ah, 12 M, 13 Ah, 14b Ah, 14b Cv, 22 M1, 37 Ah, 42 Sd, 53 MAh, 54 M, 66 Ah
<b>Marganei</b>  Anzahl ausgewerteter Schalen: 96	45 Ah	1 Ah, 2 Ah, 3 Ah, 3 Bv, 7 Ah, 8 Ah, 11 Ah, 13 M1, 13 M2, 13 M3, 15a Ah, 21 Bv, 21 Cv, 25 Ah, 25 MAh, 31 Ah, 31 Bv, 31 C, 37 Ah, 37 Bv, 38a aM, 38b aM, 40 Bv, 41 T1, 42 Cv, 43 Ah, 43 Bv, 43 Cv, 44 Ah, 44 Cv, 44 fAh, 44 IICv, 45 Bfv1, 46 Ah, 47 (Bv)Cv, 48a Ah, 48b Ah, 49a aM, 50 Ah, 51 jyC, 52 Ah, 53 jyC, 54a Ah, 57b Ah, 57b M, 57b IfAh, 57b IfBvC, 81 Ah, 81 IlaM2, 81 IIIM3	6 Ah, 7 Bv, 7 Cv, 9 Ah, 27 wM, 28 Ah, 32 jyC, 34 Ah, 35 Ah, 36 Ah, 40 Bfv, 41 T2, 42 Ah, 44 Bv, 45 Bv2, 47 Ah, 47 Cv, 54b AhBfv, 59 M, 70 Ah, 81 AM1	4 Ah, 5 Ah, 10 Ah, 12 Ah, 13 Ah(M), 15b Ah, 15b Bv1, 15b Bv2, 15b jyC, 16 Ah, 17 Ah, 26 Ah, 29 Ah, 30 Ah, 33 Ah, 35a M1, 35a M2, 35a M3, 39 Ah, 40 Ah, 49b aM, 70 aM, 71 Ah aM, 71 aM,
<b>Portoscuso</b>  Anzahl ausgewerteter Schalen: 69	2 Ai, 4 M1, 10 Ap, 20 Ah, 33 RAp, 35 Ah	5 Ai, 6 Bv, 9 RAp, 13 Ah, 14 Ai, 16 Y, 19 C, 22 jC, 26 RAp, 34 RAp, 46 RAp, 49 AhC, 50 Ah, 51 Ah	8 RAp, 11 Ah, 12 jC, 15 Ah, 20 iIC, 20 IfBv1, 20 IIC, 20 IIIC, 21 AiC, 29 Ap, 30 RAp, 39 Ah, 41 RAp, 47/2, 47/3, 47/4, 47/5, 47/6, 48 AlBv, 48 Bvt, 54 Ah, 60 Ah	1 RAp, 3 RAp, 6 M, 7 RAp, 18 RAp, 23 RAp, 24 Ah, 25 RAp, 27 Ah, 28 RAp, 31 RAp, 32 RAp, 42 RAp, 43 RAp, 44 RAp, 45 R, 47 AhBv, 48 Ah, 48 IISwC, 52 yC, 53 RAp, 56 Ah, 57 RAp, 58 RAp, 59 Ah,

siehe zu nachfolgenden Angaben auch Tabellen 6.4/9 und 6.4/10

- 1) hohe und konstant bleibende Keimungsrate, Pflanzenlänge > 7 cm, keine Entwicklungsanomalien, kein Absterben
- 2) mittlere bis hohe und konstant bleibende Keimungsrate, Pflanzenlänge bei hohen Keimraten < 7 cm, bei mittleren Keimraten auch >7 cm, kaum Entwicklungsanomalien, kaum Absterben
- 3) langsamere Entwicklung mittlerer bis hoher aber konstant bleibender Keimungsraten, geringere Pflanzenlänge (4- 7 cm), Zahl der Pflanzen mit Entwicklungsanomalien <10, geringe Absterberaten
- 4) langsamere Entwicklung, geringe Keimungsraten, Pflanzenlänge <4 cm, Zahl der Pflanzen mit Entwicklungsanomalien >10, höhere Absterberaten

So liegen zwar in Pixinamanna die Bodenproben, auf denen ein optimales Kressewachstum feststellbar war, alle im Bergland, daneben sind hier aber auch alle anderen Stufen der Wachstumsverhältnisse zu finden. Letztere lassen sich nicht eindeutig einer bestimmten Boden- oder Schwermetallkonzentrationszone zuordnen. Ähnlich sieht es in der Fußflächenregion aus. In dieser dominieren die Proben, denen ein „sehr schlechtes Wachstum“ attestiert wurde, jedoch liegen in dieser Zone häufig auch Proben mit guten Wachstumsbedingungen (Beispiel Proben 7 und 8).

Noch krasser sieht es im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa (Marganei) aus. Dort wechseln Proben mit unterschiedlichsten Keimungs- und Wachstumseinflüssen in den gleichen Gebietsabschnitten fast regelhaft miteinander ab. Dies gilt auch für gleich stark belastete Zonen mit identischen Bodenverhältnissen.

Auch im Arbeitsgebiet von Portoscuso läßt sich nur ansatzweise ein räumlicher Bezug zu den erfaßten Bodenparametern herstellen. So dominieren zwar in der Belastungszone zwischen Portoscuso und der Miniera di Carbone (s. Kap. 6.3.1.1 u. 6.3.4) sehr schlechte Wachstumsbedingungen, jedoch findet sich in der Belastungszone von Paringianu ein buntes Nebeneinander aller Wachstumsverhältnisse.

Dies alles macht deutlich, daß zur Beurteilung der Ursache **einzelner** Wachstumsverhältnisse die erfaßten Parameter nicht ausreichen. In gleicher Weise muß die Tatsache gewertet werden, daß in der weitgehend unbelasteten Forstschutzregion überhaupt Bodenproben mit sehr ungünstigen Wachstumsbedingungen vorhanden sind. Daraus könnte man auf eine nur begrenzte Aussagekraft des Kressetests für die Abschätzung einer potentiellen Vegetationsgefährdungen durch Schwermetallbelastungen schließen.

Ein solcher Schluß erscheint jedoch voreilig, da sich bei dem Vergleich der drei Arbeitsgebiete untereinander Ergebnisse zeigen, die eine positive Bewertung des Kressetests nahelegen. Daher sollen diese Ergebnisse hier in den Vordergrund gerückt werden. Dies bedeutet aber auch, daß weniger auf einzugsgebietsinterne Unterschiede und deren mögliche Ursachen aufmerksam gemacht wird. Vielmehr werden bevorzugt die Gemeinsamkeiten jeder Untersuchungsregion hervorgehoben und die Charakteristika der einzelnen Gebiete gegeneinander gestellt.

So lassen sich bereits aus den Tabellen 6.4/1 bis 6.4/3 einige arbeitsgebietspezifische Unterschiede entnehmen. Dies zeigt sich beispielsweise in der Anzahl der Proben, auf denen Einzelpflanzen mit Farbveränderungen und sichtbaren Schädigungen der Folgeblätter wuchsen. Solche wurden in Pixinamanna (Tab. 6.4/1) nur bei 8 Petrischalen und bei diesen (bis auf die Probenummer 66 Ah) nur bei wenigen Einzelpflanzen festgestellt. Auf den Böden aus dem Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa (Tab. 6.4/2) hingegen betraf dies insgesamt 41 Proben mit meist hohen Pflanzenzahlen. In der Regel setzten dabei die Schädigungen auch früher ein (bereits weit vor dem 13. Tag nach der Einsaat) als in Pixinamanna (frühestens am 16. Tag nach der Einsaat). Im Arbeitsgebiet von Portoscuso (Tab. 6.4/3) schließlich existierten Wachstumsstörungen bei 26 Aufwuchsproben mit mittleren Zahlen davon betroffener Pflanzen. Der zeitliche Beginn der Schädigungen lag dabei frühestens am 19. Tag nach der Einsaat.

Insgesamt belegen somit diese Tabellen, daß im extrem schwermetalbelasteten Bergbaugesamt sichtbare Pflanzenschäden beim Kresseaufwuchs im Vergleich zu den beiden anderen Untersuchungsräumen dominieren. Daneben zeigt sich aber auch, daß gegenüber der anthropogen unbelasteten Forstschutzregion die junge Industriezone über eine etwa 3mal so hohe Anzahl von Proben mit Aufwuchsschädigungen verfügt.

Diese Differenzierung entspricht weitestgehend dem, was nach der Analyse der Bodenproben zu erwarten war. Da der Aufwuchs unter Laborbedingungen und somit unter Ausschluß von Emissionseinflüssen erfolgte und die Pflanzen optimal mit Nährstoffen, Wasser, Wärme und Licht versorgt waren (Kap. 4.5), legen diese Ergebnisse - im Gegensatz zu den arbeitsgebietsinternen Wachstumsverhältnissen einzelner Pflanzen - als Verursacher dieser Unterschiede die mittleren Schwermetallgehalte nahe.

Da sich bei der Untersuchung der Pflanzenproben in den einzelnen Arbeitsgebieten (Kap. 6.1.4, 6.2.6 und 6.3.4) jedoch stellenweise andere Belastungsrangfolgen herausstellten (Industriezone z.T. stärker belastet als das Bergbaugesamt) bleibt zu fragen, ob sich diese auch in anderen Aspekten der Aufwuchsversuche zeigen. Betrachtet man daher die Aufwuchsprotokolle (Tab. 6.3/4 bis 6.3/8) genauer, so lassen sich weitere Zusammenhänge erkennen. Als erstes fällt auf, daß in den einzelnen Arbeitsgebieten unterschiedliche Abhängigkeiten zwischen den Schwermetallkonzentrationen der Böden (Tab. 6.1.1.1/4 bis 6.1.1.1/7, 6.2.1.1/4 bis 6.2.1.1/7 und 6.3.1.1/2, alle im Anhang) und den Keimungsraten, der Zahl der abgestorbenen Pflanzen oder der Blattentwicklung existieren. Auf diesen Gesichtspunkt soll am Beispiel der jeweiligen arbeitsgebietspezifischen Mittelwerte der einzelnen Untersuchungsschritte bei den Kressetests (Tab. 6.4/12, im Anhang) eingegangen werden.

Bei der Betrachtung der Mittelwerte schälen sich räumlich differenzierbare Unterschiede heraus. So weisen die Keimungsraten auf den Böden vom Marganei annähernd die gleiche Größenordnung auf wie die der parallel getesteten Kontrollböden aus Deutschland (Abb. 6.4/10). Sie liegen signifikant höher als auf den Böden aus der Forstschutzregion und dem Industriegebiet. Ähnlich verhält es sich auch beim regionalen Vergleich des Prozentsatzes der geernteten Pflanzen. Ebenso dominieren bei den prozentualen Anteilen entwickelter 1. und angelegter 2. Folgeblätter die Aufwuchsproben vom Marganei. Auch hier sind die nahe beieinander liegenden (Abb. 6.4/10) Proben von Pixinamanna und Portoscuso signifikant niedriger.

Dies alles könnte einerseits zu der Schlußfolgerung von optimalen Wachstumsbedingungen in der Bergbauregion verleiten und somit das mögliche Problem der Schwermetallbelastungen völlig in den Hintergrund treten lassen. Andererseits ließe es den Schluß zu, daß kaum grundlegende Unterschiede in diesem Aspekt des Aufwuchsverhaltens auf den Böden von Pixinamanna und Portoscuso existieren. Dies könnte man als indirekten Hinweis auf die ausschließliche Rolle der Immissionen (die beim Aufwuchsversuch ausgeschaltet waren) für die weiter oben (Kap. 6.3.4) belegten Pflanzenschäden in der Industriezone interpretieren.

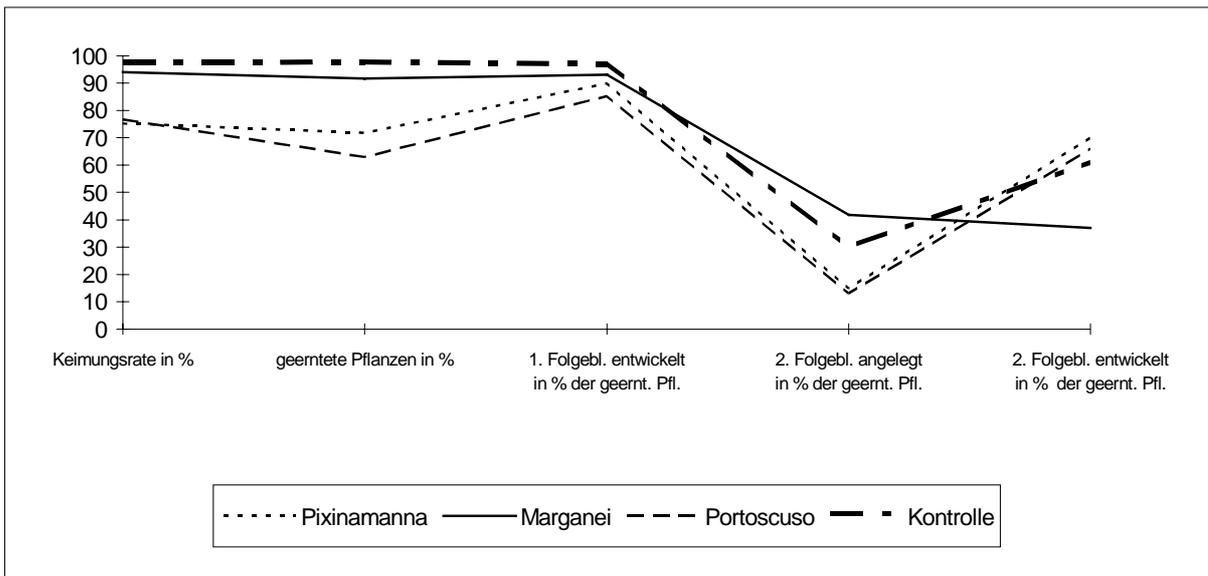


Abb. 6.4/10: Wachstumsaspekte (1) der Kressepflanzen im Vergleich der drei Arbeitsgebiete.

Betrachtet man jedoch vor allem den Anteil abgestorbener Pflanzen und die Anzahl farbveränderter Folgeblätter bei den Aufwuchsproben der drei Untersuchungsgebiete (Abb. 6.4/11) so zeigt sich ein deutlich modifiziertes Bild. Dabei fällt zum einen die Industriezone mit einer mehr als vierfach so hohen Absterberate bei *Lepidium sativum* gegenüber den beiden anderen Untersuchungs-zonen auf. Dies relativiert die Schlußfolgerung auf die ausschließliche Rolle der Immissionen und zeigt, daß vor allem auch den Bodenbedingungen im Arbeitsgebiet von Portoscuso eine wichtige entwicklungs-limitierende Funktion beim Kressewachstum zukommt. Dies unterscheidet Portoscuso von der Forstschutzregion, wo Absterberaten nicht existieren. Deutlich wird auch, daß aufgrund der hohen Zahl bereits geschädigter Blätter bei den Aufwuchsproben vom Marganei man - trotz der günstigen Wachstumsbedingungen für Kresse - von einer pflanzenschädigenden Wirkung der Böden ausgehen muß. Ob dies mit den extrem hohen Schwermetallgehalten zusammenhängt soll im Kapitel 7.5.1 diskutiert werden.

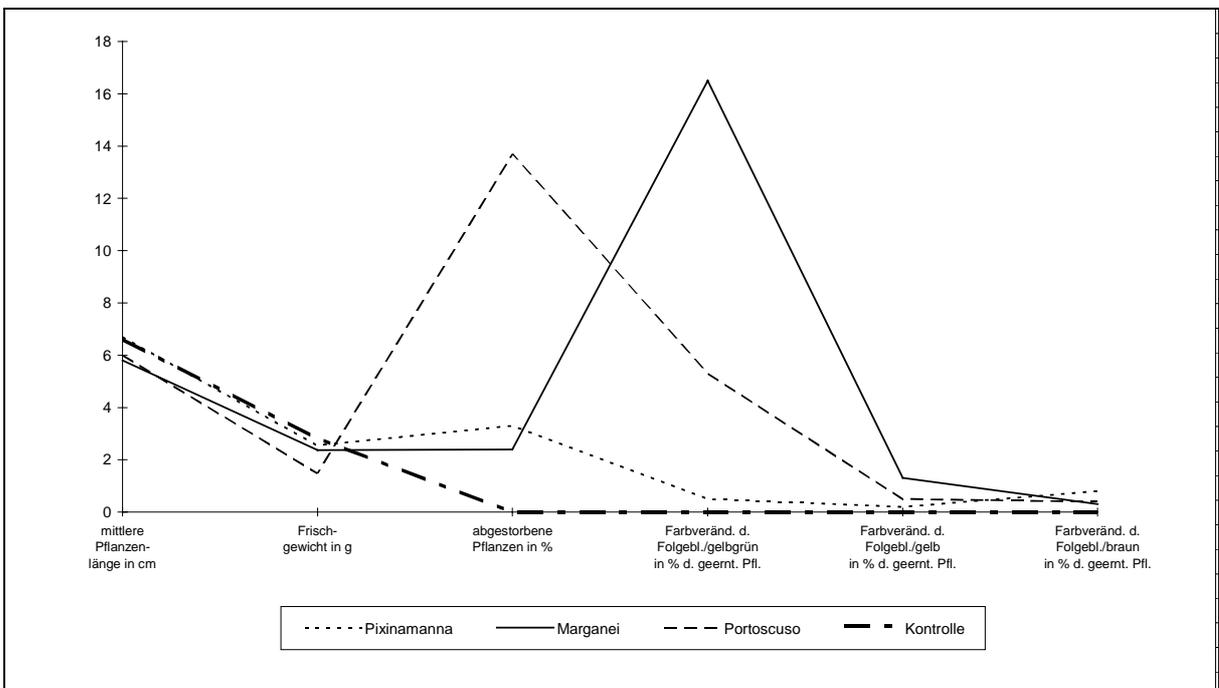


Abb. 6.4/11: Wachstumsaspekte (2) der Kressepflanzen im Vergleich der drei Arbeitsgebiete.

Neben dieser Abbildung macht auch Tabelle 6.4/12 auf die arbeitsgebietspezifischen Wachstumsunterschiede aufmerksam. So erkennt man bereits optisch, daß der Schwerpunkt des bewerteten Wachstums bei Pixinamanna im optimalen und guten, im Marganei im guten bis sehr schlechten und in Portoscuso im schlechten bis sehr schlechten Bereich liegt.

Zusätzlich zur Erfassung der Aufwuchscharakteristika wurden die **Schwermetallgehalte** der Kressepflanzen ermittelt. Die Ergebnisse sind in den Tabellen 6.4/13 bis 6.4/15 (im Anhang) dargestellt. Die statistischen Kenngrößen dieser Werte zeigt Tabelle 6.4/16.

**Tab. 6.4/16:** Statistische Kenngrößen der Schwermetallgehalte der Kresse - Aufwuchsproben

Gebiet	Typ	Statistik	Schwermetallgehalte in mg/kg TG				
			Fe	Cu	Zn	Cd	Pb
Pixi	Kresse 06/91 n=86	Minimum	50	nn	64	nn	nn
		Maximum	2.142	24,2	1.312	12,86	21,81
	<b>Mittelwert</b>	<b>211</b>	<b>8,7</b>	<b>220</b>	<b>1,52</b>	<b>1,69</b>	
	Std.abw.	278	3,9	170	1,83	4,22	
	rel. Var.koef. in %	14,8	5,0	8,7	13,6	28,1	
Marg	Kresse 12/90 n=102	Minimum	14	3,3	63	nn	nn
		Maximum	2.700	75,0	2.549	127,30	415,0
	<b>Mittelwert</b>	<b>549</b>	<b>17,9</b>	<b>634</b>	<b>19,08</b>	<b>43,8</b>	
	Std.abw.	506	12,4	612	24,67	83,5	
	rel. Var.koef. in %	9,2	6,9	9,6	12,9	18,9	
Porto	Kresse 02/91 n=69	Minimum	75	3,5	59	nn	nn
		Maximum	1.230	26,9	1.281	21,59	37,8
	<b>Mittelwert</b>	<b>325</b>	<b>9,6</b>	<b>291</b>	<b>3,42</b>	<b>6,3</b>	
	Std.abw.	221	5,2	300	3,58	8,2	
	rel. Var.koef. in %	8,8	7,0	13,3	17,3	16,8	

Wie sich aus den Tabellen 6.4/13 bis 6.4/15 (im Anhang) entnehmen läßt liegen mit wenigen Ausnahmen die Schwermetallgehalte der Kressepflanzen deutlich über denen der Kressesamen. Sie schwanken - bezogen auf die Werte aller Arbeitsgebiete - bei Eisen zwischen 14 und 2.700, bei Kupfer zwischen nn und 75,0, bei Zink zwischen 59 und 2.550, bei Cadmium zwischen nn und 127,3 und bei Blei zwischen nn und 415 mg/kg TG. Vergleicht man die Arbeitsgebiete untereinander, so wird deutlich, daß die Mittelwerte der einzelnen Elemente (Tab. 6.4/16) bei den Proben aus Pixinamanna am niedrigsten und bei denen aus dem Marganei am höchsten liegen. Dort übersteigen sie die mittleren Gehalte von Pixinamanna bei Eisen, Kupfer und Zink um das 2,6-, 2,1- bzw. 2,8fache, während bei Cadmium eine 12,5mal so hohe und bei Blei eine 25,9mal so hohe Konzentration erreicht wird.

Beurteilt man beispielsweise die mittleren Bleigehalte der Kressepflanzen, die auf den Böden aus dem Marganei wuchsen, mit denen von GARBER, K. (1974, S. 5) angegebenen „normalen“ mittleren Bleigehalten für diese Pflanze (7,0 mg/kg TG), so wird deutlich, daß es in der Bergbauregion zu einer ca. 6mal so hohen Anreicherung kam. Hingegen wurden auf den Böden von Pixinamanna die „Normalgehalte“ deutlich unterschritten. Beides gilt in analoger Weise auch für die meisten anderen Elemente aus diesen zwei Untersuchungsregionen.

In der Industriezone von Portoscuso schließlich liegen die mittleren Schwermetallgehalte der Kressepflanzen bei allen Elementen höher als in Pixinamanna, aber deutlich niedriger als im Marganei. Dies entspricht weitgehend den mittleren Konzentrationsunterschieden bei den Böden aus den drei Gebieten. Daher liegt es nahe - auch ohne Berücksichtigung der unterschiedlichen mobilitätsbeeinflussenden Faktoren -, den jeweiligen Schwermetallgesamtgehalten der Böden eine wichtige Rolle für die Größenordnung der Elementgehalte in den Kressepflanzen zuzubilligen.

Die große Streubreite der Elementgehalte in jedem der Arbeitsgebiete (Tab. 6.4/16) macht jedoch deutlich, daß eine Beurteilung der Mittelwerte allein nicht ausreicht, um bodenspezifische Einflüsse für eine Schwermetallaufnahme abzuleiten. Vielmehr erfordern abgesicherte Aussagen detaillierte Korrelationsuntersuchungen zwischen den Kresseschwermetallgehalten und den jeweiligen Elementkonzentrationen der Böden. Letzteres soll im Kapitel 7.5.1 geschehen.

Wie im Kapitel 4.5 erwähnt, wurden die Aufwuchsversuche mit **Spinat** von BÖHNKE, E. (1990) durchgeführt. Die von Frau BÖHNKE erzielten Ergebnisse zeigen, daß auch bei *Spinacia oleracea* L.

„bereits zu Beginn der Vegetationsperiode ... deutliche Unterschiede in der Keimschnelligkeit und Keimrate der einzelnen Proben zu beobachten“ (BÖHNKE, E., 1990, S. 110) waren. Während des **Wachstumsverlaufes** waren keine optischen Schädigungen der Pflanzen feststellbar, jedoch wurden „erhebliche Unterschiede hinsichtlich der Üppigkeit im Wachstum (attestiert). Deutliche Abstufungen waren in der Länge des Hypokotyls, Länge und Breite der Keimblätter, Zeitpunkt der Ausbildung erster epicotyler Blattorgane, Länge und Breite der ersten epicotylen Blattorgane sowie im Gesamtbild der Wüchsigkeit zu erkennen“ (BÖHNKE, E., 1990, S. 112). Diese Differenzierungen wurden jedoch nicht gesondert erfaßt und in ihrer zeitlichen Veränderung festgehalten. Daher sind nähere Ausführungen zu einzugsgebietspezifischen Einflüssen auf diese Aspekte des Pflanzenwachstum hier nicht möglich.

Somit lassen sich lediglich die ermittelten Unterschiede im Pflanzenertrag unter raumbezogenen Gesichtspunkten diskutieren. Dabei wurde von Frau BÖHNKE eine Einteilung des Erntematerials (nach 6 Wochen Kulturdauer) in 4 Gewichtsklassen vorgenommen (Tab. 6.4/17, im Anhang). In dieser Einteilung repräsentiert Stufe 1 die Gewichtsklasse mit dem geringsten und Stufe 4 die Gewichtsklasse mit dem höchsten Gesamtgewicht der abgeernteten Spinatpflanzen. Wie sich aus der Tabelle entnehmen läßt, dominiert die Gruppe 2 vor allem bei den Proben aus dem Marganei (60%), während der größte Anteil der Proben von Portoscuso der Gruppe 1 angehört. Bei Portoscuso verringert sich mit steigenden Gewichtsmengen der Anteil der Proben von 50% (Gruppe 1) über 30% (Gruppe 2) auf 20 % (Gruppe 3). Pflanzenproben der Gewichtsstufe 4 traten nicht auf. Auch bei den Proben von Pixinamanna verringern sich - jedoch mit geringeren Abstufungen - die prozentualen Anteile mit steigender Gruppennummer.

Dies alles spiegelt sich in den einzugsgebietspezifischen Erträgen wider. So wird bei den Spinatpflanzen vom Marganei mit 172,41 g FG das höchste und bei denen von Portoscuso mit 146,28 g FG das niedrigste Gesamtgewicht aller Proben erreicht. Pixinamanna liegt mit 164, 02g zwischen den Proben dieser beiden Arbeitsgebiete.

Diese bessere Spinaternte auf den Böden vom Marganei korrespondiert mit den höheren Keimungsraten, Prozentsätzen der geernteten Pflanzen und der günstigeren Folgeblattentwicklung (s. oben) beim Kresstest. Daher sind auch hier die gleichen Schlußfolgerungen angebracht.

Die **Schwermetallgehalte** der Spinatpflanzen, einschließlich der Böden auf denen diese Pflanzen aufgewachsen sind, sind auf der nächsten Seite in der Tabelle 6.4/18 dargestellt. Die dazugehörigen statistischen Kennzahlen finden sich in Tabelle 6.4/19.

Es zeigt sich, daß - trotz z.T. sehr hoher Unterschiede in den mittleren Schwermetallkonzentrationen der Testböden und deutlich auseinanderliegender Maximalwerte bei den Aufwuchsproben - bei den Spinatpflanzen aller drei Arbeitsgebiete die mittleren Gehalte von Chrom, Kupfer und Zink nahezu identisch sind. Allerdings gilt dies nicht für die drei „Problemelemente“ Cadmium, Quecksilber und Blei. Bei diesen Elementen sind die mittleren Konzentrationen generell im Forstschutzgebiet von Pixinamanna am geringsten und in der Bergbauregion des Marganei am höchsten. Die Abstufungen der Konzentrationshöhen untereinander entsprechen dabei weitgehend denen, die bei der Analytik der Böden ermittelt wurden.

So liegen die mittleren Cadmiumgehalte im Marganei etwa 3,7mal und in Portoscuso etwa 2,3mal so hoch wie in Pixinamanna. Bei Quecksilber werden die mittleren Konzentrationen von Pixinamanna im Marganei um das ca. 2,3fache überstiegen, während sie bei diesem Element in Portoscuso etwas niedriger als in Pixinamanna sind.

Am extremsten differieren die Bleigehalte der einzelnen Arbeitsgebiete. Vor allem dieses Element zeigt das hohe „Gefährdungspotential“ der Bergbaualtlasten für einen potentiellen Transfer in Nahrungspflanzen. Deutlich wird dies vor allem daran, daß die mittleren Bleigehalte von Spinat auf den Böden im Marganei **um das 183fache höher** sind als auf den Kontrollböden im Forstschutzgebiet von Pixinamanna. Sie übersteigen sogar die Gehalte auf den Böden in der Industriezone von Portoscuso um das ca. 38fache.

Tab. 6.4/18: Schwermetallgehalte ausgewählter Böden und der darauf gewachsenen Spinatpflanzen

Schwermetallgehalte von Spinat ( <i>Spinacia oleracea</i> ) und den Böden ,auf denen diese Pflanzen wuchsen (der jeweilige höhere Wert ist fett gedruckt)															
Gebiet	Standort	Schwermetallgehalte in mg/kg TG													
		Cr		Ni		Cu		Zn		Cd		Hg		Pb	
		Spinat	Boden	Spinat	Boden	Spinat	Boden	Spinat	Boden	Spinat	Boden	Spinat	Boden	Spinat	Boden
Pixi	13 Ah	1,6	<b>3,5</b>	nn	<b>1,9</b>	<b>24,3</b>	4,8	<b>884</b>	15	<b>4,42</b>	0,23	<b>0,21</b>	0,017	nn	<b>21</b>
	14b Ah	0,3	<b>1,3</b>	nn	<b>8,3</b>	<b>15,8</b>	7,1	<b>537</b>	95	<b>0,96</b>	0,43	<b>0,16</b>	0,060	nn	<b>48</b>
	15 Ah	0,3	<b>5,1</b>	nn	<b>3,2</b>	<b>22,3</b>	5,8	<b>961</b>	19	<b>0,96</b>	0,23	<b>0,22</b>	0,020	nn	<b>19</b>
	17 Ah	0,8	<b>4,1</b>	nn	<b>2,0</b>	<b>41,7</b>	3,2	<b>2.162</b>	28	<b>10,74</b>	0,20	<b>0,62</b>	0,010	nn	<b>18</b>
	25 Ah	nn	<b>4,0</b>	nn	<b>2,7</b>	<b>18,0</b>	4,3	<b>1.496</b>	38	<b>6,70</b>	0,80	<b>0,27</b>	0,040	nn	<b>25</b>
	26 Ah	nn	<b>10,0</b>	nn	<b>4,0</b>	<b>26,0</b>	8,1	<b>1.296</b>	57	<b>1,20</b>	0,80	<b>0,19</b>	0,060	nn	<b>30</b>
	31 Ah	nn	<b>4,8</b>	nn	<b>2,7</b>	<b>26,3</b>	6,1	<b>1.245</b>	48	<b>6,12</b>	0,65	<b>0,21</b>	0,030	nn	<b>23</b>
	46 Ah	0,5	<b>8,0</b>	nn	<b>5,0</b>	<b>24,5</b>	7,0	<b>848</b>	57	<b>1,80</b>	0,64	<b>0,16</b>	0,050	nn	<b>40</b>
	48 AhM	nn	<b>10,0</b>	nn	<b>7,0</b>	<b>26,9</b>	9,0	<b>1.185</b>	80	<b>9,31</b>	0,67	<b>0,13</b>	0,030	nn	<b>52</b>
	71/1 Ah	nn	<b>4,0</b>	nn	<b>2,0</b>	<b>26,9</b>	6,0	<b>1.247</b>	22	<b>3,50</b>	0,24	<b>0,33</b>	0,020	7,5	<b>13</b>
Marg	12 Ah	nn	<b>20,0</b>	nn	<b>22,0</b>	16,9	<b>28,0</b>	807	<b>958</b>	<b>10,24</b>	3,2	<b>0,17</b>	0,110	8,9	<b>890</b>
	19 Ah	1,1	<b>5,6</b>	nn	<b>7,2</b>	31,7	<b>41,0</b>	<b>665</b>	243	<b>7,45</b>	0,3	<b>0,35</b>	0,120	27,2	<b>149</b>
	29 Ah	nn	<b>13,5</b>	nn	<b>29,0</b>	25,0	<b>350,0</b>	2.055	<b>29.590</b>	46,70	<b>136,0</b>	0,30	<b>0,880</b>	71,2	<b>3.350</b>
	45 Ah	nn	<b>38,0</b>	nn	<b>34,0</b>	25,0	<b>33,0</b>	<b>1.048</b>	114	<b>30,0</b>	0,5	<b>0,64</b>	0,080	<b>152,0</b>	42
	46 Ah	0,4	<b>14,3</b>	nn	<b>69,0</b>	35,5	<b>850,0</b>	1.181	<b>5.980</b>	9,55	<b>27,0</b>	0,29	<b>1,100</b>	77,8	<b>6.000</b>
	53 jyC	nn	<b>3,0</b>	nn	<b>0,3</b>	67,0	<b>518,0</b>	4.998	<b>31.997</b>	23,30	<b>86,7</b>	2,95	<b>95,520</b>	929,0	<b>18.400</b>
	57 aM	1,0	<b>43,0</b>	nn	<b>40,0</b>	28,0	<b>35,0</b>	<b>496</b>	179	<b>3,50</b>	0,7	<b>0,30</b>	0,030	nn	<b>45</b>
	64 Ah	0,4	<b>27,0</b>	nn	<b>35,0</b>	17,3	<b>77,0</b>	908	<b>22.490</b>	3,36	<b>7,5</b>	0,30	<b>0,350</b>	52,0	<b>1.947</b>
	83 Ah	nn	<b>23,0</b>	nn	<b>24,0</b>	15,0	<b>44,0</b>	666	<b>1.988</b>	<b>20,37</b>	10,2	0,20	<b>0,880</b>	41,0	<b>265</b>
	84 Ah	nn	<b>26,0</b>	nn	<b>29,0</b>	15,9	<b>27,0</b>	<b>953</b>	518	<b>13,46</b>	1,5	0,21	<b>0,270</b>	17,3	<b>538</b>
Porto	5 Ai	0,5	<b>3,0</b>	nn	<b>2,0</b>	<b>18,3</b>	2,0	<b>498</b>	42	<b>1,66</b>	0,17	<b>0,32</b>	0,02	4,5	<b>11</b>
	7 RAp	nn	<b>5,0</b>	nn	<b>4,0</b>	<b>30,5</b>	7,0	<b>2.045</b>	74	<b>28,89</b>	0,65	<b>0,19</b>	0,06	5,0	<b>39</b>
	9 RAp	nn	<b>4,0</b>	0,6	<b>3,0</b>	<b>74,4</b>	25,0	<b>1.872</b>	51	<b>28,06</b>	0,38	<b>0,35</b>	0,03	2,5	<b>22</b>
	10 Ap	nn	<b>7,0</b>	nn	<b>5,0</b>	<b>18,9</b>	3,0	<b>887</b>	74	<b>3,11</b>	0,58	<b>0,25</b>	0,05	1,7	<b>43</b>
	11 Ah	nn	<b>5,0</b>	nn	<b>4,0</b>	<b>21,4</b>	10,0	<b>635</b>	62	<b>3,95</b>	0,40	<b>0,24</b>	0,03	1,4	<b>24</b>
	24 Ah	0,8	<b>6,0</b>	nn	<b>4,0</b>	<b>23,3</b>	17,0	<b>1.912</b>	114	<b>10,74</b>	0,90	<b>0,10</b>	0,06	2,5	<b>63</b>
	50 Ah	0,3	<b>15,0</b>	nn	<b>7,0</b>	<b>18,1</b>	4,0	<b>460</b>	88	<b>3,30</b>	0,87	<b>0,22</b>	0,05	1,4	<b>58</b>
	54 Ah	nn	<b>10,0</b>	nn	<b>9,0</b>	<b>13,0</b>	10,0	<b>1.448</b>	1.387	<b>8,10</b>	7,80	<b>0,30</b>	0,28	10,0	<b>4.350</b>
	56 Ah	nn	<b>5,0</b>	nn	<b>3,2</b>	<b>9,3</b>	2,0	<b>564</b>	57	<b>2,43</b>	0,36	<b>0,11</b>	0,04	nn	<b>49</b>
	57 RAp	1,6	<b>4,0</b>	nn	<b>2,0</b>	<b>18,3</b>	3,0	<b>1.777</b>	158	<b>12,73</b>	0,84	<b>0,21</b>	0,06	7,2	<b>53</b>

Tab. 6.4/19: Statistische Kenngrößen der Schwermetallgehalte der Spinat - Aufwuchsproben

Gebiet	Typ	Statistik	Schwermetallgehalte in mg/kg TG						
			Cr	Fe	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb
Pixi	Spinat 07/90 n=10	Minimum	nn	nicht gemessen	15,8	537	0,96	0,13	nn
		Maximum	1,6		41,7	2.162	10,74	0,62	7,5
		<b>Mittelwert</b>	<b>0,4</b>		<b>25,3</b>	<b>1.186</b>	<b>4,57</b>	<b>0,25</b>	<b>2,55</b>
		Std.abw.	0,5		6,9	440	3,55	0,14	2,37
		rel. Var.koeff. in %	41,7		9,1	12,4	25,9	18,9	30,9
Marg	Spinat 07/90 n=10	Minimum	nn	nicht gemessen	15,0	496	3,36	0,17	nn
		Maximum	1,1		67,0	4.998	46,70	2,95	929,0
		<b>Mittelwert</b>	<b>0,3</b>		<b>27,7</b>	<b>1.378</b>	<b>16,79</b>	<b>0,57</b>	<b>137,6</b>
		Std.abw.	0,4		15,5	1.343	13,64	0,85	281,5
		rel. Var.koeff. in %	44,4		18,7	32,5	27,1	49,7	68,2
Porto	Spinat 07/90 n=10	Minimum	nn	nicht gemessen	9,3	460	1,66	0,10	nn
		Maximum	1,6		74,4	2.045	29,89	0,35	10,0
		<b>Mittelwert</b>	<b>0,3</b>		<b>24,6</b>	<b>1.210</b>	<b>10,4</b>	<b>0,23</b>	<b>3,6</b>
		Std.abw.	0,5		18,4	661	18,48	0,08	3,1
		rel. Var.koeff. in %	55,6		24,9	18,2	33,6	12,1	28,7

Insgesamt werden die Richtwerte des Bundesgesundheitsamtes für Spinat (Cd: 0,5 mg/kg FG<sup>72</sup>, Hg: 0,05 mg/kg FG, Pb: 0,8 mg/kg FG)

- bei Cadmium in Pixinamanna in 40% der Fälle, im Marganei in 80% der Fälle und im Arbeitsgebiet von Portovesme in 50% der Fälle,
- bei Quecksilber in Pixinamanna in 10% der Fälle, im Marganei in 20% der Fälle und im Arbeitsgebiet von Portovesme überhaupt nicht und
- bei Blei in Pixinamanna überhaupt nicht, im Marganei in 90% der Fälle und im Arbeitsgebiet von Portovesme in 10% der Fälle überschritten.

Auch darin zeigt sich die besondere Rolle der schwermetallbelasteten Bergbauregion.

<sup>72</sup> Bei der Umrechnung von Trocken- auf Frischgewicht gilt in etwa: FG x 10 ≅ TG.

Auffällig sind auch die arbeitsgebietspezifischen Unterschiede in den jeweiligen Elementgehalten der zusammengehörigen Pflanzen und Böden. So erkennt man, daß in Pixnamanna und Portoscuso bei Chrom, Nickel und Blei generell die Bodenkonzentrationen deutlich über denen der Spinatpflanzen liegen. Umgekehrt übersteigen bei Kupfer, Zink und Cadmium die Elementgehalte in den Spinatpflanzen die entsprechenden Bodenkonzentrationen um das Vielfache (Tab. 6.4/18). Abbildung 6.4/12 verdeutlicht dies am Beispiel der Elemente Kupfer, Cadmium und Blei.

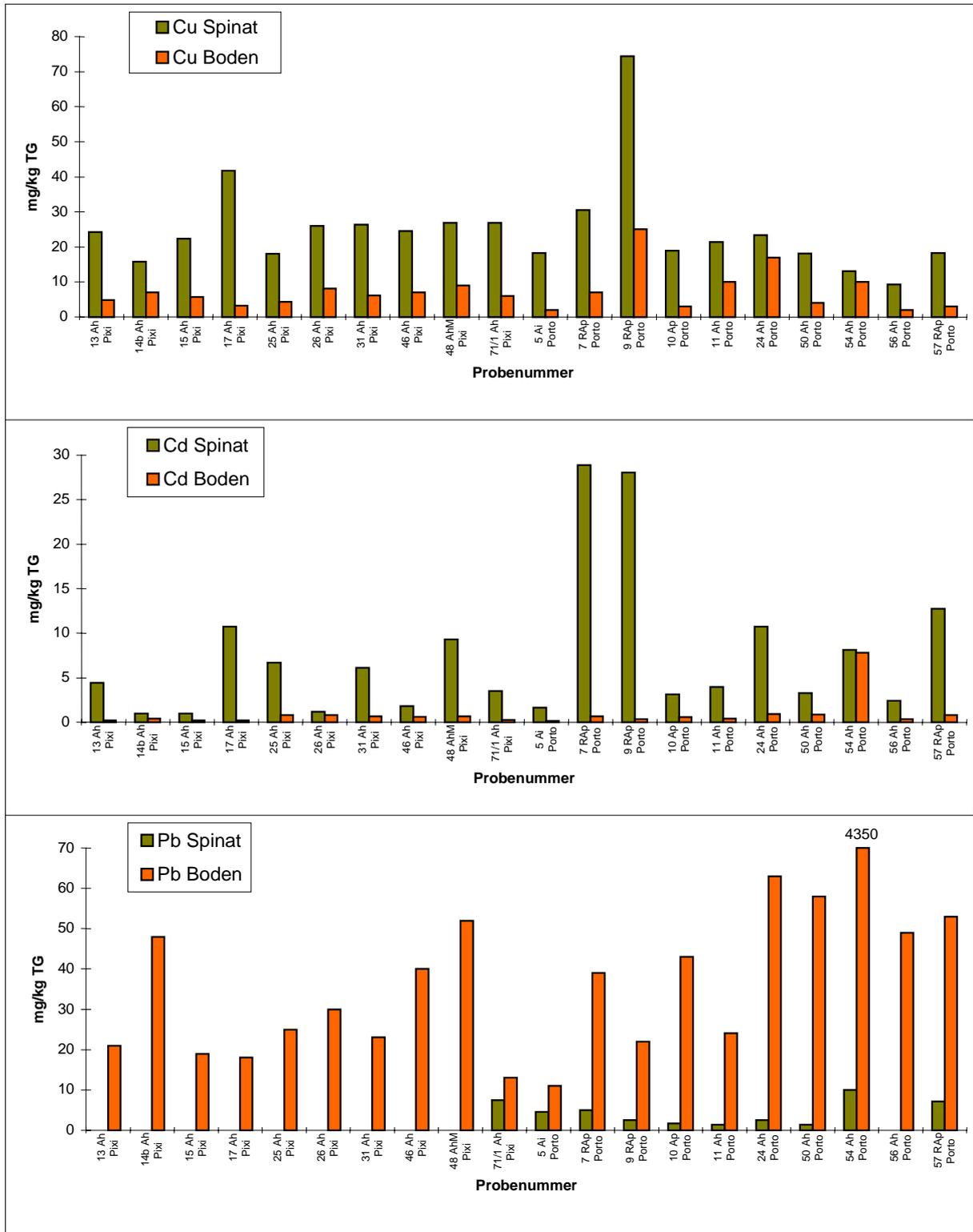


Abb. 6.4/12: Vergleich der Kupfer-, Cadmium- und Bleikonzentrationen von Böden und Spinat in Pixnamanna und Portoscuso

Diese hohen Kupfer-, Zink- und Cadmiumwerte im Spinat belegen somit eine starke Anreicherung aus den Böden. Diese bedingt, daß z.T. auch die phytotoxischen Schwellenwerte (s. Kap. 3.1.6) überschritten werden. Dies gilt vor allem für Zink, das in den Spinatpflanzen dieser beiden Arbeitsgebiete Konzentrationen von über 2.000 mg/kg TG erreicht.

Im Marganei hingegen verschieben sich stellenweise die Unterschiede zwischen den Pflanzen- und Bodengehalten durch die z.T. extrem hohen Schwermetallkonzentrationen der Böden. So liegen z.B. sämtliche Kupfergehalte der Spinatpflanzen niedriger als die der Böden, während bei Zink, Cadmium, Quecksilber und Blei die Konzentrationen im Spinat niedriger oder höher als die Bodengehalte sind, wie Abbildung 6.4/13 zeigt. Entsprechend der Konzentrationshöhe bei den Böden werden dabei in der Bergbauregion die bei weitem höchsten Gehalte aller Pflanzen gemessen. So erreichen auf dem Boden der Probenstelle 53 jyC Kupfer mit 67 mg/kg TG, Zink mit 5.000 mg/kg TG, Quecksilber mit 2,95 mg/kg TG und Blei mit 929 mg/kg TG ihre Maxima bei den Spinatpflanzen. Der maximale Cadmiumwert findet sich demgegenüber mit 46,7 mg/kg TG auf dem Boden der Probenstelle 29 Ah.

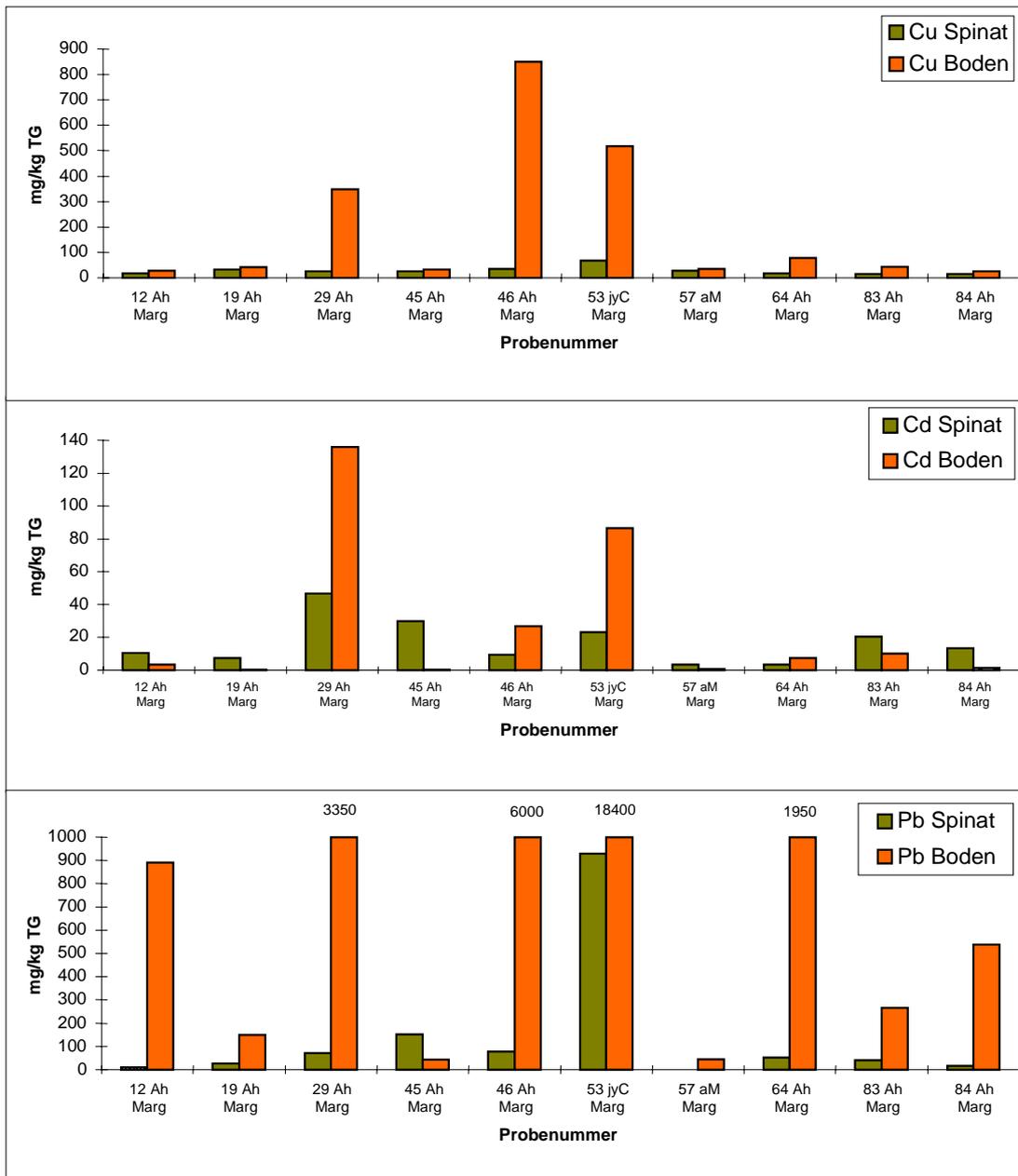


Abb. 6.4/13: Vergleich der Kupfer-, Cadmium- und Bleikonzentrationen von Böden und Spinat im Marganei

Sowohl diese Maximalwerte als auch die meisten Mittelwerte dieser Untersuchungsregion übersteigen häufig vorkommende Pflanzengehalte und die Richtwerte für Nahrungsmittel. Bei Zink und Blei werden sogar die in der Literatur angegebenen phytotoxischen Schwellenwerte um ein mehrfaches überschritten.

#### 6.4.1 Zusammenfassung

Die Aufwuchsversuche mit *Lepidium sativum* zeigen, daß

- ein breites Spektrum unterschiedlichster **Wachstumsverhältnisse** in jedem der drei Arbeitsgebiete vorhanden ist.
- sich mehrere Haupt- und Nebengruppen mit gleichen oder ähnlichen Aufwuchscharakteristika ausgliedern lassen. Diese reichen von Pflanzen mit einer raschen Keimung sowie hohen und weitgehend konstant bleibenden Keimzahlen bei gleichzeitig hohen mittleren Pflanzenlängen bis zum generellen Ausbleiben einer Keimung.
- Entwicklungsanomalien und Farbveränderungen an den Folgeblättern unterschiedlich vieler Einzelpflanzen die ausgegliederten Gruppen modifizieren.
- sich die Vielzahl unterschiedlicher Aufwuchsverhältnisse in den Arbeitsgebieten ohne Berücksichtigung der Entwicklungsanomalien kaum mit den jeweiligen Bodenverhältnissen in Einklang bringen läßt. So bilden sich bei den Proben mit ähnlichem Wachstumsverhalten weder die Zonen unterschiedlicher Bodengesellschaften noch die verschiedener Schwermetallkonzentrationsbereiche ab.
- zur Beurteilung der Ursache einzelner Wachstumsverhältnisse die erfaßten Parameter nicht ausreichen. Jedoch ergeben sich bei einem Vergleich der drei Arbeitsgebiete untereinander einzugsbereichsspezifische Unterschiede, die eine Abschätzung der potentiellen Einflüsse der unterschiedlich hohen Bodenschwermetallgehalte auf mögliche Teiglieder in einer Nahrungskette gestatten.
- die Zahl der Aufwuchsproben mit Farbveränderungen und sichtbaren Schädigungen der Folgeblätter in Pixinamanna gering ist. Indessen findet sich auf den Böden aus dem Einzugsgebiet des Riusa Duchessa insgesamt eine hohe Zahl von Proben, die solche Veränderungen aufweisen. Bei diesen setzen die Schädigungen auch früher ein als in Pixinamanna. Im Arbeitsgebiet von Portoscuso schließlich existieren Wachstumsstörungen bei einer mittleren Zahl der Aufwuchsproben. Der zeitliche Beginn der Schädigungen ist dabei i.d.R. später als in den beiden anderen Arbeitsgebieten.
- die Differenzierung nach Wachstumsveränderungen weitestgehend den einzugsbereichsspezifischen Schwermetallmittelwerten entspricht. Im Gegensatz zu den arbeitsgebieteninternen Wachstumsverhältnissen einzelner Pflanzen legen diese Ergebnisse als Verursacher dieser Unterschiede die mittleren Schwermetallgehalte nahe.
- sich aus den Aufwuchsprotokollen weitere räumliche Zusammenhänge erkennen lassen. Dabei existieren allerdings keine für alle Arbeitsgebiete gleichbleibenden Abhängigkeiten zwischen den Schwermetallkonzentrationen der Böden und den Keimungsraten, der Zahl der abgestorbenen Pflanzen oder der Blattentwicklung.
- die Keimungsraten auf den Böden vom Marganei annähernd in der gleichen Größenordnung wie die der parallel getesteten Kontrollböden aus Deutschland liegen. Sie sind signifikant höher als auf den Böden aus der Forstschutzregion und dem Industriegebiet.
- auch beim Prozentsatz der geernteten Pflanzen und den prozentualen Anteilen entwickelter 1. und angelegter 2. Folgeblätter die Aufwuchsproben vom Marganei dominieren. Bei diesen Gesichtspunkten sind die Proben von Pixinamanna und Portoscuso ebenfalls signifikant niedriger. Sie liegen nahe beieinander. Letzteres zeigt, daß kaum grundlegende Unterschiede in diesem Aspekt des Aufwuchsverhaltens auf den Böden von Pixinamanna und Portoscuso existieren. Dies könnte man als indirekten Hinweis auf die ausschließliche Rolle der Immissionen (die beim Aufwuchsversuch ausgeschaltet waren) für die belegten Pflanzenschäden in der Industriezone auffassen.
- der Anteil abgestorbener Pflanzen und die Anzahl farbveränderter Folgeblätter in der Industriezone mehr als viermal so hoch ist wie in den beiden anderen Untersuchungszone. Dies relativiert die Schlußfolgerung auf die ausschließliche Rolle der Immissionen und zeigt, daß vor allem auch den Bodenbedingungen im Arbeitsgebiet von Portoscuso eine wichtige entwicklungslimitierende Funktion beim Kressewachstum zukommt.
- auch bei den Aufwuchsproben vom Marganei eine hohe Zahl bereits geschädigter Blätter zu finden ist. Daher muß man auch hier von einer pflanzenschädigenden Wirkung der Böden ausgehen.
- der Schwerpunkt des bewerteten Wachstums bei Pixinamanna im optimalen und guten, im Marganei im guten bis sehr schlechten und in Portoscuso im schlechten bis sehr schlechten Bereich liegt.

- die **Schwermetallgehalte** der Kressepflanzen in einem breiten Rahmen schwanken.
- bei einem Vergleich der Arbeitsgebiete untereinander die Schwermetallmittelwerte bei den Proben aus Pixinamanna am niedrigsten und bei denen aus dem Marganei am höchsten liegen. Dabei liegen die Elementkonzentrationen der Kresse im Marganei um ein mehrfaches höher als in Pixinamanna. Dies entspricht weitgehend den mittleren Konzentrationsunterschieden der Böden aus den drei Gebieten. Daher liegt es nahe, den jeweiligen Schwermetallgesamtgehalten der Böden eine wichtige Rolle für die Größenordnung der Elementgehalte in den Kressepflanzen zuzubilligen.
- die große Streubreite der Elementgehalte in jedem der Arbeitsgebiete zeigt, daß eine Beurteilung der Mittelwerte allein nicht ausreicht, um bodenspezifische Einflüsse für eine Schwermetallaufnahme abzuleiten.

Aus den Aufwuchsversuchen mit *Spinacia oleracea* läßt sich erkennen, daß

- sich auch beim Spinat deutliche Unterschiede in Keimschnelligkeit, Keimrate, Üppigkeit im Wachstum, „Länge des Hypokotyls, Länge und Breite der Keimblätter, Zeitpunkt der Ausbildung erster epicotiler Blattorgane, Länge und Breite der ersten epicotylen Blattorgane sowie im Gesamtbild der Wüchsigkeit“ (BÖHNKE, E., 1990, S. 112) zeigen.
- bei den einzugsgebietsspezifischen Erträgen das höchste Frischgewicht im Marganei und das niedrigste in Portoscuso erreicht wird.
- die bessere Spinaternte auf den Böden vom Marganei mit den höheren Keimungsraten, Prozentsätzen der geernteten Pflanzen und der günstigeren Folgeblattentwicklung korrespondiert. Sichtbare Pflanzenschädigungen traten nicht auf.
- trotz z.T. sehr hoher Unterschiede in den mittleren Schwermetallkonzentrationen der Testböden und deutlich auseinanderliegender Maximalwerte bei den Aufwuchsproben - die mittleren Spinatgehalte aller drei Arbeitsgebiete bei Chrom, Kupfer und Zink nahezu identisch sind.
- die mittleren Konzentrationen der „Problemelemente“ Cadmium, Quecksilber und Blei im Forstschutzgebiet von Pixinamanna am geringsten und in der Bergbauregion des Marganei am höchsten sind. Die Abstufungen der Konzentrationshöhen untereinander entsprechen dabei weitgehend denen, die bei der Analytik der Böden ermittelt wurden.
- am extremsten die Bleigehalte der einzelnen Arbeitsgebiete differieren. Vor allem an diesem Element, das im Marganei eine 183mal so hohe mittlere Konzentration wie in Pixinamanna erreicht, erkennt man das hohe „Gefährdungspotential“ der Bergbauatlasten für einen potentiellen Transfer in Nahrungspflanzen.
- die Richtwerte des Bundesgesundheitsamtes für Spinat für die Elemente Cadmium, Quecksilber und Blei am häufigsten im Marganei überschritten werden.
- auch arbeitsgebietsspezifische Unterschiede zwischen den jeweiligen Elementgehalten der zusammengehörigen Pflanzen und Böden existieren. So liegen in Pixinamanna und Portoscuso die Konzentrationen von Chrom, Nickel und Blei in den Böden deutlich über den Konzentrationen in den Spinatpflanzen. Hingegen übersteigen bei Kupfer, Zink und Cadmium die Elementgehalte in den Spinatpflanzen die entsprechenden Bodenkonzentrationen um das Vielfache.
- die hohen Kupfer-, Zink- und Cadmiumwerte im Spinat ihre starke Anreicherung aus den Böden belegen. Diese erreicht beispielsweise bei Zink Größenordnungen weit oberhalb der publizierten phytotoxischen Schwellenwerte.
- im Marganei die Relation der Elementgehalte von Böden und Spinat von den z.T. extrem hohen Konzentrationen der Böden abhängt.
- im Marganei die maximalen Schwermetallgehalte in den Spinatblättern erreicht werden. Diese betragen bei Kupfer 67 mg/kg TG, bei Zink 5.000 mg/kg TG, bei Cadmium 46,7 mg/kg TG, bei Quecksilber 2,95 mg/kg TG und bei Blei 929 mg/kg TG. Sie übersteigen, wie auch die meisten Mittelwerte, die häufig vorkommenden Pflanzengehalte und die Richtwerte für Nahrungsmittel bei weitem.

## 7. Zusammenfassende Diskussion der Ergebnisse im Hinblick auf die regionale und zeitliche Schwermetallbelastung

### 7.1 Aspekte der „Ist-Belastung“: Böden

Wie in den vorherigen Kapiteln dargestellt, läßt sich aus den Schwermetallgehalten der Böden in den drei Arbeitsgebieten die spezifische Belastungssituation mit ihrem jeweiligen räumlichen Verbreitungsmuster ableiten.

So zeigt sich, daß die Elementkonzentrationen der Bodenmischproben im größten Teil des weitgehend unbelasteten **Forstschutzgebietes von Pixinamanna** im Bereich der geogenen Grundlast liegen. Dies trifft vor allem für die gering entwickelten Bodentypen des Berglandes zu. Lediglich in einer kleinfächig verbreiteten „Schuttdeckenregion“ oberhalb der 650 m Isohypse finden sich deutlich höhere Schwermetallgehalte. Dies wird mit Einwehungen schwermetallreicher Feinstäube aus den nördlich und nordöstlich vorgelagerten Bergbaugebieten und mit einer niederschlagsstrukturbedingten Zunahme der Elementkonzentrationen mit steigender Höhenstufe in Zusammenhang gebracht. Die höchsten Elementkonzentrationen in den Ah- Horizonten dieser Standorte belegen dies.

Höhere Elementkonzentrationen weisen allerdings auch von Hangschutt überdeckte (Profil 70 in Abb. 7.1/1) bzw. unterlagernde reliktsche fAh-Horizonte (Profil 87/1 in Abb. 7.1/1) in der Schuttdeckenregion auf. Letzteres macht deutlich, daß man davon ausgehen kann, daß es hier bereits bei der Bildung der fAh-Horizonte zu einem Schwermetalleintrag auf dem Luftpfad kam. Dies engt die Altersstellung der überdeckten Horizonte ein und legt die bereits im Kapitel 6.1.1 diskutierten Ansichten zur Morpho- und Pedogenese dieses Raumes nahe. Der Eintrag schwermetallbelasteter Sedimente in die fAh-Horizonte wird dabei als ein junges Geschehen interpretiert. Parallel mit einer vom Bergbau abhängigen zunehmenden Waldzerstörung erfolgte nicht nur eine steigende Immissionsbelastung, sondern auch die Initiierung erosiver Zerschneidung. In den Schwermetallgehalten der nicht von der Erosion betroffenen ehemaligen Bodenoberflächen spiegeln sich daher ebenfalls Einwehungen belasteter Sedimente aus den Bergbaugebieten wieder.

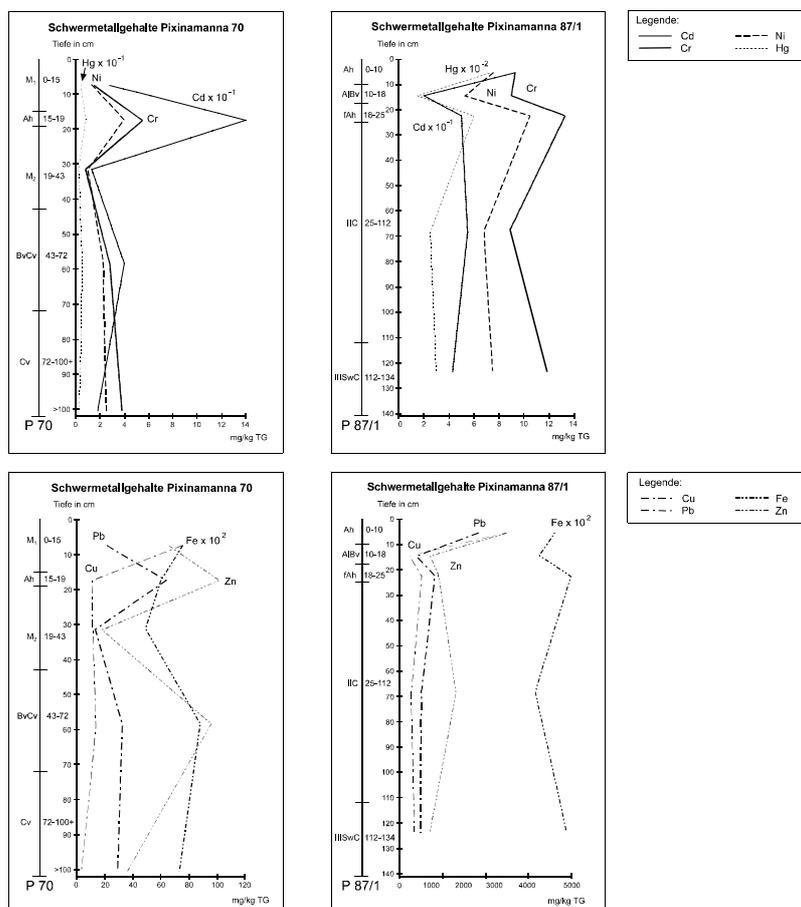
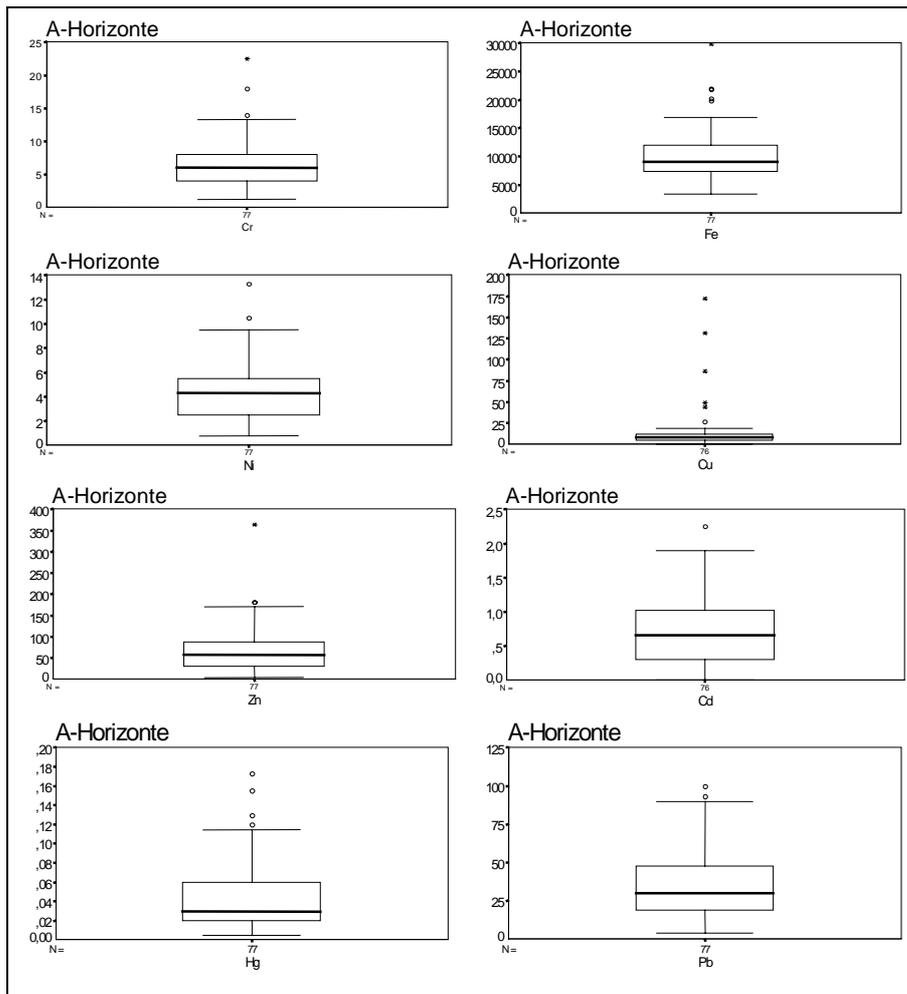


Abb. 7.1/1: Tiefenverteilungskurven der Schwermetalle von zwei ausgewählten Profilen in Pixinamanna.

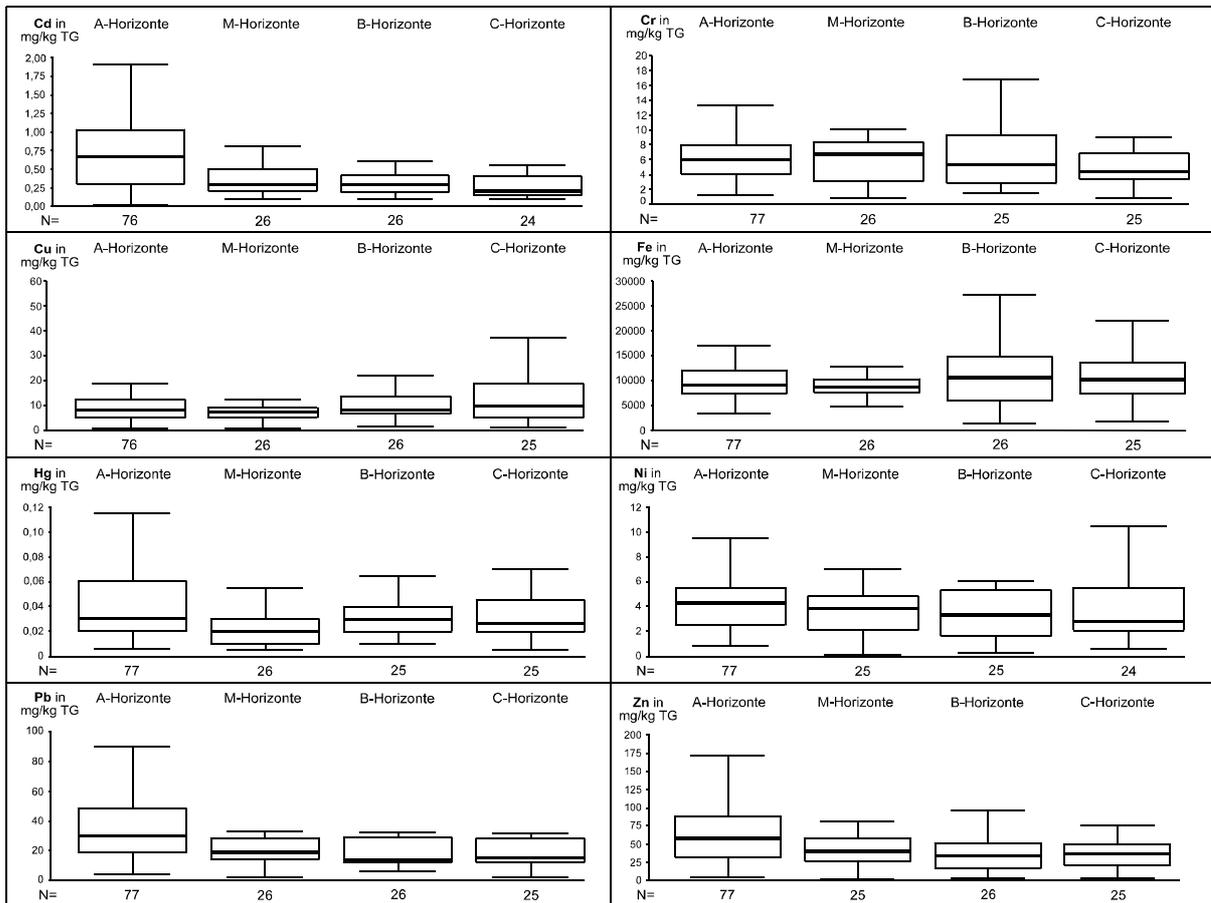
Eine Gesamtschätzung der **Häufigkeitsverteilung** der jeweiligen Elemente läßt sich aus den Boxplots entnehmen. Durch die Ausreißer und Extremwerte wird bei einzelnen Schwermetallen - vor allem bei den A-Horizonten (Abb. 7.1/2) - die Skalierung der Ordinate weit auseinandergezogen und somit eine enge Variabilität der Boxen nahegelegt. Dies gilt insbesondere für Kupfer, bei dem die Extremwerte um ein vielfaches über der oberen Boxenecke liegen. Vollständig symmetrische Verteilungen liegen bei keinem Element vor. Dies hängt vor allem auch damit zusammen, daß sich sowohl in der Schuttdeckenregion als auch auf den Bodengesellschaften des agrarisch genutzten Vorlandes Anreicherungen und somit Konzentrationsspitzen einzelner Elemente finden. Im Vorland sind diese nutzungsbedingt (vor allem beim Kupfer). Somit weisen auch die **Tiefenverteilungskurven** der Schwermetalle dieser Standorte die höchsten Elementgehalte in den A-Horizonten auf. Trotz der u.a. aus diesem Grund nicht gegebenen Normalverteilung besitzen die Boxplots relativ enge Wertebereiche zwischen den 25% und 75% Perzentilen.



**Abb. 7.1/2:** Häufigkeitsverteilung der Schwermetall-Gesamtgehalte der A-Horizonte in Pixnamanna.

Überwiegend pedogenetisch bedingte An- oder Abreicherungen einzelner Elemente lassen sich wegen der erosiven Kappung zahlreicher Profile im Bergland und wegen der anthropogenen Einflüsse in der Fußflächenregion fast ausschließlich nur an Bodentypen auf Verebnungsresten (Bergland) und auf agrarisch nicht genutzten Glaciterrassenabschnitten (Vorland) belegen. Dort erreicht vor allem Eisen in den Bv-Horizonten - im Gegensatz zu anderen Elementen - Maximalkonzentrationen (Profile 14, 42, 60 und 71/2 in Abb. 6.1.1.2/3). Dies entspricht den von SCHWERTMANN, U. et al., (1982a) festgestellten Tiefenverteilungskurven dieses Elementes für vergleichbare Bodentypen (u.a. Braunerden aus Tonschieferschutt).

Betrachtet man die in den Boxplots dargestellte horizontbezogene Häufigkeitsverteilung der Schwermetall-Gesamtgehalte<sup>74</sup> (Abb. 7.1/3), so zeigt es sich ebenfalls, daß die Werte nur in geringem Umfang von der Pedogenese bestimmt werden. Dies gilt weniger für Eisen, dessen Box für den B-Horizont etwas höhere Gehalte zeigt. Dennoch deuten die kaum vorhandenen Unterschiede in den verschiedenen Boxen der einzelnen Elemente auf eine schwache Entwicklung der meisten Böden hin. Insgesamt liegen bei den A-Horizonten, die häufig über die größte Streubreite der Metalle verfügen, die Mittelwerte immer oberhalb derjenigen der anderen Horizonte, während diese unabhängig von der jeweiligen Tiefenlage zu sein scheinen. Sie bewegen sich dabei meist im Bereich der zu erwartenden pedogenen Grundgehalte.



**Abb. 7.1/3:** Horizontbezogene Häufigkeitsverteilung der Schwermetall-Gesamtgehalte in Pixinamanna.

Vergleicht man die Boxplots der Horizonte jedoch getrennt nach den einzelnen Schwermetallen, so zeigen sich elementspezifische Unterschiede. So heben sich beispielsweise bei Chrom und vor allem bei Eisen die B-Horizonte durch höhere Einzelwerte und eine größere Variabilität von den anderen ab. Insbesondere bei Eisen muß dies mit der Freisetzung entsprechender Ionen aus den primären Mineralien und deren Oxidation im Zusammenhang mit der Verbraunung gebracht werden, so daß sich - zumindest bei diesem Element - die Pedogenese als modifizierender Faktor der Schwermetallgehalte erweist. Nickel, Kupfer, Zink, Cadmium, Quecksilber und Blei besitzen hingegen bei den einzelnen Horizonten (mit Ausnahme der A-Horizonte) annähernd gleichbleibende Boxplots, die unabhängig von der Tiefenlage und dem Prozessgeschehen zu sein scheinen. Allerdings verschlechtert sich die Verteilungssymmetrie in Richtung der C-Horizonte, was deutlich macht, daß zunehmend weniger Werte oberhalb des Medians liegen. Häufig nimmt auch die Varianz in Richtung C-Horizonte zu.

<sup>74</sup> Zur besseren Vergleichbarkeit der horizontbezogenen Boxen einzelner Elemente wurden dabei die Ausreißer- und Extremwerte eliminiert und die Ordinate auf die jeweils gleiche Konzentrationshöhe normiert.



Die hochsignifikante positive Korrelation fast aller Elemente auf dem 99%-Niveau (lediglich Eisen korreliert auf dem 95%-Niveau) mit der **organischen Substanz** zeigt deren Bedeutung für die Schwermetallgehalte der A-Horizonte. Dies entspricht den Ergebnissen zahlreicher anderer Autoren (u.a. ABO-RADY, M.D.K., 1985; GRUHN, A. et al., 1985; HERMS, U. u. BRÜMMER, G.W., 1978a; KÖNIG, N. et al., 1986).

Obwohl auch die Reaktion der Huminstoffgruppen stark pH abhängig sind (KUKOWSKI, H. u. BRÜMMER, G., 1987; SANDERS, J.R. u. BLOOMFIELD, C., 1980) und i.d.R. die Bindungsfähigkeit für Schwermetalle mit steigendem pH-Wert zunimmt (KUNTZE, H. u. HERMS, U., 1986), zeigen sich statistisch keine Abhängigkeiten zwischen pH-Werten und der organischen Substanz. Dies kann damit zusammenhängen, daß die Bindung oder Lösung von Schwermetallen u.a. vom Aufbau und von der Art der Huminstoffverbindungen abhängt (BERGSETH, H. u. STUANES, A., 1976; BRÜMMER, G.W. u. HERMS, U., 1983; HERMS, U. u. BRÜMMER, G.W., 1978, KÖNIG, N. et al., 1986; SCHLINKERT, A. u. BRÜMMER, G.W. 1991). Je nach dem, ob hohe Anteile leicht zersetzbarer biologischer Substanzen (GRUHN, A. et al., 1985) oder größere Mengen bereits stark zersetzter hochmolekularer fester Huminstoffe in den Böden vorliegen, können dadurch entgegengesetzte Wirkungen (Mobilitätserhöhung oder Fixierung) auf die Metalle ausgeübt werden, die eine klare Zuordnung zur pH-Abhängigkeit erschweren. Allerdings bleibt festzuhalten, daß insgesamt „die organische Substanz wegen ihrer relativ hohen Kationenaustauschkapazität auf Schwermetalle eher löslichkeitsmindernd als -fördernd“ (UNGER, H.J., 1988, S.42) wirkt, was sich indirekt in den signifikanten Korrelationen widerspiegelt.

Die generell auf dem 99%-Niveau untereinander hoch korrelierenden **Schwermetalle** belegen u.a. eine gemeinsame Herkunft. Da sich die Konzentrationshöhen einzelner Elemente nicht extrem von den Grundgehalten der dort anzutreffenden Gesteine unterscheiden (s. auch Tab. 2.2/1), lassen sich die Konzentrationsspitzen in den A-Horizonten mit Immissionseinträgen in Zusammenhang bringen. Die weiter oben postulierte Sonderstellung der Immissionsbelastung in den höchsten Einzugsgebietsabschnitten zeigt sich bei der Korrelationsberechnung nicht, da die hohe Zahl der Proben in den anderen Einzugsgebietsabschnitten die lokalen Variationen überdeckt.

Die Sonderstellung der A-Horizonte im Hinblick auf die Schwermetallgehalte läßt sich auch aus den Korrelationsberechnungen der **M-, B- und C- Horizonte**<sup>76</sup> (Tab. 7.1/3, nächste Seite) entnehmen, von denen die Mittelwerte der Bodenparameter ebenfalls in Tabelle 7.1/2 (im Anhang) dargestellt sind. Auch hierbei sind keine positiven Korrelationen zwischen Schwermetallgehalten und der Ton-/Feinschlufffraktion vorhanden. Lediglich Kupfer korreliert mit Ausnahme der C-Horizonte negativ auf dem 99%- (M-Horizonte) bzw. dem 95%-Niveau (B-Horizonte) mit der Summe von Ton und Feinschluff. Korrelationen mit den pH-Werten, die sich einer schlüssigen Erläuterung entziehen, finden sich nur noch bei Cr in den M-Horizonten (neg., 95%-Niveau) und bei Cu in den B-Horizonten (neg., 95%-Niveau).

Wie nicht anders zu erwarten, verschlechtern sich die Korrelationskoeffizienten für die organische Substanz mit zunehmender Profiltiefe. So sind nur noch in den M-Horizonten schwache (95%-Niveau) Korrelationen mit Cu, Cd und Hg gegeben. Ebenso verringert sich mit steigender Profiltiefe die Interkorrelation der Elemente untereinander. Während Korrelationen auf dem 99%-Niveau in den A-Horizonten in 28 Fällen auftreten, reduzieren sich diese in den M-Horizonten auf 15 und in den B-Horizonten auf 14 Fälle. In den C-Horizonten schließlich treten sie nur noch 10mal auf.

Bei einer elementbezogenen Betrachtung zeigt es sich, daß einige Elemente unabhängig von den Horizonten miteinander hoch signifikant korrelieren (Cr mit Fe und Ni sowie zusätzlich Ni mit Zn und Pb) während andere einen starken Bezug zu einzelnen Horizonten besitzen. Am auffälligsten ist letzteres bei Cadmium, das in den M-Horizonten auf dem 99%-Niveau mit Cr, Ni, Zn und Pb, in den B-Horizonten nur mit Zn und Pb und in den C-Horizonten mit keinem der Elemente mehr korreliert. Dies weist nachdrücklich auf die höhere Mobilität dieses Elementes hin und legt eine partielle Auswaschung aus den A-Horizonten nahe. Neben Cadmium zeigen auch die Korrelationen von Kupfer und Quecksilber deutliche Unterschiede in den einzelnen Horizonten.

---

<sup>76</sup> Andere Horizonte wurden wegen zu geringer Fallzahlen nicht in die Berechnung einbezogen.

**Tab. 7.1/3:** Nichtparametrische Korrelationen (Spearman) von Bodenparametern und Schwermetallgehalten der M-, B- und C- Horizonte in Pixinamanna

**Pixinamanna: M-Horizonte**  
max. 26 cases written

--- SPEARMAN CORRELATION COEFFICIENTS ---

pH (CaCl <sub>2</sub> )											
Cr											
Fe											
Ni											
Cu											
Zn											
Cd											
Hg											
Pb											
	T+fU	pH (H <sub>2</sub> O)	pH (CaCl <sub>2</sub> )	org. Sub.	Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg

\* - Signif. LE ,05      \*\* - Signif. LE ,01      (2-tailed)

**Pixinamanna: B-Horizonte**  
max. 26 cases written

--- SPEARMAN CORRELATION COEFFICIENTS ---

pH (CaCl <sub>2</sub> )											
Fe											
Ni											
Cu											
Zn											
Cd											
Hg											
Pb											
	T+fU	pH (H <sub>2</sub> O)	pH (CaCl <sub>2</sub> )	Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	

\* - Signif. LE ,05      \*\* - Signif. LE ,01      (2-tailed)

**Pixinamanna: C-Horizonte**  
max. 25 cases written

--- SPEARMAN CORRELATION COEFFICIENTS ---

pH (CaCl <sub>2</sub> )									
Fe									
Ni									
Cu									
Zn									
Cd									
Hg									
Pb									
	pH (H <sub>2</sub> O)	org. Sub.	Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Hg	

\* - Signif. LE ,05      \*\* - Signif. LE ,01      (2-tailed)

Vergleicht man die ermittelten Korrelationen mit publizierten Ergebnissen von ähnlichen Bodentypen, so lassen sich sowohl identische als auch entgegengesetzte Abhängigkeiten feststellen. So ergab sich beispielsweise aus den Untersuchungen von SWAINE, D.J. u. MITCHELL, R.L. (1960) oder von AICHBERGER, K. et al. (1982), daß sich die Cr-, Ni-, Cu- und Zn-Gehalte verschiedener Böden deutlich unterscheiden, jedoch in den Profilen weitgehend eine gleichmäßige Verteilung dieser Elemente vorliegt. Dies läßt sich auch in Pixinamanna an einigen Profilen erkennen (Abb. 6.1.1.2/1 bis 6.1.1.2/3). AICHBERGER, K. et al. (1982) führen dies darauf zurück, daß es sich bei diesen Elementen „um standorttypische Kenngrößen handelt und deshalb umweltbedingte Kontaminationen der Böden auch aus der Profilverteilung dieser Elemente erkennbar sind“ (AICHBERGER, K. et al., 1982, S. 358). Auch dies wäre ein Beweis für die anthropogen bedingte Immissionsbelastung einiger Oberböden in Pixinamanna.

Das korrelative Verhalten der von AICHBERGER, K. et al. (1982) untersuchten Böden war im Hinblick auf die genannten Elemente nicht besonders eng. Die Autoren führen dies auf die Herkunft der Daten aus bodengenetisch divergierendem Material zurück. Dennoch bestanden bei ihnen positive Beziehungen zwischen den Schwermetallen, wobei sich relativ enge Korrelationen zwischen Blei und Cadmium sowie zwischen Nickel, Chrom und Kupfer ergaben. Zink nahm zu den beiden Gruppen eine Mittelstellung ein.

Bei den Böden in Pixinamanna ergeben sich hingegen weitaus bessere Interkorrelationen, vor allem in den A-Horizonten. Dies mag damit zusammenhängen, daß die auch in Pixinamanna vorhandene Divergenz der Substratherkunft wesentlich enger ist, als bei den untersuchten Böden der o.g. Autoren.

Ein **Vergleich** der Bodenschwermetallgehalte des Arbeitsgebietes **mit** Schwermetallgehalten aus **anderen industriefernen Gebieten** zeigt, daß Übereinstimmungen aber auch - entsprechend der Verschiedenartigkeit gesteins- und verwitterungsbedingter Vorgaben und anthropogener Belastungen - deutliche Unterschiede in den Konzentrationshöhen einzelner Elemente existieren. So fand beispielsweise ABO-RADY, M.D.K. (1985), der die vertikale Schwermetallverteilung in Lockerbraunerdeprofilen aus dem Vogelsberg und Taunus untersuchte, in den Profilen des Vogelsberges sehr hohe Schwermetallgehalte. Er führt dies auf den hohen Humus- und Eisenoxidgehalt der Lockerbraunerden zurück. Im einzelnen fand er Eisenkonzentrationen zwischen 0,10 und 0,38%. Einige Bodenhorizonte in Pixinamanna erreichen die gleiche Größenordnung, die meisten Horizonte besitzen jedoch deutlich niedrigere Konzentrationen. Dies gilt auch für Chrom (Vogelsberg: 33 bis 182 mg/kg TG), Nickel (Vogelsberg: 21 bis 500 mg/kg) und Blei (Vogelsberg: 2 bis 705 mg/kg). Auch bei diesen Elementen bleiben die Konzentrationen in Pixinamanna wesentlich unter denen des Vogelsberges. Im Gegensatz dazu stehen die Kupfer- und Zinkgehalte, die im Vogelsberg 6 bis 83 mg/kg (Cu) bzw. 47 bis 162 mg/kg (Zn) erreichen, in Pixinamanna jedoch bis auf 202 (Cu) und 360 (Zn) mg/kg ansteigen. Allerdings liegen auch bei diesen Elementen die Mittelwerte aller Proben (Tab. 6.1.1.1/8) mit 8,9 (Cu) bzw. 38 (Zn) mg/kg TG an bzw. unterhalb der Untergrenze der von ABO-RADY, M.D.K. (1985) beschriebenen Böden. Dies wie auch der Vergleich mit den Durchschnittsgehalten der entsprechenden Gesteine (Tab. 2.2/1) belegt darüber hinaus den weitgehend unbelasteten Status des südsardischen Untersuchungsgebietes.

Höhere Gehalte finden sich in beiden Untersuchungsgebieten vorwiegend in den O-, L- und Ah-Horizonten, was deutlich macht, daß es auch in industriefernerer Regionen zu einem merkbareren Eintrag über den Luftpfad kommt. Dies gilt auch für Deutschland, wie die Schwermetalluntersuchungen von ANGEHRN-BETTINAZZI, C. u. HERTZ, J., 1990 (Waldstandorte); HINDEL, R. u. FLEIGE, H., 1991; HOFFMANN, G. et al., 1982 (Baden-Württemberg); RUPPERT, H., 1987 (Bayern) und von SCHULTZ, R. u. MAYER, R., 1985 (Solling) zeigen. Gleiches läßt sich auch aus den Untersuchungen von HÄNI, H. et al. (1982) für die Schweiz ableiten.

Das von Bergbaualllasten geprägte **Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa** ist - wie im Kapitel 6.2.1 ausgeführt - extrem schwermetallbelastet. Vor allem durch den Eintrag kontaminierter Substrate erreichen hier einzelne Elemente Konzentrationen, die stellenweise bis in den Prozentbereich gehen. Da auch die „Problemelemente“ Cadmium (Maximalkonzentrationen den Oberböden: 481 mg/kg TG), Quecksilber (max. 31,2 mg/kg TG) und Blei (max. 30.800 mg/kg TG) sehr hohe Konzentrationen besitzen, muß man von einer potentiellen Gefährdung auch des Schutzgutes Mensch ausgehen. Diese Gefährdung geht insbesondere von den Flotationshalden und den erodierten Haldensubstraten aus. Diese werden u.a. inhalativ aufgenommen (Motocross-Strecken auf Flotationshalden, Haldensubstrate als Bedeckung der Fahrwege, Verwehung der Stäube) bzw. sie finden in den Akkumulationszonen Eingang in Nahrungsketten (s. Kap. 6.2.6). In diese Zonen werden die belasteten Substrate durch Wasser (s. Kap. 6.2.2) und Wind (s. Kap. 6.2.7) exportiert.

Wie bereits an anderer Stelle (Kap. 6.2.1) deutlich gemacht, werden sowohl die Bodengesellschaften wie auch die Elementkonzentrationen in den Bodenmischproben in starkem Maße vom Bergbau und dessen Hinterlassenschaften geprägt. So heben sich bei den räumlichen Verteilungsbildern einzelner Elemente (Ni, Cu, Zn, Cd, Hg und Pb) vor allem Gruben- und Haldenbezirke, Akkumulationsgebiete der Täler und Zonen oberflächennaher Vererzungen als besonders belastet heraus. Lediglich die Chromgehalte liegen im Bereich der geogenen Grundlast und zeigen nur eine schwache räumliche Differenzierung. Außerdem ist bei den Eisenkonzentrationen davon auszugehen, daß diese in stärker-

rem Maße als in den anderen Untersuchungsgebieten von Verwitterung und Pedogenese abhängen. Daher spiegeln sich in den Raummustern diese Elementes nicht nur die Bergbauaktivitäten wider.

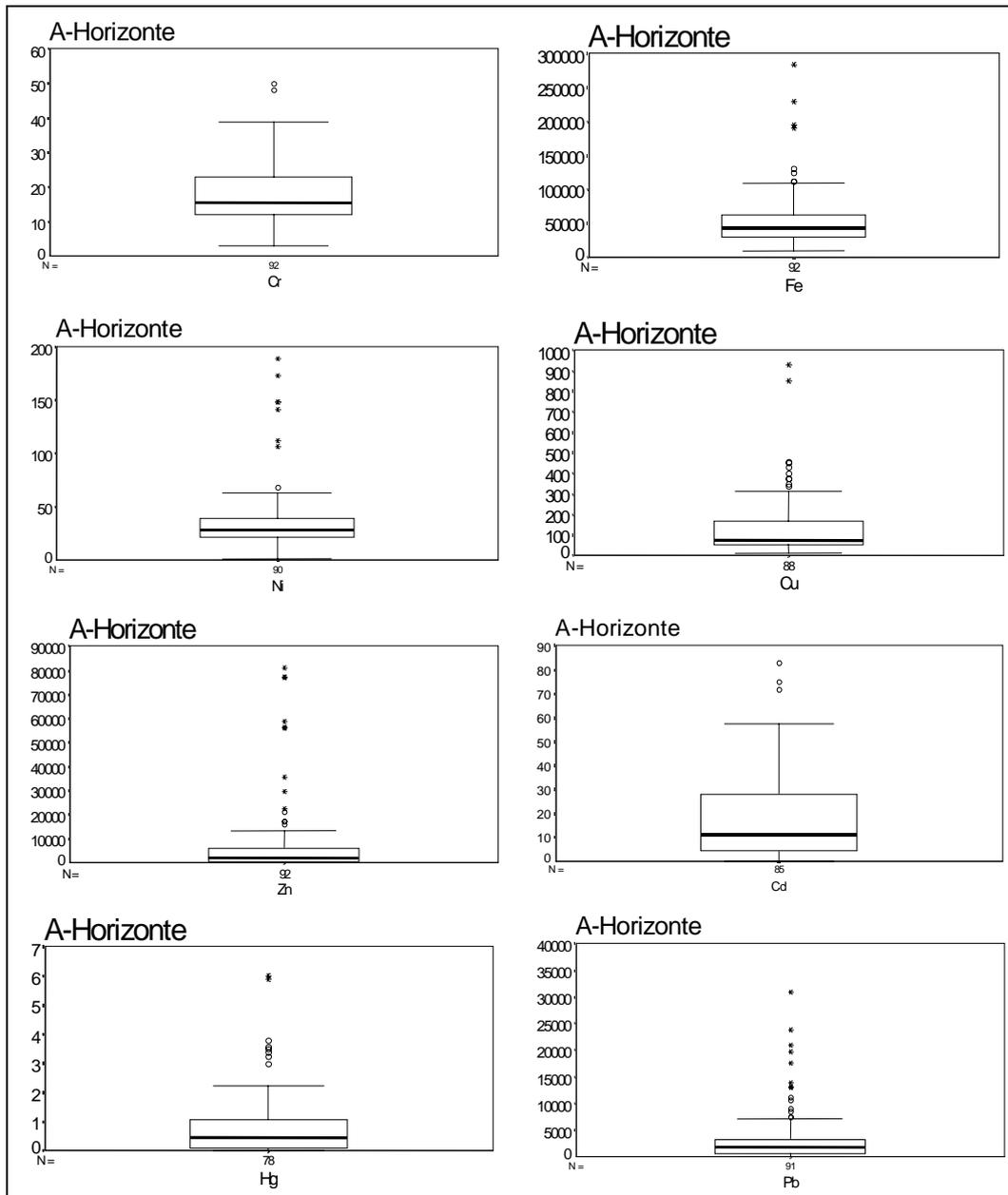
Neben den genannten Querbezügen finden sich in den Verteilungsmustern der Elemente auch Hinweise auf die Bedeutung der geologischen Differenzierung des Arbeitsgebiet. Dies wurde am Beispiel der Bleikonzentrationen im Kapitel 6.2.1.1 ausführlich diskutiert.

Auch in den **Tiefenprofilen** zeigen sich vorrangig die Bergbauaktivitäten und deren Konsequenzen. So sind zum einen in den Ablagerungszonen - aufgrund unterschiedlicher und wechselhafter Erosions- und Akkumulationsbedingungen (s. Kap. 6.2.1) - in zahlreichen Fällen anthropogen beeinflusste Tiefenverteilungen zu finden (Abb. 6.2.1.2/1).

Zum anderen weisen auch die außerhalb dieser Zonen gelegenen Böden, durch die meist niedrigeren Elementgehalte in den Bv- und C-Horizonten (z.B. bei Cu), auf anthropogen bedingte Einträge in die Oberböden hin. Hinweise auf pedogenetische Umverteilungen sind wegen der meist sehr hohen Schwermetallgehalte im gesamten Profil erschwert. Eine höhenstufenbezogene Zunahme der Elementkonzentrationen ist - im Gegensatz zu Pixnamanna - nicht nachweisbar. Bei Böden mit fAh-Horizonten läßt sich erkennen, daß die Schwermetallgehalte in diesen meist um Stufen niedriger sind als in den aktuellen A-Horizonten. Dies zeigt, daß hier die Einwehung belasteter Substrate nicht immer so wirksam war, wie in den jüngsten Zeiträumen.

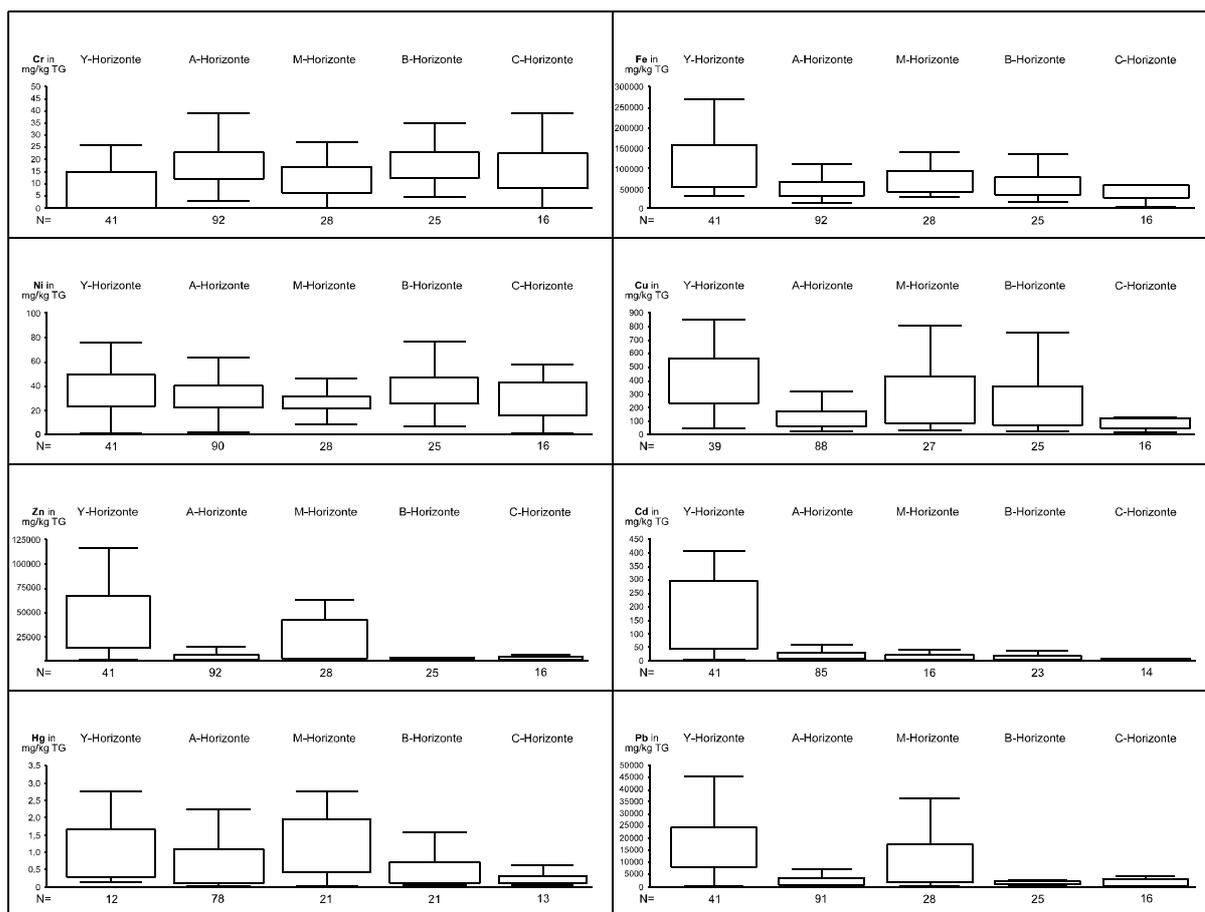
Letzteres steht in scheinbarem Gegensatz zu den Gegebenheiten in der Schuttdeckenregion von Pixnamanna. Dort weisen die reliktschen fAh-Horizonte in der Schuttdeckenregion annähernd gleiche Konzentrationshöhen auf wie die Bodenoberflächen. Dies ist in Pixnamanna auf Ferntransport der Stäube zurückzuführen, der sich erst nach längerer Einwirkungsdauer in den Elementgehalten widerspiegelt. Man muß daher davon ausgehen, daß - wegen der noch relativ geringen Zeitdauer der Einwehung - die aktuellen Oberflächen der Forstschutzregion gegenüber den fAh-Horizonten noch nicht entscheidend aufkonzentriert wurden. Im Gegensatz dazu spielt im Marganei der Nahtransport (s. auch Kap. 6.2.7) die entscheidende Rolle. Dadurch kommt es relativ schnell zu überproportionalen Konzentrationssteigerungen auf den Oberböden.

Die Varianz der Elementkonzentrationen läßt sich aus der in den Boxplots dargestellten **Häufigkeitsverteilung** der Schwermetall-Gesamtgehalte entnehmen. Diese zeigen für die A-Horizonte (Abb. 7.1/4, nächste Seite) Merkmalsausprägungen, die i.d.R. durch hohe Variabilitäten, asymmetrische Verteilungen und zahlreiche Ausreißer und Extremwerte charakterisiert werden. Dies gilt, mit Ausnahme von Nickel, für alle übrigen Elemente. Die Vielzahl der Ausreißer und Extremwerte, die bei den Berechnungen nicht eliminiert wurden, macht gleichzeitig auf die Problematik einer wirklichkeitsnahen Darstellungen der Elementverteilungen aufmerksam.



**Abb. 7.1/4:** Häufigkeitsverteilung der Schwermetallgesamtgehalte der A-Horizonte im Marganei.

Aus der horizontbezogenen Häufigkeitsverteilung der Schwermetallgesamtgehalte (Abb. 7.1/5) erkennt man, daß durch die Normierung auf jeweils gleiche Ordinatenwerte bei einigen Elementen (Zn, Cd, Pb) die B- und C-Horizonte fast nicht mehr darstellbar sind. Dies zeigt aber auch gleichzeitig, daß sich die höchsten Konzentrationen auf die Oberböden beziehen. Dies ist ebenfalls ein Hinweis auf die Einträge kontaminierter Substrate. Deutlich zeigt sich deren Herkunft aus Bergbauallasten an den Boxen der Y-Horizonte, die bei fast allen Elementen über die größte Spannweite der Werte bei gleichzeitig den höchsten Medianen verfügen. Weiterhin kann die Tatsache, daß Varianz und Größenordnung der Werte der M-Horizonte bei Cu, Zn, Hg und Pb deutlich diejenigen der A-Horizonte übersteigt, in der gleichen Richtung interpretiert werden. Markante Unterschiede zwischen A- und B-Horizonten sind nicht feststellbar. Dies ist, wegen der insgesamt sehr hohen Konzentrationen hier ohnedies nicht zu erwarten. Daher lassen auch in diesem Falle die Boxplots keinen Schluß auf pedogenetisch bedingte Schwermetalldifferenzierungen zu. Die geringsten Konzentrationshöhen und meist auch die engsten Varianzen finden sich erwartungsgemäß in den C-Horizonten.



**Abb. 7.1/5:** Horizontbezogene Häufigkeitsverteilung der Schwermetallgesamtgehalte im Marganei.

Vergleicht man die Mittelwerte der erfaßten Bodenparameter identischer Horizontbereiche von Pixinamanna und Marganei (Tab. 7.1/4), so fällt auf, daß die Parameter Korngröße, pH-Werte, organische Substanz und Karbonatgehalte in Pixinamanna als mobilitätsbegünstigend eingestuft werden müssen. Im Marganei hingegen lassen sie für alle Horizonte nicht nur auf eine stärkere Immobilisierung schließen, sondern sie belegen durch die wesentlich höheren Gehalte an Ton und organischer Substanz auch einen höheren Verschmutzungswiderstand gegenüber Schwermetallen. Daß dieser jedoch bei der Größenordnung der Kontaminationen weit überschritten wurde (s. Tab. 3.1.2/1 bis 3.1.2/2) braucht hier nicht näher ausgeführt zu werden.

**Tab. 7.1/4:** Vergleich horizontbezogener Bodenparameter in Pixinamanna und im Marganei

geom.	Mittelwerte	Korngröße (%)							pH-Werte		org. Sub. (%)	CaCO <sub>3</sub> (%)
		T	fU	mU	gU	fS	mS	gS	H <sub>2</sub> O	CaCl <sub>2</sub>		
A-Horizonte	Pixinamanna	3,9	2,0	4,7	5,9	14,3	33,8	15,5	5,95	5,35	4,29	nn
	Marganei	17,0	8,8	11,8	11,4	11,2	16,1	3,7	7,16	6,59	5,48	0,48
M-Horizonte	Pixinamanna	6,0	3,2	6,5	6,1	12,8	27,2	28,2	5,99	5,05	1,16	nn
	Marganei	18,0	8,3	10,1	11,7	12,4	12,9	4,1	7,57	6,96	1,91	0,31
B-Horizonte	Pixinamanna	3,9	3,1	7,0	6,3	13,8	26,1	28,5	5,81	5,01	0,83	nn
	Marganei	25,5	6,0	12,0	13,2	13,5	13,2	1,5	6,82	6,19	2,08	0,13
C-Horizonte	Pixinamanna	2,7	2,2	5,4	4,8	14,5	23,8	33,8	5,67	4,86	0,21	nn
	Marganei	19,0	9,1	21,0	14,2	7,8	9,5	1,4	6,89	6,24	1,08	1,04

Beurteilt man die Schwermetallgehalte dieses extrem belasteten Arbeitsgebietes insgesamt im Hinblick auf die bodenbezogenen Hintergründe mit Hilfe **statistischer Methoden** (HARRES, H.P. u. SAUERWEIN, M., 1994), so zeigt sich (Tab. 7.1/5) in den **A-Horizonten** bei Fe, Cu, Zn, Cd, Hg und Pb eine hohe positive Interkorrelation (99%-Niveau) der einzelnen Elemente untereinander. Ebenfalls positive Korrelationen auf dem 99%-Niveau finden sich zwischen Fe, Cu, Zn, Cd, Hg und Pb und den pH-Werten sowie (mit Ausnahme von Fe) den Karbonatgehalten.

**Tab. 7.1/5:** Nichtparametrische Korrelation (Spearman) von Bodenparametern und Schwermetallgehalten der A-Horizonte im Marganei.

Marganei: A-Horizonte max. 92 cases written												
--- SPEARMAN CORRELATION COEFFICIENTS ---												
	T+fU	pH (H <sub>2</sub> O)	pH (CaCl <sub>2</sub> )	org. Sub.	CaCO <sub>3</sub>	Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg
pH (CaCl <sub>2</sub> )			,9749**									
CaCO <sub>3</sub>		-,2829*	,6809**	,6885**								
Cr		,3942**	-,2531*	-,2290*	-,3565**							
Fe			,386**	,3169**	-,2514*	,4309**						
Ni						,5415**	,4160**					
Cu							,4306**	,2409*				
Zn							,5562**	,2199*	,7585**			
Cd							,3679**		,6420**	,8840**		
Hg							,4265**		,6295**	,8048**	,7767**	
Pb							,4351**		,6325**	,8048**	,7231**	,7466**

\* - Signif. LE ,05      \*\* - Signif. LE ,01      (2-tailed)

Während somit bei diesen Schwermetallen die Vielzahl hoher signifikanter Korrelationen auf den gemeinsamen Zusammenhang zum Bergbau hindeutet, korreliert Cr lediglich auf dem 99%-Niveau positiv mit Eisen und Nickel. Darin spiegelt sich wie auch bei Nickel (positive Korrelationen mit Cr und Fe auf dem 99%-Niveau sowie Cu und Zn auf dem 95%-Niveau) die untergeordnete Bedeutung dieser beiden Elemente in der Bergbauregion.

Auch die **pH-Werte** und die **Karbonatgehalte** verfügen über eine Vielzahl positiver Korrelationen (99% - Niveau) mit den Schwermetallgehalten. Darin bestätigen sich deren wechselseitige Abhängigkeiten (HERMS, U. u. BRÜMMER, G.W., 1977, 1980). So besitzen sowohl die hohen pH-Werte als auch die Karbonatgehalte - wie gezeigt - günstige Voraussetzungen zur Immobilisierung der Schwermetalle, so daß eine Parallelität in der Zu- oder Abnahme der jeweiligen Werte vorausgesetzt werden kann. Dies wird durch das Vorhandensein nichtkarbonatischer Serien mit niedrigen pH-Werten und geringen Schwermetallgesamtgehalten in Teileinzugsgebieten verstärkt. Die Statistik bestätigt hier diese Schlußfolgerungen.

Allerdings widersprechen die Korrelationsuntersuchungen - wie auch in Pixinamanna - den stellenweise in der Literatur angegebenen Abhängigkeiten mit der Tonfraktion. Obwohl die wesentlich höheren **Ton- und Schluffanteile** (Tab. 7.1/6, im Anhang) weit mehr Sorptionsplätze für Schwermetalle zur Verfügung stellen als in Pixinamanna, zeigen die Analysen - bis auf Chrom, das auf dem 99%-Niveau positiv mit der Summe der Ton- und Feinschlufffraktionen korreliert - keine weiteren positiven Abhängigkeiten.

Diese fehlenden positiven Korrelationen sind bei den Tongehalten u.a. darauf zurückzuführen, daß sehr starke Abhängigkeiten zwischen anderen Kornfraktionen der Halden und Sedimentkörper und den Schwermetallgehalten existieren. Dies zeigt beispielsweise Tabelle 7.1/7, die von einer größeren Grundgesamtheit (127 Fälle gegenüber 92 bei Tab. 7.1/5) ausgeht. In dieser erkennt man, daß hohe positive Korrelationen nur bei Cr und Ni sowohl mit der Ton- als auch mit der Feinschlufffraktion existieren. Daß diese Elemente noch am stärksten mit dem Tongehalt der Böden korrelieren, führt ANDERSSON, A. (1977) auf die Atomgewichte und Ionenradien der Elemente zurück. Nach ihm werden Blei und Cadmium wahrscheinlich aufgrund ihrer großen Ionenradien weniger gut in Tonminerale eingelagert, sondern gehen eher Komplexverbindungen mit der organischen Substanz des Bodens ein. Die kleineren Ionendurchmesser von Chrom und Nickel ermöglichen indessen eine leichtere Einlagerung dieser Elemente in die Zwischenschichten der Tonminerale. Allerdings wird bei den vorliegenden Korrelationsberechnungen „die Reihung der Schwermetalle nach der Größe ihrer Ionenradien (Pb<sup>II</sup> > Cd<sup>II</sup> > Zn<sup>II</sup> > Ni<sup>II</sup> > Cu<sup>II</sup> > Cr<sup>III</sup>)“ (AICHBERGER, K. et al., 1982, S. 359f) nicht in allen Teilgliedern bestätigt.

Höher korrelieren demhingegen im Bergbaugesamtgebiet die Schwermetalle mit den Feinsanden. Hier finden sich positive Korrelationen auf dem 99%-Niveau mit Cu, Zn, Cd und Blei. Da die Halden hauptsächlich aus Feinsanden bestehen, ist dies ein Beleg für die Herkunft dieser Elemente aus der bergbaulichen Aufbereitung. Auch in dieser Korrelation zeigt sich die untergeordnete Bedeutung von Chrom und Nickel für diese Region.

**Tab. 7.1/7:** Nichtparametrische Korrelation (Spearman) von Korngrößen und Schwermetallgehalten der A-Horizonte im Marganei.

Marganei: Böden (nur A-Horizonte)							
25 variables and max. 127 cases written.							
--- SPEARMAN CORRELATION COEFFICIENTS ---							
	T	fU	mU	gU	fS	mS	gS
Cr	,4439**	,3160**	,2063*		-,3671**	-,3959**	,2345*
Fe							
Ni	,3005**	,2488*	,2529**			-,1874*	
Cu	-,2318*		-,2882**		,2645**		
Zn					,3174**		
Cd		-,1953*			,3361**		
Hg							
Pb					,3000**		

\* - Signif. LE ,05      \*\* - Signif. LE ,01      (1-tailed)

Ein weiter Grund für die o.g. fehlenden positiven Korrelationen zwischen Ton/Feinschluff und Schwermetallen sind die hohen Elementeinträge und die starken räumlichen Konzentrationsunterschiede. Diese überdecken mögliche Zusammenhänge. Letzteres entspricht den Aussagen von SCHMIDT, G. (1997) und ZEIN, H. (1995), die in belasteten Einzugsgebieten ebenfalls keine positive Korrelation zwischen den Ton- und Schwermetallgehalten ermitteln konnten.

Auch die **organische Substanz**, bei der in Pixinamanna noch eine hochsignifikante Korrelation (99% - Niveau) zu den Schwermetallen gegeben war, korreliert in keinem Falle positiv mit den Elementkonzentrationen. Lediglich Eisen zeigt eine negative Korrelation auf dem 95%-Niveau. Diese fehlenden Querbezüge lassen sich zum einen mit der Veränderung natürlicher Bodenbedingungen durch Erosion und Akkumulation in Verbindung bringen, zum anderen kaschieren auch hier die extrem hohen und sehr variablen Werte im Einzugsgebiet mögliche Zusammenhänge zwischen der organischen Substanz und den Schwermetallgehalten.

Die Korrelationsberechnungen der anderen Bodenhorizonte zeigen folgende Abhängigkeiten (Tab. 7.1/8). Bei den **Y-Horizonten** fällt auf, daß Elemente, die im Zusammenhang mit der Erzgewinnung abgebaut oder angereichert wurden (wie Cu, Cd oder Pb), negativ und die nur gering vertretenen Elemente Cr und Ni jedoch positiv (99%-Niveau) mit der Summe der Ton- und Feinschlufffraktion korrelieren. Auch dies macht deutlich, daß ein direkter Querbezug zwischen sorptionsstarken Korngrößenklassen und Schwermetallen bei hoher Belastung nicht erwartet werden kann. Die pH-Werte korrelieren erwartungsgemäß negativ mit der organischen Substanz und positiv (ebenfalls auf dem 99%-Niveau) mit den Karbonatgehalten. Die positiven Korrelationen zwischen Cadmium und den pH-Werten machen auf die mit sinkenden pH-Werten zunehmende Löslichkeit (VIERECK, L. et al., 1989) dieses Elementes aufmerksam.

Entsprechend der nur gering anzutreffenden organischen Substanz in den Y-Horizonten finden sich nur wenige Querbezüge zu den Schwermetallen. Hingegen korrelieren die Karbonatgehalte negativ auf dem 99%-Niveau mit Cr und Ni und positiv mit Cd und Pb. Daneben finden sich auch hier hohe positive Interkorrelationen der Elemente untereinander. Diese entsprechen - bis auf Kupfer - weitgehend denen, die bei den A-Horizonten festgestellt wurden.

Die **M-Horizonte** zeigen keinerlei Korrelationen zwischen den Schwermetallgehalten und den Ton-/Feinschlufffraktionen, besitzen aber sonst weitgehend ähnliche Querbezüge wie die Y-Horizonte. So korreliert auch hier auf dem 99%-Niveau positiv Eisen mit Cu, Zn und Pb, Kupfer mit Pb, Zink mit Cd, Hg und Pb sowie Cadmium mit Hg und Pb.

**Tab. 7.1/8:** Nichtparametrische Korrelationen (Spearman) von Bodenparametern und Schwermetallgehalten der Y-, M-, B- und C- Horizonte im Marganei

**Marganei: Y-Horizonte**  
max. 41 cases written

--- SPEARMAN CORRELATION COEFFICIENTS ---

pH (CaCl <sub>2</sub> )	<b>-,6358**</b>	<b>,8340**</b>											
org. Sub.		<b>-,6130**</b>	<b>-,6040**</b>										
CaCO <sub>3</sub>	<b>-,8260**</b>	<b>,6898**</b>	<b>,8053**</b>										
Cr	<b>,8071**</b>	<b>-,6815**</b>	<b>-,8193**</b>	,5089*	<b>-,8833**</b>								
Fe				-,4989*		-,3514*							
Ni	<b>,6382**</b>		<b>-,6637**</b>		<b>-,7375**</b>								
Cu	-,5516*						<b>,4260**</b>						
Zn							<b>-,6186**</b>	<b>,4751**</b>	<b>,6433**</b>				
Cd	-,6088*	<b>,6586</b>	<b>,6767**</b>		<b>,8525**</b>	<b>-,8339**</b>	<b>,3223*</b>	<b>,4310**</b>			<b>,7877**</b>		
Hg											<b>,8182**</b>	<b>,8042**</b>	
Pb	<b>-,7382**</b>			,5218*	<b>-,5731**</b>	<b>,6460**</b>	<b>-,5632**</b>	<b>,5328**</b>		<b>,4138**</b>	<b>,5993**</b>	<b>,6602**</b>	<b>,6364**</b>
T+fU	pH (H <sub>2</sub> O)	pH (CaCl <sub>2</sub> )	org. Sub.	CaCO <sub>3</sub>	Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg		

\* - Signif. LE ,05      \*\* - Signif. LE ,01      (2-tailed)

**Marganei: M-Horizonte**  
max. 28 cases written

--- SPEARMAN CORRELATION COEFFICIENTS ---

pH (H <sub>2</sub> O)													
pH (CaCl <sub>2</sub> )	<b>,9592**</b>												
Cr	<b>-,6065**</b>	<b>-,6408**</b>											
Fe													
Ni				<b>,7662**</b>									
Cu				,4248*	<b>-,7350**</b>	,4513*	-,4095*						
Zn				,4971**	<b>-,7080**</b>	<b>,5052**</b>	-,3999*	<b>,8727**</b>					
Cd									<b>,9036**</b>				
Hg		,5212*	<b>,6030**</b>	<b>-,8077**</b>			<b>-,6377**</b>	<b>,7198**</b>	<b>,8896**</b>	,6078*			
Pb			,4067*	<b>-,6752**</b>	<b>,5835**</b>		-,4138*	<b>,8296**</b>	<b>,9124**</b>	,6078*	<b>,8039**</b>		
T+fU	pH (H <sub>2</sub> O)	pH (CaCl <sub>2</sub> )	Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg				

\* - Signif. LE ,05      \*\* - Signif. LE ,01      (2-tailed)

**Marganei: B-Horizonte**  
max. 25 cases written

--- SPEARMAN CORRELATION COEFFICIENTS ---

pH (H <sub>2</sub> O)	,7256*												
pH (CaCl <sub>2</sub> )		<b>,9785**</b>											
org. Sub.	-,6626*												
CaCO <sub>3</sub>		,6585*											
Cr	-,7134*												
Fe	,7052*												
Ni					,5021*								
Cu					<b>,6538**</b>	<b>,5125**</b>							
Zn		<b>,6815**</b>	<b>,6704**</b>	,6991*	<b>,6346**</b>		,4454*						
Cd	,6322*	<b>,7907**</b>	<b>,7787**</b>	<b>,8389**</b>	,5010*			<b>,8330**</b>					
Hg		<b>,5788**</b>	<b>,5807**</b>		,4365*			<b>,6171**</b>	,4596*				
Pb	,6322*	<b>,7649**</b>	<b>,7478**</b>		<b>,5462**</b>			<b>,7708**</b>	<b>,6759**</b>	<b>,8594**</b>			
T+fU	pH (H <sub>2</sub> O)	pH (CaCl <sub>2</sub> )	CaCO <sub>3</sub>	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg				

\* - Signif. LE ,05      \*\* - Signif. LE ,01      (2-tailed)

**Marganei: C-Horizonte**  
max. 15 cases written

--- SPEARMAN CORRELATION COEFFICIENTS ---

pH (H <sub>2</sub> O)													
pH (CaCl <sub>2</sub> )	<b>,9728**</b>												
CaCO <sub>3</sub>	<b>,9000**</b>	,9000*											
Fe													
Ni				,5682*	,5538*	<b>,7040**</b>							
Cu						<b>,6711**</b>							
Zn	<b>,8286**</b>	<b>,8294**</b>				<b>,6490**</b>							
Cd	<b>,6993**</b>	<b>,7239**</b>											
Hg													
Pb	,5872*	,5971*											
	pH (H <sub>2</sub> O)	pH (CaCl <sub>2</sub> )	org. Sub.	Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd				

\* - Signif. LE ,05      \*\* - Signif. LE ,01      (2-tailed)      (2-tailed)

In den **B-Horizonten** korreliert positiv auf dem 95%-Niveau Eisen, Cadmium und Blei mit der Summe der Ton- und Feinschlufffraktion. Daneben korrelieren positiv auf dem 99%-Niveau die pH-Werte mit Zink, Cadmium, Quecksilber und Blei, die Karbonatgehalte mit Cadmium sowie einige Elemente untereinander. Allerdings reduziert sich auch im Bergbauggebiet mit zunehmender Profiltiefe die Häufigkeit signifikanter Korrelationen bei den Schwermetallen. Lediglich Kupfer und Zink mit Eisen sowie Zink mit Cadmium und Blei korrelieren positiv auf dem 99%-Niveau in allen Horizonten. Die gegenüber den A-Horizonten niedrigere Zahl signifikanter Korrelationen in den B-Horizonten hängt u.a. auch damit zusammen, daß in vielen Fällen die Einträge kontaminierter Substrate in den Oberböden dominieren.

Bei einem **Vergleich** dieser Ergebnisse mit Untersuchungen aus **anderen Bergbaugebieten** wird zweierlei deutlich. Zum einen zeigt sich, daß sehr unterschiedliche Korrelationen zwischen den einzelnen Schwermetallgehalten und Bodenparametern beschrieben werden, die durch die jeweilige lokale Situation beeinflusst sind. Im großen und ganzen stellen sich jedoch ähnliche Abhängigkeiten heraus, wie sie oben geschildert wurden.

Zum anderen wird ersichtlich, daß im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa Konzentrationshöhen einzelner Elemente in den Böden existieren, die - mit Ausnahme der Schwermetallgehalte in den Haldensubstraten des Mansfelder Kupferschieferbergbaus (SCHMITT, G., 1997) - an anderen Stellen nur in seltenen Fällen erreicht werden.

So gibt beispielsweise BURGER, D. (1989) an, daß es durch den Bleiabbau bei Mechernich in den entfernter liegenden Auensedimenten der Erft lediglich zu einer Erhöhung des geogenen Bleigehaltes um ca. 20 bis 30 mg/kg TG gekommen war (bei Maximalgehalten um 100 mg/kg TG). Dies sind in Böden die gleichen Konzentrationshöhen, die HEMPHILL, D.D. et al. (1983) für die weitere Umgebung einer Bleimine in Missouri angeben. Im Gegensatz zu diesen fanden BOLTER, E. et al. (1975) in der näheren Umgebung der Bleimineralien im „New Lead Belt“ im Südosten Missouris in den oberen 25 cm der Böden Bleikonzentrationen von 3.200 mg/kg TG. Diese Gehalte stiegen in den organischen Auflage-schichten bis auf 130.000 mg/kg TG. Die gleichen Autoren geben Zinkgehalte von 150 mg/kg TG (Boden) bzw. 1.850 mg/kg TG (Auflagen) und Kupfergehalte von 100 mg/kg TG (Boden) bzw. 2.200 mg/kg TG (Auflagen) an. Damit werden hier an wenigen Stellen Konzentrationen in den Böden gemessen, die in etwa dem geom. Mittel aller Bodenproben im Marganei entsprechen (geom. Mittel Marganei: Blei: 2.300 mg/kg TG, Kupfer: 133 mg/kg TG), bzw. beim Zink deutlich unter diesem liegen (geom. Mittel im Marganei: 3.750 mg/kg TG).

Auch die Schwermetallkonzentrationen in den Böden eines ehemaligen Bergbaugebietes bei Wiesloch (REHRAUER, M., 1991) und die Blei- und Zinkkonzentrationen, die von DAVIES, B.E. (1983) in Böden und Flußsedimenten aus einem Grubengebiet im Westen von Wales (Cerdigion) ermittelt wurden, liegen wesentlich niedriger als im Marganei. Dies gilt auch für die Cadmiumgehalte, die in Wales bis auf 2,1 mg/kg TG anstiegen und bei Wiesloch einen Median von 2,3 mg/kg TG (gegenüber 17,3 mg/kg TG im Marganei) erreichten.

Näher an den Werten des sardischen Bergbaugebietes, jedoch ebenfalls noch unter diesen, liegen die Schwermetallgehalte zahlreicher Elemente in Böden im ehemaligen Bergbaurevier Mechernich (SCHALICH, J. et al., 1986; WICHTMANN, H., 1986), nahe einer Kupferhütte in Brixlegg/Tirol (RISS, A. et al., 1990) oder in landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Oberböden in einem ehemaligen Erzabbaugebiet (Stolberg) in Nordrhein-Westfalen (KÖNIG, W., 1986a, 1986b, 1986c; KÖNIG, W. u. KRÄMER, F., 1985). So fanden beispielsweise bei Stolberg EWERS, U. et al. (1993) in Kleingartenböden bei Cadmium ein Mittelwert von 13 mg/kg TG, bei Blei von 1.277 mg/kg TG, bei Zink von 2.425 mg/kg TG und bei Kupfer von 111 mg/kg TG. Lediglich die Chromgehalte (Mittel in Stolberg 31 mg/kg TG gegenüber 13 mg/kg TG im Marganei) sind hier höher als in Sardinien. Nickel mit 28 mg/kg TG und Quecksilber mit 1 mg/kg TG entsprechen sich in beiden Bergbaugebieten.

Auch die Konzentration von Pb, Zn, Cd, Hg und Cu in den Böden der Lagerstättengebiete Maubach und Bleialf (KULMS, M., 1979) oder von Cu, Zn und Pb in den Böden im ehemaligen Blei-Zink-Revier Bad Ems/Holzappel (LENZ, W., 1986) erreichen nicht die Konzentrationshöhen der entsprechenden Schwermetalle im Marganei. Gleiches gilt auch für die Cadmiumgehalte im Bereich des Jinzu Einzugsgebietes durch die Kamioka Mine (MORISHITA, T., 1981a), der Cadmium-, Zink- Blei- und Kupfergehalte im Ichi- und Maruyama Einzugsgebiet durch die Ikuno Mine (ASAMI, T., 1981a), der Kupfergehalte im Watarase Einzugsgebiet durch die Ashio Mine (MORISHITA, T., 1981b) oder der Cadmium-,

Kupfer-, Blei- und Zinkgehalte im Yoneshiro Einzugsgebiet (HOMMA, S., 1981) durch den Erzbergbau dieser Region.

Vor allem diese Vergleiche mit den japanischen Verhältnissen zeigen, daß in dem sardischen Untersuchungsgebiet die Schwermetallkonzentrationen häufig an der Belastungsobergrenze liegen. Dies sollte u.a. die Sarden veranlassen, über die potentielle Gefahr nachzudenken, die dabei von speziellen Schwermetallbelastungen ausgehen kann. So kam es beispielsweise im Jinzu Einzugsgebiet wegen der direkten Eintrittswege von Cadmium in die beiden Hauptnahrungsmittel (Reis und Fisch) zu gravierenden gesundheitlichen Schäden (Itai-itai-Krankheit) in der Bevölkerung der dortigen Region.

Das **Arbeitsgebiet von Portoscuso** wurde, wie dargestellt, in starkem Maße durch die junge Industrialisierung dieses Raumes verändert. Da die Industrialisierung weitgehend unabhängig von Umweltauflagen erfolgte, zeigen sich vielfältige Belastungsaspekte in der näheren und weiteren Umgebung der eigentlichen Industriezone. Bezogen auf die „Ist-Belastung“ der Böden bedeutet dies zum einen, daß die natürlichen Bodengesellschaften der Umgebung (neben den Rigosolen der Weinberge) durch zahlreiche anthropogen veränderte Standorte modifiziert werden. Dabei handelt es sich vor allem um umgelagerte Böden, Reduktosole auf Schlammkippen und großflächige Sedimentationsbereiche der Rotschlämme aus der Aluminiumproduktion.

Zum anderen zeigt sich der industrielle Einfluß in den Schwermetallgehalten der Böden. Dies betrifft vor allem die Zink-, Cadmium- und Bleigehalte, die deutlich über den Durchschnittsgehalten der entsprechenden Gesteine liegen. Diese Elemente erreichen aber bei weitem nicht die Konzentrationshöhen des Bergbaugbietes.

Bei den **räumlichen Verteilungsbildern** der Elemente schälen sich drei Bereiche mit erhöhten Konzentrationen heraus, die alle im Zusammenhang mit industriellen Emissionen gesehen werden müssen. Neben den Konzentrationsspitzen (fast aller Elemente) im Ablagerungsgebiet der Rotschlämme an der Küste ist dies eine Anreicherungszone, die 4 - 5 km südöstlich der Hauptemittenten liegt. Dort finden sich sprunghafte substratunabhängige Anstiege der Gehalte von Chrom, Nickel, Kupfer und in geringerem Umfang von Zink und Cadmium. Von dieser Zone aus sinken die Konzentrationen mit zunehmender Entfernung vom Emissionsgebiet schrittweise ab, bis sie sich im Bereich der geogenen Grundlast einpendeln.

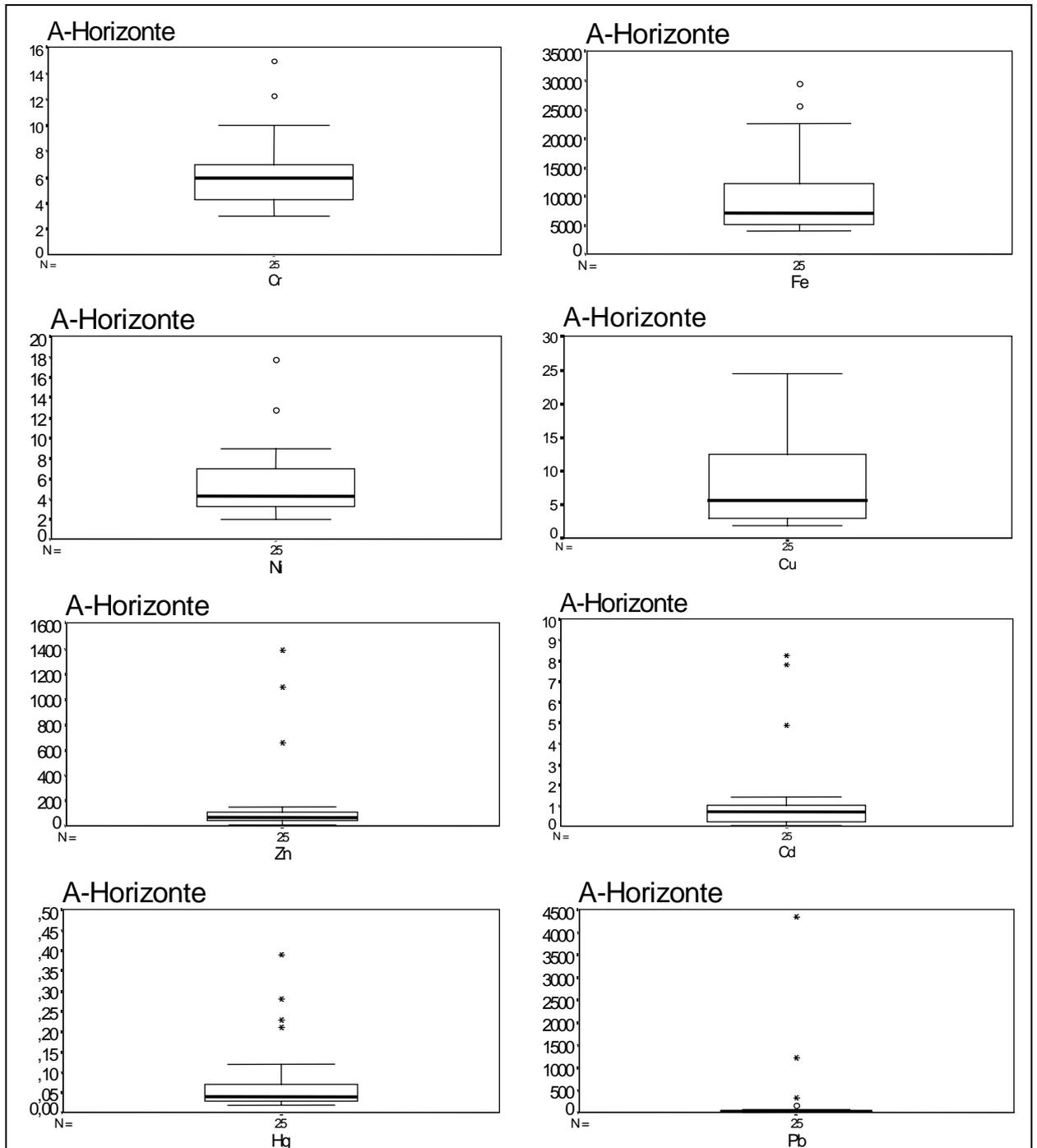
Als drittes Gebiet schält sich eine Zone nordöstlich von Portoscuso heraus (s. Kap. 6.3.1.1), in der es zu einem verstärkten Eintrag belasteter Stäube und zu Ablagerungen von Produktionsrückständen kam, so daß auch hier die Konzentrationen (vor allem von Zn und Cd) Spitzenwerte erreichen. Eine zusätzliche Modifikation zeigen bei den Böden die Bleikonzentrationen. Bei diesen liegt die südöstliche „Anreicherungszone“ wesentlich näher am Emissionszentrum. Letzteres wird mit der - gegenüber den anderen Industriebetrieben - geringeren Schornsteinhöhe des potentiellen Hauptemittenten für dieses Element (Blei-Zinkschmelze) in Verbindung gebracht.

Neben den genannten räumlichen Differenzierungen lassen die Kupferkonzentrationen darüber hinaus noch eine Prägung durch den Weinbau erkennen. Daher sind deren Gehalte auf den Rigosolen merkbar höher als in der gleich strukturierten Umgebung.

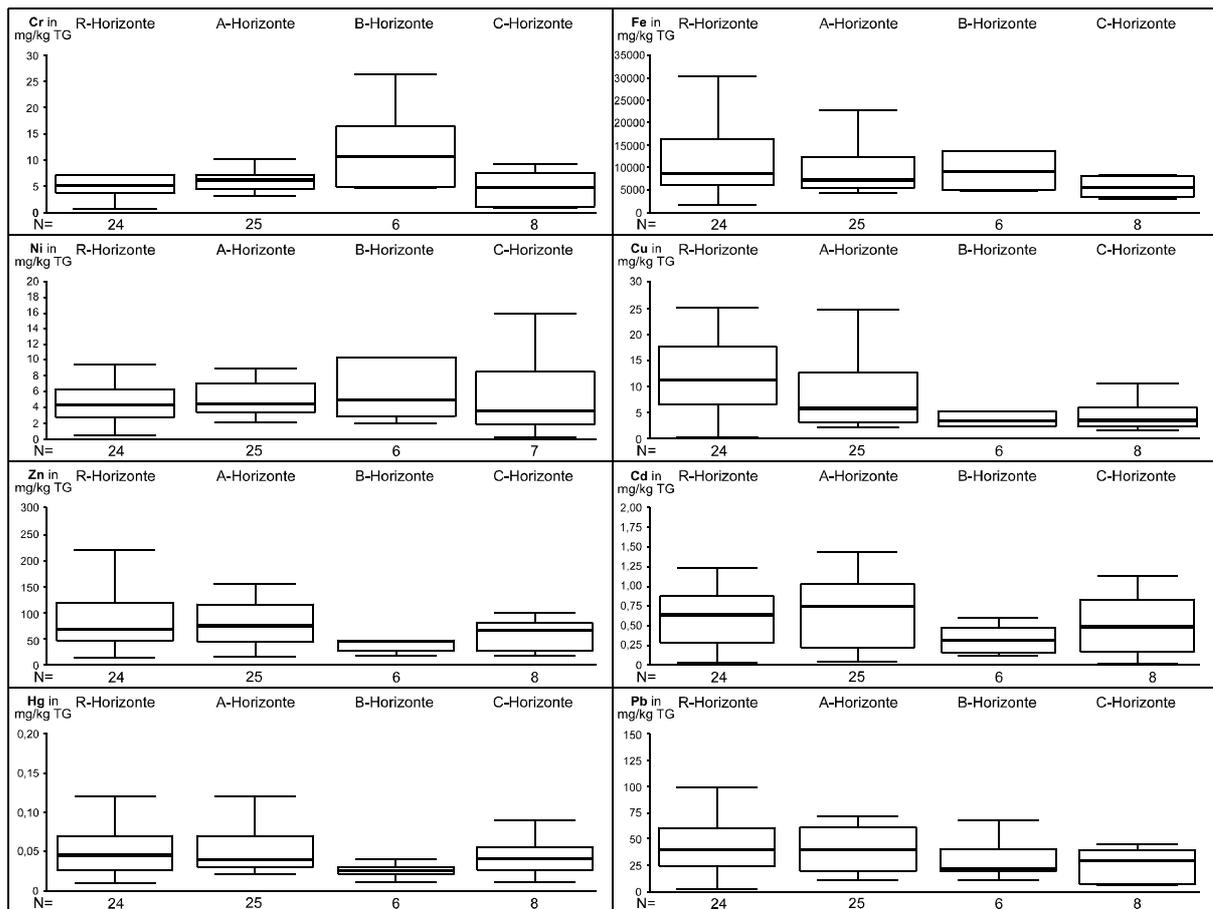
Die **Schwermetallverteilung in den Tiefenprofilen** einzelner Böden (Abb. 6.3.1.2/1) belegt, daß neben Immissionseinträgen und sedimentär bedingten Unterschieden vor allem auch Verlagerungsvorgänge für die Konzentrationshöhen in den einzelnen Horizonten verantwortlich sind. Diese Zusammenhänge wurden im Kap. 6.3.1.2 dargestellt.

Auch in diesem Arbeitsgebiet zeigt sich an den Boxplots für die A-Horizonte (Abb. 7.1/6) die Dominanz asymmetrischer Verteilungen bei i.d.R. hoher Variabilität der Werte und dem Vorhandensein zahlreicher Ausreißer und Extrema. Bei der Betrachtung der horizontbezogenen Häufigkeitsverteilung der Schwermetall-Gesamtgehalte (Abb. 7.1/7) fällt auf, daß zum einen den R- und A-Horizonten relativ ähnliche Strukturen zukommen und zum anderen die B-Horizonte von Cu, Zn, Cd, Hg und Pb über weitaus engere Boxen und geringere Spannweiten der Werte verfügen als die entsprechenden C-Horizonte. Dies macht vor allem klar, daß es bei diesen Elementen zu keiner Anreicherung in den B-Horizonten gekommen ist. Lediglich bei Cr, Fe und Ni besitzen diese höhere Werte und Wertespans als

die C-Horizonte. Insgesamt lassen sich auch hier aus den Boxplots kaum Hinweise auf die Pedogenese gewinnen. Jedoch belegen die höheren Mediane und Einzelwerte der A- und R-Horizonte das Vorhandensein anthropogener Einträge.



**Abb. 7.1/6:** Häufigkeitsverteilung der Schwermetall-Gesamtgehalte der A-Horizonte im Arbeitsgebiet von Portosuso.



**Abb. 7.1/7:** Horizontbezogene Häufigkeitsverteilung der Schwermetall-Gesamtgehalte im Arbeitsgebiet von Portoscuso

Während sich bis auf die pH-Werte die anderen Bodenparameter in Portoscuso (Tab. 7.1/9, im Anhang) weitgehend mit denen von Pixinamanna vergleichen lassen, ergeben sich aus den **Spearman Korrelationen** (Tab. 7.1/10) in vielen Fällen andere Abhängigkeiten. So finden sich bei den pH-Werten der **A-Horizonte** positive Querbeziehungen zu den Karbonatgehalten und negative zu Zink, Cadmium, Quecksilber und Blei. Letzteres steht nicht nur im Gegensatz zur Art der Abhängigkeit zwischen pH-Werten und Schwermetallgehalten in Pixinamanna, sondern auch zu der im Marganei. Dort existieren ausschließlich positive Korrelationen auf dem 99%-Niveau. In Portoscuso hingegen machen die Korrelationen deutlich, daß mit sinkenden pH-Werten die entsprechenden Elementanteile in den Oberböden steigen. Dies paßt gut in den bereits im Kapitel 6.3.1.1 diskutierten Rahmen der Mobilitätsunterschiede zwischen Schwermetallaltlasten oder -altablagerungen (z.B. aus dem Bergbau) und jungen industriellen Immissionen. Letztere scheinen eine bessere Mobilität zu besitzen, da sie bisher noch kaum durch pedogenetische Prozesse festgelegt werden konnten (u.a. durch Einbau in Kristallgitter oder Okklusionen) und somit auch bei geringeren  $H^+$ -Ionenkonzentrationserhöhungen eine deutlich aziditätsgesteuerte Löslichkeitszunahme zeigen.

Wie bereits in Pixinamanna korreliert auch in Portoscuso (meist auf dem 99%-Niveau) die organische Substanz positiv mit den meisten Schwermetallen, was mit den gleichen Ursachen wie dort in Zusammenhang gebracht werden kann.

Bei den Schwermetallen fällt auf, daß Eisen mit keinem, Kupfer nur mit Chrom und Nickel mit allen Elementen außer Eisen (meist) auf dem 99%-Niveau positiv korreliert. Die Interkorrelationen zwischen Zink, Cadmium, Quecksilber und Blei entsprechen denen der beiden anderen Untersuchungsgebiete.



**Zusammenfassend** läßt sich feststellen, daß:

- sich die Elementgehalte der Bodenmischproben im **Forstschutzgebiet von Pixinamanna** mit wenigen Ausnahmen (Schuttdeckenregion, Vorland) im Bereich der geogenen Grundlast bewegen. Hingegen finden sich im **Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa** (durch die Akkumulation von kontaminiertem Haldenmaterial des Bergbaus) Schwermetallkonzentrationen bis in den Prozentbereich. Dabei orientieren sich die räumlichen Verteilungsmuster der Elementkonzentrationen eng an dem Bergbau, an dessen Hinterlassenschaften und z.T. auch an der geologischen Differenzierung des Arbeitsgebietes. In diesem Raum muß - vor allem auch wegen der Belastungshöhe der „Problemelemente“ Cadmium, Quecksilber und Blei - von einer potentiellen Gefährdung pflanzlicher und tierischer Organismen und des Menschen ausgegangen werden.  
Das **Arbeitsgebiet von Portoscuso** besitzt Belastungsaspekte, die in starkem Maße von der jungen Industrialisierung dieses Raumes beeinflusst sind. Dennoch erreichen hier - mit Ausnahme aktueller Ablagerungsgebiete - die Elemente (bisher) nur unspektakuläre Konzentrationshöhen. Diese liegen in vielen Fällen nur geringfügig über den Grundgehalten der entsprechenden Gesteine und Sedimente. Allerdings steigen in den Akkumulationszonen die Gehalte einzelner Elemente beträchtlich an, ohne jedoch die Konzentrationshöhen des Bergbaugesbietes zu erreichen. Entsprechend dem unterschiedlichen Verhalten von Elementen beim äolischen Transport verschieben sich die Zentren einzelner Belastungsgebiete. So liegen beispielsweise die Konzentrationsspitzen von Blei (in der Zone nordöstlich von Portoscuso) näher an den Emittenten als die der anderen Schwermetalle.
- pedogenetische Prozesse als Einflußfaktoren der Schwermetallverteilung in Tiefenprofilen in allen Untersuchungsgebieten nicht zuletzt wegen der jungen und meist erosiv beeinflussten Böden eine untergeordnete Rolle spielen.
- dennoch einzelne Elementverteilungen in Tiefenprofilen Hinweise auf die Morphogenese des Raumes und die Verlagerungsdynamik von Einträgen über den Luftpfad gestatten.
- die **Häufigkeitsverteilung** der Elemente (mit Ausnahme von Eisen) in den drei Untersuchungsregionen einerseits ebenfalls auf die geringe Bedeutung der Pedogenese bei den Tiefenverteilungskurven hinweist, andererseits aber auch - trotz der meist großen Streubreite der Metalle in den A-Horizonten - den Einfluß der Horizonttiefe auf die Ausgestaltung der Boxplots zeigt.
- die **Mittelwerte der Bodenparameter** identischer Horizontbereiche belegen, daß in der Forstschutzregion - nicht zuletzt wegen des granitischen Untergrundes und dessen Verwitterungssubstrate - die günstigsten Mobilisierungstendenzen für Schwermetalle bei gleichzeitig dem geringsten Verschmutzungswiderstand existieren. So finden sich hier die geringsten Ton- und Feinschluffgehalte aller drei Untersuchungsgebiete bei den gleichzeitig niedrigsten pH-Werten. Lediglich die mittleren Gehalte an organischer Substanz liegen bei Portovesme noch unter denen von Pixinamanna (Tab. 7.1/12, im Anhang).
- die **Korrelationsberechnungen** deutlich machen, daß in den einzelnen Arbeitsgebieten unterschiedliche Abhängigkeiten zwischen Bodenparametern und Schwermetallgehalten existieren.
- im Forstschutzgebiet die Gesamtgehalte von Kupfer, Zink, Cadmium und Blei um so höher sind, je niedriger die **Ton- und Feinschluffgehalte** werden. Dies steht in krassem Gegensatz zu den in der Literatur postulierten positiven Korrelationen zwischen den Schwermetallgehalten und diesen sorptionsstarken Korngrößenklassen. In **Pixinamanna** und in **Portoscuso**, wo keinerlei positive Korrelationen festgestellt werden konnten, wird dies auf die insgesamt sehr niedrigen Ton- und Feinschluffgehalte der Böden zurückgeführt. Diese reichen scheinbar nicht aus, um den Schwermetallhaushalt entscheidend zu beeinflussen.  
Auch in der **Bergbauregion** korrelieren die Ton- und Schlufffraktionen (mit Ausnahme von Cr und Ni) trotz wesentlich höherer Anteile nicht mit den Schwermetallgehalten. In dieser Region scheint dies damit zusammenzuhängen, daß zum einen die hohen Elementeinträge und die starken räumlichen Konzentrationsunterschiede mögliche Zusammenhänge überdecken. Zum anderen sind starke positive Korrelationen zwischen den Feinsanden der Halden und Sedimentkörper mit den Schwermetallgehalten vorhanden. Die Sonderstellung von Cr und Ni wird mit den kleineren Ionenradien dieser Elemente in Zusammenhang gebracht, die eine leichtere Einlagerung dieser Elemente in die Zwischenschichten der Tonminerale ermöglichen als beispielsweise Pb und Cd.
- Korrelationen zwischen den **pH-Werten** und den Schwermetallgesamtgehalten in **Pixinamanna** bei einer horizontbezogenen Betrachtung nicht die zu erwartenden Querbezüge zeigen. Allerdings stehen die Tiefenverteilungen vor allem von Cadmium und Zink sowie die Korrelationen mit den Ammoniumnitratextrakten (s. dort) im Einklang mit Untersuchungen anderer Autoren.

Die Vielzahl positiver Korrelationen zwischen pH-Werten und Schwermetallen bestätigen jedoch im **Marganei** deren wechselseitige Abhängigkeiten. Dies gilt für alle Horizonte.

In **Portoscuso** finden sich bei den pH-Werten der A-Horizonte negative Querbeziehungen zu Zink, Cadmium, Quecksilber und Blei. Dies macht - im Gegensatz zur Bergbauregion - deutlich, daß möglicherweise junge industrielle Immissionen über eine bessere Mobilität verfügen als Bergbau-altlasten, da sie bisher noch kaum durch pedogenetische Prozesse festgelegt werden konnten und somit auch bei geringeren  $H^+$ -Ionenkonzentrationserhöhungen eine deutlich aziditätsgesteuerte Löslichkeitszunahme erkennen lassen.

- die hochsignifikante positive Korrelation zahlreicher Elemente zwischen der **organischen Substanz** und den Schwermetallgehalten der A-Horizonte auf die wesentliche Rolle dieser Stoffgruppen für die Schwermetallsorption in der naturnahen Region des **Forstschutzgebietes** und in der **Industriezone** aufmerksam macht.

Im Gegensatz dazu korreliert in der **Bergbauregion** die organische Substanz in keinem Falle positiv mit den Schwermetallgehalten, was vor allem auf die extrem hohen und sehr variablen Elementkonzentrationen zurückgeführt wird, die mögliche Zusammenhänge kaschieren.

- im Forstschutzgebiet und in der Bergbauregion die **Schwermetalle untereinander** hoch korrelieren und dadurch meist auf eine gemeinsame Herkunft aufmerksam machen. Lediglich im Industriegebiet von Portoscuso sind - entsprechend verschiedener Schwermetallquellen - die Interkorrelationen reduziert.

- sich bei einer **horizontbezogenen Betrachtung** der Querbeziehungen der einzelnen Parameter untereinander unterschiedliche Ergebnisse in den einzelnen Arbeitsgebieten zeigen.

- **Vergleiche** der Bodenschwermetallgehalte der sardischen Untersuchungsareale mit entsprechend strukturierten Flächen anderer Regionen Gemeinsamkeiten, aber auch Unterschiede deutlich machen. Letztere lassen sich i.d.R. auf die Verschiedenartigkeit gesteins- und verwitterungsbedingter Vorgaben und anthropogener Belastungen zurückführen. Insgesamt wird deutlich, daß in **Pixina-manna** die Konzentrationshöhen der einzelnen Elemente meist niedriger ist als in anderen industriefernen Zonen. Dies unterstreicht den weitgehend unbelasteten Status des südsardischen Untersuchungsgebietes, obwohl auch hier merkbare Einträge über den Luftpfad nachgewiesen werden können.

Hingegen zeigt es sich, daß im **Marganei** Konzentrationshöhen einzelner Elemente existieren, die anderswo kaum erreicht werden und häufig die Belastungsobergrenze markieren bzw. sogar überschreiten.

In der Industriezone von **Portoscuso** schließlich liegen die Konzentrationshöhen der einzelnen Elemente im weiteren Umfeld des Industriekomplexes mehr im unteren Konzentrationsbereich vergleichbarer Gebiete. Erhöhte Konzentrationen werden dagegen in drei Akkumulationszentren erreicht, die alle im Zusammenhang mit industriellen Emissionen stehen.

## 7.2 Aspekte des Eintrags, der Umverteilung und des Austrages

Eintrag und Umverteilung von Schwermetallen erfolgen in den einzelnen Arbeitsgebieten - neben der direkten Ablagerung von belasteten Stoffen durch den Menschen - vor allem auf dem Luftpfad. Dessen Wirksamkeit spiegelt sich in den Schwermetallgehalten der Pflanzenproben und vor allem in direkten Immissionen wider.

Umverteilung und Elementaustrag erfolgen über äolischen Export und fluvialen Transport. Letzterem kommt in den Mittelbreiten die wesentliche Rolle zu. Im südlichen Mediterranengebiet dominiert in der niederschlagsfreien Zeit wegen der torrentiellen Abflußgegebenheiten der meisten Fließgewässer der Windtransport, während in den Niederschlagszeiten der Austrag von gelösten, suspendierten und festen Bestandteilen hauptsächlich über die fließende Welle erfolgt (Kap. 6.1.2, 6.1.3, 6.2.2, 6.2.3, 6.2.5, 6.3.2, 6.3.3). Um wichtige Aspekte im Zusammenhang mit Eintrag, Umverteilung und Austrag hervorzuheben, wird daher im folgenden auf die Pflanzenproben (Kap. 7.2.1), die Immissionsproben (Kap. 7.2.2) und die Wasserproben (Kap. 7.2.3) gesondert eingegangen.

### 7.2.1 Pflanzenproben

In den Kapiteln 6.1.4, 6.2.6 und 6.3.4 wurden bereits die Schwermetallkonzentrationen der einzelnen Pflanzen in den drei Untersuchungsgebieten sowie deren jeweilige räumliche Verteilungsmuster dargestellt.

Die - mit Ausnahme von Pixinamanna (s. Kap. 4.1.2.3) - hohen abwasch- und eluierbaren Schwermetallanteile der Blätter machten dabei deutlich, daß der **Eintrag** in den Untersuchungsgebieten Marganei und Portoscuso hauptsächlich über den Luftpfad erfolgte und daß zwischen Nah- und Ferntransport unterschieden werden mußte. Dabei dominierte im Marganei an zahlreichen Standorten der Nahtransport gegenüber dem wesentlich stärker vertretenen Ferntransport im Untersuchungsgebiet von Portoscuso. Ein solcher ließ sich auch für die Forstschutzregion von Pixinamanna belegen. Nicht zuletzt diese Einflüsse wiesen auf Umverteilungen bodenbezogener Belastungen hin und bewirkten veränderte Belastungsstrukturen in der Vegetationsdecke.

Insgesamt zeigte es sich, daß *Inula viscosa* (mit wenigen Ausnahmen) in allen Gebieten über die höchsten **Elementgehalte** aller untersuchten Pflanzen verfügte. Bei dieser Pflanze wurden stellenweise Konzentrationshöhen erreicht, die als stark toxisch eingestuft werden müssen. Außerdem ließen sich ebenfalls in allen Arbeitsgebieten mit Hilfe von *Inula viscosa* **Areale unterschiedlicher Konzentrationshöhen** erkennen, darstellen und interpretieren. Diese waren meist prägnanter abgegrenzt als bei den übrigen Testpflanzen. In vielen Fällen stimmten dabei die Belastungsmuster von *Inula* mit denen der anderen Pflanzen überein.

Deutlich wurde bei *Inula*, wie auch bei den anderen Pflanzen, wegen den i.d.R. wesentlich geringeren Elementkonzentrationen in Pixinamanna, die Größenordnung der „Basisgehalte“ an weitgehend unbelasteten Standorten und somit die Aufnahmeleistungen im Bergbau- und Industriegebiet. Somit belegen insgesamt die Konzentrationserhöhungen das Maß der anthropogen induzierten Schwermetallanreicherung an (in) den Pflanzen. Im Forstschutzgebiet von Pixinamanna hat dies beispielsweise dazu geführt, daß sich Gebiete mit höheren Schwermetallgehalten lediglich an der Südostabdachung des Gebirgskörpers, am Forsthaus und in den obersten Einzugsgebietsteilen finden. Hier spielen niederschlagsstrukturabhängige Immissionsraten die Hauptrolle für die Konzentrationsunterschiede, während im Marganei von einer partikelgebundenen Umverteilung akkumulierter Sedimente über die bodennahe Luftschicht ausgegangen werden muß. Daher orientieren sich hier die Belastungsschwerpunkte vor allem an den Bodenschwermetallgehalten und somit an den Akkumulationszonen von Bergbaualllasten sowie an den geologischen Differenzierungen des Einzugsgebietes.

In Portoscuso schließlich, wo trotz wesentlich niedrigerer Bodengehalte die Elementkonzentrationen der Blätter häufig über denen des schwermetallbelasteten Bergbaugesbietes liegen (s. Tab. 7.2.1/1), zeigt sich indessen verstärkt der Einfluß industrieller Emissionen. Diese erreichen in der Nähe der Industriekomplexe ihre Maxima und verringern sich von da an mit zunehmender Entfernung kontinuierlich.

Die Tatsache der gegenüber dem Bergbaugesbiet höheren Pflanzengehalte in der Industriezone, trotz der weitaus niedrigeren Bodenkonzentrationen, deckt sich mit den Untersuchungen von KÖNIG, W. (1986a, 1986b, 1986c, 1989). Dieser stellte fest, daß in Erzabbaugebieten trotz hoher Bleigehalte im Boden die Bleigehalte im Grünlandaufwuchs niedrig bleiben. „Auf eine (in Bergbaugesbieten) relativ geringe Bleiaufnahme aus dem Boden deutet auch hin, daß in Immissionsgebieten die Bleigehalte des Grünlandaufwuchses im Verhältnis zur dort geringeren Bodenbelastung höher sind“ (KÖNIG, W., 1986a, S. 455).

**Tab. 7.2.1/1:** Vergleich der Mittelwerte von *Pistazia lentiscus*, *Arbutus unedo* und *Quercus ilex* in den drei Arbeitsgebieten zwischen Juli 1986 und März 1987

Mittlere Schwermetallgehalte der Pflanzen in mg/kg TG										
		<i>Pistazia lentiscus</i>			<i>Arbutus unedo</i>			<i>Quercus ilex</i>		
		07/86	11/86	03/87	07/86	11/86	03/87	07/86	11/86	03/87
Fe	Pixi	48	35	34	44	39	42	144	109	128
	Marg	146	97	131	101	82	73	374	257	261
	Porto	83	66	67	159	84	65			
Cu	Pixi	4,0	4,0	4,2	3,5	3,5	3,0	5,0	4,1	3,7
	Marg	5,4	4,0	3,7	3,7	3,4	3,1	7,9	5,1	4,4
	Porto	5,6	4,3	4,0	4,4	3,5	2,9			
Zn	Pixi	10	12	12	25	32	37	22	19	16
	Marg	54	39	42	117	93	93	155	91	67
	Porto	81	80	79	157	130	102			
Cd	Pixi	nn	nn	nn	0,13	0,15	0,12	nn	nn	nn
	Marg	0,23	0,09	0,17	0,90	0,74	0,74	0,50	0,17	0,09
	Porto	1,04	0,79	1,06	1,92	1,70	0,73			
Hg	Pixi	0,029	0,037	0,043	0,017	0,014	0,031	0,039	0,028	0,040
	Marg	0,075	0,060	0,097	0,042	0,025	0,032	0,144	0,043	0,048
	Porto	0,162	0,143	0,287	0,165	0,122	0,107			
Pb	Pixi	0,2	0,2	0,03	nn	nn	nn	1,8	0,9	1,8
	Marg	14,3	5,1	8,9	5,0	2,9	5,7	81,8	39,7	28,1
	Porto	20,8	15,4	29,3	37,4	29,5	24,1			

 Konzentrationsmaxima in der Industriezone

Neben diesen einzugsgebietspezifischen räumlichen Differenzierungen belegen die zu verschiedenen Zeitpunkten an jeweils der gleichen Stelle gewonnenen Elementgehalte auch **jahreszeitliche Konzentrationsunterschiede**. Diese sind bei verschiedenen Pflanzen uneinheitlich ausgeprägt (Tab. 7.2.1/1). Sie werden mit abweichenden Expositionszeiträumen, mit klimagesteuerten Veränderungen der Depositionen und der Aufnahmeraten durch pflanzeninterne Prozesse sowie vor allem auch mit standortökologischen Verschiedenartigkeiten einschließlich deren zeitlichen Variabilitäten in Zusammenhang gebracht. Allerdings scheinen letztere in der hochkontaminierten Bergbauregion eine geringere Rolle für die Schwermetallverteilung zu spielen, weil hier die generell höheren Elementgehalte der gewaschenen Blätter den wesentlich höheren Absolutmengen der pflanzenverfügbaren Elementanteile in den Gleichgewichtslösungen und somit gleichbleibend hohen Aufnahmeraten zugeordnet werden können.

Die Betrachtung einer auf die **Wuchshöhe** bezogene Belastungsbeurteilung ergab, daß die unterschiedliche Entnahmehöhe der Blätter eine geringere Rolle spielt als die **Blattbeschaffenheit**. So liegen bei Pflanzen mit vergleichbarer Blattbeschaffenheit aber unterschiedlicher Wuchshöhe (wie *Arbutus unedo* und *Pistazia lentiscus*) die Schwermetallgehalte auf einem weitgehend identischen Level. Dieser wird allerdings von einzelnen Elementen unter- oder überschritten, wobei element- und pflanzenspezifische Ursachen vorausgesetzt werden müssen. Lediglich die Elementkonzentrationen von *Quercus ilex* lassen vermuten, daß durch aufwärts gerichtete Luftbewegungen im Sommer die Adsorptionsraten an hoch wachsenden Blättern erhöht werden, so daß sich hier die Wuchshöhe als modifizierender Faktor der Schwermetallverteilung zu erkennen gibt. Allerdings begünstigt bei *Quercus ilex* auch die Blattbeschaffenheit (Haarfilz an der Blattunterseite) die trockene Deposition.

Mit Ausnahme von Kupfer, dem für die untersuchten mediterranen Pflanzen eine Sonderstellung eingeräumt werden mußte, zeigten die Pflanzenuntersuchungen, daß eine „Interpretation pflanzlicher Schwermetallgehalte als Indikatoren für Einzugsgebietsbelastungen im strengen Sinne jeweils nur für eine spezifische Pflanze gilt ... und ... bei unterschiedlichen Pflanzen durchaus verschiedenartige Ergebnisse, auch und insbesondere im Hinblick auf die Bedeutung einzelner Elemente, erzielt werden“ (HARRES, H.P., 1998, S. 208) können. Dies läßt sich auch aus einem jahreszeiten- und pflanzenbezogen Vergleich der drei Arbeitsgebiete untereinander entnehmen. Abbildung 7.2.1/1 stellt einen solchen für *Arbutus unedo*, *Pistazia lentiscus* und *Quercus ilex*<sup>77</sup> dar. Man sieht, daß - bis auf Kupfer - die Konzentrationen aller Elemente zu allen Untersuchungszeiträumen an den Kontrollstandorten in Pixinamanna deutlich niedriger sind als in den beiden anderen Gebieten. Bei Kupfer entsprechen sich

<sup>77</sup> Steineichen kamen leider an den Probenstellen im agrarisch und industriell geprägten Arbeitsgebiet von Portoscuso nicht vor, so daß diese nicht mit in die Betrachtung einbezogen werden konnten.

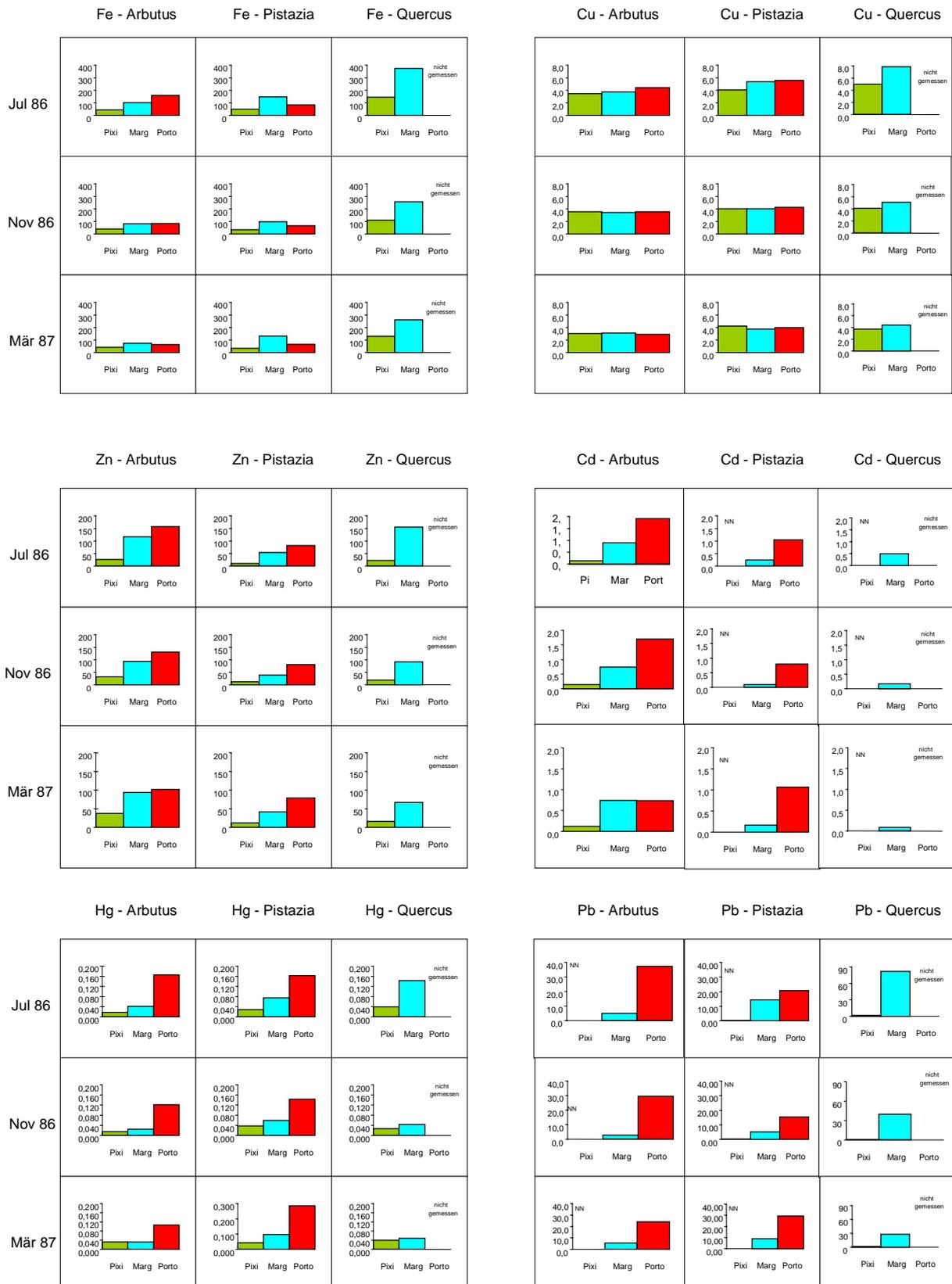


Abb. 7.2.1/1: Vergleich der Blattkonzentrationen ausgewählter Pflanzen in den drei Untersuchungsgebieten zu verschiedenen Entnahmezeitpunkten.

bei allen drei Pflanzen die Kupfergehalte zu den unterschiedlichen Entnahmezeiten weitgehend. Bei Eisen liegen die Gehalte im Marganei bei *Pistazia* zu allen Zeitpunkten und bei *Arbutus* im März 1987 im Marganei deutlich über denen der Industriezone. Dies gilt nicht für die anderen Elemente. Hier erreichen i.d.R. die Elementkonzentrationen der gewaschenen Blätter aus Portoscuso maximale Konzentrationshöhen. Entweder übersteigen diese die Konzentrationen aus dem Marganei um ein vielfaches (Cd - *Pistazia*, Hg und Pb - *Arbutus*) oder sie liegen nur geringfügig (Zn - *Arbutus*) über diesen.

Diese einzugsgebietspezifischen Verteilungsmuster lassen sich auch ebenso wie die **Häufigkeitsverteilungen** der einzelnen Elementkonzentrationen zu den verschiedenen Entnahmezeitpunkten aus den Boxplots für die einzelnen Pflanzen entnehmen. So zeigt Abbildung 7.2.1/2 für *Inula viscosa* die i.d.R. engen Wertebereiche der Blattgehalte in Pixnamanna im Gegensatz zu den großen Konzentrationsunterschieden und den asymmetrischen Verteilungen in den beiden anderen Arbeitsgebieten. In diesen liegen die Boxen und Mediane der Proben aus dem Marganei deutlich oberhalb derjenigen aus Portoscuso. Dies wird darauf zurückgeführt, daß bei dieser niedrig wachsenden Pflanze mit ihrem hervorragenden Adsorptionsvermögen im Bergbaugebiet eine partikelgebundene Anreicherung durch Nahtransport kontaminierter Sedimente dominiert. Die Konzentrationen der einzelnen Elemente erreichen dabei eine extreme Höhe.

*Inula viscosa*

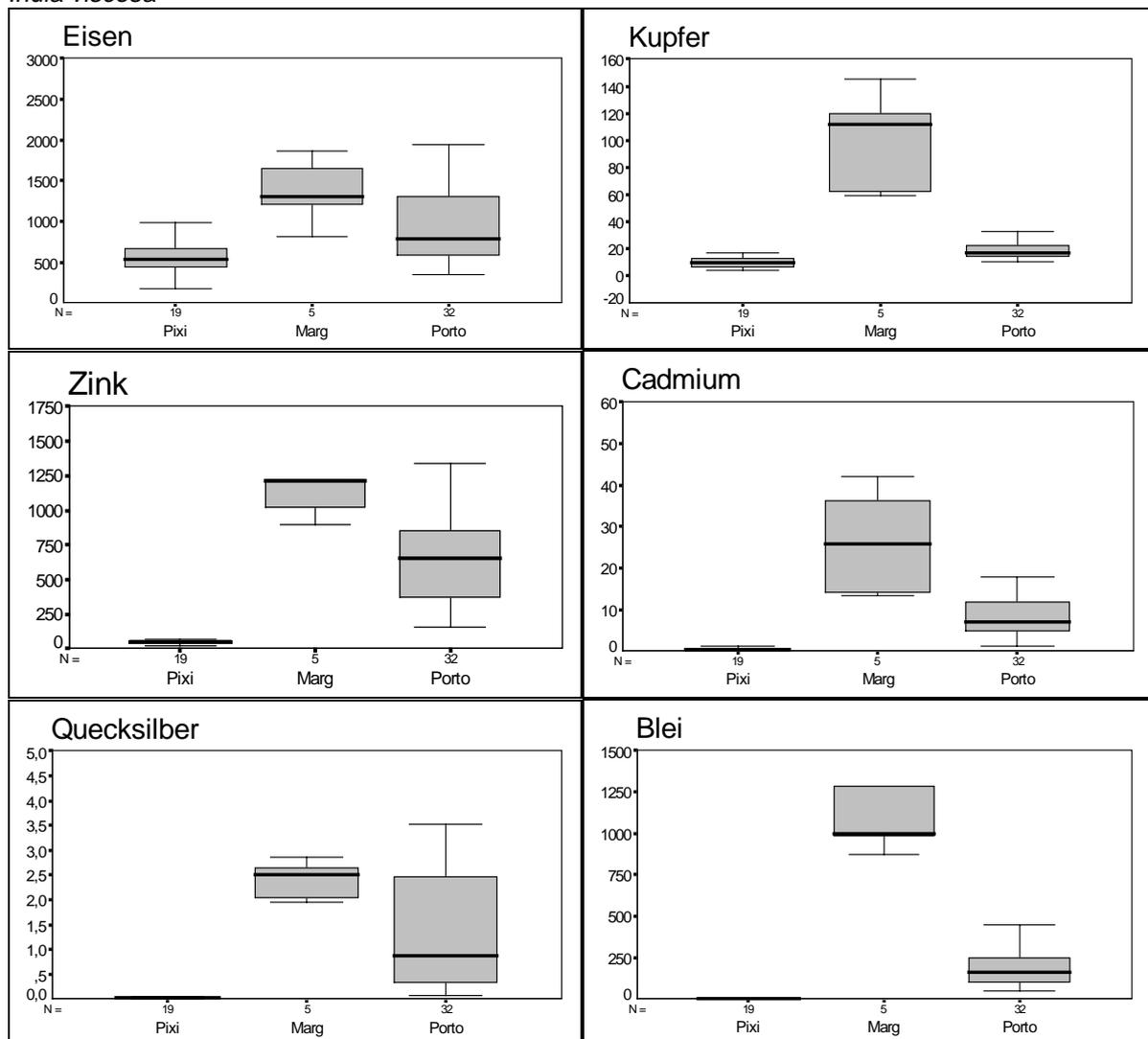
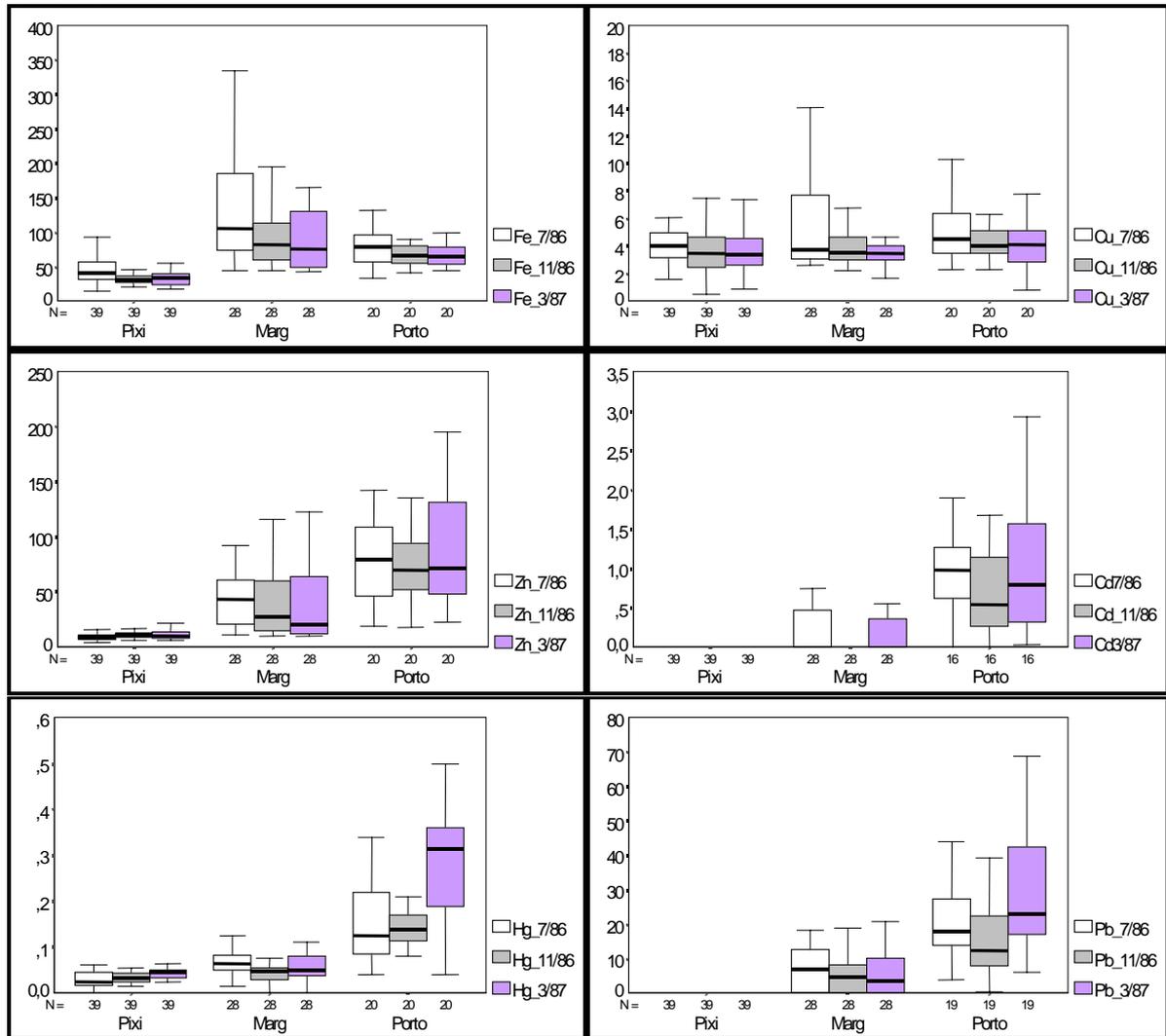


Abb. 7.2.1/2: Häufigkeitsverteilung der Schwermetallgehalte in den Blättern von *Inula viscosa* (07/1986).

Diese für *Inula viscosa* charakteristische Reihung, die exakt derjenigen der Böden entspricht, findet sich nicht mehr in den Verteilungsmustern der anderen Pflanzen. So zeigt ***Pistazia lentiscus*** (Abb. 7.2.1/3), daß in der Industriezone von Portoscuso - mit Ausnahme von Eisen und Kupfer - die übrigen Elemente über wesentlich größeren Variationsbreiten in den Blattkonzentrationen verfügen und insgesamt sowohl in den maximalen wie auch medialen Konzentrationen die des Bergbaugebietes übersteigen. Für diesen Sachverhalt können nicht ausschließlich die Bodenkonzentrationen verantwortlich gemacht werden, da diese in Portoscuso um Potenzen niedriger liegen als im Marganei. Diese Unterschiede lassen sich demzufolge nur mit Immissionen auf dem Luftweg und somit mit den hohen industriellen Emissionen dieser Zone erklären. Trotz der gegenüber *Inula viscosa* weitaus besseren Abwaschbarkeit der Blätter durch Niederschläge führen diese bei den in 80-100 cm über der Bodenoberfläche geernteten Blättern zu höheren Konzentrationen als im Bergbaugebiet. In diesem dominiert die Immissionsbelastung (bei hangparallelen Winden) in der Nähe der Bodenoberfläche. Somit macht sich hier die Entnahmehöhe als modifizierender Faktor der Blattkonzentrationen bemerkbar.

### *Pistazia lentiscus*



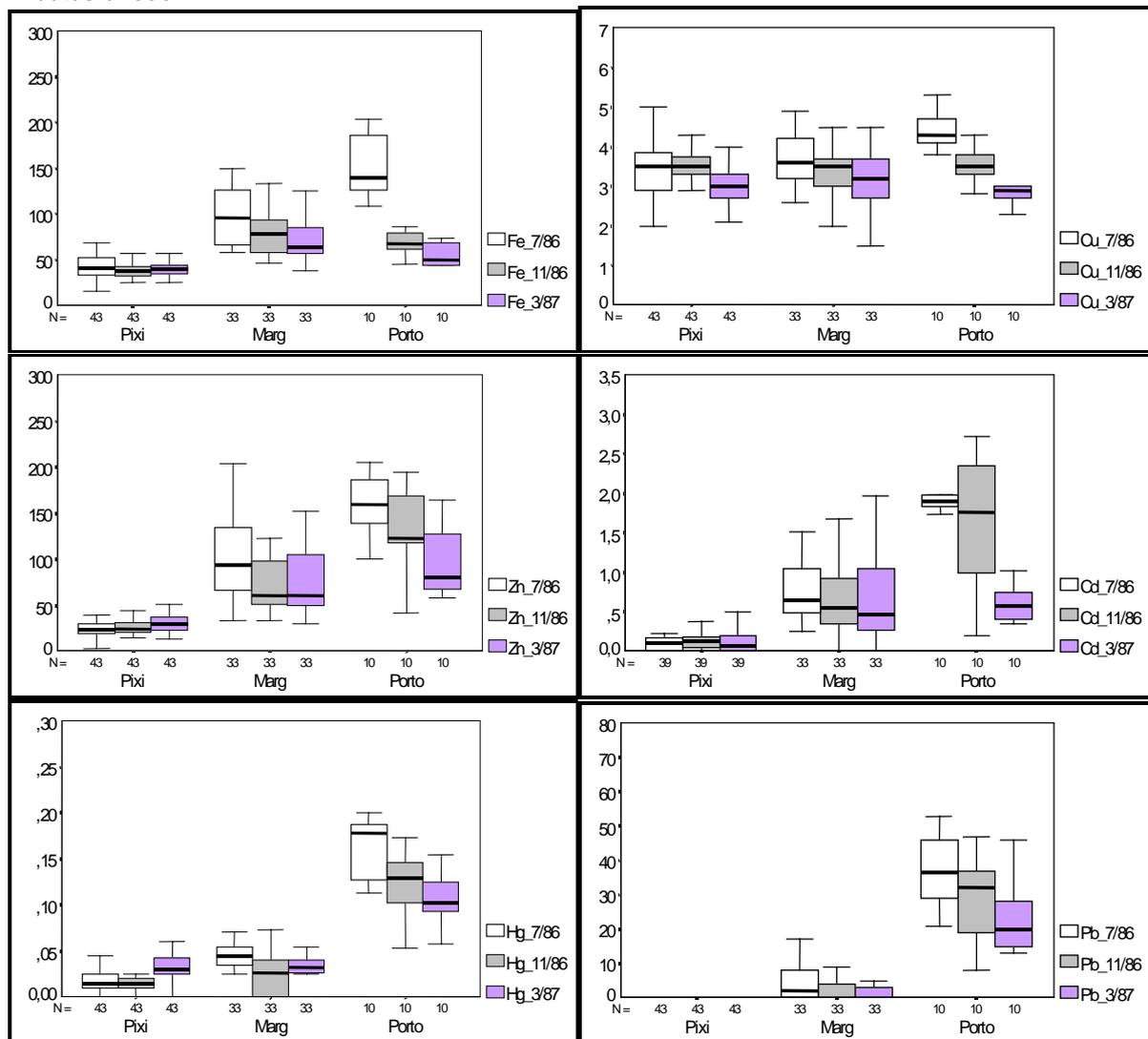
**Abb. 7.2.1/3:** Häufigkeitsverteilung der Schwermetallgehalte in den Blättern von *Pistazia lentiscus* (07/1986 bis 03/1987).

Abbildung 7.2.1/3 macht darüber hinaus die Sonderrolle von Kupfer deutlich, da in allen Untersuchungsgebieten und zu allen Zeiträumen die Mediane (und größtenteils auch die Boxen) weitgehend identisch sind. Beurteilt man die Boxplots elementbezogen im Hinblick auf deren zeitliche Unterschiede, so läßt sich für die einzelnen Arbeitsgebiete kein einheitliches Bild feststellen. Während in Pixinamanna zu allen Zeitpunkten die Boxen nahezu gleich sind, finden sich im Marganei im Juli 1986 häufig höher und breiter gestaffelte Boxen als zu den anderen Entnahmezeitpunkten. In Portoscuso

liegen hingegen bis auf Eisen, Kupfer und Cadmium die Mediane, 75%-Perzentile und oberen Maximalwerte der Boxen vom März 1987 am höchsten. Sie geben somit nur Tendenzen zeitlicher Variabilitäten an, können aber nicht als ein Beweis für solche herangezogen werden.

Ähnliche Aussagen, insbesondere in bezug auf Unterschiede zwischen den Arbeitsgebieten, ergeben sich auch aus den Häufigkeitsverteilungen von *Arbutus unedo*. So zeigt Abb. 7.2.1/4, daß diese ebenfalls in Portoscuso deutlich höher liegen als im Marganei, was auf die gleichen Ursachen wie bei *Pistazia lentiscus* zurückgeführt wird. Allerdings zeigt *Arbutus unedo* für das Marganei und für Portoscuso erstmals eine für alle Elemente fast durchgängige Abnahme der Mediane und Konzentrationsbereiche zwischen Juli 1986 und März 1987. Daher liegt es hier nahe anzunehmen, daß dies entweder auf die größere Erntehöhe der Blätter (Dominanz aufsteigender Luftbewegungen im Sommer) oder auf sich zeitlich ändernde Elementaufnahmen durch die Pflanze zurückzuführen ist. Da letzteres jedoch nicht in gleicher Weise für alle Elemente erfolgen kann, da diese in der Pflanze unterschiedliche Funktionen erfüllen und somit verschiedene Aufnahmebedingungen existieren, scheinen hier vorrangig höhenbezogenen Ursachen eine Rolle zu spielen. Diese Schlußfolgerung steht im Gegensatz zur bisherigen Aussagen, bei denen meist aufnahmebeeinflussende pflanzenphysiologische Gesichtspunkte angenommen wurden. Dieser Widerspruch macht deutlich, daß zur Klärung weitere Untersuchungen notwendig wären.

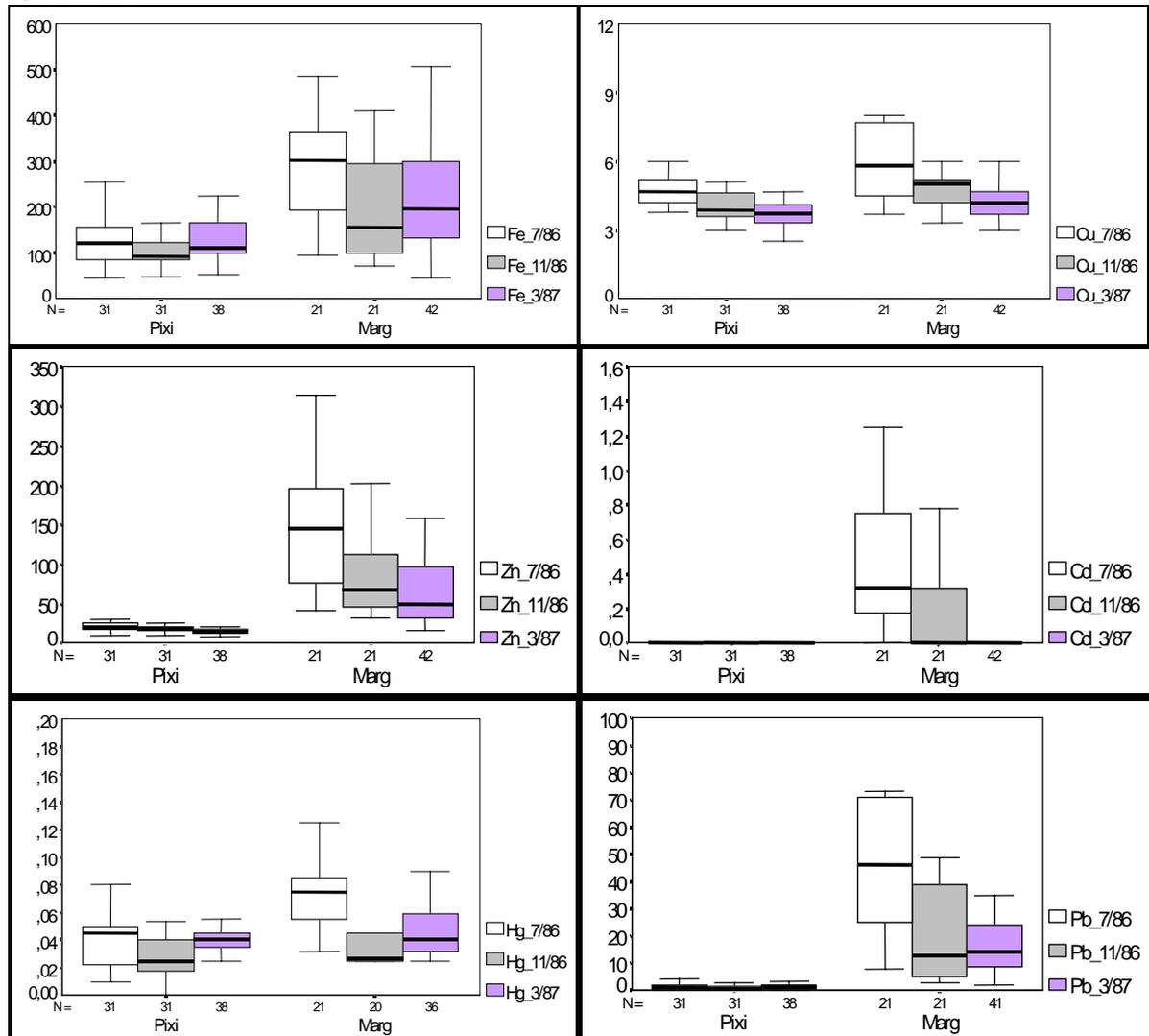
#### *Arbutus unedo*



**Abb. 7.2.1/4:** Häufigkeitsverteilung der Schwermetallgehalte in den Blättern von *Arbutus unedo* (07/1986 bis 03/1987).

Auch *Quercus ilex* (Abb. 7.2.1/5), die leider an den Probenstellen in Portoscuso nicht angetroffen wurde, zeigt eine ähnliche zeitliche Abfolge wie *Arbutus unedo*. Die Boxen von Pixnamanna markieren auch hier die Gehaltsschwankungen, die in unbelasteten Gebieten erwartet werden können.

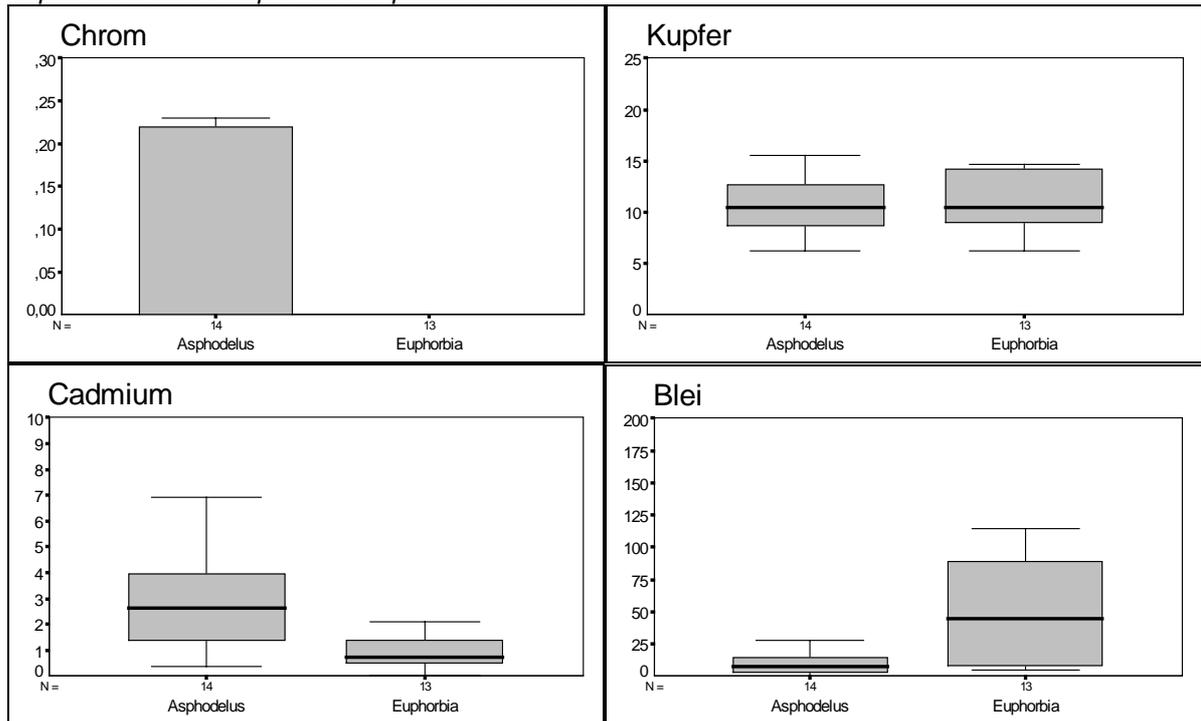
### *Quercus ilex*



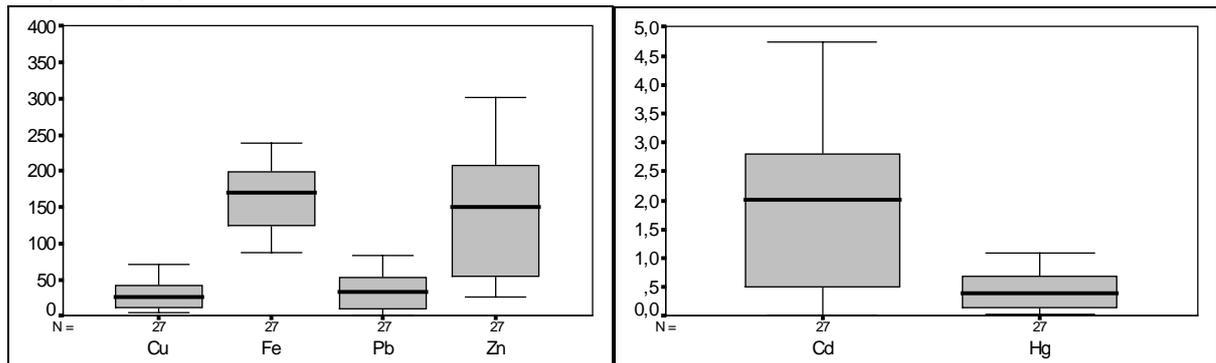
**Abb. 7.2.1/5:** Häufigkeitsverteilung der Schwermetallgehalte in den Blättern von *Quercus ilex* (07/1986 bis 03/1987).

Neben dieser vergleichenden Betrachtung belegen auch die in Abbildung 7.2.1/6 (nächste Seite) dargestellten Boxplots für *Asphodelus microcarpus* und *Euphorbia dendroides* (Marganei, 07/1986) sowie für *Vitis vinifera hort.* (Portoscuso, 07/1986) die von Element zu Element und von Pflanze zu Pflanze variierenden Häufigkeitsverteilungen.

*Asphodelus microcarpus* und *Euphorbia dendroides*



*Vitis vinifera* hort.



**Abb. 7.2.1/6:** Häufigkeitsverteilung der Schwermetallgehalte in den Blättern von *Asphodelus microcarpus*, *Euphorbia dendroides* (Marganei, 07/1986) und *Vitis vinifera* hort. (Portoscuso, 07/1986).

Wie die Häufigkeitsverteilungen zeigen auch die **Korrelationsberechnungen** der Boden- und Pflanzengehalte keine gleichbleibenden und eindeutig interpretierbaren Ergebnisse. Dies gilt auch für Proben, die bei der gleichen Pflanze zu unterschiedlichen Zeiträumen gewonnen wurden. Im einzelnen wurden die nachfolgend aufgeführten Abhängigkeiten festgestellt.

In der Forstschutzregion von **Pixnamanna** zeigt die Spearman Korrelation von *Inula viscosa* (Tab. 7.2.1/2), neben den bereits an anderer Stelle diskutierten Interkorrelationen einzelner Elementgehalte der Böden, nur schwache Zusammenhänge zwischen den Boden- und Pflanzenkonzentrationen. So finden sich negative Korrelationen auf dem 95%-Niveau zwischen den Eisengehalten der Böden und den Quecksilbergehalten der Blätter, den Kupfer- und Zinkgehalten (Böden) und den Eisengehalten (Blätter) sowie zwischen den Bleiegehalten (Böden) und den Kupfergehalten (Blätter). Eine kompetente Erklärung dieser Gegebenheiten ist wegen des Wissensdefizites über die Unterschiedlichkeit ökophysiologischer Vorgänge bei den einzelnen Pflanzen (vor allem auch im Hinblick auf Aufnahme- und Translokationsprozesse und biochemische Funktionen der einzelnen Elemente<sup>78</sup>) nicht möglich. Einfacher ist eine Interpretation der übrigen Korrelationen. So finden sich positive Korrelationen (95%-Ni-

<sup>78</sup> In diesem Falle helfen auch die allgemeinen Ausführungen zu diesem Themenkomplex, z.B. in MENGEL, K. (1979) oder MENGEL, K. u. KIRKBY, A. (1982) nicht weiter.

veau) zwischen den Blattgehalten von Zink, Quecksilber und Cadmium, was auf eine gleiche Quelle dieser Schwermetalle hindeutet. Bei Cadmium weist die ebenfalls vorhandene positive Korrelation zwischen den Boden- und Pflanzgehalten auf den Boden als einen der Eintrittspfade hin. Gleichzeitig belegt diese Korrelation die hohe Mobilität dieses Elementes.

**Tab. 7.2.1/2:** Nichtparametrische Korrelation (Spearman) von Schwermetallgehalten in Böden und Blättern von *Inula viscosa* in Pixinamanna

Pixinamanna: <i>Inula viscosa</i> 07/1986								
17 variables and max. 20 cases written.								
--- SPEARMAN CORRELATION COEFFICIENTS ---								
Cu_Bod	,6368**	-,4199*						
Zn_Bod	,5910**	-,3996*	,9055**					
Cd_Bod	,6981**		,7798**	,8917**				
Cd_7/86					,4743*	,4458*		
Hg_Bod	,6507**		,7243**	,8442**		,7761**		
Hg_7/86	-,4867*				,4504*			
Pb_Bod			,5713**	-,4544*	,5925**	,5831**	,5529**	
	Fe_Bod	Fe_7/86	Cu_Bod	Cu_7/86	Zn_Bod	Zn_7/86	Cd_Bod	Hg_Bod
* - Signif. LE ,05    ** - Signif. LE ,01    (1-tailed)								

Der Bezug zwischen den Cadmiumgehalten der Böden und der Pflanzen läßt sich allerdings trotz gleicher Standorte und Standortbedingungen in Pixinamanna weder für *Pistazia lentiscus*, *Arbutus unedo* noch für *Quercus ilex* belegen, da bei diesen Pflanzen die Blattkonzentrationen fast aller Proben unterhalb der Nachweisgrenze lagen. Darüber hinaus weichen jedoch auch die Korrelationen bei anderen Parametern von denen ab, die bei *Inula viscosa* festgestellt wurden. Daher zeigen die Korrelationskoeffizienten von *Pistazia lentiscus* für die verschiedenen Untersuchungszeiträume (Tab. 7.2.1/3) sowohl andere Abhängigkeiten zwischen Böden und Pflanzen als auch zwischen den Pflanzenproben untereinander. So sind hier zum einen schwache negative Korrelationen (95%-Niveau) zwischen Blei (Boden) und Eisen (Pflanze 03/1987 und 11/1987), zwischen Kupfer (Boden) und Kupfer (Pflanze 03/1987), zwischen Zink (Pflanze 03/1987) und Blei (Pflanze 03/1987), zwischen Eisen (Pflanze 03/1987) und Kupfer (Pflanze 07/1986) sowie zwischen Kupfer (Pflanze 07/1986) und Blei (Pflanze 03/1987) gegeben. Daraus läßt sich bei identischen Bodengesamtgehalten auf zeitlich variable Blattkonzentrationen schließen, was wiederum nur über sich zeitlich ändernde Aufnahme- oder Depositionsmengen erklärt werden kann.

**Tab. 7.2.1/3:** Nichtparametrische Korrelation (Spearman) von Schwermetallgehalten in Böden und Blättern von *Pistazia lentiscus* in Pixinamanna

Pixinamanna: <i>Pistazia lentiscus</i>											
26 variables and max. 56 cases written.											
--- SPEARMAN CORRELATION COEFFICIENTS ---											
Fe_3/87		,2827*	,4344**								
Cu_Bod	,4553**										
Cu_7/86				-,2724*							
Cu_11/86		,2862*									
Cu_3/87					-,2962*		,5931**				
Zn_Bod	,5160**				,6751**						
Zn_7/86			,3253*	,2907*		,4189**					
Zn_11/86			,3770**			,3777**	,2755*		,4428**		
Zn_3/87				,2566*						,4714**	
Hg_7/86			,3808**					,2930*	,3811**	,2895*	
Hg_11/86			,4676**								
Hg_3/87				,4533**							,3148**
Pb_Bod	,3073*		-,2880*	-,2507*	,5734**				,7636**		
Pb_7/86											,3380*
Pb_11/86										,3798**	,2736*
Pb_3/87							-,3172*	,2377*			-,2476*
	Fe_Bod	Fe_7/86	Fe_11/86	Fe_3/87	Cu_Bod	Cu_7/86	Cu_11/86	Zn_Bod	Zn_7/86	Zn_11/86	Zn_3/87
* - Signif. LE ,05    ** - Signif. LE ,01    (1-tailed)											

Zum anderen belegen auch die hochsignifikanten Korrelationen auf dem 99%-Niveau pflanzenspezifische Besonderheiten. So korrelieren beispielsweise zu einem gegebenen Zeitpunkt Elemente miteinander (Bsp. für 07/1986 Cu mit Zn, für 11/1986 Fe mit Zn und Hg oder Zn mit Pb sowie für 03/1987 Fe mit Hg oder Zn mit Hg), die zu den anderen Zeitpunkten keinerlei wechselseitige Abhängigkeiten erkennen lassen. Auch hierbei entzieht sich die Ursache, wie auch die der zeitlich wechselnden Korrelationszusammenhänge (Fe 11/1986 mit Fe 03/1987 und Hg 07/1986, Cu 07/1986 mit Zn 11/1986, Cu 11/1986 mit Cu 03/1987 etc.) einer einleuchtenden Erklärung. Als Schlußfolgerung der statistisch abgesicherten Berechnungen läßt sich lediglich feststellen, daß in diesem weitgehend unbelasteten Einzugsgebiet Abhängigkeiten zwischen Boden- und Pflanzenschwermetallgehalten weniger auf den Bodenpool als auf sich ändernde Verteilungsprozesse zurückzuführen sind. Bei diesen scheinen pflanzenbezogene Gesichtspunkte und Akkumulationen auf den Blättern die wichtigsten Rollen zu spielen.

Die gleichen Schlußfolgerungen lassen die Berechnungen mit *Arbutus unedo* (Tab. 7.2.1/4) und *Quercus ilex* (Tab. 7.2.1/5) zu. Ohne dabei auf die einzelnen Korrelationen näher einzugehen, sei hierzu lediglich die negative Korrelation auf dem 99%-Niveau bei *Arbutus unedo* zwischen den Kupfergehalten vom März 1987 und denen vom November 1986 angeführt. Trotz der besonderen Situation von Kupfer (s. vorherige Kapitel) belegt die Tatsache, daß die Konzentrationen um so niedriger sind je höher sie zu dem anderen Zeitpunkt waren, die oben geäußerte Beurteilung.

**Tab. 7.2.1/4:** Nichtparametrische Korrelation (Spearman) von Schwermetallgehalten in Böden und Blättern von *Arbutus unedo* in Pixinamanna

Pixinamanna: <i>Arbutus unedo</i>												
26 variables and max. 56 cases written.												
--- SPEARMAN CORRELATION COEFFICIENTS ---												
Cu_Bod	,4399**											
Cu_3/87					,2605*	-,3608**						
Zn_Bod	,3020*			,7498**	,3067*		,2674*					
Zn_7/86		,3873**										
Zn_11/86							,2775*			,2840*		
Zn_3/87				,2821*					,3628**	,3710**		
Cd_Bod	,3019*			,6364**	,2639*		,2676*		,8058**		,2453*	
Cd_7/86		,4541**								,5594**		
Cd_11/86											,3805**	
Cd_3/87	,2284*											
Hg_Bod	,3614**			,5455**		-,2847*			,6839**			,7306**
Hg_11/86												
Hg_3/87			-,3456*	-,4828**						-,2586*		
	Fe_Bod	Fe_7/86	Fe_11/86	Fe_3/87	Cu_Bod	Cu_7/86	Cu_11/86	Cu_3/87	Zn_Bod	Zn_7/86	Zn_3/87	Cd_Bod

\* - Signif. LE ,05    \*\* - Signif. LE ,01    (1-tailed)

**Tab. 7.2.1/5:** Nichtparametrische Korrelation (Spearman) von Schwermetallgehalten in Böden und Blättern von *Quercus ilex* in Pixinamanna

Pixinamanna: <i>Quercus ilex</i>																
26 variables and max. 42 cases written.																
--- SPEARMAN CORRELATION COEFFICIENTS ---																
Fe_7/86	-,3174*															
Fe_11/86		,3065*														
Fe_3/87			,3485*													
Cu_Bod	,3690*		,4868**													
Cu_3/87					,4109**											
Zn_Bod	,3071*		,5135**		,6240**											
Zn_7/86		,7168**		,2945*												
Zn_11/86			,3659*		-,3602*											
Zn_3/87			,3429*													
Hg_7/86		,5401**					,4412**	-,3555*	,4257**		,3479*					
Hg_11/86			,3698*		-,3198*							,3961*				
Hg_3/87				,2950*		,5185**	,4122**						,3183*			
Pb_Bod					,6059**				,7248**				-,3753*			
Pb_7/86		,7032**								,4518**				,5053**		
Pb_11/86		,4520**	,5657**	,3941*							,3154*					,3831*
Pb_3/87		,3217*		,3254*		,4999**	,4323**			,3820*		,3171*	,3316*	,5454**		,3365*
	Fe_Bod	Fe_7/86	Fe_11/86	Fe_3/87	Cu_Bod	Cu_7/86	Cu_11/86	Cu_3/87	Zn_Bod	Zn_7/86	Zn_11/86	Hg_7/86	Hg_11/86	Hg_3/87	Pb_7/86	Pb_11/86

\* - Signif. LE ,05    \*\* - Signif. LE ,01    (1-tailed)

Ein anderes Bild als in Pixnamanna zeigen die Korrelationsberechnungen im **Marganei**. Hier fällt vor allem die Vielzahl hochsignifikanter positiver Korrelationen bei den einzelnen Pflanzen auf. So zeigt die statistische Bearbeitung bei ***Pistazia lentiscus*** (Tab. 7.2.1/6, im Anhang) nicht nur die engen Querbezüge zwischen den einzelnen Elementgehalten bei den Böden, sondern auch die starken Abhängigkeiten der Pflanzengehalte von den Bodenkonzentrationen, auf die ja bereits im Abschnitt über die Häufigkeitsverteilungen hingewiesen wurde. Dies gilt - mit wenigen Einschränkungen - für die unterschiedlichen Entnahmezeitpunkte sowie für die einzelnen Elemente. Insgesamt korreliert somit im Marganei nahezu jedes Element in der Blattmasse mit jedem anderen sowohl im Boden als auch im Blatt. Da hierbei die Korrelationsberechnung von Gesamtgehalten ausgeht, muß man annehmen, daß den häufig extrem hohen Bodenkonzentrationen entsprechend hohe Werte „pflanzenverfügbarer“ Anteile in den Gleichgewichtslösungen entsprechen. Während in unbelasteten Gebieten i.d.R. Gesamtkonzentrationen nur schwache Korrelationen mit den Pflanzengehalten erkennen lassen und dadurch die Ermittlung ökologisch wirksamer Anteile z.B. die Hilfe sequentieller oder spezifischer Extraktionsverfahren erfordert, scheinen hier bereits die Gesamtgehalte entsprechende Aussagen zuzulassen. Allerdings ist auch hier eine element- bzw. pflanzenbezogene Interpretation dieses Sachverhaltes nicht möglich.

Tabelle 7.2.1/7 faßt die oben dargestellten Querbezüge zwischen Boden- und Pflanzengehalten nochmals zusammen, indem sie die auf Jahreszeiten bezogene Korrelationen zwischen den gleichen Schwermetallen in Boden und Pflanze darstellt. Hier wird vor allem die Sonderstellung der Bergbauregion deutlich, in der eine weitaus höhere Zahl signifikanter Zusammenhänge existiert, als in den beiden anderen Untersuchungsgebieten. Deutlich wird allerdings auch, daß *Arbutus unedo* über ungünstigere korrelative Beziehungen verfügt als *Pistazia lentiscus* und *Quercus ilex* und daß die engsten Bezüge zwischen den Pflanzen- und Bodengehalten beim Element Zink feststellbar sind. Dieses Schwermetall bleibt häufig unabhängig von den Entnahmezeitpunkten der Blätter auf einem gleich hohen Signifikanzniveau.

**Tab. 7.2.1/7:** Auf Jahreszeiten bezogene signifikante Korrelationen zwischen den gleichen Schwermetallen in Boden und Pflanze

		Pixnamanna	Marganei	Portoscufo
<i>Pistazia lentiscus</i>	Fe		+: 11/1986, 03/1987	+: <b>11/1986</b>
	Cu	–: 03/1987	+: 11/1986	
	Zn		+: <b>07/1986, 11/1986, 13/1987</b>	+: 07/1986
	Cd		+: 07/1986, 03/1987	+: 07/1986
	Hg		+: <b>07/1986, 11/1986, 03/1987</b>	+: <b>07/1986</b>
	Pb		+: <b>07/1986, 11/1986, 03/1987</b>	–: 11/1986 +: 03/1987
<i>Arbutus unedo</i>	Fe		+: 11/1986	
	Cu			
	Zn	+: <b>03/1987</b>	+: 11/1986, <b>03/1987</b> , 01/1991	
	Cd		+: 01/1991	
	Hg		+: 11/1986	+: 07/1986, 11/1986, 03/1987
	Pb		+: 01/1991	+: <b>11/1986</b> , 03/1987
<i>Quercus ilex</i>	Fe	–: 07/1986	+: 07/1986, <b>11/1986, 03/1987</b> , 01/1991	
	Cu		+: <b>07/1986</b> , 11/1986	
	Zn		+: <b>07/1986, 11/1986, 03/1987, 03/1989, 01/1991</b>	
	Cd		+: 01/1991	
	Hg		+: 07/1986, 11/1986, 03/1987	
	Pb		+: 03/1986, <b>07/1986, 11/1986</b> , 03/1987, <b>03/1989, 01/1991</b>	
mager: Signif. LE,05		fett: Signif. LE,01		

Auch die Korrelationskoeffizienten von ***Arbutus unedo*** (Tab. 7.2.1/8, im Anhang), mit ihrer gegenüber *Pistazia lentiscus* reduzierten Anzahl signifikanter Abhängigkeiten, lassen sich im Sinne der vorherigen Ausführungen interpretieren. Auffällig ist hier u.a., daß Querbezüge zwischen Zink und Cadmium (in Tab. 7.2.1/8 dunkel hervorgehoben) gegenüber anderen Elementkombinationen dominieren. Dies dürfte vor allem auf die engen Herkunftszusammenhänge dieser beiden Elemente und ihre günstigen Mobilisierbarkeiten zurückzuführen sein.

Ebenfalls eine hohe Zahl signifikanter positiver Korrelationen auf dem 99%-Niveau besitzt **Quercus ilex** (Tab. 7.2.1/9, im Anhang), für die ebenfalls die obigen Ausführungen gelten.

Die Korrelationsberechnungen der Pflanzengehalte aus der Industriezone von **Portoscuso** sind in den Tabellen 7.2.1/10 bis 7.2.1/12 (alle im Anhang) dargestellt. Es zeigt sich (s. auch Tab. 7.2.1/7), daß hier die auf das jeweils gleiche Element bezogenen Querbeziehungen zwischen Pflanzen und Böden weitaus schwächer sind als im Marganei. Allerdings finden sich auch hier wieder zahlreiche (hochsignifikante) Interkorrelationen zwischen unterschiedlichen Elementen in den Blättern und zwischen Pflanze und Boden.

Auch hier ist es von Bedeutung diese Ergebnisse, wie auch die der beiden anderen Einzugsgebiete, im Hinblick darauf zu interpretieren ob, wie und mit welchen Intensitäten die Pflanzen Schwermetalle aus dem Bodenpool aufnehmen und welche Einflüsse dabei den einzelnen Bodenparametern zukommt. Zieht man zur Beantwortung dieser Fragen die zahlreichen Hinweise aus der Literatur mit heran, so wird einerseits der Rahmen der Verfügbarkeiten von Schwermetallen in Böden in einer Vielzahl von Arbeiten diskutiert und stellenweise auch klar festgelegt (s. Kap. 3.1.5). Andererseits muß man aber auch feststellen, daß die publizierten Interpretationen konkreter Pflanzengehalte nur wenig zur Klärung auftretender Probleme beitragen.

Eine der Ursachen hierfür liegt in der Tatsache begründet, daß sich zum einen Aussagen zu Interaktionen zwischen den Gehalten einzelner Schwermetalle in Böden und Pflanzen häufig auf lösliche Schwermetallsalze beziehen. Zum anderen sind viele Versuche an Pflanzen bzw. unter Randbedingungen (BINGHAM, F.T. et al., 1976; DIEZ, T., 1982; DOMSCH, K. et al., 1976) vorgenommen wurden, die weder mit den Testpflanzen noch mit dem Untersuchungsrahmen dieser Arbeit vergleichbar sind.

Im ersten Falle wurden Schwermetallsalze in steigenden Mengen den Testböden zugegeben (ABDEL-SABOUR, M.F. et al., 1988; BRECKLE, S.W. u. KAHLE, H., 1986; BRÜNE, H., 1984; FILIPINSKI, M., 1989; FOROUGH, M. et al., 1982; KICK, H. u. POLETSCHNY, H., 1982; PLUQUET, E. et al., 1990 u.a.). Diese waren i.d.R. in hohem Maße pflanzenverfügbar, so daß die Elementaufnahme vor allem von diesem Faktor abhing. Bei Böden ist der mobile bzw. pflanzenverfügbare Elementanteil je nach Bodentyp, Einwirkungsdauer und Schwermetallherkunft extrem unterschiedlich. Darüber hinaus verändert er sich durch pedogenetische Prozesse. Daher entsprechen Versuche mit z.T. leicht löslichen Schwermetallsalzen nur in den seltensten Fällen den tatsächlichen Gegebenheiten im Gelände. Dies gilt auch unter der Voraussetzung der Schwermetallanreicherung durch eingebrachte Klärschlämme oder Siedlungsabfälle. Somit erfassen diese Versuchsbedingungen weder die Mobilitätsveränderungen im Zusammenhang mit der Pedogenese noch die reale Schwermetallaufnahme durch Pflanzen bei weitgehend immobilisierten Elementen. Sie können daher nur in geringem Umfang für die vorliegende Untersuchung herangezogen werden.

Im zweiten Fall wird die Übertragbarkeit der publizierten Ergebnisse zusätzlich eingengt, weil die spezifischen Aufnahmesituationen der getesteten Pflanzen- oder Pflanzenteile nicht ohne weiteres für die Blattgehalte anderer Pflanzen gelten müssen. Darauf wurde bereits mehrfach hingewiesen. Dennoch sollen hier einige als allgemeingültig dargestellten Literatursagen aufgeführt werden.

So stellen viele Arbeiten fest, daß generell mit wachsenden Schwermetallkonzentrationen in den Böden signifikante Anstiege in einzelnen Pflanzen zu verzeichnen sind. Dies betonen für **Cd** HERMS, U. u. TENT, L (1982), für **Cd und Zn** ABDEL-SABOUR, M.F. et al. (1988, *Zea mays* und *Beta vulgaris*); FEUEREISSEN, S. (1986); GARBER, K. (1974), für **Cu** ALT, D. et al. (1982), für **Cu und Zn** FRÜCHTENICHT, K. u. VETTER, H. (1982, *Spinacea oleracea*, *Lactuca sativa*, *Valerianella locusta*); GERITSE, R.G. et al. (1983); HORAK, O. (1981), für **Zn, Cu, Pb, Cr, Ni und Cd** MIEHLICH, G. (1983) u.a..

Andere Autoren machen deutlich, daß sich die Elementkonzentrationen in den Pflanzen mit steigenden Schwermetallgehalten in den Böden vor allem bei günstigen Löslichkeitsfördernden Bedingungen (sandige Böden, niedrige pH-Werte) erhöhen (u.a. CARY, E.E. et al., 1977; GARBER, K., 1974; HORNBURG, V. u. BRÜMMER, G.W., 1990a, 1991; KÖNIG, W., 1986d; KUNTZE, H. u. FÖRSTER, C., 1986). Insgesamt wird dabei auf den pH-Wert als einen der wichtigsten Faktoren der Verfügbarkeit und Pflanzenaufnahme hingewiesen.

Autoren, die Pflanzen und Böden in Belastungsgebieten untersuchen, ohne dabei die Böden zusätzlich mit schwermetallhaltigen Substraten zu belasten, kommen häufig zu der Schlußfolgerung, daß die Gehalte in den Pflanzenproben „stark abhängig (sind) von der Fruchtart, dem Pflanzenteil, verschiedenen Bodenparametern und von der kurzfristigen Immissionssituation ... während der Vegetationszeit“ (LUX, W., 1982b, S. 370). Dies, wie auch die Aussage, daß „die Schwermetallaufnahme der Pflanze ... nicht nur art-, sondern auch sortenspezifisch zu sein“ (ROSOPULO, A. u. DIEZ, T., 1982, S. 766) scheint, bzw. daß „der Schwermetalltransfer in die Pflanze ... von Milieubedingungen, ... dem jeweiligen Element, ... der ... Pflanzenart, ... dem jeweiligen Pflanzenteil, ... (dem) Alter von Pflanzen und Pflanzenorganen, ... (von) Pflanzensorten, ... (dem) Schwermetallangebot und der möglichen Schwermetallresistenz“ (SAUERBECK, D., 1989, S. 281f) abhängt, belegt die Schwierigkeiten einer eindeutigen Interpretation von Pflanzengehalten.

Daher wurde, um nähere Auskünfte über den Einfluß einzelner Bodenparameter für die Elementaufnahme und der Bedeutung der Bodenkonzentrationen für die Aufnahmeintensität von Schwermetallen zu erhalten, nur in seltenen Fällen auf Literatursagen zurückgegriffen. Um dennoch Aussagen zu diesen Fragen treffen zu können, wurden die Boden- und Pflanzengehalte verschiedenen statistischen Verfahren unterworfen.

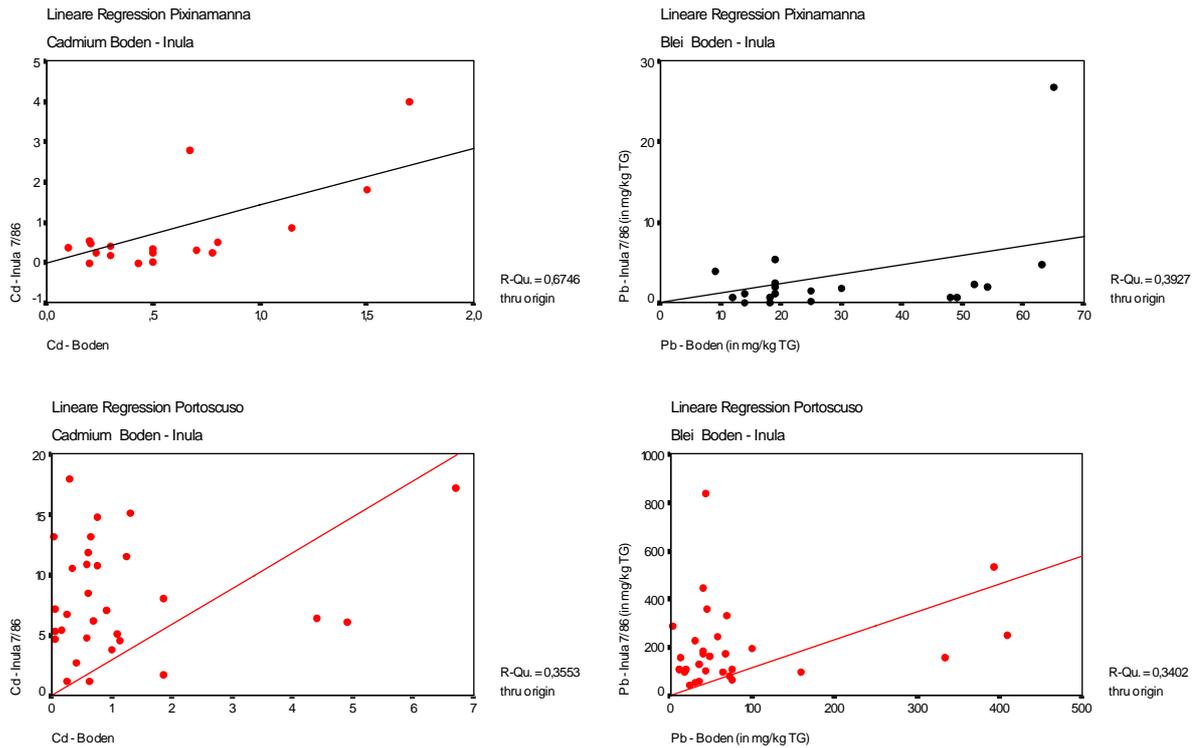
In einem ersten Schritt wurde für jede Pflanze, jeden Entnahmezeitpunkt und jedes Element die **linearen Regressionen** ermittelt. Dabei wurde mit Hilfe von SPSS die Steigung der Regressionsgeraden ( $y = a + bx$ )<sup>79</sup> berechnet. Mit der Steigung läßt sich über das Steigungsmaß b der Zuwachs der Elementgehalte in den Pflanzen bei zunehmenden Konzentrationen im Boden angeben. Dieses Verfahren wurde gewählt, obwohl „die Bewertung solcher Regressionsgleichungen aus einem sehr heterogenen Datenmaterial .. schwierig (ist), da man hier nicht nur ein berechnetes Ergebnis vorliegen hat, sondern sowohl einen Wert für die Konstante a als auch einen für die Steigung b. Weiterhin muß berücksichtigt werden, daß die für die Regressionsgerade errechneten Bestimmtheitsmaße oftmals nicht signifikant sind“ (LÜBBEN, S. u. SAUERBECK, D., 1991a, S. 199).

Mit der linearen Regression wird die sonst konsequent durchgeführte Verwendung nichtparametrischer Verfahren verlassen. Dies geschieht um die Eignung dieses parametrischen Verfahrens für Fragen einzugsgebietsspezifischer Differenzierungen im Zusammenhang mit der Elementaufnahme zu testen.

Betrachtet man die Graphiken in Abbildung 7.2.1/7, so zeigt sich bei *Inula viscosa* vor allem die Beeinflussung der Steigungsmaße von Einzelwerten. Allerdings scheinen hier auch einzugsgebietsspezifische Unterschiede in den Konzentrationsverteilungen eine Rolle zu spielen. So verteilen sich in der Forstschutzregion von Pixnamanna die Werte weitaus gleichmäßiger über den Konzentrationsbereich als in der Industriezone von Portoscuso. Dennoch läßt dies keinen abgesicherten Hinweis auf Unterschiede in der Schwermetallaufnahme zu.

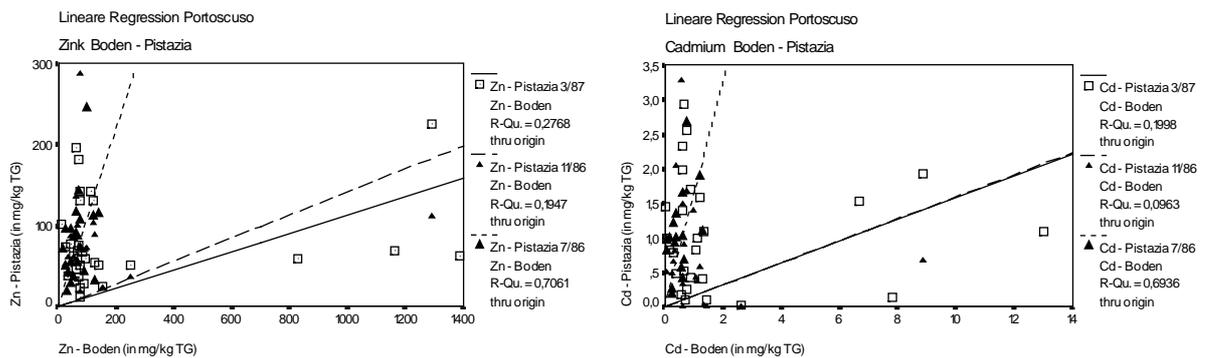
---

<sup>79</sup> Dabei ist y der Schwermetallgehalt der Pflanze, x der des Bodens, a ist eine Konstante und b die Steigung der Regressionsgeraden.



**Abb. 7.2.1/7:** Cadmium- und Bleigehalte von *Inula viscosa* in Abhängigkeit vom Gehalt des Bodens für den Kontrollstandort und die Industriezone.

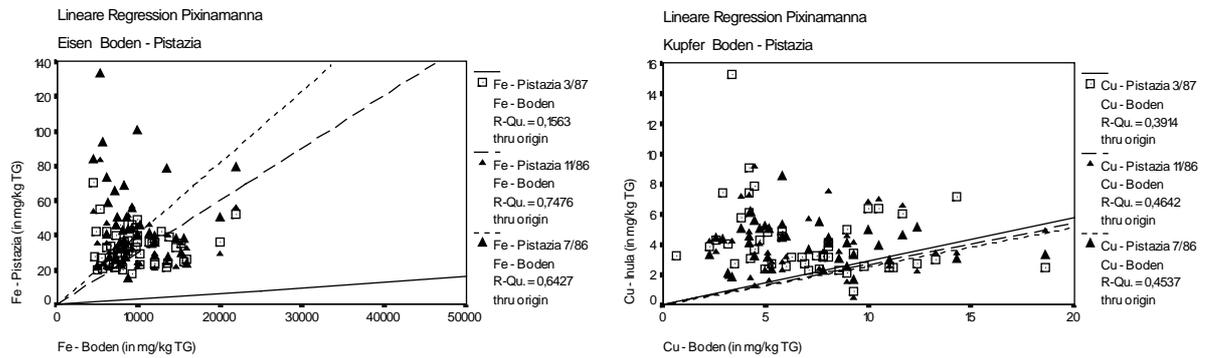
Hinweise lassen sich allerdings im Hinblick auf die Frage nach Unterschieden bzw. Gemeinsamkeiten in den Verteilungsmustern einzelner Elemente gewinnen. So zeigen die Verteilungsbilder der auf die jeweiligen Bodenkonzentrationen bezogenen Blattgehalte und die dazugehörigen linearen Regressionsgeraden in jedem Arbeitsgebiet Übereinstimmungen bei den Elementen Zink und Cadmium. Abbildung 7.2.1/8 verdeutlicht dies für die Industriezone. Erkennbar wird aus dieser Abbildung allerdings auch, daß die Regressionsgeraden nicht zu allen Entnahmezeitpunkten annähernd deckungsgleich sind, obwohl jeweils die gleichen Pflanzen und Böden beprobt wurden.



**Abb. 7.2.1/8:** Zink- und Cadmiumgehalte von *Pistazia lentiscus* in Abhängigkeit vom Gehalt des Bodens in Portoscuso.

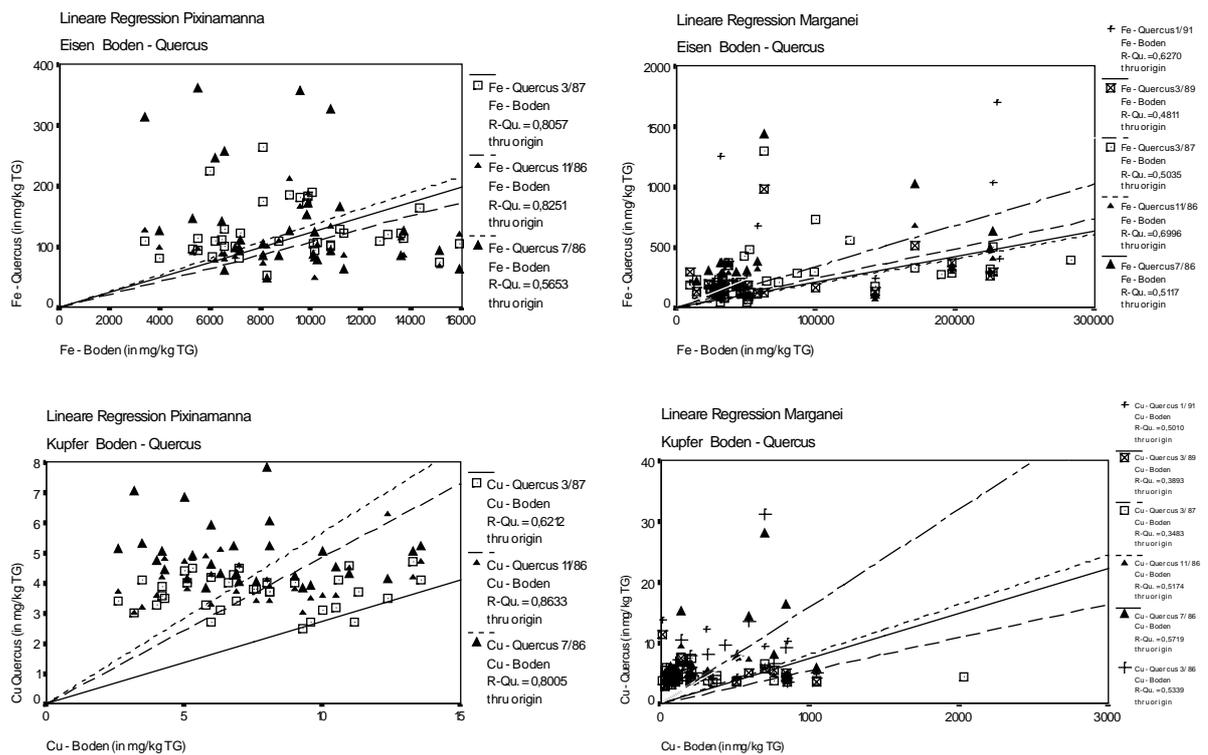
Eine annähernde Deckungsgleichheit der Regressionsgeraden zu den verschiedenen Zeitpunkten findet sich in einigen Fällen bei speziellen Pflanzen/Elementkombinationen. So zeigt Abbildung 7.2.1/9 für *Pistazia lentiscus* im Einzugsgebiet von Pixnamanna, daß die Regressionsgeraden bei Kupfer zu allen Entnahmezeitpunkten eng beieinander liegen, während die entsprechenden für Eisen eine weite Streuung belegen. Da Extrem- und Ausreißerwerte den Kurvenverlauf entscheidend bestimmen, muß

hier - unter der Voraussetzung gleichbleibender Entnahmestellen der Böden und Pflanzen - auf zeitlich unterschiedliche Entnahmemengen durch die Pflanze geschlossen werden.



**Abb. 7.2.1/9:** Eisen- und Kupfergehalte von *Pistacia lentiscus* in Abhängigkeit vom Gehalt des Bodens in Pixinamanna

Daß diese zeitlich variierenden Entnahmemengen bei einzelnen Pflanzen weitgehend unabhängig vom Einzugsgebiet zu sein scheinen, läßt sich aus Abbildung 7.2.1/10 entnehmen. In dieser Abbildung sind die Eisen- und Kupfergehalte von *Quercus ilex* aus Pixinamanna denen aus dem Marganei gegenübergestellt. Vergleicht man die Kupferkurven dieser Abbildung mit den Kupferkurven von *Pistacia lentiscus* in Abbildung 7.2.1/9, so drängt sich zusätzlich die Schlußfolgerung pflanzenspezifischer Unterschiede auf.



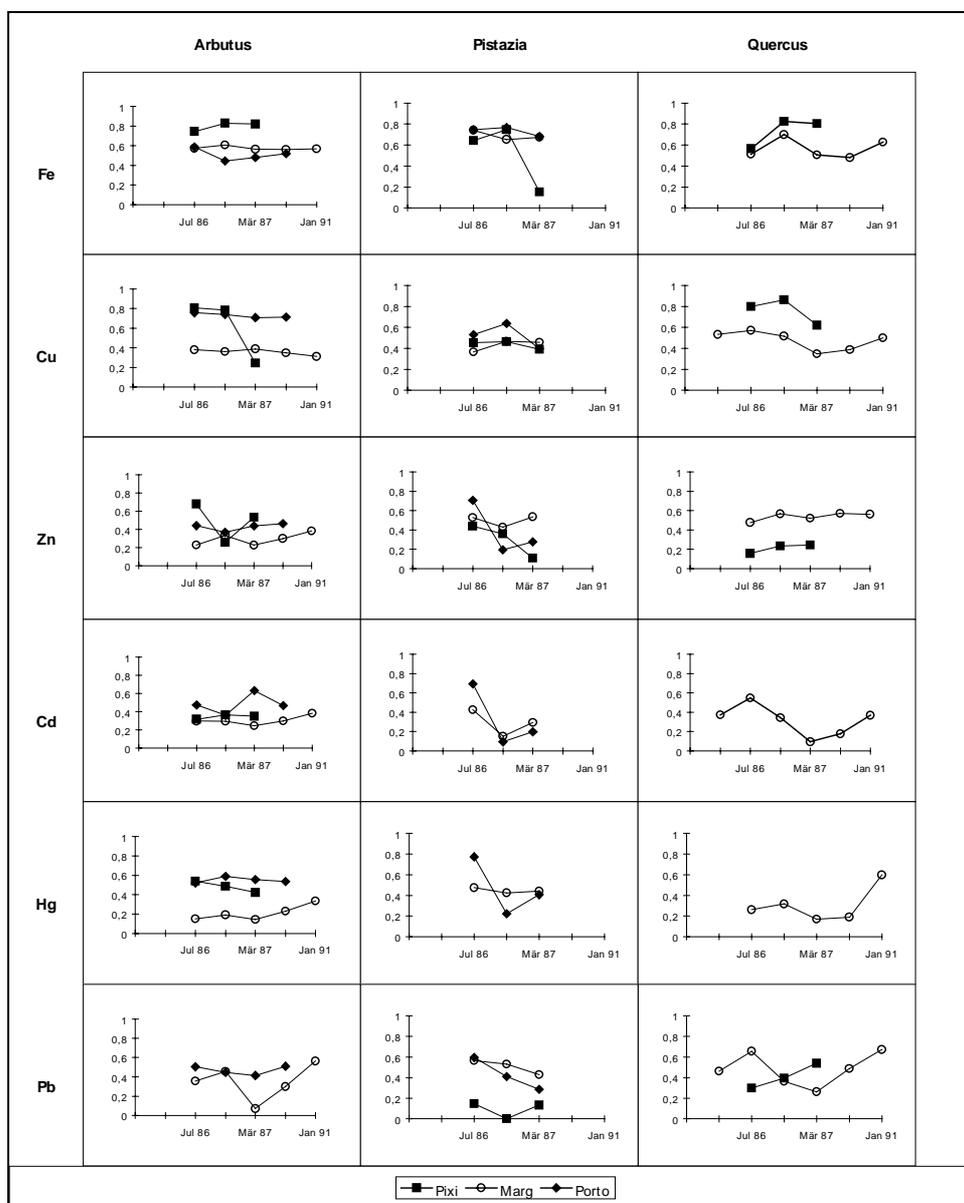
**Abb. 7.2.1/10:** Eisen- und Kupfergehalte von *Quercus ilex* in Abhängigkeit vom Gehalt des Bodens in Pixinamanna und im Marganei

Allerdings dürfen diese Schlußfolgerungen nicht dazu verleiten, die These einer zeitlichen, räumlichen und pflanzenspezifischen Abhängigkeit bei der Elementaufnahme als verifiziert zu betrachten. Dies liegt u.a. darin begründet, daß die jeweiligen Grundgesamtheiten nicht zur Normalverteilung transformiert wurden. Daher ist „die Steigung der Regressionsgeraden ... nur (dann) eine aussagekräftige Größe, solange es sich um eine große, homogene Datenmenge ohne Extremwerte handelt“ (LÜBBEN,

S. u. SAUERBECK, D., 1991a, S. 202). Somit bilden sich - entsprechend der Varianz der Wertespans - bei einzelnen Pflanzen, Elementen oder Einzugsgebieten zwar Unterschiede ab, diese gestatten jedoch kaum eine Abschätzung der differierenden Abhängigkeiten Pflanze/Boden. Aus diesem Grund gibt die verwendete Methode keine statistisch gesicherten Antworten auf die o.g. Fragen.

Daher wurden zur detaillierteren Beantwortung weitere Verfahren eingesetzt. Dies betraf zum einen die mit der linearen Regression berechneten R-Qu-Werte der einzelnen Schwermetalle. Diese wurden in Abhängigkeit von Pflanze und Jahreszeit zusammenfassend dargestellt. Zum anderen wurde mit Hilfe des Friedman-Tests die Signifikanzwahrscheinlichkeit für die Pflanzen *Arbutus unedo* und *Pistazia lentiscus* für die drei Teiluntersuchungsgebiete in Abhängigkeit der jahreszeitlichen Probenahme ermittelt. Darüber hinaus wurden die Aufnahmearten aller Pflanzen und aller Elemente mit Hilfe der Transferfaktoren erfaßt.

Betrachtet man die **R-Qu-Werte** von *Arbutus*, *Pistazia* und *Quercus* zu den verschiedenen Probenahmezeitpunkten (Abb. 7.2.1/11), so läßt sich erkennen, daß in keinem der drei Arbeitsgebiete gleichbleibende Werte existieren.



**Abb. 7.2.1/11:** R-Qu-Werte der linearen Korrelationen für einzelne Schwermetalle in Abhängigkeit von Pflanzen und Probenahmezeitpunkten.

Lediglich bei *Arbutus unedo* liegen bei Eisen in Pixinamanna und im Marganei sowie bei Kupfer im Marganei und in Portoscuso die Werte annähernd in der gleichen Größenordnung. Ansonsten wird deutlich, daß beim gleichen Element von Pflanze zu Pflanze unterschiedliche Kurvenverläufe existieren. Darüber hinaus unterscheiden sich zusätzlich bei der gleichen Pflanze und dem gleichen Element auch noch die einzelnen Arbeitsgebiete. Dies wird vor allem bei *Arbutus unedo* (Cu, Zn, Cd), *Pistazia lentiscus* (Fe, Zn, Pb) und *Quercus ilex* (Pb) deutlich. Allerdings gibt es auch einige Fälle mit gleicher Verlaufstendenz der Kurven in den drei Untersuchungsgebieten (*Pistazia lentiscus* mit Cu und Cd sowie *Quercus ilex* mit Fe, Cu und Zn). Auffällig ist außerdem das fast sinusförmige Auf und Ab einzelner Kurven. Am augenfälligsten findet sich dieses bei den *Quercus ilex*-Proben aus dem Marganei.

Da für diesen Auswertungsschritt die gleichen Randbedingungen gelten, die bei der linearen Regression diskutiert wurden, dürfen diese Kurvenverläufe nicht überinterpretiert werden. Sie machen allerdings dennoch klar, daß die Elementaufnahme in allen Fällen nicht nur elementspezifisch unterschiedlich, sondern auch zeitlich sehr variabel ist.

Um diese Schlußfolgerung auch statistisch abzusichern wurde, entsprechend den Ausführungen von Kap. 4.7.4, ein **Friedmann-Test** durchgeführt. Die Ergebnisse dieses Testes sind in der Tabelle 7.2.1/13 und der Abbildung 7.2.1/12 dargestellt. Die Tabelle 7.2.1/13 zeigt dabei die „Mean Ranks“ und die Signifikanzwahrscheinlichkeit von *Arbutus unedo* und *Pistazia lentiscus* für die drei Teiluntersuchungsgebiete in Abhängigkeit von der Probenahmezeit. Getestet wurde hier die mathematische Nullhypothese der Gleichheit der Verteilungsfunktionen zu den drei Zeitpunkten, also die Annahme, daß die Jahreszeit keinen Einfluß auf die Schwermetallgehalte in den Pflanzen hat. Signifikanzwahrscheinlichkeiten nahe 1 verifizieren diese Nullhypothese. „Significance“ unter 0.05 führen zu einer Ablehnung auf dem 95%-Niveau.

**Tab. 7.2.1/13:** Ergebnisse des Friedmann-Tests (Mean Rank der Entnahmezeiten und Signifikanzwahrscheinlichkeit)

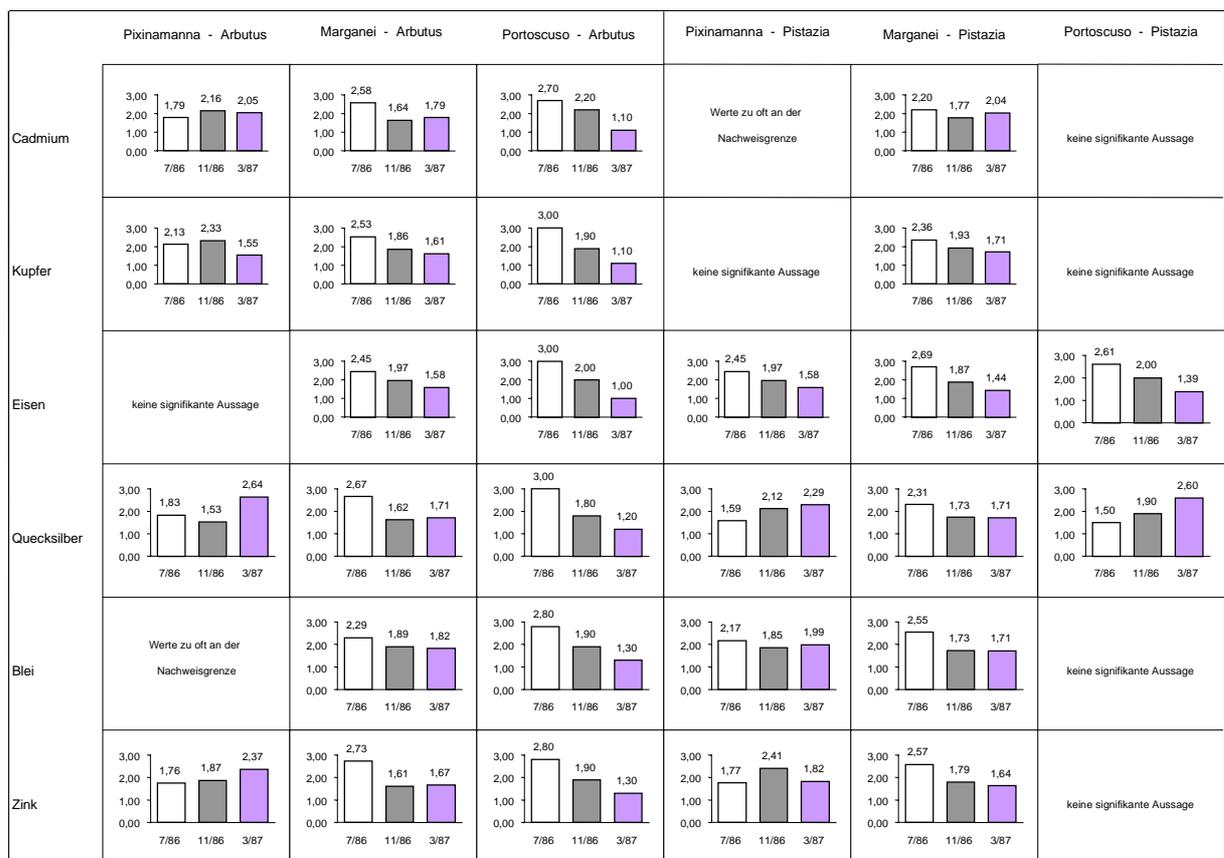
	PIXINAMANNA		MARGANEI		PORTOSCUSO	
	<i>Arbutus</i> (N=33)	<i>Pistazia</i> (N=39)	<i>Arbutus</i> (N=33)	<i>Pistazia</i> (N=28)	<i>Arbutus</i> (N=10)	<i>Pistazia</i> (N=10)
Cd 7/86	1,79	nn	2,58	2,20	2,70	2,11
Cd 11/86	2,16		1,64	1,77	2,20	1,89
Cd 3/87	2,05		1,79	2,04	1,10	2,00
<b>Significance</b>	<b>0,2274</b>		<b>0,0002</b>	<b>0,2691</b>	<b>0,0012</b>	<b>0,8948</b>
Cu 7/86	2,13	1,94	2,53	2,36	3,00	2,15
Cu 11/86	2,33	2,00	1,86	1,93	1,90	1,70
Cu 3/87	1,55	2,06	1,61	1,71	1,10	2,15
<b>Significance</b>	<b>0,0009</b>	<b>0,8519</b>	<b>0,0005</b>	<b>0,0498</b>	<b>0,0001</b>	<b>0,5092</b>
Fe 7/86	2,06	2,45	2,79	2,69	3,00	2,61
Fe 11/86	1,88	1,97	1,88	1,87	2,00	2,00
Fe 3/87	2,06	1,58	1,33	1,44	1,00	1,39
<b>Significance</b>	<b>0,6466</b>	<b>0,0006</b>	<b>0,0000</b>	<b>0,0000</b>	<b>0,0000</b>	<b>0,0347</b>
Hg 7/86	1,83	1,59	2,67	2,31	3,00	1,50
Hg 11/86	1,53	2,12	1,62	1,73	1,80	1,90
Hg 3/87	2,64	2,29	1,71	1,71	1,20	2,60
<b>Significance</b>	<b>0,0000</b>	<b>0,0053</b>	<b>0,0000</b>	<b>0,0798</b>	<b>0,0002</b>	<b>0,0450</b>
Pb 7/86	nn	2,17	2,29	2,55	2,80	2,10
Pb 11/86		1,85	1,89	1,73	1,90	1,70
Pb 3/87		1,99	1,82	1,71	1,30	2,20
<b>Significance</b>		<b>0,3655</b>	<b>0,1226</b>	<b>0,0016</b>	<b>0,0033</b>	<b>0,4966</b>
Zn 7/86	1,76	1,77	2,73	2,57	2,80	2,00
Zn 11/86	1,87	2,41	1,61	1,79	1,90	2,00
Zn 3/87	2,37	1,82	1,67	1,64	1,30	2,00
<b>Significance</b>	<b>0,0099</b>	<b>0,0071</b>	<b>0,0000</b>	<b>0,0009</b>	<b>0,0033</b>	<b>1,0000</b>

Betrachtet man die Ergebnisse bei jeweils der gleichen Pflanze, so führen die Signifikanzwahrscheinlichkeiten für **Arbutus** in Portoscuso für alle Elemente, im Marganei ebenso bis auf Blei und in Pixinamanna für Kupfer, Quecksilber und Zink zu dem Schluß, daß die Entnahmezeit einen signifikanten Einfluß auf die Gehalte in den Pflanzen hat. Bei **Pistazia** hingegen läßt sich ein Einfluß des Entnahmezeitpunktes in Pixinamanna für die Elemente Kupfer und Blei, im Marganei für Cadmium und Quecksil-

ber und in Portoscuso für Cadmium, Kupfer und Blei statistisch signifikant nicht nachweisen, für die übrigen Elemente ist eine Beeinflussung hingegen gegeben.

In jeweils einem Teiluntersuchungsgebiet zeigen die Pflanzen für die verschiedenen Elemente ein differenziertes Bild. In **Marganei** ist ein Einfluß des Probenahmezeitpunktes bei *Arbutus* bis auf Blei für die übrigen Elemente rangstatistisch nachweisbar, bei *Pistazia* ist dies für Cadmium und Quecksilber nicht möglich. In **Portoscuso** hingegen ist bei *Arbutus* für alle Elemente der jahreszeitliche Einfluß belegbar, bei *Pistazia* jedoch nur für Eisen und Quecksilber. In **Pixinamanna** schließlich zeigen bei *Arbutus* Cadmium und Eisen sowie bei *Pistazia* Kupfer und Blei keine signifikante Beeinflussung durch den Entnahmezeitpunkt.

Insgesamt ergibt sich also für kein Element, für keine Pflanze und für kein Teiluntersuchungsgebiet ein einheitliches Muster. Die Verteilung der „Mean Ranks“ für den auf dem 95%-Niveau signifikant gegebenen zeitlichen Einfluß sind in Abbildung 7.2.1/12 dargestellt.



**Abb. 7.2.1/12:** Mean Ranks des Friedman Testes für die Schwermetallgehalte in den Blättern von *Arbutus unedo* und *Pistazia lentiscus* aus den drei Untersuchungsgebieten.

Aus dieser Abbildung läßt sich entnehmen, daß bei *Arbutus unedo* im Marganei und in Portoscuso immer der Juli 1986 für alle Elemente den höchsten „Mean Rank“ aufweist. Dadurch wird in den belasteten Gebieten eine Regelmäßigkeit sichtbar. Diese läßt sich hier unschwer mit den höheren sommerlichen Immissionsbelastungen durch Staubaufgaben begründen. In Pixinamanna hingegen ist kein Muster erkennbar. Während in Portoscuso für alle Elemente eine Abnahme des „Mean Rank“ über November 1986 zu März 1987 interpretierbar ist, gilt dies in Marganei nicht. Die „Mean Ranks“ dieser beiden Monate liegen relativ dicht beisammen, so daß eine eindeutige Wertung nicht gerechtfertigt erscheint. Für *Pistazia lentiscus* zeigt sich das gleiche Muster nur im Marganei, während in Pixinamanna und Portoscuso keine einheitliche Verteilung deutlich wird. Betrachtet man die Muster für ein Element, so ist lediglich für Eisen und etwas abgeschwächt für Blei unabhängig von Pflanze und Teiluntersuchungsgebiet ein ähnliches Verhalten festzustellen.

Auch dies zeigt, daß sich (bis auf Eisen) jedes Element, jede Pflanze und jedes Einzugsgebiet unterschiedlich verhält und somit eine generalisierende Aussage im Hinblick auf zeitabhängige Elementtransfers nicht gerechtfertigt ist.

Um dennoch die Schadstoffaufnahme der Pflanzen über den Bodenpfad beurteilen zu können, wurden die jeweiligen **Transferfaktoren** (bzw. Transferfunktionen, s. HORNBERG, V. u. BRÜMMER, G.W., 1991) ermittelt. Dabei berechnet sich der Transferfaktor (TF) als Quotient aus dem Schwermetallgehalt in der Pflanze und dem Schwermetall(gesamt)gehalt des jeweiligen Bodens.  $TF = 1$  bedeutet, daß in der Pflanze die gleiche Konzentration wie im Boden vorhanden ist,  $TF = 0.5$  entsprechend die Hälfte des Bodengehaltes. Bei den Schwermetalltransferfaktoren ist allerdings zu bedenken, daß hohe Transferfaktoren nicht unbedingt voraussetzen, daß auch hohe Gehalte im Boden anzutreffen sind. Da der TF eine relative Größe ist, kann ein großer Wert auch damit zusammenhängen, daß aufgrund einer nur sehr geringen Aufnahme über den Luftpfad unter bestimmten Bodenbedingungen relativ geringe Bodenschwermetalle zu einem Großteil aufgenommen werden. Des weiteren ist zu bedenken, daß auch der TF von der Pflanzenart, den Bodeneigenschaften (u.a. pH-Wert, org. Subst., Tongehalt) und den Metallbindungsformen (KIEKENS, L. u. CAMERLYNCK, R., 1982) abhängig sind, so daß darauf verzichtet wurde, einzelne Faktoren zu interpretieren. Vielmehr wurde versucht, mit Hilfe der Transferfaktoren arbeitsgebietsspezifische Unterschiede herauszuarbeiten. Dazu wurden u.a. auf der Basis der errechneten Transferfaktoren die linearen Regressionen zwischen diesen und den pH-Werten ermittelt. Hierzu wurden, wie ausgeführt (Kap. 4.7.4), die empirischen Meßreihen über die Eliminierung von Ausreißerwerten und über Logarithmusfunktionen auf eine annähernde Normalverteilung transformiert.

Wie sich aus den **Medianen der einzelnen Transferfaktoren** (Tab. 7.2.1/14) entnehmen läßt, existieren deutliche einzugsgebietsspezifische Unterschiede. So erreichen in Pixinamanna und in Portoscuso die Mediane weitaus höhere Werte als im Marganei. Diese unterschiedlichen Ergebnisse in den einzelnen Arbeitsgebieten zeigen, daß die Transferfaktoren in starkem Maße von der Konzentrationshöhe der Bodenschwermetalle abhängig sind. Dabei sinken mit steigenden Elementgehalten in den Böden die jeweiligen Transferfaktoren. Dies gilt für alle untersuchten Pflanzen und für alle Elemente. Gleiche Schlußfolgerungen finden sich auch bei SCHALLER, A. u. DIEZ, T. (1991) sowie bei LÜBBEN, S. u. SAUERBECK D. (1991a).

**Tab. 7.2.1/14:** Mediane der Transferfaktoren Boden/Pflanze in Abhängigkeit von Schwermetall, Pflanze und Entnahmezeitraum der Blätter

		Mediane der Transferfaktoren aus Pixinamanna								
Gebiet	Pflanze	Zeit	Fe	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb		
Pixinamanna	<i>Inula</i>	07/1986	0,064	1,872	2,085	1,288	1,296	0,104		
		<i>Pistazia</i>	07/1986	0,006	0,710	0,321	n.b.	1,223	0,007	
			11/1986	0,004	0,686	0,419	n.b.	1,402	0,036	
	<i>Arbutus</i>	03/1987	0,004	0,804	0,439	n.b.	1,839	0,006		
		07/1986	0,005	0,569	0,793	0,271	0,606	n.b.		
		11/1986	0,005	0,604	1,104	0,378	0,486	n.b.		
	<i>Quercus</i>	03/1987	0,005	0,474	0,980	0,244	1,219	n.b.		
		07/1986	0,020	0,781	0,535	n.b.	1,700	0,074		
		11/1986	0,013	0,617	0,422	n.b.	1,036	0,029		
	Marganei	<i>Pistazia</i>	03/1987	0,015	0,543	0,356	n.b.	1,395	0,057	
			07/1986	0,002	0,066	0,038	0,032	0,268	0,007	
			11/1986	0,002	0,054	0,033	0,017	0,212	0,002	
<i>Arbutus</i>		03/1987	0,002	0,051	0,029	0,027	0,280	0,004		
		07/1986	0,002	0,048	0,164	0,272	0,158	0,004		
		11/1986	0,002	0,043	0,145	0,252	0,101	0,002		
<i>Quercus</i>		03/1987	0,002	0,040	0,146	0,249	0,129	0,004		
		01/1991	0,003	0,071	0,051	0,038	0,055	0,003		
		07/1986	0,007	0,052	0,060	0,035	0,167	0,016		
			11/1986	0,005	0,044	0,037	0,008	0,067	0,007	
			03/1987	0,005	0,058	0,054	0,008	0,120	0,039	
			03/1989	0,006	0,071	0,034	0,025	0,124	0,009	
		01/1991	0,009	0,118	0,056	0,011	0,201	0,044		
Portoscuso	<i>Inula</i>	07/1986	0,204	3,349	13,636	38,546	28,943	9,752		
	<i>Pistazia</i>	07/1986	0,011	1,116	1,538	3,273	4,748	0,720		
		11/1986	0,009	0,811	1,181	1,862	3,988	0,385		
		03/1987	0,011	0,842	1,206	3,432	5,129	1,253		
	<i>Arbutus</i>	07/1986	0,020	0,757	1,645	2,401	2,815	0,777		
		11/1986	0,011	0,613	1,292	2,369	1,979	0,562		
		03/1987	0,009	0,501	1,115	0,826	1,906	0,481		

Daß auch bei den mediterranen Pflanzen artspezifische Unterschiede in der Schwermetallaufnahme der Elemente existieren, wird ebenfalls aus der obigen Tabelle deutlich. Am stärksten akkumuliert, wie bereits an anderer Stelle begründet, in allen Untersuchungsgebieten *Inula viscosa*. Lediglich in Pixnamanna erreichen die Quecksilbergehalte bei *Pistazia lentiscus* und *Quercus ilex* höhere Werte.

Im übrigen läßt sich erkennen, daß unabhängig von den Pflanzen und den Arbeitsgebieten **Quecksilber** höhere Transferfaktoren erreicht als die meisten anderen Elemente. Bei *Pistazia lentiscus* und *Quercus ilex* stehen diese in der Rangreihenfolge sogar an erster Stelle, wie Tabelle 7.2.1/15 zeigt.

Tab. 7.2.1/15: Reihenfolge der Transferfaktoren

Reihenfolge der Transferfaktoren				
Arbeitsgebiet	Pflanze	Zeit	Reihenfolge	
Pixnamanna	<i>Inula</i>	07/1986	Zn >> Cu > Hg = Cd > Pb > Fe	
		07/1986 11/1986 03/1987	Hg >> Cu > Zn > Pb = Fe Hg >> Cu > Zn > Pb > Fe Hg >> Cu > Zn > Pb = Fe	
	<i>Arbutus</i>	07/1986	Zn > Hg > Cu > Cd > Fe	
		11/1986	Zn > Cu > Hg > Cd > Fe	
		03/1987	Hg > Zn > Cu > Cd > Fe	
	<i>Quercus</i>	07/1986	Hg > Cu > Zn > Pb > Fe	
		11/1986	Hg > Cu > Zn > Pb > Fe	
		03/1987	Hg > Cu > Zn > Pb > Fe	
	Marganei	<i>Pistazia</i>	07/1986	Hg > Cu > Zn = Cd > Pb = Fe
			11/1986	Hg > Cu > Zn > Cd > Pb = Fe
			03/1987	Hg > Cu > Zn = Cd > Pb = Fe
		<i>Arbutus</i>	07/1986	Cd > Zn = Hg > Cu > Pb = Fe
11/1986			Cd > Zn > Hg > Cu > Pb = Fe	
03/1987			Cd > Zn > Hg > Cu > Pb = Fe	
01/1991			Cu > Hg = Zn > Cd > Pb = Fe	
<i>Quercus</i>		07/1986	Hg > Zn > Cu > Cd > Pb > Fe	
		11/1986	Hg > Cu = Zn > Cd = Pb = Fe	
		03/1987	Hg > Cu = Zn > Pb > Cd = Fe	
		03/1989	Hg > Cu > Zn = Cd > Pb = Fe	
		01/1991	Hg > Cu > Zn > Pb > Cd = Fe	
Portoscuso	<i>Inula</i>	07/1986	Cd >> Hg >> Zn >> Pb > Cu > Fe	
		07/1986 11/1986 03/1987	Hg > Cd > Zn > Cu > Pb > Fe Hg > Cd > Zn > Cu > Pb > Fe Hg > Cd > Pb > Zn > Cu > Fe	
	<i>Arbutus</i>	07/1986	Hg > Cd > Zn > Pb = Cu > Fe	
		11/1986	Cd > Hg > Zn > Cu = Pb > Fe	
		03/1987	Hg > Zn > Cd > Cu = Pb > Fe	

Folgt man EL-BASSAM, N. (1978), so ist dieser Anreicherungsfaktor schwer verständlich, da Quecksilber „eine geringe Löslichkeit in leicht sauren und in neutralen, gut belüfteten Böden besitzt ... (und seine) Aufnahme durch die Pflanzen ... in keinem Verhältnis zu dem Gehalt im Boden (steht).“ (EL-BASSAM, N., 1978, S. 264). Geht man jedoch davon aus, daß Organoquecksilber-Verbindungen, die über eine „intensiven Methylierung durch Mikroorganismen in Böden und Sedimenten“ (STREIT, B., 1991, S. 535) auch aus anorganischen Hg-Salzen entstehen können, so sind aus deren Reaktionen mit biologischen Substraten auch andere Schlußfolgerungen möglich. Dies läßt sich darauf zurückführen, daß diese Verbindungen „eine hohe Affinität zu hochmolekularen Huminstoffen“ (FATHI, M., 1983, S.589) haben und mit organischen Liganden von Huminstoffen fettlösliche Komplexe bilden, die „leicht biologische Membranen ... durchdringen“ (GREENWOOD, M.R. u. VON BURG, R., 1984, S. 512).

Damit kann es zusammenhängen, daß stellenweise Akkumulationsfaktoren in Pflanzen beschrieben werden, die zwischen 2.000 und 20.000 liegen (GREENWOOD, M.R. u. VON BURG, R., 1984, S. 519). Diese übertreffen häufig die Anreicherungsfaktoren von Cadmium (WACHS, B., 1981 zitiert in GREENWOOD, M.R. u. VON BURG, R., 1984). Auch die Tatsache, daß „Blattgemüse das Schwermetall (Hg) ... in merklichem Umfang anzureichern (vermag)“ (BLUMENBACH, D. et al., 1991, S.2 - 47),

läßt sich auf die gleichen Ursachen zurückführen. Daher lassen sich diese möglichen Eintrittspfade als Erklärungsansatz auf die dargestellten Ergebnisse übertragen.

Eine weitere Möglichkeit diskutiert PADBERG, S. (1991). Sie macht deutlich, daß möglicherweise bei Quecksilber die direkte Aufnahme aus der Atmosphäre (s. auch BERROW, M.L. u. BURRIDGE, J.C., 1984) eine wichtige Rolle spielt. Dieser Aufnahmeweg scheint von pflanzenspezifischen Stoffwechselprozessen, der Blattphysiologie und somit von der Morphologie der Stomata sowie dem Chemismus der Kutikula abhängig zu sein. PADBERG, die ebenfalls sehr hohe Transferfaktoren feststellte, schreibt: „Verschiedene in der Literatur diskutierte Versuche weisen darauf hin, daß die Quecksilberkonzentrationen in den Blattorganen vorwiegend aus der Aufnahme aus der Atmosphäre und weniger aus der Aufnahme über die Wurzeln aus dem Bodenkörper resultieren. ... Tracerversuche .. zeigen, daß sich der Einfluß der Hg-Konzentration im Bodenkörper auf den Hg-Gehalt im Gras nicht in der Aufnahme über das Wurzelsystem, sondern in der Aufnahme durch die Stomata der Blattoberfläche von freigesetztem, flüchtigem  $Hg^0$  aus der Bodenluft in die bodennahe Atmosphäre auswirkt. Ein weiterer Beweis für die Aufnahme von flüchtigem  $Hg^0$  über die Blattoberfläche ist ... die Konzentrationszunahme von Quecksilber in der Pflanze bei steigender Lufttemperatur. Dieser Faktor erhöht den Dampfdruck von  $Hg^0$  und somit die Konzentration in der Atmosphäre. Das Phänomen wurde nicht nur unter Laborbedingungen nachgewiesen, sondern konnte ebenfalls an Pflanzenstandorten beobachtet werden, die im Einflußbereich von Vulkan-Exhalationen stehen. Bestimmungen der Quecksilber-Belastungen von Böden, Gras, Fichtennadeln und Blättern in unmittelbarer Umgebung und zunehmender Entfernung einer Quecksilber-emittierenden Chlor-Alkalielektrolyse zeigen, daß die Pflanzen Quecksilber aus der Luft aufnehmen und im Assimilationsgewebe speichern (PADBERG, S., 1991, S. 133).

Somit käme, insbesondere wegen der physikalisch-chemische Charakteristika dieses Elementes (s. Tab. 2.1/1) und den klimatischen Bedingungen des Südmediterrangebietes diesem Eintrittspfad eine nicht zu unterschätzende Rolle zu. Da im Marganei bei *Arbutus unedo* und *Quercus ilex* die höchsten Quecksilber-Transferfaktoren im Juli 1987 anzutreffen sind, kann man dies auf eine temperatur- bzw. dampfdruckbedingte Steigerung flüchtigen  $Hg^0$  in der bodennahen Atmosphäre zurückführen.

Wie sich aus Tabelle 7.2.1/15 außerdem entnehmen läßt, existieren bei den einzelnen Elementen keine gleichbleibenden Transferraten Boden - Pflanze. Die in der Literatur häufig angegebene Reihenfolge  $Cd, Zn > Cu, Ni > Pb$  (z.B. SCHALLER, A. u. DIEZ, T., 1991) findet sich nur bei *Arbutus unedo* im Marganei und in Portoscuso sowie bei *Pistacia lentiscus* in Portoscuso. Allerdings stellt sich diese Reihenfolge nicht zu allen Probenahmezeiträumen ein. So erreichen im März 1989 und im Januar 1991 die leichter mobilisierbaren Elemente Cd und Zn niedrigere Transferraten als z.B. Kupfer. Auch hier bleibt es weiterführenden biologischen Untersuchungen überlassen festzustellen, worauf die sich zeitlich ändernden Aufnahmezeiten einzelner Elementen zurückzuführen sind.

Die Ermittlung der Schwermetallaufnahme der Pflanzen in Abhängigkeit von den jeweiligen Bodeneigenschaften mit Hilfe der **linearen Regressionen** ergab - unabhängig von der untersuchten Pflanze - bei einzelnen Elementen weitgehend ähnliche Ergebnisse. So ließen sich bei Chrom, Eisen und Nickel keine einheitlichen Reaktionen feststellen. Häufig zeigten dabei die einzelnen Elemente in allen Einzugsgebieten Kurven, die über einen breiteren pH-Bereich annähernd gleich blieben und somit keine Abhängigkeit von den pH-Werten erkennen ließen. Abbildung 7.2.1/13 zeigt dies für **Eisen** bei *Arbutus unedo* in Pixinamanna und bei *Quercus ilex* im Marganei.

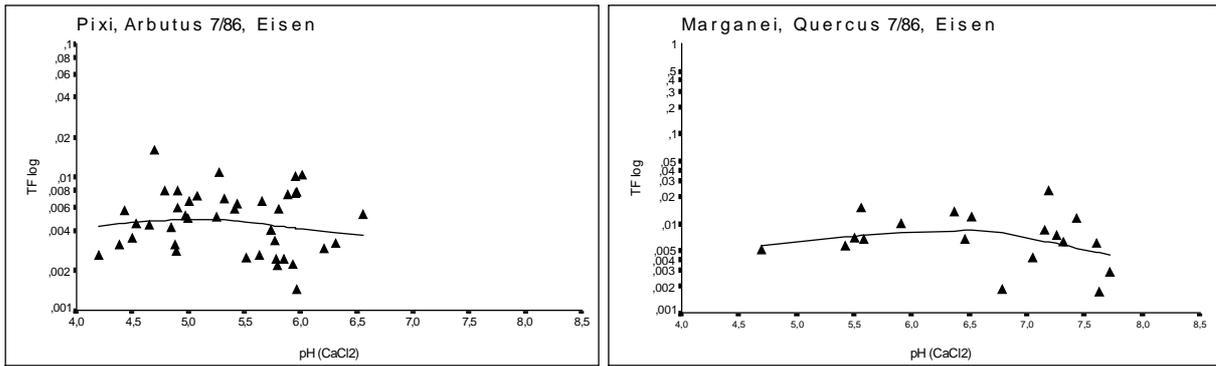


Abb. 7.2.1/13: Ausgewählte Transferfaktoren für Eisen

Bei Eisen liegen die Transferfaktoren in den unterschiedlichen Arbeitsgebieten annähernd in der gleichen Größenordnung. Dem hingegen erreichen sie bei **Kupfer** in den Belastungsgebieten (vor allem im Marganei) Werte, die um Potenzen niedriger sind als an dem Kontrollstandort. Darüber hinaus zeigen die Kurven einen - manchmal allerdings nur schwachen - Anstieg mit sinkenden pH-Werten. Abbildung 7.2.1/14 belegt dies für *Pistacia lentiscus* und *Arbutus unedo* in Pixinamanna und im Marganei.

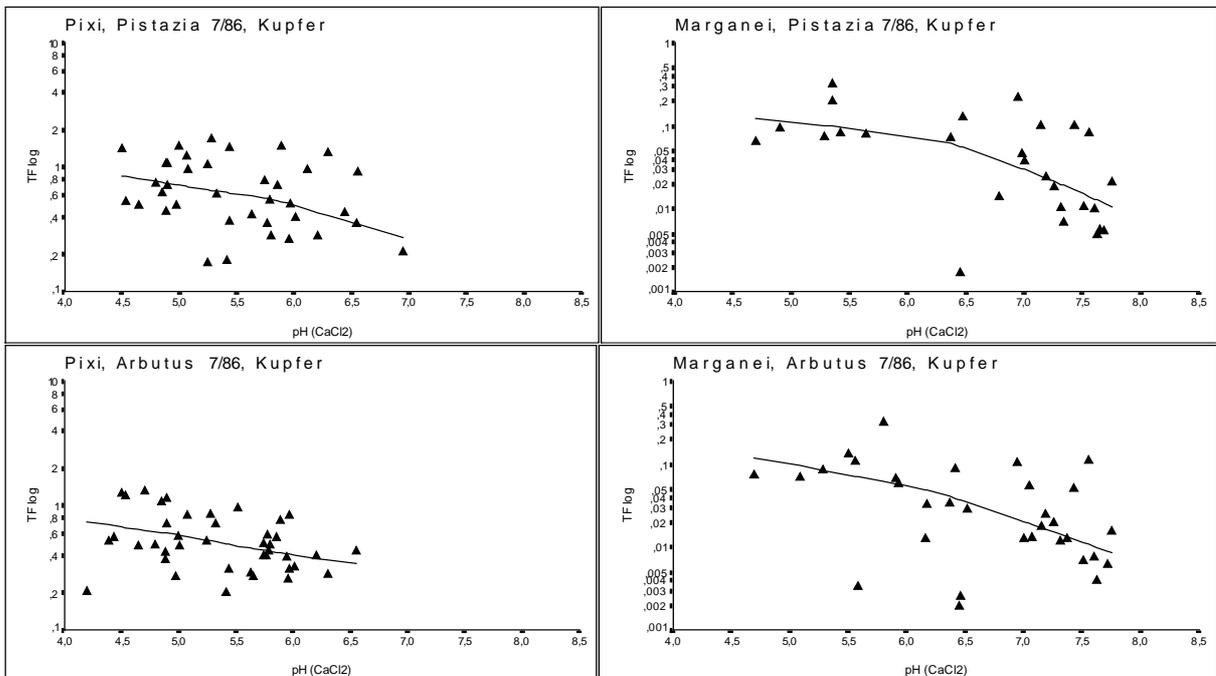


Abb. 7.2.1/14: Ausgewählte Transferfaktoren für Kupfer

Signifikante Abhängigkeiten zwischen den pH-Werten der Böden und den Transferfaktoren zeigten sich vor allem bei den **Zink- und Cadmiumgehalten** der Blätter. Die Abbildung 7.2.1/15 belegt hierbei für Zink die steigenden Transferfaktoren bei sinkenden pH-Werten. Abbildung 7.2.1/16 zeigt die gleiche Tendenz für Cadmium. Diese Zusammenhänge finden sich bei Zink und Cadmium in allen Einzugsgebieten und bei allen Pflanzen. Allerdings ist die Steigung der Regressionsgeraden bei verschiedenen Pflanzen bzw. Probenahmezeiten unterschiedlich steil ausgebildet. Darüber hinaus finden sich auch hier deutliche Unterschiede in der Höhe der Transferfaktoren innerhalb der einzelnen Arbeitsgebiete. Dabei belegen insbesondere bei *Inula viscosa* die extrem hohen Transferfaktoren in der Industriezone die Bedeutung des Immissionseintrages in diesem Untersuchungsgebiet. Daß auch bei Zink die Gebiete der höchsten Bodenkonzentrationen über die niedrigsten Transferfaktoren verfügen, zeigen die *Pistacia lentiscus*-Kurven aus Portoscuso und dem Marganei in Abb. 7.2.1/15.

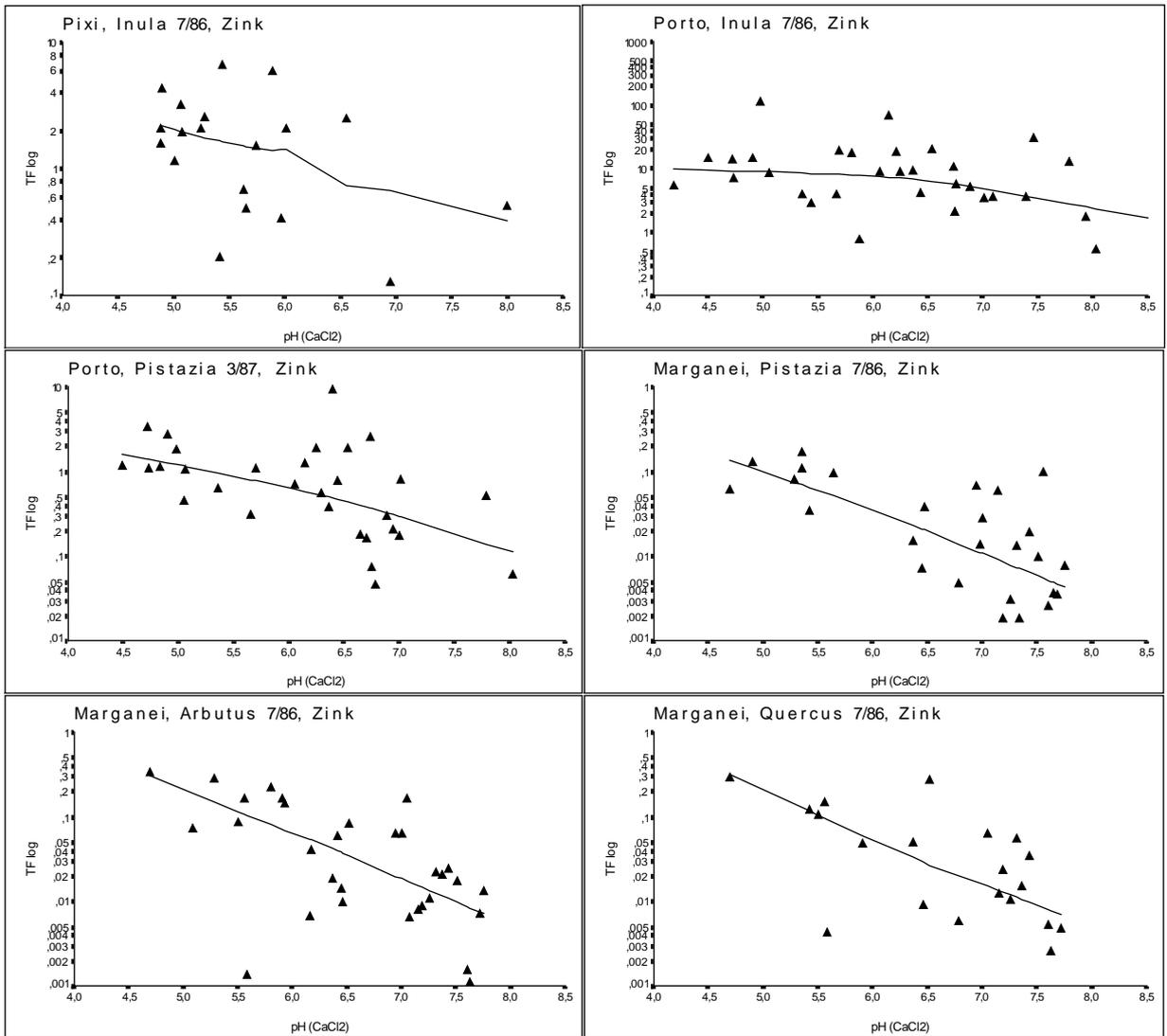


Abb. 7.2.1/15: Ausgewählte Transferfaktoren für Zink.

In Abbildung 7.2.1/16 sind die geknickten Regressionsgeraden von Cadmium (s. Kap. 4.7.3) für drei Entnahmezeiträume der Blätter dargestellt. Während hierbei *Arbutus unedo* annähernd gleichbleibende Kurvenverläufe mit weitgehender Deckungsgleichheit zeigt, streuen die Kurven von *Quercus ilex* beträchtlich, was auf die ungleich höheren Anteile adsorptiv gebundener Feinstäube auf den Blattober- und unterseiten (und somit auf höhere Immissionsbelastungen) zurückgeführt werden kann.

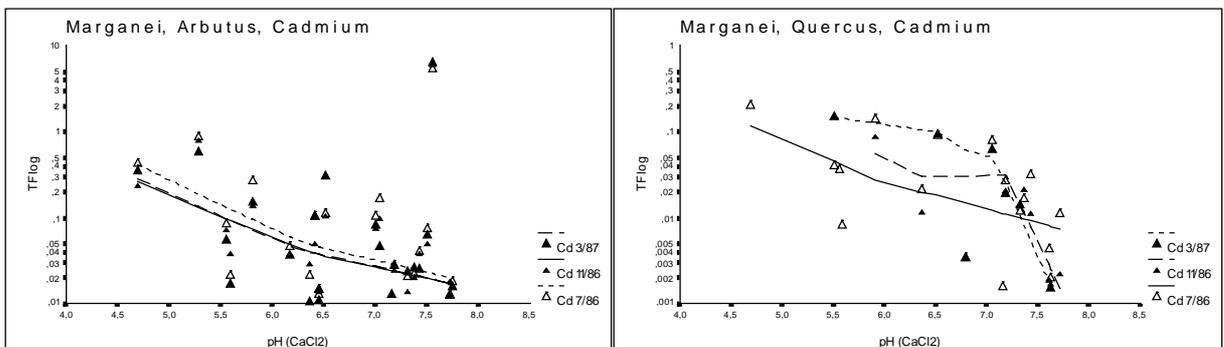


Abb. 7.2.1/16: Ausgewählte Transferfaktoren für Cadmium.

Im Gegensatz zu den bisherigen Elementen zeigen die Kurvenverläufe bei **Quecksilber** ein anderes Bild (Abb. 7.2.1/17). Dieses wird unabhängig von Pflanzen und Einzugsgebieten durch einen weitgehend gleichbleibenden Verlauf der geknickten Regressionsgeraden charakterisiert. Dabei folgt einem relativ steilen Anstieg bis in pH-Bereiche von pH 6 bis 5,5 eine deutliche Reduzierung der Steigung. Dies kann mit dem sich ändernden Chemismus und den jeweiligen Bindungsformen von Quecksilber in Verbindung gebracht werden. Wie diese im einzelnen aussehen, muß weiteren Untersuchungen vorbehalten bleiben.

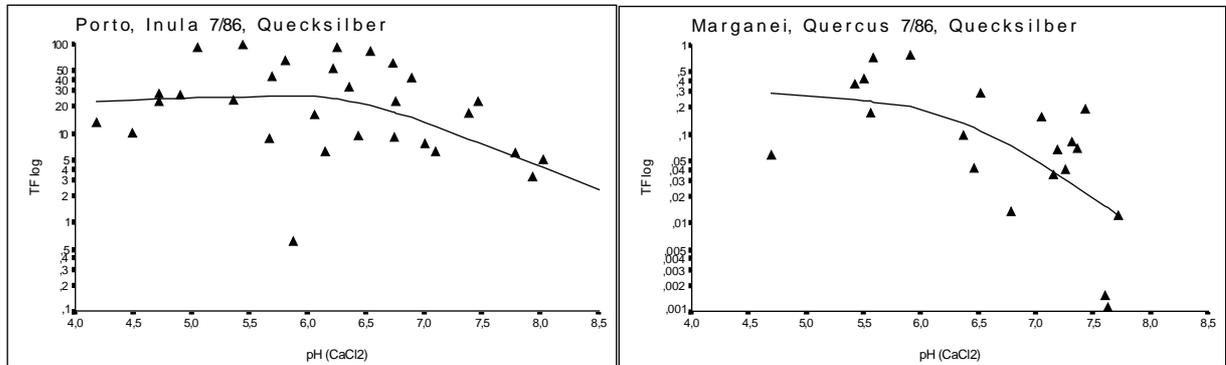


Abb. 7.2.1/17: Ausgewählte Transferfaktoren für Quecksilber.

Am uneinheitlichsten reagiert das Element **Blei**, das bei jeder Pflanze, jedem Entnahmezeitraum und jedem Arbeitsgebiet unterschiedliche und häufig auch entgegengesetzt verlaufende geknickte Regressionsgeraden zeigt. Abbildung 7.2.1/18 demonstriert dies für *Pistazia lentiscus* und *Quercus ilex* in Pixinamanna und im Marganei.

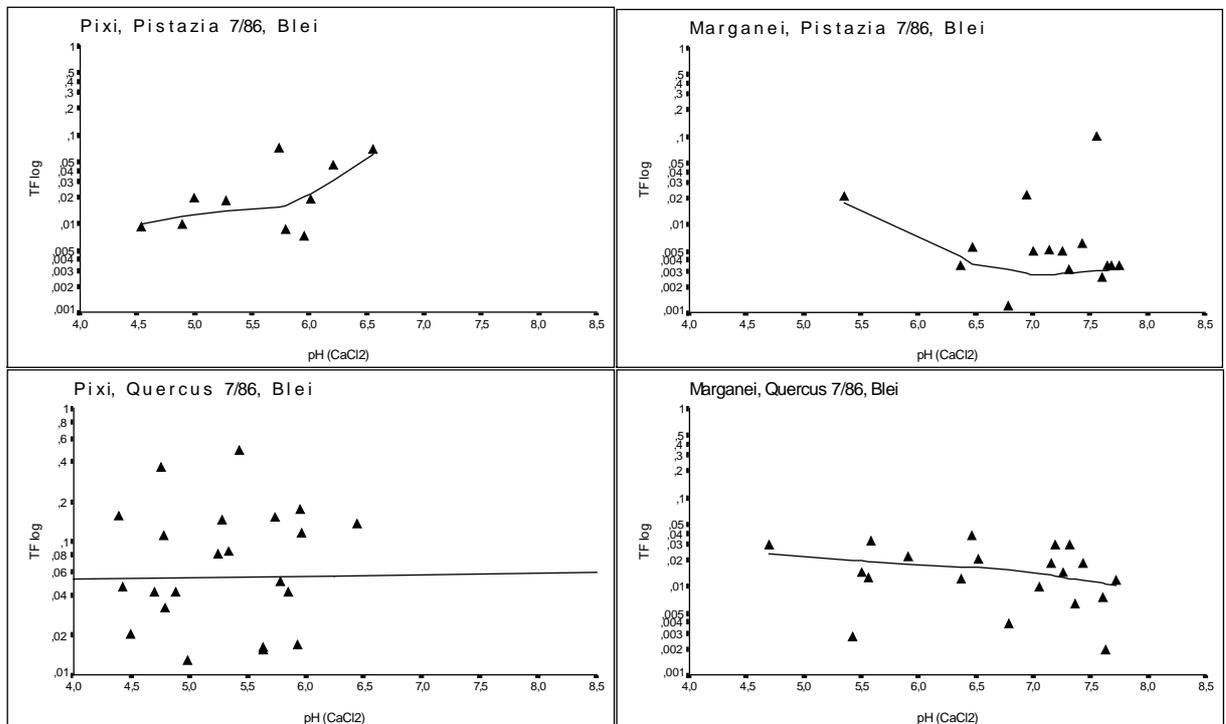


Abb. 7.2.1/18: Ausgewählte Transferfaktoren für Blei.

Abhängigkeiten zwischen den Transferfaktoren und der organischen Substanz konnten ebenso wenig festgestellt werden wie die von SCHALLER, A. u. DIEZ, T (1991) sowie von LÜBBEN, S. u. SAUERBECK, D. (1991a) ermittelten Querbezüge zwischen den Kupfer- und Zinkgehalten einzelner Pflanzen und den Tongehalten.

Zur weiteren Bearbeitung der Daten wurden ausschließlich für das extrem kontaminierte Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa im **Marganei** zusätzlich für *Pistazia lentiscus*, *Arbutus unedo* und *Quercus ilex* die Korrelationskoeffizienten der Transferfaktoren und der Bodengesamtgehalte erfaßt. Die Ergebnisse sind in den nachfolgenden Tabellen dargestellt.

Bei *Pistazia lentiscus* (Tab. 7.2.1/16) zeigt sich, daß für das jeweils gleiche Element der Paare Boden - Transferfaktoren negative Korrelationen auf dem 99%-Niveau bei Kupfer, Eisen, Quecksilber und Zink auftreten. Dies gilt jedoch nicht für Cadmium und Blei. Da die Transferfaktoren ein Maß für den Zusammenhang zwischen Gehalten im Boden und in der Pflanze sind, wird geschlossen, daß die Verteilung der Schwermetalle bei Cadmium und Blei im Boden nicht signifikant mit den Aufnahmeintensitäten in dieser Pflanze zusammenhängen. Negative Korrelationskoeffizienten eines Paares Transferfaktor - Boden bedeuten, daß hohe Bodengehalte mit niedrigen Aufnahmequoten der Pflanze aus dem Boden einhergehen. D.h. daß *Pistazia lentiscus* trotz (oder besser wegen) eines hohen Schwermetallangebotes im Boden diesen Pfad nicht in der Größenordnung nutzt, wie es theoretisch möglich wäre. Weiterhin wird deutlich, daß für die Transferfaktoren selbst auch elementspezifische Unterschiede bestehen. So korrelieren nur die Transferfaktoren von Cadmium/Blei und Kupfer/Zink auf dem 99%-Niveau. Die Tatsache, daß alle Elemente für die Bodenschwermetallgehalte untereinander hochsignifikant korrelieren, ist u.a. dadurch erklärbar, daß nur die A-Horizonte in die Berechnung einbezogen sind.

**Tab. 7.2.1/16:** Nichtparametrische Korrelation (Spearman) der Schwermetalltransferfaktoren von *Pistazia lentiscus* (07/1986)

Cu_Bod	,852**									
Fe_Bod	,513**	,652**								
Hg_Bod	,827**	,733**	,675**							
Pb_Bod	,908**	,845**	,628**	,858**						
Zn_Bod	,966**	,845**	,634**	,897**	,945**					
TF-Cd										
TF-Cu	-,807**	-,927**	-,595**	-,666**	-,787**	-,801**				
TF-Fe			-,693**							
TF-Hg	-,436*	-,413*	-,494**	-,628**	-,485**	-,496**				
TF-Pb							,582**		,411*	
TF-Zn	-,939**	-,841**	-,513**	-,805**	-,907**	-,946**				
										,443*
	Cd_Bod	Cu_Bod	Fe_Bod	Hg_Bod	Pb_Bod	Zn_Bod	TF-Cd	TF-Cu	TF-Fe	TF-Hg

\* - Signif. LE ,05    \*\* - Signif. LE ,01    (2-tailed)

Bei *Arbutus unedo* (Tab. 7.2.1/17) sind die Korrelationskoeffizienten der Paare Transferfaktor / Bodengehalte durchweg negativ. Das bedeutet, daß innerhalb der Stichprobe relativ hohe Aufnahmequoten der Pflanzen mit relativ niedrigen Bodengehalten einhergehen. Untereinander korrelieren nur die Transferfaktoren von jeweils Cadmium, Kupfer, Eisen, Quecksilber und Zink nicht mit Blei. Auf die Sonderstellung dieses Elementes wurde bereits an anderer Stelle hingewiesen. Daß die Bodenschwermetallgehalte untereinander für alle Elemente korrelieren, gilt nicht nur für die hier ausgewählten Standorte der Pflanzen, sondern allgemein unter der Voraussetzung, daß regional und nach Bodenhorizonten differenziert wird.

**Tab. 7.2.1/17:** Nichtparametrische Korrelation (Spearman) der Schwermetalltransferfaktoren von *Arbutus unedo* (07/1986)

Cu_Bod	,792**									
Fe_Bod	,473**	,539**								
Hg_Bod	,789**	,587**	,595**							
Pb_Bod	,802**	,699**	,515**	,779**						
Zn_Bod	,930**	,813**	,558**	,804**	,817**					
TF-Cd	-,922**	-,761**		-,653**	-,683**	-,879**				
TF-Cu	-,790**	-,989**	-,568**	-,619**	-,744**	-,855**	,759**			
TF-Fe	-,445**	-,630**	-,877**	-,611**	-,482**	-,555**	,414*	,621**		
TF-Hg	-,748**	-,621**	-,494**	-,828**	-,628**	-,677**	,713**	,622**	,536**	
TF-Pb										
TF-Zn	-,897**	-,823**	-,460**	-,704**	-,699**	-,954**	,923**	,813**	,548**	,663**
	Cd_Bod	Cu_Bod	Fe_Bod	Hg_Bod	Pb_Bod	Zn_Bod	TF-Cd	TF-Cu	TF-Fe	TF-Hg
* - Signif. LE ,05    ** - Signif. LE ,01    (2-tailed)										

Für *Quercus ilex* (Tab. 7.2.1/18) korrelieren wie bei *Arbutus unedo* die Transferfaktoren negativ mit den Bodengesamtgehalten. Darüber hinaus korrelieren die Transferfaktoren von Kupfer und Eisen mit keinem der Bodengehalte. Die Bodenschwermetallgehalte korrelieren alle untereinander. Bei den Transferfaktoren selbst korrelieren Zink mit Cadmium, Kupfer und Quecksilber sowie Cadmium mit Kupfer und Kupfer mit Eisen hochsignifikant.

**Tab. 7.2.1/18:** Nichtparametrische Korrelation (Spearman) der Schwermetalltransferfaktoren von *Quercus ilex* (07/1986)

Cu_Bod	,799**									
Fe_Bod	,386**	,465**								
Hg_Bod	,796**	,588**	,498**							
Pb_Bod	,775**	,693**	,442**	,768**						
Zn_Bod	,937**	,811**	,497**	,807**	,784**					
TF-Cd	-,603**	-,637**		-,480*		-,591**				
TF-Cu							,557**			
TF-Fe								,957**		
TF-Hg	-,801**	-,570**	-,499*	-,840**	-,631**	-,670**	,516*		,481*	
TF-Pb					-,616**				,548*	
TF-Zn	-,852**	-,860**	-,732**	-,801**	-,587**	-,945**	,620**	,679**		,623**
	Cd_Bod	Cu_Bod	Fe_Bod	Hg_Bod	Pb_Bod	Zn_Bod	TF-Cd	TF-Cu	TF-Fe	TF-Hg
* - Signif. LE ,05    ** - Signif. LE ,01    (2-tailed)										

Insgesamt zeigen sich somit pflanzen- und elementspezifische Unterschiede bei der Aufnahme von Schwermetallen aus dem Bodenpool. Bei den drei Testpflanzen korrelieren in der jeweiligen Stichprobe für alle Elemente die Bodenschwermetalle untereinander immer hoch signifikant. Dabei korrelieren die Transferfaktoren untereinander am meisten für *Arbutus unedo* (bis auf das Element Blei), weniger bei *Quercus ilex* und für die wenigsten Paare bei *Pistazia lentiscus*. Die Aufnahme aus der (Schad-) Stoffsenke Boden ist somit von Pflanze zu Pflanze verschieden. Somit sind Aufwuchsversuche mit Nahrungspflanzen (Kap. 6.4) ein weiterer wichtiger Schritt zur Beurteilung des Gefährdungspotentials der Böden in dem extrem schwermetallbelasteten Einzugsgebiet. Sie können dabei helfen, die potentiellen Einflüsse unterschiedlich hoher Bodenschwermetallgehalte auf Vegetation und Nahrungsketten besser abzuschätzen<sup>80</sup>. Dies entspricht der immer nachhaltiger vorgetragenen Aufforderung bei einer Gefährdungsabschätzung von Bodenverunreinigungen, sich nicht nur auf gesetzlich festgelegte Prüfwerte zu verlassen (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT BODEN, 1996). Vielmehr sollten (bei Überschreitung von Prüfwerten) Sachverhaltsermittlungen durchgeführt werden, bei denen u.a. „Pflanzenaufwuchsuntersuchungen im Hinblick auf unerwünschte Schadstoffanreicherungen in Nutzpflanzen angezeigt seien“ (EWERS, U., 1997, S. 35). Zu diesem Themenbereich wird im Kap. 7.5 noch einmal Stellung genommen.

<sup>80</sup> Häufig ist aus der Literatur zu entnehmen, daß eine solche Abschätzung nur begrenzt möglich sei. Dies wird darauf zurückgeführt, daß Schwermetallgehalte von Pflanzen aus Gefäßversuchen generell höher seien als solche, die auf den gleichen Böden, aber unter Freilandbedingungen aufwachsen würden (BRÜNE, H., 1982; deVRIES, M.P.C. u. TILLER, K.G. 1978; GRÜN, M. et al., 1987; WÜNSCH, A. et al., 1982). LOGAN, T.J. u. CHANEY, R.L. (1983) führen dies bei den Gefäßversuchspflanzen auf einen gleichmäßigeren Wasserhaushalt, höhere transpirationsfördernde Temperaturen, stärkere Durchwurzelung, höhere Salzkonzentrationen und eine pH-Absenkung des Bodens durch stärkeren Einsatz von Ammoniumstickstoff zurück. Neuere Vergleichsuntersuchungen zeigen jedoch, daß es keine „grundlegenden Unterschiede im arten-, kontaminationsgrad- und elementspezifischen Verhalten“ (LÜBBEN, S. u. SAUERBECK, D., 1991, S. 307) zwischen Feld- und Gefäßversuchspflanzen zu geben scheint. Dies bestätigen auch GUPTA, S.K. et al. (1990).

**Zusammenfassend** läßt sich bei den Schwermetallgehalte der Pflanzenproben feststellen, daß:

- Eintrag und Umverteilung in starkem Maße über den Luftpfad erfolgen. Insgesamt dominiert im Bergbaugebiet der Nahtransport, der Sedimente und Böden aus den kontaminierten Flächen in die nähere Umgebung verteilt. Dabei entstehen Belastungsstrukturen in der Vegetation, die nicht mehr deckungsgleich mit den Bodenbelastungen sind. Dies gilt in noch stärkerem Maße für die Forstschutzregion und für die Industriezone, da in diesen beiden Arbeitsgebieten dem Ferntransport eine dominierende Rolle zukommt, welche die bodenbezogenen Raummuster der Schwermetallverteilungen verwischt.
- mit Hilfe des Akkumulationsindikators *Inula viscosa* prägnant Areale unterschiedlicher Konzentrationshöhen dargestellt werden können. Ebenso läßt sich die Aufnahmearten im Bergbau- und Industriegebiet abschätzen. Gleiches gilt auch für *Pistazia lentiscus*, *Arbutus unedo* und *Quercus ilex*. Diese Pflanzen besitzen jedoch häufig voneinander abweichende räumliche Konzentrationsmuster.
- nur die Konzentrationsstrukturen von *Inula viscosa* derjenigen der Böden entsprechen. Dies wird darauf zurückgeführt, daß an den knapp oberhalb der Bodenoberfläche wachsenden Blättern Stäube anhaften, die aus dem direkten Umfeld der Pflanze stammen.
- die gegenüber dem Bergbaugebiet höheren Schwermetallgehalte der Pflanzen in der von den Böden her weitaus geringer belasteten Industriezone einerseits mit höheren Immissionseinträgen durch industrielle Emissionen und andererseits mit günstigeren Pflanzenverfügbarkeiten der Elemente in Zusammenhang gebracht werden können.
- jahreszeitliche Konzentrationsunterschiede bei verschiedenen Pflanzen uneinheitlich ausgeprägt sind. Dies wird mit abweichenden Expositionszeiträumen, mit klimagesteuerten Veränderungen der Depositionen und der Aufnahmearten durch pflanzeninterne Prozesse sowie vor allem auch mit standortökologischen Verschiedenartigkeiten einschließlich deren zeitlichen Variabilitäten in Zusammenhang gebracht.
- sich die unterschiedliche Entnahmehöhe der Blätter in den Blattkonzentrationen der immissionsbelasteten Einzugsgebieten widerspiegelt. Insgesamt ist deren Einfluß jedoch weitaus geringer als derjenige der jeweiligen Blattbeschaffenheit.
- sich einzugsgebietsspezifische Verteilungsmuster der Elementgehalte auch aus den Häufigkeitsverteilungen der einzelnen Elementkonzentrationen entnehmen und interpretieren lassen.
- sich die besondere Rolle von Kupfer bei *Pistazia lentiscus* in den Boxplots widerspiegelt. Die Konzentrationsveränderungen der anderen Elemente bei *Pistazia lentiscus* legen Tendenzen zeitlicher Variabilitäten nahe, können aber nicht als ein Beweis für solche herangezogen werden.
- sich Unterschiede zwischen den Arbeitsgebieten auch aus den Häufigkeitsverteilungen von *Arbutus unedo* entnehmen lassen. Die Ursache der durchgängigen Abnahme der Mediane und Konzentrationsbereiche von *Arbutus unedo* im Marganei und in Portoscuso zwischen Juli 1986 und März 1987 lassen sich auch hier nicht zweifelsfrei klären.
- auch die Korrelationsberechnungen der Boden- und Pflanzengehalte keine gleichbleibenden und eindeutig interpretierbaren Ergebnisse zeigen.
- bei den *Inula viscosa*-Proben aus Pixinamanna nur schwache Zusammenhänge zwischen den Boden- und Pflanzenkonzentrationen festgestellt werden können. Lediglich die positiven Korrelationen (95%-Niveau) zwischen den Blattgehalten von Zink und Cadmium legen eine gleiche Quelle dieser Schwermetalle nahe. Außerdem weist bei Cadmium die ebenfalls vorhandene positive Korrelation zwischen den Boden- und Pflanzengehalten auf den Boden als einen der Eintrittspfade hin. Gleichzeitig belegt diese Korrelation die hohe Mobilität dieses Elementes. Diese Bezüge lassen sich in Pixinamanna allerdings - trotz gleicher Standorte und Standortbedingungen - weder für *Pistazia lentiscus*, *Arbutus unedo* noch für *Quercus ilex* belegen, da bei diesen Pflanzen die Blattkonzentrationen fast aller Proben unterhalb der Nachweisgrenze lagen.
- die Korrelationskoeffizienten von *Pistazia lentiscus* für die verschiedenen Untersuchungszeiträume unterschiedliche Abhängigkeiten zwischen Böden und Pflanzen und zwischen den Pflanzenproben untereinander zeigen.
- hochsignifikante Korrelationen auf dem 99%-Niveau zwischen Böden und Pflanzen pflanzenspezifische Besonderheiten belegen. Diese lassen jedoch keine wechselseitigen Abhängigkeiten erkennen. Insgesamt sind in **Pixinamanna** Abhängigkeiten zwischen Boden- und Pflanzenschwermetallgehalten weniger auf den Bodenpool als auf sich ändernde Verteilungsprozesse zurückzuführen. Im **Marganei** hingegen existiert eine Vielzahl hochsignifikanter positiver Korrelationen bei den einzelnen Pflanzen. Diese belegen nicht nur enge Querbezüge zwischen den einzelnen Elementgehalten der Böden, sondern auch starke Abhängigkeiten der Pflanzengehalte von den Bodenkonzen-

- trationen. Dem hingegen sind in **Portoscuso** die auf das jeweils gleiche Element bezogenen Querbeziehungen zwischen Pflanzen und Böden weitaus schwächer als im Marganei.
- *Arbutus unedo* über ungünstigere korrelative Beziehungen verfügt, als *Pistazia lentiscus* und *Quercus ilex*.
  - die engsten Bezüge zwischen den Pflanzen- und Bodengehalten beim Element Zink feststellbar sind.
  - sich die Fragen, ob, wie und mit welchen Intensitäten die Pflanzen Schwermetalle aus dem Bodenpool aufnehmen und welche Einflüsse dabei den einzelnen Bodenparametern zukommt, nur begrenzt mit Hilfe von Hinweise aus der Literatur beantworten lassen.
  - auch die Bewertung linearer Regressionen bei heterogenen Datensätzen kaum signifikante Aussagen zulässt. Allerdings lassen sich Unterschiede bzw. Gemeinsamkeiten in den Verteilungsmustern einzelner Elemente erkennen. So zeigen die Verteilungsbilder der auf die jeweiligen Bodenkonzentrationen bezogenen Blattgehalte und die dazugehörigen linearen Regressionsgeraden in jedem Arbeitsgebiet Übereinstimmungen bei den Elementen Zink und Cadmium.
  - die R-Qu-Werte von *Arbutus*, *Pistazia* und *Quercus* zu den verschiedenen Probenahmezeitpunkten in keinem der drei Arbeitsgebiete gleichbleibende Werte besitzen. Außerdem unterscheiden sich bei der gleichen Pflanze und dem gleichen Element auch die einzelnen Arbeitsgebiete. Insgesamt verdeutlichen diese Werte, daß die Elementaufnahme in allen Fällen nicht nur elementspezifisch unterschiedlich, sondern auch zeitlich sehr variabel ist.
  - die Ergebnisse des Friedmann-Testes bei *Arbutus unedo* in sehr vielen Fällen den Schluß zulassen, daß die Entnahmezeit einen signifikanten Einfluß auf die Gehalte in den Pflanzen hat. Bei *Pistazia lentiscus* und *Quercus ilex* läßt sich dies dem hingegen häufig nicht belegen. Insgesamt ergibt sich beim Friedmann-Test für kein Element, für keine Pflanze und für kein Teiluntersuchungsgebiet ein einheitliches Muster. Somit sind generalisierende Aussagen im Hinblick auf zeitabhängige Elementtransfers nicht gerechtfertigt.
  - die Transferfaktoren arbeitsgebietspezifische Unterschiede erkennen lassen.
  - in vielen (aber nicht in allen) Fällen Transferraten Boden - Pflanze in der Reihenfolge Cd, Zn > Cu, Ni > Pb vorkommen.
  - die Transferfaktoren in starkem Maße von der Konzentrationshöhe der Bodenschwermetallgehalte abhängig sind. Dabei sinken mit steigenden Elementgehalten in den Böden die jeweiligen Transferfaktoren. Dies gilt für alle untersuchten Pflanzen und für die einzelnen Elemente.
  - signifikante Abhängigkeiten zwischen den pH-Werten der Böden und den Transferfaktoren vor allem bei den Zink- und Cadmiumgehalten der Blätter auftreten. Diese Zusammenhänge finden sich bei Zink und Cadmium in allen Einzugsgebieten und bei allen Pflanzen.
  - von allen Elementen Blei bei den geknickten Regressionsgeraden über die uneinheitlichsten Kurvenverläufe verfügt und kaum einen Bezug zum pH-Wert erkennen läßt.
  - keine Abhängigkeiten zwischen den Transferfaktoren und der organischen Substanz bzw. dem Tongehalt feststellbar waren.
  - auch die Korrelationskoeffizienten der Transferfaktoren und der Bodengesamtgehalte pflanzen- und elementspezifische Unterschiede bei der Aufnahme von Schwermetallen aus dem Bodenpool ergeben.

## 7.2.2 Immissionsproben

Nicht nur die im vorigen Kapitel dargestellten Sachverhalte belegen die unterschiedlichen Schwermetalleinträge über den Luftpfad, sondern vor allem auch die eigentlichen Immissionsmessungen. Da diese in den Kapiteln 6.1.5, 6.2.7 und 6.3.5 ausführlich dargestellt wurden, sollen hier nur einige zusammenfassende Aspekte erwähnt werden.

Während für **Portoscuso** keine räumlich differenzierbaren Aussagen über direkte Immissionseinträge im Zusammenhang mit den industriellen Aktivitäten gemacht werden können, belegen die Messungen in **Pixinamanna** luftbürtige Einträge, die von der Größenordnung her niedriger liegen als Werte aus abgelegenen ländlichen Gebieten der EG (Tab. 3.4/1). Sie unterstreichen damit nachdrücklich den Charakter dieses Gebietes als Reinluftzone, auch wenn - wie in Kap. 6.1.5 dargestellt - eine höhenstufenbezogene Zunahme der Schwermetalleinträge festgestellt wurde.

Ermittelt man für die Meßstationen in Pixinamanna die monatlichen Schwermetalleinträge in mg pro m<sup>2</sup>, so liegen diese bei **Cr** zwischen 0,06 und 0,45, bei **Fe** zwischen 24,18 und 104,47, bei **Ni** zwischen nn und 0,31, bei **Cu** zwischen 0,03 und 0,72, bei **Zn** zwischen 0,53 und 6,57, bei **Cd** zwischen nn und 0,03, bei **Hg** zwischen nn und 0,001 sowie bei **Pb** zwischen 0,18 und 1,62. Diese Werte liegen annähernd in der gleichen Größenordnung wie die Immissionswerte aus der abseits des Industriegebietes und entgegen der Hauptwindrichtung gelegenen Meßstation in Portoscuso, die für diesen Raum ebenfalls eine weitgehend unbelastete Situation belegt.

Im Gegensatz zu diesen Stationen belegen die Messungen im **Marganei** Elementeinträge, die z.T. extreme Größenordnungen erreichen. So wurden folgende maximale monatliche Elementgehalte gemessen: **Cr**: 14,05, **Fe**: 56.908, **Ni**: 3,7, **Cu**: 355, **Zn**: 15.211, **Cd**: 39,2, **Hg**: 8,712 und **Pb**: 5.075 (alle Werte in mg/(m<sup>2</sup> x Monat). Diese Konzentrationen werden vor allem in Sommermonaten in der Nähe der Flotationshalden erreicht. Sie übersteigen dabei vor allem bei den Elementen Fe, Cu, Zn, Cd, Hg und Pb industrielle Immissionen in Deutschland oder in den EG-Staaten stellenweise um Potenzen (Tab. 3.4/1).

Wie im Kapitel 6.2./7 ausgeführt, existiert im Bergbauggebiet eine breite Spanne bei den Elementeinträgen. Daneben dominiert Nahtransport und trockene Depositionen, die u.a. auch eine mögliche höhenstufenbezogene Differenzierung überdecken. Wegen der daher nur punktuellen Aussagekraft der Immissionsmessungen (s. dazu auch Kap. 6.2.7) wird auf eine flächenbezogene Berechnung des mittleren Elementeintrages durch Immissionen für die einzelnen Arbeitsgebiete verzichtet. Deutlich wird allerdings auch ohne eine solche Berechnung, daß es - vor allem in den Sommermonaten - zu einer gravierenden Umverteilung belasteter Sedimente innerhalb des Bergbauggebietes und zu einem beträchtlichen Austrag aus dieser kontaminierten Zone kommt.

Dies ist eine der Ursachen, daß - vor allem in Haldennähe - enge Beziehungen zwischen den Schwermetallgehalten in den Böden und den Immissionsproben existieren. Diese verringern sich mit zunehmender Entfernung von den Hauptkontaminationsquellen. In Pixinamanna und im Marganei lassen sich dem hingegen keine Abhängigkeiten zwischen Böden und Immissionen feststellen.

Gleiches gilt für die Beziehungen zwischen den Schwermetallgehalten von Immissions- und Pflanzenproben. Auch hier finden sich die höchsten Elementkonzentrationen auf (in) den Blättern an den Stellen mit den höchsten Immissionseinträgen. Dies sind in Pixinamanna die Schuttdeckenregion und das Umfeld des Forsthauses und im Marganei die Umgebungen der Halden. In Portoscuso ließen sich - ausschließlich über Pflanzengehalte - zwei Hauptimmissionszonen ausgliedern. Obwohl in diesen Gebieten keine Meßwerte von den (außer Funktion gesetzten) Immissionsstationen existieren, kann davon ausgegangen werden, daß auch hier die engsten Querbezüge zwischen dem Eintrag auf dem Luftpfad und den Pflanzengehalten existieren. Diese Zusammenhänge decken sich mit den Ergebnissen von HEINRICHS, H. u. MAYER, R. (1982); HÖLLWARTH, M. (1981a); KLOKE, A. (1980b, 1982b); LIGHTFOOT, E.S. u. TER HAAR, G.L. (1983) und VETTER, H. (1985).

### 7.2.3 Wasserproben

Beurteilt man die Exportraten der Schwermetallgehalte durch die fließende Welle unter Berücksichtigung der jeweiligen Abflußverhältnisse, so zeigt sich, daß diese fast ausschließlich an einzelne Hochwasserwellen gebunden sind und in partikulärer Form erfolgen. Dies ist eine Konsequenz der zeitlich sehr variablen Abfluß- und Transportverhältnisse bei torrentiellen Fließgerinnen. Trockenwetterabflüsse bewirken dem hingegen fast keinerlei Austräge. Sie verteilen jedoch meist nur geringfügige Sedimentfrachten innerhalb des Einzugsgebietes.

In den meisten Fällen wurden die periodischen Abflußregime der einzelnen Bäche durch einen allmählichen Aufbau des Abflusses mit zeitlich zwischengeschalteten Phasen des Versiegens, der Entwicklung von voneinander getrennten Fließstrecken und weitgehend diskontinuierlichen Abflußbahnen charakterisiert.

Als Folge dieser Rahmenbedingungen gab es in **Pixinamanna** nur wenige Fälle mit einem kontinuierlichen Aufbau des Abflusses und einem durchgängigen Fließen vom oberen Einzugsgebiet bis zur Mündung. Für solche Situationen wurden Jahresaustragsraten der Suspensionsfracht (s. Tab. 6.1.2/2 und Kap. 6.1.2) an einzelnen Meßstellen ermittelt, die im Gramm- (Cr, Cd, Hg) bis Kilogrammereich (Fe, Ni, Cu, Zn, Pb) lagen. Diese Fracht verblieb häufig im Einzugsgebiet.

Im Gegensatz dazu standen die einzelnen Hochwasserereignisse, die entweder einen kurzfristigen Gesamtabfluß bewirkten oder einen solchen markant überprägten. Der Gesamtabtrag eines Jahresganges war dabei fast ausschließlich an die Spülstöße während dieser Hochwasserwellen gebunden. Dies zeigen nachdrücklich die Messungen nach einzelnen Hochwasserereignissen. Dabei wurde innerhalb weniger Stunden während eines Spitzenabflusses ein vielfaches des monatlichen Austrages bei „Normalabflüssen“ exportiert.

Dies gilt in noch stärkerem Maße für das Einzugsgebiet des **Riu sa Duchessa**. Hier ist die räumliche und zeitliche Diskrepanz in den Schwermetallgehalten der fließenden Welle wesentlich höher als im Einzugsgebiet des Pixinamanna. Dies hängt zum einen mit der günstigeren Bereitstellung transportierfähiger Sedimente durch erosiv abgetragenes Haldenmaterial zusammen. Zum anderen ist es eine Funktion der Verkarstung in einem Teileinzugsgebiet. Dadurch wird die Diskontinuität im Abflußverhalten noch gesteigert, so daß ein durchgängiges Fließen über die gesamte Niederschlagsperiode kein einziges mal festgestellt werden konnte und ein vollständiger Gerinneabfluß vom obersten Einzugsgebiet bis zur Grotta di S. Giovanni nur sehr selten auftrat. Allerdings war auch hier der Einzugsgebietsaustrag an solche Gesamtabflüsse nach einzelnen Hochwasserereignissen gebunden.

Bei diesen erhöhte sich mit anschwellender Wasserführung durch Resuspendierung von Bachsedimenten und Eintrag von Haldenmaterial extrem die Schwebstofffracht und dadurch die Elementkonzentrationen. Letzteres steht - wie auch die hohe Oszillation der Elementkonzentrationen (s. Kap. 6.2.2) - konträr zur Konzentrationsentwicklung von perennierenden Gerinnen bei Hochwasserwellen (Erniedrigung durch Verdünnungseffekte).

Die Elementausträge schwanken entsprechend den differierenden Abflußmengen beträchtlich. Insgesamt verbleiben bei „Normalabflüssen“ auch hier die belasteten Sedimente fast gänzlich im Einzugsgebiet. Dem hingegen bewirkt eine mehrstündig anhaltende Hochwasserwelle ein mehrfaches des bei Normalabfluß üblichen Jahresaustrages. Dies zeigen vor allem die berechneten Austragswerte vom März 1988. Dabei wurden nach einem Spülstoß an der Probenstelle 21 Transportraten von 2.496 kg/d für Eisen, 1,3 kg/d für Nickel, 19,4 kg/d für Kupfer, 950 kg/d für Zink, 3,7 kg/d für Cadmium, 716 g/d für Quecksilber und 398 kg/d für Blei ermittelt. Diese Werte wurden aus einzelnen Wasserproben hochgerechnet. Sie machen - insbesondere durch die Größenordnung der Problemelemente Cd, Hg und Pb - deutlich, daß es sich dabei nicht um reale Werte handeln kann und belegen somit die Fragwürdigkeit der Berechnung von Elementausträgen bei nicht kontinuierlicher Erfassung der Frachten aus dem gesamten Fließwasserkörper.

Daher hat auch die auf die Schwebstoffgehalte bezogene Ermittlung des Einzugsgebietsaustrages vom November 1983 mit ca. 1.700 t/d nur unter der (nicht gegebenen) Voraussetzung einer innerhalb eines Tages gleichbleibenden Wasser- und Schwebstoffführung seine Gültigkeit. Trotz dieser Einschränkungen belegen die ermittelten Werte, daß eine einzige Hochwasserwelle im Riu sa Duchessa an einem Tag weit mehr ökotoxische Stoffe transportiert als der Pixinamanna in einem Jahr.

Im Gegensatz zu diesen beiden Torrenten steht der künstlich angelegte Ringkanal in **Portoscuso**. In diesem sind die niederschlags- und abflußbedingten Differenzierungen in der Schwermetallfracht weit aus geringer. Dieser Kanal läßt sich darüber hinaus wegen einer relativ gleichbleibenden Wasserführung, dem Fehlen von Spülstößen, einer kontinuierlichen Schlammabfuhr sowie einem zunehmenden Bewuchs kaum mit dem Pixinamanna und dem Riu sa Duchessa vergleichen. Insgesamt belegen die Schwermetallkonzentrationen in diesem Kanal einen Belastungszustand, der dem kontaminierten Gewässer in mitteleuropäischen Industriegebieten entspricht. Die Austragsraten sind hier gleichbleibend niedrig.

Als Fazit der Ermittlung der Austragsraten durch die Fließgewässer kann festgestellt werden, daß bei den natürlichen Gerinnen die Anzahl der Hochwasserwellen von Jahr zu Jahr beträchtlich schwankt und häufig überhaupt keine Spitzenabflüsse auftreten. Da an diese der Hauptaustag gebunden ist, läßt sich der reale Einzugsgebietsaustrag über einen längeren Zeitraum kaum erfassen. Daher können nur Näherungswerte angegeben werden. Dies kann als ein Charakteristikum für torrentielle Fließgerinne betrachtet werden.

Beziehungen zwischen den Schwermetallgehalten in den Wasser- und Bodenproben können für keines der Arbeitsgebiete festgestellt werden. Dies gilt gleichermaßen für die Bachsedimente und die Böden sowie für die Wasser- und Sedimentproben.

### 7.3 Aspekte der zeitlichen Veränderung der Schwermetallgehalte

Wie bereits im Kapitel 7.2.1 hervorgehoben, existieren bei allen **Pflanzenproben** zeitliche Unterschiede in den Konzentrationshöhen der Schwermetalle. Dies gilt für alle Arbeitsgebiete. Diese Unterschiede lassen sich hier nicht mit Veränderungen innerhalb der Schwermetallquellen während des Untersuchungszeitraumes in Verbindung bringen, da diese gleich geblieben sind. So wurden im Untersuchungszeitraum weder wirksame Erosionsschutzmaßnahmen durchgeführt, um den Abtrag von Haldenmaterial im Bergbaugesamt zu minimieren, noch wurden die industriellen Emissionen in Portoscuso durch entsprechende technische Maßnahmen verringert. Ebenso kann für Pixinamanna angenommen werden, daß auch in dieser industrieferneren Zone der Eintrag über den Luftpfad weitgehend konstant blieb.

Daher muß davon ausgegangen werden, daß zum einen klimatische Gegebenheiten Verursacher der zeitlich differierenden Elementkonzentrationen sind. Dabei spielt die hohe Variabilität der Niederschläge einschließlich deren unterschiedliche Intensitätsstrukturen ebenso eine Rolle wie die sich zeitlich ändernden Windfelder. So wurde beispielsweise für Pixinamanna nachgewiesen, daß parallel mit einer höhenstufenbezogenen Zunahme der Niederschlagsmengen auch die Konzentrationshöhen in Böden und Pflanzen zunahm.

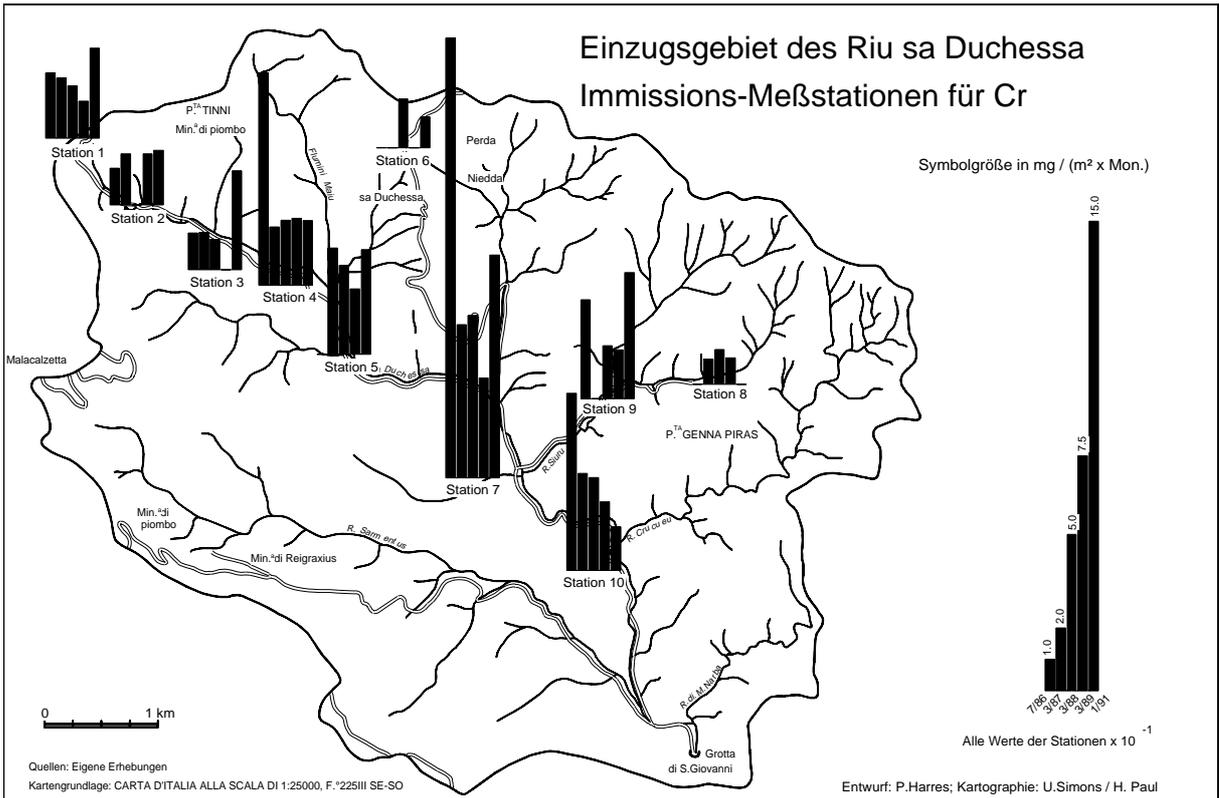
Zum andern zeigte es sich aber auch, daß nicht allein die klimagesteuerten Veränderungen der Depositionsraten eine Rolle spielen, sondern auch die Aufnahmeraten der Pflanzen zu den verschiedenen Entnahmezeitpunkten variieren. Dies spiegelte sich vor allem in den R-Qu-Werten der linearen Korrelationen (Tab. 7.2.1/11), im Friedmann-Test (Tab. 7.2.1/13, Abb. 7.2.1/12) und in den Transferfaktoren (Tab. 7.2.1/14 bis 7.2.1/16) wider. Letztere machen darüber hinaus deutlich, daß dabei nicht nur artspezifische Unterschiede in der Elementaufnahme existieren, sondern auch einzelne Elemente zu verschiedenen Zeitpunkten in unterschiedlicher Menge aufgenommen werden.

Diese Ergebnisse entsprechen den Untersuchungen von GARBER, K. (1974), der ebenfalls auf einen möglichen jahreszeitlichen Einfluß der Pflanzenschwermetallgehalte und auf zeitlich unterschiedliche Elementaufnahmen hinweist. So schreibt er, daß „für Gras ... aus Schottland (bei Zink) Werte von 0,3 bis 1,5 ppm (gefunden wurden), die im Spätherbst auf 10 ppm, im Spätwinter auf 30 bis 40 ppm anstiegen und im Frühjahr beim Neuaustrieb stark abfielen“ (GARBER, K., 1974, S. 4f).

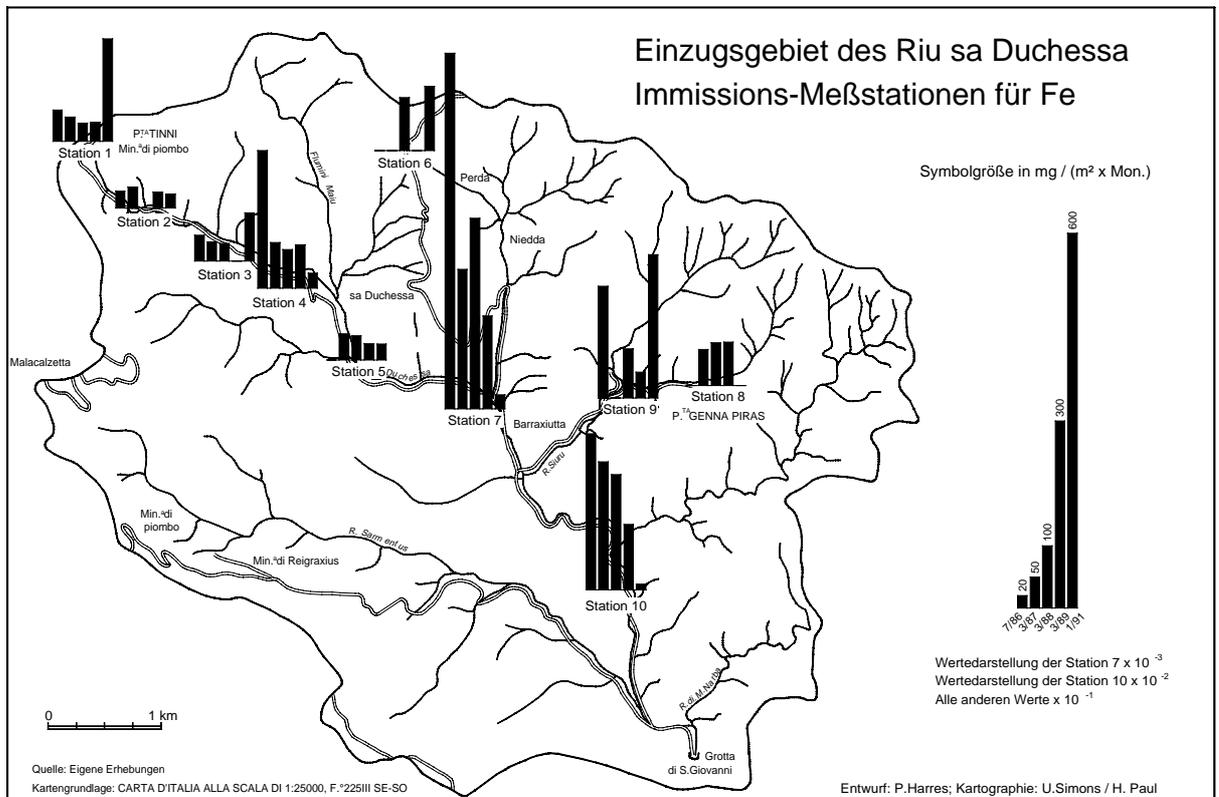
Die entsprechenden Ergebnisse aus Sardinien wurden bereits in den Kapiteln 6.1.4, 6.2.6 und 6.3.4 beschrieben. Auf die Schwierigkeit einer sachgerechten Interpretation wurde mehrfach hingewiesen.

Auch die zeitlichen Veränderungen der **Immissionsproben** zeigen keine gleichbleibenden Zusammenhänge. So waren (mit einer Ausnahme) in **Pixinamanna** (Kap. 6.1.5) die luftbürtigen Einträge an den einzelnen Stationen unabhängig vom Meßzeitpunkt, während sie im **Marganei** deutliche zeitliche Unterschiede aufwiesen. Diese waren für die einzelnen Stationen unterschiedlich ausgeprägt. Dabei wird der Einfluß der Jahreszeit auf die Höhe der Immissionen aus den Konzentrationshöhen der einzelnen Elemente an den verschiedenen Meßstationen deutlich (Abbildungen 7.3/1 bis 7.3/7).

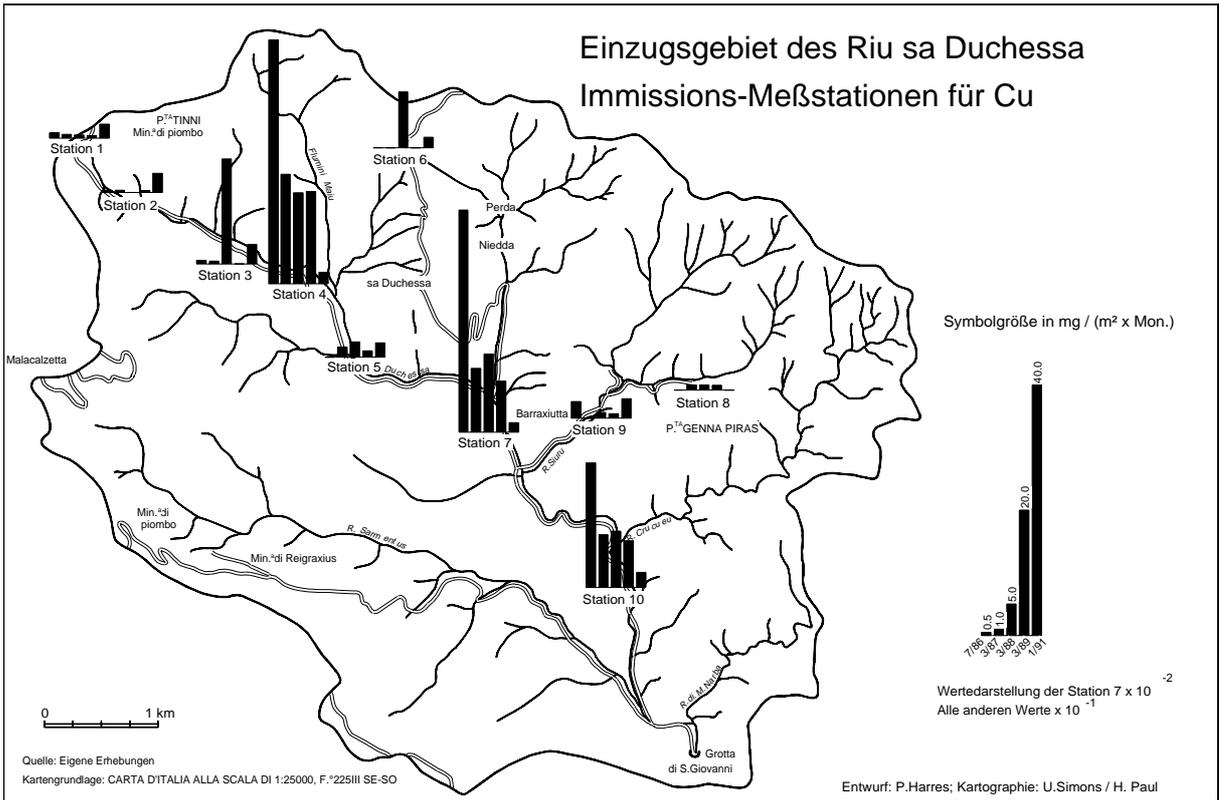
Aus diesen Abbildungen hebt sich für einige Stationen markant der Juli als Monat mit den höchsten Immissionseinträgen heraus. So finden sich die höchsten Konzentrationen vor allem an Stationen mit großen offenen Flächen und nah gelegenen Halden (Station 4, 7 und 10). Dort können sich konvektive Windbewegungen am besten entfalten. Bei Stationen, die am Rande oder innerhalb geschlossener Vegetationsbestände positioniert waren, werden dem hingegen diese Einflüsse stark verwischt und z.T. umgekehrt. So wurden bei der an der Wasserscheide gelegenen Station 1, wie auch an den Stationen 3 und 9 maximale Depositionen im Januar 1991 gemessen. Diese übersteigen die vorangegangenen Juliwerte stellenweise um ein vielfaches. Dies läßt den Schluß auf jahreszeitlich wechselnde lokale Windsysteme innerhalb des Einzugsgebietes zu.



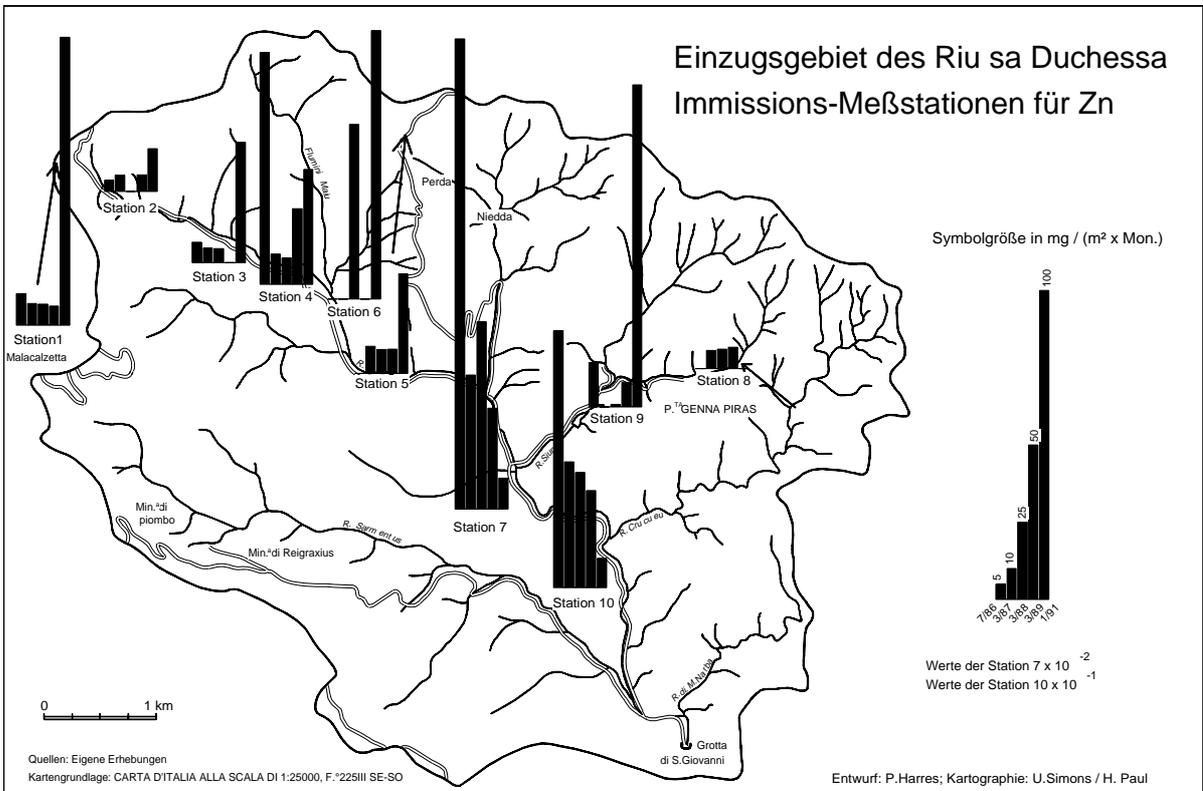
**Abb. 7.3/1:** Immissionshöhen von Chrom zu den verschiedenen Meßzeitpunkten im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa



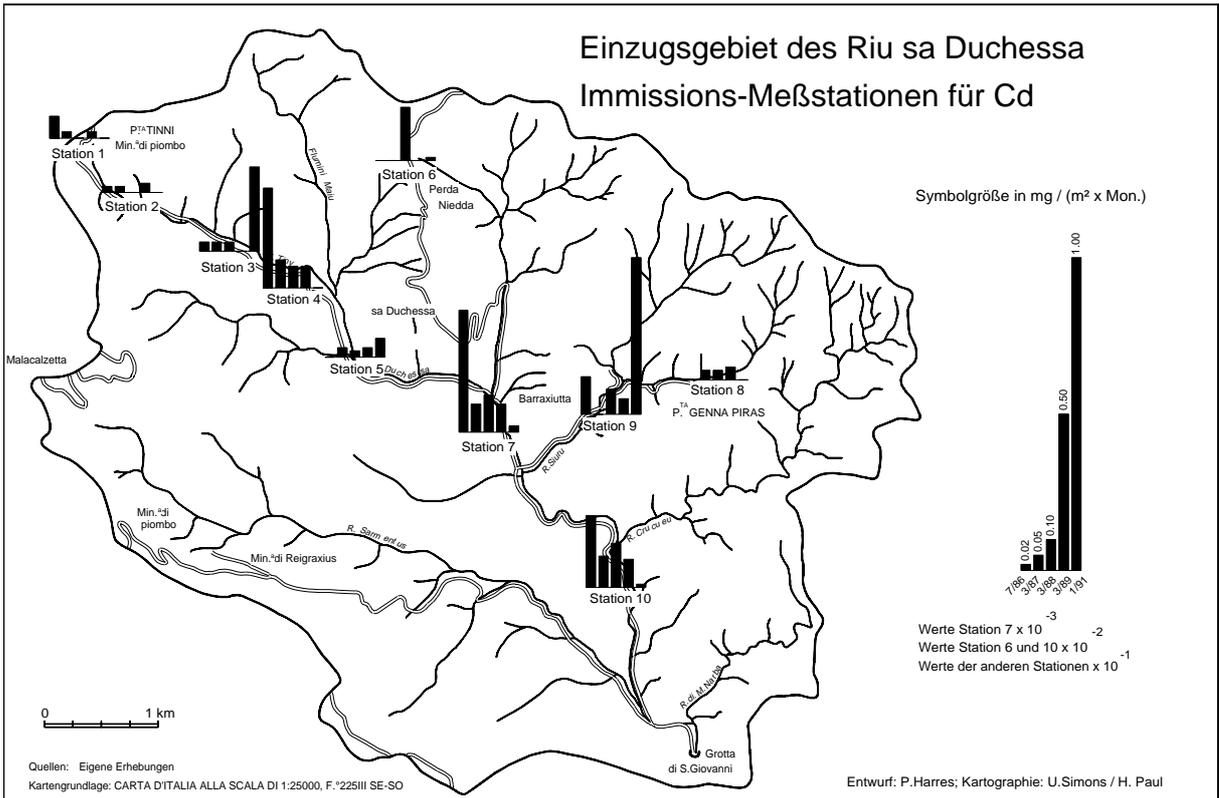
**Abb. 7.3/2:** Immissionshöhen von Eisen zu den verschiedenen Meßzeitpunkten im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa



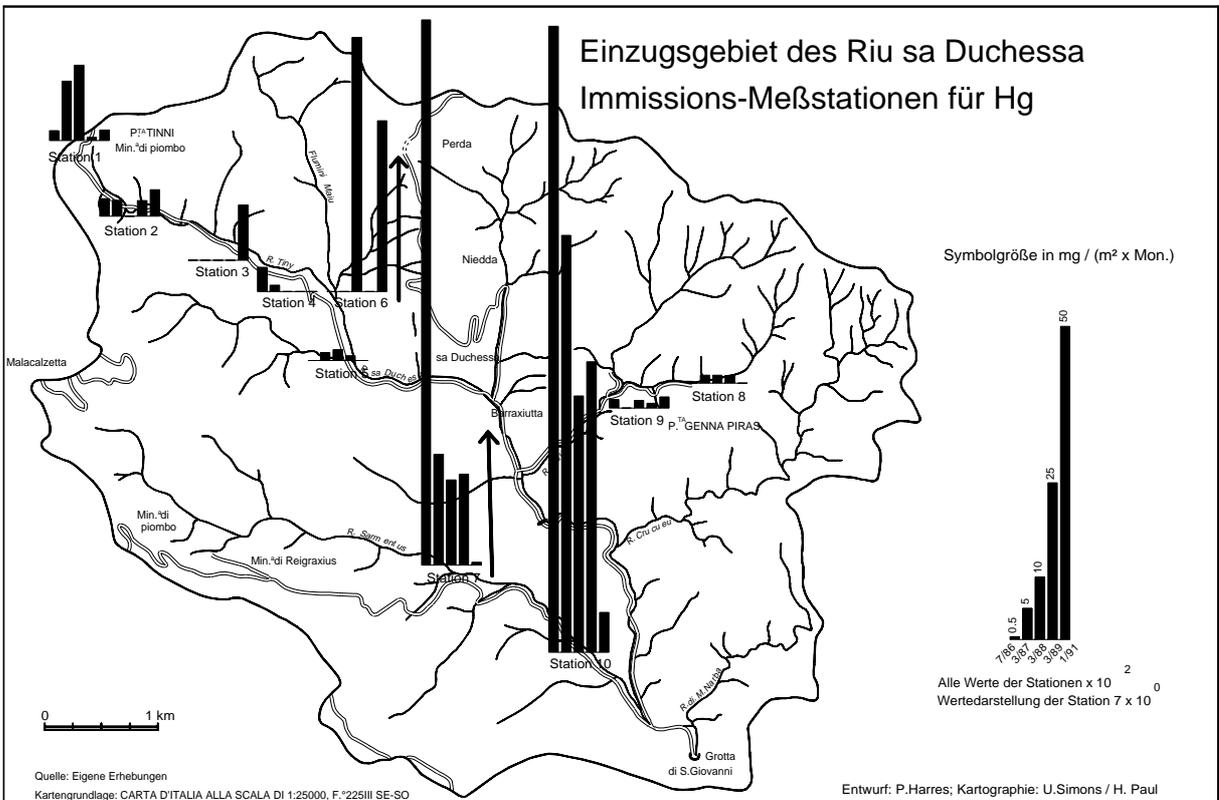
**Abb. 7.3/3:** Immissionshöhen von Kupfer zu den verschiedenen Meßzeitpunkten im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa



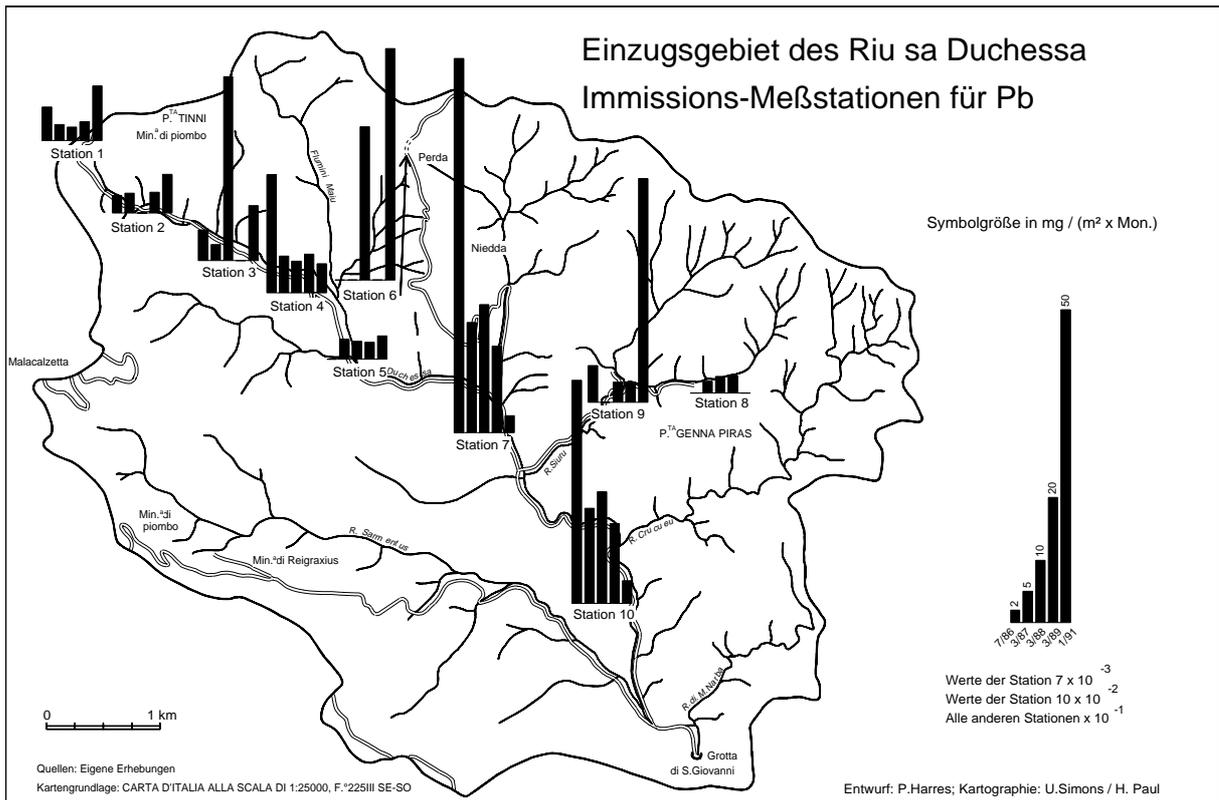
**Abb. 7.3/4:** Immissionshöhen von Zink zu den verschiedenen Meßzeitpunkten im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa



**Abb. 7.3/5:** Immissionshöhen von Cadmium zu den verschiedenen Meßzeitpunkten im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa



**Abb. 7.3/6:** Immissionshöhen von Quecksilber zu den verschiedenen Meßzeitpunkten im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa



**Abb. 7.3/7:** Immissionshöhen von Blei zu den verschiedenen Meßzeitpunkten im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa

Auffällig ist allerdings bei einem Vergleich der Immissionsstationen untereinander die Konzentrationsabnahme fast aller Elemente vom zentralen Einzugsgebiet aus zur nördlichen und nordöstlichen Wasserscheide. Diese Konzentrationsabnahme mit der Höhe steht im Gegensatz zu den Ergebnissen in Pixinamanna. Sie ist im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa weniger eine Konsequenz klimatischer Parameter, als vielmehr eine Folge der Konzentration leicht verlagerbarer Haldenkörper entlang der zentralen Achse des Einzugsgebietes.

Die Ursache der zeitlichen Veränderung der Schwermetallgehalte in den **Wasser- und Sedimentproben** liegt, wie ausführlich dargelegt, ausschließlich an den niederschlagsbedingten Unterschieden im Abflußverhalten der Fließgerinne. Da die Abflüsse zeitlich sehr variabel sind und Spitzenabflüsse während des gesamten Niederschlagshalbjahres auftreten können, können keine generalisierenden Aussagen getroffen werden.

## 7.4 Aspekte der Pflanzenverfügbarkeit

### 7.4.1 Ergebnisse des Extraktionsverfahrens

Die mit Ammoniumnitrat extrahierbaren Elementanteile der einzelnen Bodenproben wurden bereits in den Kapiteln 6.1.1.1, 6.2.1.1, 6.2.1.2, 6.3.1.1 und 6.3.1.2 dargestellt. Es zeigte sich, daß in allen Arbeitsgebieten und bei allen Elementen eine sehr breite Streuung der Konzentrationen zu finden war. Diese reichten von der Nachweisgrenze bis zu Maximalwerten, die - ebenso wie die Mittelwerte - Unterschiede zwischen den einzelnen Einzugsgebieten erkennen ließen, wie Tabelle 7.4.1/1 zeigt. Man erkennt bei einer elementbezogenen Betrachtung, daß sich die höchsten Maxima und Mittelwerte fast aller Schwermetalle im Marganei finden. Dabei liegen deren Konzentrationshöhen i.d.R. bei weitem über denen der anderen Arbeitsgebiete. Dies gilt jedoch nicht für Fe, Ni und Pb. So finden sich die höchsten maximalen Blei- und die höchsten mittleren Eisen- und Nickelgehalte in Pixinamanna, während bei den Maximalwerten in Portoscuso Eisen und Nickel dominieren.

**Tab. 7.4.1/1:** Maxima und Mittelwerte der Eluatkonzentrationen der drei Arbeitsgebiete

Werte	Elemente	Eluatkonzentrationen in µg/kg		
		Pixinamanna	Marganei	Portoscuso
Maximalwerte	Cr	12,6	1.115	13,3
	Fe	3.926	9.075	9.215
	Ni	195	192	271
	Cu	1.399	3.149	190
	Zn	22.118	83.500	17.643
	Cd	118	9.760	443
	Pb	18.750	17.950	2.075
Mittelwerte (geom. Mittel)	Cr	0,4	708	2,5
	Fe	626	408	470
	Ni	102	64	75
	Cu	63	98	63
	Zn	489	1.746	665
	Cd	8	55	22
	Pb	431	1.016	432

Eine Interpretation dieser Unterschiede erfordert sowohl die Berücksichtigung standortbezogener Gesichtspunkte als auch die der bodenbezogenen Parameter. Bei der Diskussion der Eluatkonzentrationen in den drei Arbeitsgebieten zeigte es sich bereits, daß die Extraktionsgehalte in Pixinamanna keine eindeutigen flächenbezogenen Interpretationen zuließen. Hingegen ließen sich im Marganei und in Portoscuso räumliche Zusammenhänge erkennen. Dabei schälten sich sowohl im Marganei als auch in Portoscuso Querbeziehungen zwischen den Eluatkonzentrationen, den Gesamtgehalten, den Karbonatgehalten der Oberböden und den pH-Werten der Böden heraus.

Diese möglichen Ursachen für die differierenden Eluatkonzentrationen wurden bereits in den vorangegangenen Kapiteln angesprochen, ohne daß auf die konkreten Zusammenhänge eingegangen wurde. Dies gilt auch für die Tiefenprofile, bei denen im Marganei (mit Ausnahme von Pb) die höchsten Eluatkonzentrationen in den Ah-Horizonten zu finden waren. Es wurde postuliert, daß dies mit den Immissionseinträgen in Zusammenhang gebracht werden kann. Auch in Portoscuso fanden sich bei einigen Elemente die höchsten „verfügbaren“ Anteile in den Ah-Horizonten. Dies deutet auch hier auf junge Einträge hin. Deren eluierbare Anteile scheinen i.d.R. deutlich höher zu sein als in pedogenetisch stärker beeinflussten Horizonten.

Um jedoch nähere Anhaltspunkte für die Richtigkeit der o.g. Zusammenhänge zwischen den Eluatkonzentrationen, den Raumstrukturen und den Bodenparametern zu erhalten, wurden - wie bereits zuvor in den Kapiteln 7.1 und 7.2 - verschiedene statistische Verfahren angewendet. So wurde beispielsweise für jedes Arbeitsgebiet die jeweiligen Prozentanteile der Ammoniumnitratextrakte von den Gesamtgehalten (Tab. 7.4.1/2 bis 7.4.1/15, alle im Anhang) ermittelt. Dabei ergaben sich sowohl bei den Maximalwerten als auch bei den Mittelwerten charakteristische Unterschiede. Tabelle 7.4.1/16 faßt diese für die drei Untersuchungsgebiete zusammen.

**Tab. 7.4.1/16:** Prozentbezogene Schwermetallanteile der Ammoniumnitratextrakte von den Gesamtgehalten in den einzelnen Untersuchungsgebieten

Prozentbezogene Schwermetallanteile der Ammoniumnitratextrakte von den Gesamtgehalten in den einzelnen Untersuchungsgebieten							
Element	Min./Max./Mittel.	Pixinamanna	N	Marganei	N	Portoscuso	N
Fe	Minima	0,00	154	0,00	154	0,00	54
	Maxima	0,10		0,02		0,15	
	Mittelwert	0,01		0,00		0,01	
Ni	Minima	1,29	6	0,00	86	0,21	50
	Maxima	4,87		1,45		33,63	
	Mittelwert	2,45		0,26		2,46	
Cu	Minima	0,00	50	0,01	100	0,00	35
	Maxima	7,56		0,78		2,67	
	Mittelwert	1,05		0,16		1,07	
Zn	Minima	0,02	153	0,00	156	0,00	53
	Maxima	35,00		4,79		16,95	
	Mittelwert	2,59		0,30		3,16	
Cd	Minima	0,00	155	0,01	154	0,11	55
	Maxima	46,90		48,53		73,83	
	Mittelwert	4,92		1,99		8,38	
Pb	Minima	0,10	156	0,00	157	0,02	55
	Maxima	30,00		2,81		26,25	
	Mittelwert	2,99		0,17		1,97	

Bereits bei der Betrachtung dieser Tabelle lassen sich - insbesondere bei den Mittelwerten - einige grundlegende Erkenntnisse gewinnen. So zeigt sich zum einen, daß die Prozentanteile im Marganei, im Gegensatz zu den in Tab. 7.4.1/1 dargestellten Absolutgehalten, generell am niedrigsten sind. Hier werden Werte erreicht, die - gegenüber Pixinamanna - bei Eisen um den Faktor 10, bei Nickel um den Faktor 9,4, bei Kupfer um den Faktor 6,5, bei Zink um den Faktor 8,6, bei Cadmium um den Faktor 2,5 und bei Blei um den Faktor 17,6 niedriger liegen. Dies ist vor allem auf die hohen Gesamtgehalte der Schwermetalle im Marganei aber auch auf die günstigeren Mobilisierungsbedingungen in Pixinamanna (niedrigere pH-Werte, geringe Karbonatanteile) zurückzuführen.

Zum anderen spiegeln sich in den unterschiedlichen Prozentanteilen der einzelnen Elemente die standortspezifischen Löslichkeitsverhältnisse der einzelnen Schwermetalle wider. Läßt man Blei einmal außer acht, so ergibt sich für alle Arbeitsgebiete die **Reihenfolge Fe < Cu < Ni < Zn < Cd**. Das Schwermetall Blei, das eigentlich als relativ immobil gilt, müßte zusammen mit Eisen sehr niedrige Prozentanteile aufweisen. Dies gilt auch für das Marganei und mit Einschränkungen für Portoscuso. In Pixinamanna jedoch erreicht Blei im Mittel jedoch fast 3% von den Gesamtgehalten, so daß es sich in der Reihenfolge der Elemente zwischen Zink und Cadmium schiebt. Womit hier die relativ hohe Löslichkeit zusammenhängt, kann nicht geklärt werden.

Ein weiterer aus der Tabelle ersichtlicher Sachverhalt ergibt sich aus dem Vergleich der Elementanteile von Pixinamanna und Portoscuso. Hier zeigt sich (wiederum mit Ausnahme von Blei), daß die Anteile der weniger mobilen Elemente in beiden Arbeitsgebieten identisch bzw. nahezu identisch sind (Fe: 0,01 zu 0,01, Ni: 2,45 zu 2,46, Cu: 1,05 zu 1,07). Bei den beiden mobileren Elementen Zink und Cadmium treten allerdings deutliche Unterschiede auf. Dabei erreicht der mittlere Prozentanteil von Zink in Portoscuso 122% des Wertes von Pixinamanna und der von Cadmium 170%. Dies muß als Beleg der für die günstigeren Verfügbarkeiten dieser Elemente in der Industriezone betrachtet werden. Somit unterstreicht dies die Schlußfolgerung, daß junge Immissionen über weitaus mobilere Schwermetallanteile verfügen als Elemente, die sich schon länger im Boden befinden. In letzterem Fall kann man davon ausgehen, daß Bodenprozesse die mobilen Elementanteile entscheidend beeinflussen, u.a. durch Sorptionsvorgänge, Okkludierungen oder durch einen partiellen Einbau in neugebildete Stoffgruppen.

Um eine solche Schlußfolgerung abzusichern, wurden daher die Datensätze der Bodenparameter und der Schwermetallgehalte ebenfalls Korrelationsanalysen unterworfen. Dabei wurden bei den Bodenparametern (Tab. 7.4.1/17) sehr unterschiedliche Abhängigkeiten in den einzelnen Arbeitsgebieten sichtbar. So zeigte es sich in **Pixinamanna**, daß mit steigenden Ton- und Schluffgehalten die extrahierbaren Anteile einiger Elemente sanken. Daneben stiegen die Elementgehalte von Eisen, Zink, Cadmium (und abgeschwächt auch von Blei) mit sinkenden pH- Werten und die von Zink, Cadmium und Blei mit steigender organischer Substanz sowie die von Cadmium mit sinkenden Karbonatgehalten. Dies entspricht weitgehend dem, was nach der Theorie zu erwarten ist. Auffällig ist jedoch, daß im **Marganei** eine weitaus geringere Zahl signifikanter Abhängigkeiten (99%-Niveau) existiert als in Pixinamanna und teilweise auch entgegengesetzte Korrelationen auftreten. So steigen in der Bergbauregion beispielsweise signifikant (99%-Niveau) die Extraktionsgehalte mit steigenden Karbonatgehalten. Dies läßt sich allerdings hier leicht erklären, da die Herkunft der Schwermetalle an karbonatische Serien gebunden ist. Die hier ebenfalls nachzuweisenden signifikanten Korrelationen mit der organischen Substanz legen es nahe, von Chelatisierungsvorgängen auszugehen, deren Wirksamkeit mit zunehmendem Gehalt der organischen Substanz wächst. Dies läßt sich allerdings für **Portoscuso** nur noch in sehr eingeschränktem Umfang (lediglich eine Korrelation auf dem 95%-Niveau mit Zink) belegen. Die übrigen Korrelationen in der Industriezone entsprechen (bis auf die Rolle der Tongehalte) von der Tendenz her den Verhältnissen in Pixinamanna. Bei der Tonsubstanz steigen die Extraktionsgehalte von Ni und Pb mit zunehmendem Tonanteil.

**Tab. 7.4.1/17:** Nichtparametrische Korrelation (Spearman) von Bodenparametern und Schwermetallgehalten aus den Eluaten der Ammoniumnitratlösung

**Pixinamanna: Bodenextraktionsgehalte - Bodenparameter**  
12 variables and max. 156 cases written.

--- SPEARMAN CORRELATION COEFFICIENTS ---

Fe_Extr.				-,3308**	-,2268**	,1771*	
Cu_Extr.	-,2830*		,2679*			,1501*	
Zn_Extr.	-,2533*	-,2651*	,3166**	-,3761**	-,2905**	,2988**	
Cd_Extr.	-,2899*	-,3843**	,4101**	-,2048**		,2290**	-,2505*
Pb_Extr.				-,1613*		,1875**	
	Ton	Schluff	Sand	pH_H2O	pH_CaCl2	org. Sub.	CaCO3

\* - Signif. LE ,05    \*\* - Signif. LE ,01 (1-tailed)

**Marganei: Bodenextraktionsgehalte - Bodenparameter**  
13 variables and max. 158 cases written.

--- SPEARMAN CORRELATION COEFFICIENTS ---

Fe_Extr.			-,1456*		,4929**	
Ni_Extr.	,2675*				,5159**	
Cu_Extr.	-,1769*	,2252*	,1403*	,1671*	,1860**	,3334**
Zn_Extr.		,2244*				
	Ton	Sand	pH_H2O	pH_CaCl2	org. Sub.	CaCO3

\* - Signif. LE ,05    \*\* - Signif. LE ,01 (1-tailed)

**Portoscuso: Bodenextraktionsgehalte - Bodenparameter**  
14 variables and max. 68 cases written.

--- SPEARMAN CORRELATION COEFFICIENTS ---

Fe_Extr.			,2745*	,2882**		
Ni_Extr.	,3523*					
Cu_Extr.						,3022*
Zn_Extr.			-,7086**	-,7022**	,2637*	-,3029*
Cd_Extr.			-,6079**	-,5960**		-,2370*
Pb_Extr.	,3494*	-,4532**				
	Ton	Sand	pH_H2O	pH_CaCl2	org. Sub.	CaCO3

\* - Signif. LE ,05    \*\* - Signif. LE ,01 (1-tailed)

Beurteilt man die Abhängigkeiten zwischen den Bodengesamt- und -extraktionsgehalten (Tab. 7.4.1/18) so zeigt es sich, daß in **Pixinamanna** die Elemente Chrom und Nickel kaum, alle anderen dagegen fast durchweg auf dem 99%-Niveau miteinander korrelieren. Auch im **Marganei** korrelieren bis auf das Element Eisen die Gesamtgehalte und die in der Extraktionslösung gemessenen Gehalte der Elemente auf dem 99%-Niveau. Darüber hinaus sind auch hier bis auf Eisen für alle anderen Elemente untereinander hochsignifikante Zusammenhänge zu verzeichnen. Diese sind unabhängig von der Extraktionslösung (HNO<sub>3</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> bzw. Ammoniumnitrat). Die mobilen Anteile stehen somit in beiden Arbeitsgebieten in enger Beziehung zu den Gesamtgehalten, d.h. hohe Gesamtgehalte implizieren statistisch gesehen auch hohe eluierbare Gehalte. Die Sonderstellung, die im Marganei für Chrom und Nickel mehrfach erwähnt wurde, zeigt sich durch die negativen Korrelationskoeffizienten auch bei der statistischen Bearbeitung.

**Tab. 7.4.1/18:** Nichtparametrische Korrelation (Spearman) von Schwermetallgesamtgehalten der Böden und Gehalten aus den Eluaten der Ammoniumnitratlösung

**Pixinamanna: Bodengesamtgehalte - Bodenextraktionsgehalte**  
12 variables and max. 156 cases written.

--- SPEARMAN CORRELATION COEFFICIENTS ---

Fe_Extr.	,2491**	,1777*	,2563**	,2799**	,2819**	,2836**	,2841**	,2309**
Cu_Extr.		,1429*		,3777**	,3330**	,1732*	,3078**	,2261**
Zn_Extr.				,1578*	,4181**	,3581**	,2888**	,4262**
Cd_Extr.					,3287**	,2263**	,1779*	,3202**
Pb_Extr.	,1593*	,3385**		,2430**	,2347**	,2519**	,3334**	,1750*
	Cr_Ges.	Fe_Ges.	Ni_Ges.	Cu_Ges.	Zn_Ges.	Cd_Ges.	Hg_Ges.	Pb_Ges.

\* - Signif. LE ,05    \*\* - Signif. LE ,01    (1-tailed)

**Marganei: Bodengesamtgehalte - Bodenextraktionsgehalte**  
17 variables and max. 158 cases written.

--- SPEARMAN CORRELATION COEFFICIENTS ---

Fe_Extr.								
Ni_Extr.								
Cu_Extr.								
Zn_Extr.								
Cd_Extr.								
Pb_Extr.								
	Cr_Ges.	Fe_Ges.	Ni_Ges.	Cu_Ges.	Zn_Ges.	Cd_Ges.	Hg_Ges.	Pb_Ges.

\* - Signif. LE ,05    \*\* - Signif. LE ,01    (1-tailed)

**Portoscuso: Bodengesamtgehalte - Bodenextraktionsgehalte**  
16 variables and max. 68 cases written.

--- SPEARMAN CORRELATION COEFFICIENTS ---

Fe_Extr.	,2827*		,2237*					
Ni_Extr.	,2733*	,3187**		,2160*				
Cu_Extr.			,2199*	,4676**			,2336*	
Zn_Extr.			,2704*		,3014**		,2445*	
Cd_Extr.					,3902**	,2695*	,3391**	,2925**
Pb_Extr.	,2225*	,2205*	,3035**		,3388**	,4013**	,3049**	,3021**
	Cr_Ges.	Fe_Ges.	Ni_Ges.	Cu_Ges.	Zn_Ges.	Cd_Ges.	Hg_Ges.	Pb_Ges.

\* - Signif. LE ,05    \*\* - Signif. LE ,01    (1-tailed)

Im Gegensatz zu diesen beiden Untersuchungsgebieten reduzieren sich bei sonst ähnlichen Abhängigkeiten in der Industriezone von **Portoscuso** die korrelativen Zusammenhänge. Allerdings korrelieren auch hier die Extraktionsgehalte von Cu, Zn, Cd und Pb mit den jeweiligen Gesamtgehalten, was ebenfalls auf die engen Zusammenhänge zwischen diesen beiden Fraktionen hinweist. Daneben zeigt sich auch hier die Sonderstellung von Chrom und Nickel durch negative Korrelationskoeffizienten mit den eluierbaren Zinkanteilen.

#### 7.4.2 Korrelative Zusammenhänge zwischen den Eluatgehalten und den Pflanzenproben

Die korrelativen Zusammenhänge zwischen den Eluatgehalten und den Pflanzenproben variieren in starkem Maße sowohl innerhalb der als auch zwischen den Pflanzen.

So zeigt es sich bei *Inula viscosa* (Tab. 7.4.2/1), daß in Pixinamanna positiv auf dem 99%-Niveau nur die Cadmiumgehalte von *Inula* mit den Extraktionsgehalten von Zink und Cadmium korrelieren. In Portoscuso finden sich ähnliche Zusammenhänge, allerdings auf einem niedrigeren Korrelationsniveau (95%). Dies weist darauf hin, daß in Portoscuso bei dieser Pflanze der Cadmiumaufnahme aus dem Boden eine geringere Bedeutung zukommt als in Pixinamanna. Auch dies kann man als Hinweis auf die weitaus höhere Immissionsbelastung in Portoscuso werten.

**Tab. 7.4.2/1:** Nichtparametrische Korrelation (Spearman) von *Inula viscosa* und Schwermetallgehalten aus den Eluaten der Ammoniumnitratlösung

Pixinamanna: Bodenextraktionsgehalte - <i>Inula viscosa</i> 07/86			
11 variables and max. 18 cases written.			
SPEARMAN CORRELATION COEFFICIENTS			
Fe_Extr.		,4124*	
Cu_Extr.			,4739*
Zn_Extr.	-,4099*	,3711*	,6829**
Cd_Extr.		,4434*	,8101**
Pb_Extr.			
	Fe_Inu	Zn_Inu	Cd_Inu

\* - Signif. LE ,05 \*\* - Signif. LE ,01 (1-tailed)

Portoscuso: Bodenextraktionsgehalte - <i>Inula viscosa</i> 07/1986						
12 variables and max. 33 cases written.						
--- SPEARMAN CORRELATION COEFFICIENTS ---						
Fe_Extr.		,3609*				
Ni_Extr.			-,3153*	-,3117*	-,3691*	-,3362*
Cu_Extr.					-,3267*	
Zn_Extr.		,4915**	,3279*	,4047*		
Cd_Extr.		,4181**		,3013*		
Pb_Extr.	,3147*					
	Fe_Inu	Cu_Inu	Zn_Inu	Cd_Inu	Hg_Inu	Pb_Inu

\* - Signif. LE ,05 \*\* - Signif. LE ,01 (1-tailed)

Während in Pixinamanna negative Korrelationen nur zwischen den Eisengehalten von *Inula* und den Extraktionsgehalten von Zink auftreten, finden sich in Portoscuso eine Vielzahl negativer Korrelationen zwischen den Extraktionsgehalten von Nickel und Kupfer mit verschiedenen Schwermetallen in (auf) der Pflanze. Auch dies läßt sich nicht eindeutig interpretieren. Gleiches gilt für die positiven Korrelationen auf dem 99%-Niveau zwischen den Kupfergehalten von *Inula* und den Extraktionsgehalten von Zink bzw. Cadmium.

Vergleicht man diese Korrelationen mit denen, die bei der gleichen Pflanze und den Schwermetallgesamtgehalten ermittelt wurden, so entsprechen sich in Pixinamanna (Tab. 7.2.1/2) lediglich die Korrelationen von Zn (Boden) und Fe (Pflanze) sowie von Cd (Boden) und Zn bzw. Cd (Pflanze). Allerdings ist dabei das Signifikanzniveau bei den Ammoniumnitratextrakten höher. Daher kann man hier davon ausgehen, daß das Extraktionsverfahren besser geeignet ist, die für *Inula* verfügbaren Elementanteile zu erfassen. Eine gleiche Schlußfolgerung läßt sich für Portoscuso nicht ziehen. Hier entsprechen sich - bis auf Eisen - die Signifikanzniveaus der Gesamtgehalte (Tab. 7.2.1/10) und der Eluate. Bei den Eisenkonzentrationen der Pflanze existieren darüber hinaus signifikante Korrelationen auf dem 99%-Niveau mit den Zink- und Cadmiumgesamtgehalten, die bei den Eluaten nicht auftreten.

Auch bei den Korrelationen der Eluatgehalte mit *Pistazia lentiscus* (Tab. 7.4.2/2) finden sich in den einzelnen Arbeitsgebieten sehr unterschiedliche Abhängigkeiten, die sogar stellenweise entgegengesetzte Tendenzen zeigen (z.B. Fe/Boden negativ auf dem 99%-Niveau mit Pb 11/86 und positiv auf dem 95%-Niveau mit Pb 3/87 in Portoscuso). Dies macht deutlich, daß nur wenige übergeordnete Grundprinzipien erkennbar sind. Als solche lassen sich die zahlenmäßig am häufigsten in Portoscuso vertretenen Korrelationen auf dem 99%-Niveau und die in allen Untersuchungsgebieten vorhandenen Korrelationen zwischen Cu/Boden und Cu/Pflanze (Pixi: 11/1986, Marg: 11/1986, Porto: 03/1987) sowie zwischen Zn/Boden und Zn/Pflanze (Pixi: 07/1986, Marg: 07/1986, Porto: 03/1987) aufführen. Daneben zeigt es sich, daß innerhalb der Einzugsgebiete in der Tendenz gleichbleibende, zwischen den Einzugsgebieten jedoch sehr unterschiedliche Abhängigkeiten existieren. So korrelieren beispielsweise mit den Zn- und Cd-Gehalten der Böden in Pixinamanna einige Elemente in (auf) *Pistazia lentiscus* negativ, während im Marganei und in Portoscuso ausschließlich (auch bei den gleichen Elementen) positive Korrelationen auftreten. Deutlich wird außerdem, daß zu unterschiedlichen Probenahmezeiträumen die gleichen Elemente ein unterschiedliches korrelatives Verhalten zeigen. Dadurch lassen sich auch bei dieser Pflanze keine für alle Bereiche gültigen Aussagen treffen.

**Tab. 7.4.2/2:** Nichtparametrische Korrelation (Spearman) von *Pistazia lentiscus* und Schwermetallgehalten aus den Eluaten der Ammoniumnitratlösung

**Pixinamanna: Bodenextraktionsgehalte - Pistazia lentiscus**  
20 variables and max. 49 cases written.

**SPEARMAN CORRELATION COEFFICIENTS**

Zn_7/86				-,3116*
Pb_7/86	-,6725*			-,6980*
Cu_11/86		-,5237*		
Zn_11/86	-,2790*			
Fe_3/87		,5237*		
Zn_3/87				-,2936*
Hg_3/87		,5174*		-,2988*
Pb_3/87		,9000*		
	Fe_BOD	Cu_BOD	Zn_BOD	Cd_BOD

\* - Signif. LE ,05 \*\* - Signif. LE ,01 (1-tailed)

**Marganei: Bodenextraktionsgehalte - Pistazia lentiscus**  
25 variables and max. 25 cases written.

**SPEARMAN CORRELATION COEFFICIENTS**

Fe_7/86	-,4010*		
Zn_7/86			,3473*
Hg_7/86			,4333*
Fe_11/86	-,3545*		
Cu_11/86		,4510*	
Hg_11/86			,5010**
Zn_3/87			,3889*
Cd_3/87			,7186*
Hg_3/87			,3657*
	Fe_BOD	Cu_BOD	Zn_BOD

\* - Signif. LE ,05 \*\* - Signif. LE ,01 (1-tailed)

**Portosusco: Bodenextraktionsgehalte - Pistazia lentiscus**  
25 variables and max. 38 cases written.

**--- SPEARMAN CORRELATION COEFFICIENTS ---**

Cu_7/86	-,7363*					
Cd_7/86		,5394*				
Cu_11/86			-,4099*			
Zn_11/86			,4236*			
Cd_11/86	-,6291*					
Pb_11/86		-,5520**				
Fe_3/87		,3761*				
Cu_3/87				-,5931**		
Zn_3/87		,3067*				
Cd_3/87			-,4302*	,4684**	,4740**	
Hg_3/87				,4522*	,4484**	
Pb_3/87		,3216*			,3488*	
	Cr_BOD	Fe_BOD	Ni_BOD	Cu_BOD	Zn_BOD	Cd_BOD

\* - Signif. LE ,05 \*\* - Signif. LE ,01 (1-tailed)

Der Vergleich der Korrelationskoeffizienten der Gesamtgehalten (Tab. 7.2.1/3, 7.2.1/6 und 7.2.1/11) mit denen der Eluatgehalten zeigt für Pixinamanna die gleichen Grundtendenzen wie bei *Inula viscosa*. Im Marganei dominieren jedoch die signifikanten Korrelationen zwischen Boden und Pflanze bei den Gesamtgehalten. Dies gilt in etwas abgeschwächter Form auch für Portosusco. Dies zeigt, daß im Falle von *Pistazia lentiscus* dem Extraktionsverfahren mit Ammoniumnitrat in diesen beiden belasteten Arbeitsgebieten mit den z.T. sehr hohen Depositionsraten keinerlei Aussagekraft zukommt.

Auch bei *Arbutus unedo* (Tab. 7.4.2/3, im Anhang) und *Quercus ilex* (Tab. 7.4.2/4, im Anhang) lassen sich gleiche Schlußfolgerungen ziehen, sowohl was die Korrelation der Bodenextraktionsgehalte mit den Pflanzengehalten als auch was den Vergleich der Arbeitsgebiete untereinander und den Vergleich mit den Korrelationen bei den Gesamtgehalten betrifft.

Im Gegensatz zu diesen Pflanzen finden sich jedoch bei *Vitis vinifera* (Tab. 7.4.2/5) zahlreiche signifikante Korrelationen auf dem 99%-Niveau, die einen engen Bezug zwischen den Eluatgehalten und den Elementkonzentrationen der Blätter belegen. So korrelieren positiv die Zink- und Cadmiumgehalte der Böden mit den Zink-, Cadmium-, Quecksilber- und Bleigehalten der Blätter (Zn/Boden mit Zn/Pflanze jedoch nur auf dem 95%-Niveau). Dies hebt jedoch die einschränkenden Bemerkungen über die Aussagekraft der Ammoniumnitratextraktion für die Pflanzenproben in den anthropogen hoch belasteten Einzugsgebieten nicht auf.

**Tab. 7.4.2/5:** Nichtparametrische Korrelation (Spearman) von *Vitis vinifera* und Schwermetallgehalten aus den Eluaten der Ammoniumnitratlösung

Portoscuso: Boden (Extraktion) und Vitis vinifera			
13 variables and max. 27 cases written.			
SPEARMAN CORRELATION COEFFICIENTS			
Fe_7/86	-,5368**		
Zn_7/86		,4024*	,4644**
Cd_7/86	-,3505*	,4794**	,5066**
Hg_7/86		,4778**	,5357**
Pb_7/86	-,4846**	,4938**	,5133**
	Ni_BOD	Zn_BOD	Cd_BOD

\* - Signif. LE ,05    \*\* - Signif. LE ,01 (1-tailed)

## 7.5 Aspekte einer potentiellen Belastung von Nahrungspflanzen

Wie in den vorangegangenen Kapiteln gezeigt wurde, besitzen zahlreiche Elemente sowohl in den Böden im Marganei als auch in Portoscuso Konzentrationshöhen, die in der Literatur als pflanzen-schädigend betrachtet werden. Dennoch stockt, insbesondere im Marganei, auf den kontaminierten Standorten eine morphologisch vital wirkende Vegetation. Sieht man einmal von den zahlreichen pilzbefallenen Eicheln (s. Foto 5.3.2.2/7, im Anhang) im Marganei oder von den Blattschädigungen in Portoscuso (Foto 5.3.3/15 u. 5.3.3/16, im Anhang) ab, so scheinen sich die Schwermetallbelastungen vor allem in den z.T. sehr hohen Elementgehalten der Blätter widerzuspiegeln. Diese sind stellenweise so hoch, daß sogar phytotoxische Schwellenwerte überschritten werden. Letzteres betrifft insbesondere *Inula viscosa* sowie bei allen Pflanzen im Marganei die „Problemelemente“ Cd, Hg und Pb.

Um im Zusammenhang mit diesen sehr hohen Blattgehalten der Frage nachgehen zu können, ob ein potentieller Eintrag in Nahrungsketten möglich ist, wurde zum einen der im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa direkt produzierte Pecorino untersucht (Kap. 6.2.8). Dabei konnten keine Überschreitungen der Schwermetallrichtwerte festgestellt werden.

Zum anderen wurden Aufwuchsversuche mit Nahrungspflanzen durchgeführt. Diese Pflanzen verfügen über ein günstiges Aufnahmevermögen für Schwermetalle. Auf Untersuchungen der in den Arbeitsgebieten kultivierten Nutzpflanzen wurde - bis auf *Vitis vinifera* in Portoscuso - verzichtet, da nicht überall die gleichen Agrarprodukte angebaut wurden. Daneben existierten bei den verschiedenen angebauten Nutzpflanzen keine gleichbleibenden Dünge- und Bearbeitungsmaßnahmen. Außerdem kam es zusätzlich auf den Äckern zu einer unterschiedlichen Zufuhr von problematischen Stoffen (u.a. Abwässer, Sonderabfälle). Durch diese Rahmenbedingungen erhöhten sich die Einflußfaktoren auf die Schwermetallgehalte der Anbauprodukte, wodurch eine Beurteilung erschwert wurde. Um eine auf die Schwermetallkontamination von Böden beziehbare Belastung zu erfassen erschien es daher sicherer mit Aufwuchsproben auf den zu beurteilenden Böden zu arbeiten.

### 7.5.1 Schwermetallgehalte in den Aufwuchsproben

Da die Ergebnisse der Aufwuchsversuche (Wachstumsverhältnisse, Schwermetallgehalte) bereits im Kap. 6.4 ausführlich dargestellt wurden, sollen hier mit Hilfe von Spearman Korrelationen die Einflüsse der Boden- auf die Pflanzenschwermetallgehalte ermittelt werden. Wie Tabelle 7.5.1/1

zeigt, finden sich - neben signifikanten Korrelationen einzelner Bodenschwermetallgehalte untereinander - zahlreiche Querbeziehungen zwischen **Kresse-** und **Bodengesamtgehalten**. Diese sind in der Tabelle dunkel herausgehoben. Daneben treten Interkorrelationen einzelner Elemente bei der Kresse auf.

**Tab. 7.5.1/1:** Nichtparametrische Korrelation (Spearman) von Schwermetallgehalten in Böden und Kresse

**Pixinamanna: Kresse und Bodengesamtgehalte**  
12 variables and max. 78 cases written.

--- SPEARMAN CORRELATION COEFFICIENTS ---

Cu_Kres									
Zn_Kres	,2167*								
Cd_Kres		,5899**							
Pb_Kres		,2296*	,2905**						
Fe_Bod	,2380*		-,1947*	-,2561*					
Cu_Bod	-,1967*	,2025*			,3524**				
Zn_Bod	-,2318*		,3127**	,2419*	,4324**	,5988**			
Cd_Bod	-,2687**	,2306*	,2100*	,4179**	,4276**	,8108**			
Pb_Bod	-,2588*	,3757**	,4094**		,3603**	,7489**	,7042**		
Fe_Kres	Cu_Kres	Zn_Kres	Cd_Kres	Fe_Bod	Cu_Bod	Zn_Bod	Cd_Bod		

\* - Signif. LE ,05      \*\* - Signif. LE ,01      (1-tailed)

**Marganei: Kresse und Bodengesamtgehalte**  
16 variables and max. 102 cases written.

--- SPEARMAN CORRELATION COEFFICIENTS ---

Fe_Kres										
Cu_Kres										
Zn_Kres	,1791*	,3205**								
Cd_Kres		,2240*	,7048**							
Pb_Kres	,4959**	,2769**	,5995**	,4737**						
Fe_Bod	,2535**	,4974**			,1797*					
Cu_Bod	,3937**	,3365**	,6234**	,3637**	,5709**					
Zn_Bod		,8019**	,5189**	,4830**	,3447**	,4740**	,2818**			
Cd_Bod		,6002**	,3839**	,4634**		,3293**		,9082**		
Pb_Bod		,6827**	,4301**	,3823**	,3140**	,4303**	,2218*	,8096**	,7267**	
Fe_Kres	Cu_Kres	Zn_Kres	Cd_Kres	Pb_Kres	Fe_Bod	Cu_Bod	Zn_Bod	Cd_Bod	Pb_Bod	

\* - Signif. LE ,05      \*\* - Signif. LE ,01      (1-tailed)

**Potoscuso: Kresse und Bodengesamtgehalte**  
12 variables and max. 60 cases written.

--- SPEARMAN CORRELATION COEFFICIENTS ---

Cu_Kres	,4622**									
Zn_Kres	,2668*	,5179**								
Cd_Kres		,3221**	,6573**							
Pb_Kres	,4779**	,3691**	,5376**							
Fe_Bod	-,3424**	-,2753*		-,2770*						
Cu_Bod					,3181**					
Zn_Bod		,4938**	,5347**			,3874**				
Cd_Bod	-,2755*	,3088**	,5168**			,4052**	,8983**			
Pb_Bod	-,2415*	,4069**	,5309**			,3872**	,8693**	,8127**		
Fe_Kres	Cu_Kres	Zn_Kres	Cd_Kres	Pb_Kres	Fe_Bod	Cu_Bod	Zn_Bod	Cd_Bod		

\* - Signif. LE ,05      \*\* - Signif. LE ,01      (1-tailed)

Insgesamt existieren sowohl arbeitsgebietsspezifische als auch für alle Untersuchungsgebiete gleichbleibende Zusammenhänge. So korrelieren generell - meist auf dem 99%-Niveau - die Zink-

und Cadmiumgehalte der Kresse positiv mit den Zink-, Cadmium- und Bleigehalten der Böden. Innerhalb der Pflanzengehalte korrelieren in allen Untersuchungsgebieten die Kupfergehalte mit den Zinkgehalten und die Zinkgehalten mit den Cadmium- und Bleigehalten.

Neben diesen in allen Gebieten feststellbaren Zusammenhänge finden sich vor allem im Marganei weitere hochsignifikante Korrelationen. So korrelieren hier auf dem 99%-Niveau zusätzlich Fe (Kresse) mit Fe und Cu (Boden), Cu (Kresse) mit Fe, Cu, Zn, Cd und Pb (Boden), Zn (Kresse) mit Cu (Boden), Cd (Kresse) mit Cu (Boden) sowie Pb (Kresse) mit Cu, Zn und Pb (Boden). **Diese Korrelationen machen deutlich, daß insbesondere von den hohen Schwermetallgehalten in den Böden und Sedimenten der Bergbauregion ein nicht zu unterschätzender Eintrag in Nahrungspflanzen ausgehen kann.**

Da diese Substrate - wie gezeigt - sowohl in den Anbauzonen des Cixerigrabens akkumuliert werden, als auch durch Wasserentnahme aus der Torrente im Zusammenhang mit Bewässerungsmaßnahmen auf die Pflanzen gelangen, kann dieser Pfad aktiviert werden und u.a. zu krankhaften Veränderungen bei den Verbrauchern führen. Damit ist vor allem dann zu rechnen, wenn auf der einen Seite Pflanzen mit einer hohen Schwermetallaufnahme angebaut werden und auf der anderen Seite mobilitätserhöhende Randbedingungen (niedrige pH-Werte, Einsatz von Wirtschaftsdüngern und/oder physiologisch sauren Düngern, Verregnung von Haushaltsabwässern mit komplexierenden Stoffen etc.) vorhanden sind. Da beides im südsardischen Raum häufig anzutreffen ist, muß von einer potentiellen Gefährdung der Menschen durch den Verzehr schwermetallbelasteter Nahrungspflanzen ausgegangen werden.

Neben den Korrelationen von Kresse mit den Schwermetallgesamtgehalten zeigen auch diejenigen mit den **Elementgehalten aus den Eluaten** (Tab. 7.5.1/2) prinzipiell die gleichen Tendenzen.

**Tab. 7.5.1/2:** Nichtparametrische Korrelation (Spearman) von Schwermetallgehalten aus den Eluaten der Ammoniumnitratlösung mit Kresse

Pixinamanna: Kresse und Bodenextraktionsgehalte					
10 variables and max. 73 cases written.					
--- SPEARMAN CORRELATION COEFFICIENTS ---					
FE_KRES	-,3600**				-,4632**
ZN_KRES		,5994**		,5665**	
CD_KRES		,4307**		,5993**	
PB_KRES		,5253*			
	FE_BOD	CU_BOD	ZN_BOD	CD_BOD	PB_BOD
* - Signif. LE ,05    ** - Signif. LE ,01 (1-tailed)					

Marganei: Kresse und Bodenextraktionsgehalte					
13 variables and max. 87 cases written.					
SPEARMAN CORRELATION COEFFICIENTS					
CU_KRES		,3747**	,3321**	,1775*	
ZN_KRES	,2155*	,4730**	,4990**	,2394*	
CD_KRES		,3444*	,3016**	,3658**	
PB_KRES		,3129**	,3153**		
	FE_BOD	NI_BOD	ZN_BOD	CD_BOD	PB_BOD
* - Signif. LE ,05    ** - Signif. LE ,01 (1-tailed)					

Portosuso: Kresse und Bodenextraktionsgehalte					
12 variables and max. 60 cases written.					
SPEARMAN CORRELATION COEFFICIENTS					
FE_KRES	-,4747**	,2981*	,3080**		
CU_KRES		,4388**	,3948**		
ZN_KRES	-,4070*	,8539**	,8464**		
CD_KRES		,6322**	,6953**	,2773*	
PB_KRES		,5220**	,6031**		
	CU_BOD	ZN_BOD	CD_BOD	PB_BOD	
* - Signif. LE ,05    ** - Signif. LE ,01 (1-tailed)					



## 8 ZUSAMMENFASSUNG

Die vorliegende Untersuchung hatte sich die Aufgabe gestellt, in drei unterschiedlich strukturierten und genutzten Gebieten in Südsardinien die jeweilige Differenzierung der Gehalte von Chrom, Eisen, Nickel, Kupfer, Zink, Cadmium, Quecksilber und Blei in verschiedenen Umweltkompartimenten zu erfassen. Daneben sollte deren Veränderung über einen längeren Zeitraum festgestellt und mögliche Wechselbeziehungen mit einzelnen Teilgliedern der Geoökosysteme erkundet werden. Dazu wurden - z.T. mehrfach in zeitlich auseinander liegenden Abständen - Böden, Fließgewässer, Sedimente, Pflanzen und Immissionen untersucht und zueinander in Bezug gesetzt. Aus den zu ermittelnden Querbezügen wurden Aussagen zur geoökologischen und gesellschaftlichen Relevanz möglicher Schwermetallbelastungen erhofft. Um Hinweise auf den potentiellen Transfer der Schwermetalle in Nahrungsketten zu erhalten wurden außerdem noch Aufwuchsversuche mit Kresse und Spinat durchgeführt.

Als Arbeitsgebiete wurden eine anthropogen weitgehend unbelastete Forstschutzregion (Einzugsgebiet der Torrente Pixinamanna), eine Zone mit Bergbaualtlasten (Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa) und eine junge Industriezone (Portovesme - Portoscuso) gewählt.

Da in den Zwischenzusammenfassungen am Ende der Unterkapitel 4.1.2 (S. 54), 6.1.1 (S. 112), 6.1.2 (S. 123), 6.1.4 (S. 134), 6.2.1 (S. 158), 6.2.2 (S. 176), 6.2.5 (S. 187), 6.2.6 (S. 207), 6.2.7 (S. 221), 6.3.1 (S. 238), 6.3.2 (S. 243), 6.3.3 (S. 246), 6.3.4 (S. 266), 7.1 (S. 307) und 7.2.1 (S. 335) sowie in den Kapiteln 6.1.6 (S. 136), 6.2.9 (S. 222), 6.3.6 (S. 268) und 6.4.1 (S. 287) die wesentliche Ergebnisse der Untersuchung bereits dargestellt wurden, lassen sich in dieser abschließenden Zusammenfassung Wiederholungen nicht vermeiden. Um diese jedoch nicht zu ausführlich werden zu lassen, sollen hier vor allem die Antworten zu den eingangs formulierten Fragestellungen der Arbeit in den Vordergrund gerückt werden. Dabei wird zuerst auf die Resultate der Schwermetalluntersuchungen bei den einzelnen Teilgliedern der Geoökosysteme und im Anschluß daran auf deren Wechselbeziehungen eingegangen.

### ERGEBNISSE DER BODENUNTERSUCHUNGEN

So zeigte es sich schon bei den Voruntersuchungen, daß bei den Böden durch eine möglichst hohe Probenichte bei gleichzeitiger Wahl von Mischproben aus einer größeren Fläche die Schwermetallverteilung realistisch wiedergegeben werden konnte. Dies galt v.a. für Untersuchungsgebiete, in denen die Substrat- und Bodenverhältnisse sich nicht gravierend änderten. In stark heterogen strukturierten Einzugsgebieten jedoch reichte auch ein engmaschiges Probenetz nicht aus, um die tatsächlichen einzugsgebietsinternen Elementdifferenzierungen zu erfassen. Dies schränkte die Aussagekraft der räumlichen Verteilung der Schwermetallgehalte in der Bergbauregion - trotz hoher Probenzahl - ein. Verschärft wurde dieser Sachverhalt, wenn zusätzlich zu einer - wie auch immer bedingten - großen Spannweite in den Metallkonzentrationen noch stark differierende Bodengesellschaften traten.

Stark differierende Bodengesellschaften bedingten auch eine hohe Varianz in der Struktur der **Tiefenverteilungskurven** einzelner Elemente, auch wenn diese bereits bei nah beieinander liegenden identischen Bodentypen deutliche Unterschiede aufweisen konnten. Dies fand sich vor allem dann, wenn - wie für die Forstschutzregion belegt - die Bodenbildung in starkem Maße von kleinräumig wechselnden Gesteinsdifferenzierungen (Kluftgitter, Zusammensetzung, Art bzw. Intensität der Vorverwitterung) modifiziert wurde. Insgesamt wurde jedoch in allen Untersuchungsgebieten deutlich, daß der Pedogenese bei den Tiefenverteilungskurven nur eine geringe Bedeutung zukam, da wenig entwickelte Böden bei weitem dominierten. Dies war bereits bei der Darstellung der Häufigkeitsverteilung der Elemente (mit Ausnahme von Eisen) erkennbar.

Dennoch ergaben sich aus den Tiefenverteilungen der Schwermetallgehalte der wichtigsten Typen und Subtypen zahlreiche Hinweise auf **pedogenetisch bedingte Verlagerungen**, die mit den bekannten Abhängigkeiten (s. Tab. 3.1/2) im Einklang standen. Solche Hinweise fanden sich v.a. in Pixinamanna und in der Industriezone. In der Bergbauregion wurden sie durch die Höhe der direkten und indirekten anthropogenen Überprägung und die extremen Konzentrationshöhen der Elemente unterdrückt. Dies zeigte sich sowohl bei den Gesamtschwermetallgehalten als auch bei den mit 1n Ammoniumnitratlösung extrahierten Elementanteilen.

Des weiteren ließen die Konzentrationshöhen und Tiefenverteilungen des Elementes Eisen in allen Untersuchungsgebieten Rückschlüsse auf den **Entwicklungszustand der Böden** zu. So belegten i.d.R. die nied-

rigen Eisengehalte bei erosiv gekappten Profilen die geringe Entwicklungstendenz dieser Böden. Dem hingegen besaßen Böden auf Standorten, die längerfristig der Pedogenese ausgesetzt blieben und dadurch stärker entwickelte Profile aufwiesen, die höchsten Fe-Gehalte. Daher fanden sich solche auch in den stark verlehnten, dunkelbraunen Bv-Horizonten mediterraner Braunerden. Diese hatten sich auf Verebnungsresten, in Muldenlage auf den Hochflächen, unter älteren Waldbeständen oder unter jungen Überdeckungen erhalten und erreichten auf dem am höchsten gelegenen „Verebnungsniveau“ im obersten Einzugsgebietsabschnitt der Torrente Riu sa Duchessa ihre größte Mächtigkeit.

Neben diesen Hinweisen ergaben sich in allen Untersuchungsgebieten bei der Auswertung ausgewählter Profile **Informationen zur Morphogenese** in den jeweiligen Untersuchungsabschnitten.

So ließ der Profilaufbau der Böden in Verbindung mit den Schwermetallspektren und dem Aufbau sowie der Zusammensetzung der „Schuttdecken“ im obersten Einzugsgebietsabschnitt von **Pixinamanna** eine klimamorphologische Interpretation zu. Diese legte es nahe anzunehmen, daß es in dieser Höhenstufe zu einem pluvialzeitlichen Schutttransport, Zerschneidung während wärmerer Klimaphasen, darauf folgende Substratfixierung und Bodenbildung (Lessivierung) sowie anschließender Reaktivierung der Schuttförderung während kühl/feuchter Klimate und einer neuerlichen Zerschneidung im Zusammenhang mit einer anthropogen bedingten Entwaldung gekommen war. Letzteres ließ sich als junges Geschehen interpretieren.

Durch die Tiefenverteilungskurven der Schwermetalle ließ sich auch die Ablagerung der Sedimentserien im Auenbereich des **Riu sa Duchessa** als zeitlich junges Geschehen auslegen. Hier legten die Elementgehalte in den unterschiedlichen Sedimenten sowie in den z.T. zwischengeschalteten A-Horizonten einen mehrfachen Wandel im Abtrags- und Ablagerungsgeschehen des Raumes nahe und gestatteten somit ebenfalls eine Rekonstruktion der Morphodynamik seit der Bergbautätigkeit. Wegen des jungen Alters des Bergbaus mußten die Phasen der Einschneidung mit einzelnen niederschlagsbedingten Extremabflüssen in Zusammenhang gebracht werden.

Auch in **Portoscuso** ergaben sich aus der Interpretation einzelner Profile und ihrer Elementgehalte Schlußfolgerungen über die morphogenetische Entwicklung. So zeigte es sich, daß sowohl in Küstennähe als auch im Bereich der Glaciterrassen (s. Kap. 6.3.1) von einem mehrfachen Wechsel in der Prozeßdynamik ausgegangen werden konnte. Dieser hatte auch hier zu wiederholten Phasen mit Erosion, Akkumulation und Festlegung der Substrate sowie Lösung, Entbasung, Transport, Karbonatisierung und Ausfällung der mobilisierten bzw. immobilisierten Stoffe geführt. Vor allem Entbasung und Karbonatisierung ließen sich nur schwer auf Einzelereignisse zurückführen und legten eine klimatische Steuerung nahe.

Wie in der Einleitung (S. 6) formuliert, sollten die Schwermetallgehalte in den Bodenprofilen auch bei der Festlegung der Größenordnung einer anthropogenen Anreicherung helfen. Dabei ließ sich aus den Elementkonzentrationen in überdeckten, fossilen oder in Cv-Horizonten (v.a. wenn bei diesen eine An- oder Abreicherung weitgehend ausgeschlossen werden konnte) der jeweilige **geogene Background** ermitteln. Ein Vergleich der auf diese Weise festgestellten Grundgehalte mit den Konzentrationen der Oberböden ermöglichte eine Einschätzung der Größenordnung **anthropogener Einträge**.

Entsprechend den unterschiedlichen Gesteinsvorgaben und den verschiedenartigen Bodengesellschaften in den einzelnen Arbeitsgebieten (Kap. 6.1.1, 6.2.1 u. 6.3.1) variierten die lithogenen und pedogenen Grundkonzentrationen beträchtlich. So mußte man davon ausgehen, daß in **Pixinamanna** lediglich in der Fußflächenzone und in den obersten Einzugsgebietsabschnitten die natürlich vorgegebenen Elementgehalte überschritten wurden. In der „Schuttdeckenregion“ wurde die Überschreitung mit Einwehungen schwermetallreicher Feinstäube aus den nördlich und nordöstlich vorgelagerten Bergbaugebieten in Zusammenhang gebracht, während im Bereich der Fußflächen hauptsächlich die agrarische Nutzung für die höheren Elementgehalte verantwortlich war. Allerdings lagen in beiden Gebieten die Anreicherungsfaktoren nur geringfügig über dem geogenen Background, der im übrigen Gebirgsabschnitt nicht überschritten wurde.

Im Einzugsgebiet des **Riu sa Duchessa** fanden sich demgegenüber bis auf Chrom - dessen Konzentrationen sich unabhängig von den Horizonten im gesamten Einzugsgebiet in einem engen Wertesrahmen innerhalb der geogenen Grundgehalte bewegte - elementspezifisch unterschiedliche Anreicherungsfaktoren. Diese erreichten z.T. extreme Größenordnungen. Am niedrigsten lagen dabei die Nickelgehalte. Sie überstiegen den natürlich vorgegebenen Rahmen nur um das zwei- bis dreifache. Bei den anderen Elementen wurden jedoch Anreicherungshöhen ermittelt, welche die gesetzlich festgelegten Bewertungsmaßstäbe teilweise um Potenzen überschritten.

Auf Grund der räumlichen Verteilungsmuster, bei denen sich die Gruben- und Haldengebiete sowie die Akkumulationszonen in den Tälern und die Zonen mit nicht abbauwürdigen oberflächennahen Vererzungen als besonders belastet herauschälten, ließ sich der Bergbau und dessen Hinterlassenschaften (Flotations- und Abraumhalden) als Verursacher der Konzentrationsanstiege festlegen. Vor allem wegen der hohen Cadmium-, Quecksilber- und Bleigehalte erschien eine Sanierung zahlreicher Flächen dringend geboten. Dies belegte beispielsweise die mehr als fünfunddreißigfache Überschreitung der Cadmiumgehalte gegenüber den C-Werten des Niederländischen Leitfadens zur Bodenbewertung und Bodensanierung.

In **Portoscuso** überstiegen die Schwermetallgesamtgehalte der Oberböden vorrangig bei Zink, Cadmium und Blei ebenfalls die Durchschnittskonzentrationen der entsprechenden Fest- oder Lockergesteine. Sie erreichten jedoch bei weitem nicht die Anreicherungshöhe wie in der Bergbauregion. Allerdings mußte man berücksichtigen, daß in Portoscuso diese Konzentrationserhöhungen in weniger als zwanzig Jahren erfolgten, während die jüngere Phase der Bergbauaktivitäten im Marganei bereits 1849 begann.

Im Gegensatz zu Zink, Cadmium und Blei lagen die Elementkonzentrationen bei Eisen, Nickel und (bis auf anthropogen veränderte Standorte und RAP-Horizonte) auch bei Kupfer im Bereich der geogenen Grundgehalte.

Auch in Portoscuso wiesen die räumlichen Verteilungsbilder der Elementkonzentrationen auf die Verursacher der Schwermetallanreicherungen in den Böden hin. Ließ man die Zonen direkter Ablagerungen (Sedimentationsbecken, Halden, Schlammkippen etc.) außer acht, so schälten sich bei den meisten Metallen zwei „Anreicherungszone“ heraus, die eine eindeutige Zuordnung zur Industriezone als Quelle dieser Kontaminationen gestatteten. Für das Industriegebiet als Herkunftsort der Aufkonzentrierung in den Böden sprach auch, daß mit wachsender Distanz vom Emissionsgebiet die Gehalte schrittweise absanken. Entsprechend dem unterschiedlichen Verhalten von Elementen beim äolischen Transport waren die Zentren einzelner Belastungsgebiete nicht deckungsgleich. Dies zeigte sich v.a. an den Konzentrationsspitzen von Blei, die näher bei den Emittenten lagen als die der anderen Schwermetalle.

Insgesamt zeigte sich bei den Schwermetallgesamtgehalten, daß diese im Forstschutzgebiet und in der Bergbauregion untereinander hoch korrelierten, was auf eine gemeinsame Herkunft schließen ließ. Dem hingegen waren in der Industriezone von Portoscuso die Interkorrelationen reduziert, so daß man hier von verschiedenen Schwermetallquellen ausgehen konnte.

Bei der Frage nach der Bedeutung einzelner **Bodenparameter** für die Elementverteilung konnte festgestellt werden, daß in der Forstschutzregion - nicht zuletzt wegen der meist SiO<sub>2</sub>-reichen Ausgangssubstrate der Böden - die günstigsten Mobilisierungstendenzen für Schwermetalle bei gleichzeitig dem geringsten Verschmutzungswiderstand existierten. So fanden in sich Pixinamanna die geringsten **Ton- und Feinschluffgehalte** aller drei Untersuchungsgebiete bei den gleichzeitig niedrigsten pH-Werten.

Es zeigte sich, daß in **Pixinamanna** die Gesamtgehalte von Kupfer, Zink, Cadmium und Blei um so höher lagen, je niedriger die Ton- und Feinschluffgehalte wurden. Dies stand in krassm Gegensatz zu den in der Literatur postulierten positiven Korrelationen zwischen Schwermetallgehalten und diesen sorptionsstarken Korngrößenklassen. Auch in **Portoscuso** konnten keine positiven Korrelationen zwischen Elementgehalt und Ton-/Schluffgehalt festgestellt werden. Diese fehlenden Zusammenhänge wurden in diesen beiden Untersuchungsgebieten auf die insgesamt sehr niedrigen Ton- und Feinschluffgehalte der Böden zurückgeführt. Diese schienen nicht auszureichen, um den Schwermetallhaushalt entscheidend zu beeinflussen.

Auch im Einzugsgebiet des **Riu sa Duchessa** korrelierten die Ton- und Schlufffraktionen (mit Ausnahme von Cr und Ni) trotz wesentlich höherer Anteile nicht mit den Schwermetallgehalten. In dieser Region mußte man davon ausgehen, daß die hohen Elementeinträge und die starken räumlichen Konzentrationsunterschiede mögliche Zusammenhänge überdeckten. Allerdings zeigten sich starke positive Korrelationen zwischen den Feinsanden der Halden und Sedimentkörper mit den Schwermetallkonzentrationen, die ebenfalls das Fehlen positiver Korrelationen mit der Tonsubstanz erklären könnten.

Wie angedeutet, kam bei diesen Fragen Chrom und Nickel eine Sonderstellung zu. Diese wurde auf die Bedeutung der kleineren Ionenradien dieser Elemente zurückgeführt. Dadurch war eine leichtere Einlagerung dieser Elemente in die Zwischenschichten der Tonminerale möglich als bei Elementen mit voluminöseren Ionenradien (z.B. Pb und Cd).

Auch bei den **pH-Werten** fanden sich in Pixinamanna und in Portoscuso bei den Korrelationen mit den Schwermetallgesamtgehalten nicht die zu erwartenden Querbezüge. Dies galt jedoch nicht für die horizontbezogenen Korrelationsberechnungen mit Cadmium und Zink sowie mit den Ammoniumnitratextrakten. Im Marganei hingegen traten auch bei den Gesamtgehalten - einschließlich bei einer horizontbezogenen Betrachtung - eine Vielzahl positiver Korrelationen zwischen pH-Werten und Schwermetallen auf, welche dem publizierten Rahmen zu diesem Fragenkomplex entsprachen..

Als weiterer Gesichtspunkt mußte aufgeführt werden, daß in Portoscuso bei den pH-Werten der A-Horizonte negative Querbeziehungen zu Zink, Cadmium, Quecksilber und Blei auftraten. Dies machte - im Gegensatz zur Bergbauregion - deutlich, daß hier möglicherweise junge industrielle Immissionen über eine bessere Mobilität verfügten als Bergbaualtlasten, da diese bisher noch kaum durch pedogenetische Prozesse festgelegt werden konnten und somit auch bei geringeren H<sup>+</sup>-Ionenkonzentrationserhöhungen eine deutlich aziditätsgesteuerte Löslichkeitszunahme erkennen ließen.

Auf den Einfluß industrieller Immissionen für die Höhe der Elementverfügbarkeit wiesen auch die Eluatkonzentrationen in den Tiefenprofilen hin. Dabei zeigte es sich, daß - vorrangig bei Zink und Cadmium - die höchsten „verfügbaren“ Anteile in den Ah-Horizonten lagen.

Die Bedeutung der **organischen Substanz** für die Schwermetallgehalte war in den einzelnen Einzugsgebieten ebenfalls unterschiedlich. So wurden in Pixinamanna und Portoscuso hochsignifikante positive Korrelation zahlreicher Elemente zwischen der organischen Substanz und den Schwermetallgehalten der A-Horizonte gefunden. Diese belegten die wesentliche Rolle dieser Stoffgruppen für die Schwermetallsorption.

Im Gegensatz dazu korrelierte im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa die organische Substanz in keinem Falle positiv mit den Schwermetallgehalten, was vor allem auf die extrem hohen und sehr variablen Elementkonzentrationen zurückgeführt wurde, die mögliche Zusammenhänge kaschierten.

Neben den Gesamtschwermetallgehalten wurden die mit **Ammoniumnitrat extrahierbaren Elementanteile** der einzelnen Bodenproben ermittelt und ebenfalls im Hinblick auf die Bedeutung einzelner Bodenparameter statistisch ausgewertet.

Dabei konnte bei einer elementbezogenen Betrachtung festgestellt werden, daß sich die höchsten Maxima und die höchsten Mittelwerte zahlreicher Schwermetalle im Marganei finden ließen. Eine Ausnahme stellten v.a. die Eisen- und Nickelgehalte dar, die entweder in Pixinamanna (Mittelwerte) oder in Portoscuso (Maxima) höher lagen als im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa.

Es zeigte sich, daß in den drei Untersuchungsräumen enge Querbeziehungen zwischen den Eluatkonzentrationen, den Gesamtgehalten, den Karbonatgehalten der Oberböden und den pH-Werten der Böden existierten. Allerdings waren diese Zusammenhänge - wie auch bei den Gesamtgehalten - in den einzelnen Arbeitsgebieten unterschiedlich. So sanken in **Pixinamanna** die extrahierbaren Anteile einiger Elemente mit steigenden Ton- und Schluffgehalten, während die Elementgehalte von Eisen, Zink, Cadmium und Blei mit sinkenden pH- Werten stiegen. Dem hingegen bewirkten wachsende Mengen organischer Substanzen und sinkende Karbonatgehalte ein Ansteigen der Eluatkonzentrationen.

Im Gegensatz dazu fanden sich im **Marganei** und in **Portoscuso** eine geringere Anzahl signifikanter Abhängigkeiten bei stellenweise entgegengesetzten Korrelationen.

Bei der Ermittlung der jeweiligen Prozentanteile der Ammoniumnitratextrakte an den Gesamtgehalten stellte sich heraus, daß die Prozentanteile im Marganei - im Gegensatz zu den jeweiligen Absolutgehalten - bis um den Faktor 18 niedriger lagen als in Pixinamanna, was neben den extremen Absolutwerten in der Bergbauregion auch auf die günstigeren Mobilisierungsbedingungen in Pixinamanna (niedrigere pH-Werte, geringe Karbonatanteile) zurückgeführt wurde.

Insgesamt zeigten die **Prozentanteile** in allen Einzugsgebieten die Reihenfolge Fe < Cu < Ni < Zn < Cd. Dies ließ sich als Hinweis auf die jeweiligen Löslichkeiten interpretieren. Nicht eindeutig in diese Reihe war das relativ unlösliche Element Blei einordenbar, da es - wie zu erwarten - im Marganei und in Portoscuso über sehr niedrige, in Pixinamanna jedoch über weitaus höhere Prozentanteile der Gesamtgehalte verfügte. Dadurch schob es sich in der Forstschutzregion zwischen die Elemente Zink und Cadmium.

Aus dem Vergleich der Elementanteile von Pixinamanna und Portoscuso ergaben sich Hinweise auf die weit höhere Mobilität einiger Schwermetalle in den durch junge industrielle Immissionen charakterisierten Böden von Portoscuso. So erreichten das Element Zink in Portoscuso 122% des Wertes von Pixinamanna und Cadmium sogar 170%. Die weniger mobilen Elemente besaßen demgegenüber in beiden Arbeitsgebieten weitgehend identische Prozentanteile.

Bei der Ermittlung der Abhängigkeiten zwischen den Bodengesamt- und -extraktionsgehalten zeigte es sich, daß die mobilen Anteile der meisten Elemente in allen Arbeitsgebieten in enger Beziehung zu den Gesamtgehalten standen. Daher implizierten hohe Gesamtgehalte statistisch gesehen auch hohe eluierbare Anteile.

Ein abschließender **Vergleich** der Bodenschwermetallgehalte der sardischen Untersuchungsareale mit denen entsprechend strukturierter Flächen anderer Regionen zeigte, daß in **Pixinamanna** die Konzentrationshöhen der einzelnen Elemente meist niedriger lagen als in anderen industriefernen Zonen. Dies unterstrich den weitgehend unbelasteten Status dieses südsardischen Untersuchungsgebietes, obwohl auch hier merkbare Einträge über den Luftpfad nachgewiesen werden konnten.

Hingegen machten die z.T. extrem hohen Bodenschwermetallgehalte im **Marganei** deutlich, daß hier ein hoch kontaminiertes Einzugsgebiet existiert, dessen Konzentrationshöhen in anderen Bergbauregionen kaum erreicht werden. Dabei wurden Belastungsobergrenzen häufig überschritten.

Im Gegensatz dazu lagen die Elementgehalte im Umfeld der Industriezone von **Portoscuso** im unteren Konzentrationsbereich vergleichbarer Gebiete. Erhöhte Konzentrationen wurden dagegen nur in spezifischen Akkumulationszentren erreicht, die alle im Zusammenhang mit industriellen Emissionen standen.

## ERGEBNISSE DER FLIEßGEWÄSSERUNTERSUCHUNGEN

Die Fließgewässer wurden durch extreme Unterschiede im **Abflußgang** charakterisiert. Diese Unterschiede fanden sich sowohl beim Vergleich der Gerinne untereinander als auch bei jedem einzelnen Gerinne innerhalb der verschiedenen Wasserhaushaltsjahre. Die damit verbundenen hohen Abflußschwankungen jedes einzelnen Gewässers bewirkten, daß sich nur in den seltensten Fällen kontinuierlich und zügig eine geschlossene Fließstrecke aufbaute und während des gesamten Abflußhalbjahres erhalten blieb. Die Regel waren Abflußsituationen mit ständigem Wechsel zwischen isolierten Fließstrecken unterschiedlicher Länge. Dies galt v.a. für den Riu sa Duchessa, der wegen verkarsteter Einzugsgebietsteile eine extremere Diskontinuität im Aufbau des Wasserkörpers aufwies als der Pixinamanna. Daher trat bei ihm - im Gegensatz zum Pixinamanna - während der zehn Untersuchungsjahre kein einziges Mal ein durchgängiges Fließen über die gesamte Niederschlagsperiode auf.

Eine Sonderrolle kam dem künstlich angelegten Ringkanal in Portoscuso zu, dessen Wasserführung wegen anthropogener Eingriffe (Anlage von Staubecken, Wasserentnahme, Einleitung von Wasser in die Sedimentationsbecken, industrielle und kommunale Wasserabschläge etc.) kaum noch eine Abhängigkeit von den Niederschlagseinträgen erkennen ließ.

Unabhängig von der jeweiligen Fließsituation wiesen **Parallelproben**, die am gleichen Standort in kurzen Abständen aus der fließenden Welle des Riu sa Duchessa gewonnen wurden, deutliche Unterschiede in den Schwermetallgehalten auf. Solche Unterschiede ließen sich am Pixinamanna wegen seiner geringen Elementkonzentrationen nicht belegen.

Die kurzfristigen Schwankungen der Schwermetallgehalte im Fließwasserkörper des Riu sa Duchessa wurden auf einen stoßweisen oder wellenförmigen Transport der Suspensionsfracht im Gefolge einer sich wellenförmig ändernden Sohlenschubspannung zurückgeführt. Auch die bei gleichbleibender Wasserführung sich gravierend ändernde Schwermetallfracht im **Tagesgang** am Riu sa Duchessa im Gegensatz zu den annähernd identisch bleibenden Elementkonzentrationen bei Untersuchungen von Tagesgängen am Pixinamanna wurde mit diesen Ursachen in Zusammenhang gebracht.

Die stellenweise extrem hohen Transportraten schwermetallreicher Schwebstoffe aus erodierten Haldensubstraten im Riu sa Duchessa, die nur bei stark turbulente Fließen im gesamten Wasserkörper verteilt wurden, orientierten sich bereits bei abklingenden Hochwasserspitzen in einzelnen Fließbahnen im Abstrom

der Halden. Daher unterschieden sich auch die **Querprofile** des Riu sa Duchessa und des Pixinamanna beträchtlich, da bei letzterem die Einträge belasteter Sedimente fehlten. Dies führte dazu, daß im Pixinamanna sowohl bei Trockenwetterabflüssen als auch bei abschwellender Wasserführung nach einzelnen Hochwasserwellen und bei Spülstößen die Elementgehalte im Querprofil des Fließwasserkörpers annähernd identisch blieben, während sie im Riu sa Duchessa beträchtlichen Schwankungen unterworfen waren.

Auch wenn die Schwermetallausträge durch **Spülstöße** am Ringkanal von Portoscuso nicht ermittelt werden konnten, erwiesen sich die Spülstöße und die kurzfristigen Gesamtabflüsse als die Hauptfaktoren des Stoffaustrages. Dabei konnte - wie für den Pixinamanna und den Riu sa Duchessa ausführlich dargestellt - der Einzugsgebietsaustrag des gesamten Wasserhaushaltsjahres an ein einzelnes Hochwasserereignis nach einem Starkregen gebunden sein. Dies machte deutlich, daß bei torrentiellen Fließgewässern bereits eine mehrstündig anhaltende Hochwasserwelle in der Lage war, ein mehrfaches des bei Normalabfluß üblichen Jahresaustrages zu bewirken. So transportierte der Pixinamanna innerhalb von etwa zwei Stunden kurz nach einem Spüstoß (HQ = 7,26 m<sup>3</sup>/s.) etwa 50% der Jahresfracht von Eisen und Zink. Beim Riu sa Duchessa zeigte es sich, daß im Zusammenhang mit einer einzigen Hochwasserwelle ökotoxische Stoffe von mehreren hundert bis mehreren tausend Kilogramm an einem Tag exportiert wurden. Dies überstieg bei weitem den Jahrestransport (einschließlich der Hochwasserspitzen) des unbelasteten Pixinamanna.

Einschränkend wurde bemerkt, daß die Austragsberechnungen von einigen Voraussetzungen (u.a. keine Abflußschwankungen sowie konstant bleibende Schwebstoffmengen und Schwermetallkonzentrationen im Berechnungszeitraum) ausgehen mußten, die realiter nicht vollständig zutrafen. Da zusätzlich die über Schwebstoffe berechneten Austragsraten von denen variierten, die über die Schwermetallgehalte der unfiltrierten Wasserproben ermittelt wurden, stellten sie lediglich die Größenordnung des Einzugsgebietsaustrages, nicht jedoch dessen wirkliche Werte dar.

Wie sich an allen Fließgewässern zeigte, erfolgte der Schwermetallaustrag fast ausschließlich durch **partikulären Transport**. Dabei spielte die Suspensionsfracht und somit die jeweilige niederschlagsstrukturbedingte Fließsituation die entscheidende Rolle. Dadurch war der Austrag v.a. an Hochwässer während der Spülstöße und - mit abnehmender Größenordnung - an abschwellige Wasserführungen gebunden. Dabei transportierte z.B. der Riu sa Duchessa eine schwermetallreiche Schwebstofffracht bis in die Bucht von Cagliari, was dort zu gravierenden Veränderungen mariner Ökosysteme beitrug.

Die transportierten Sedimente rekrutierten sich im Bergbauggebiet bei solchen Abflußverhältnissen vorrangig bei anshellender Wasserführung durch Resuspendierung von kontaminierten Bachsedimenten und durch einen steigenden Eintrag von Haldenmaterial. Dabei zeigte es sich, daß die Höhe und die Dauer des Eintrages von Haldensedimenten in die Abflußbahnen in starkem Maße von der Haldenmorphologie und der Kompaktheit oberflächlicher Verkrustungen abhing. So speiste die horizontal gelagerte und oberflächlich verkrustete unterste Halde auch dann noch sedimentreiche Wässer in den Riu sa Duchessa ein, wenn aus den anderen Halden des Einzugsgebietes kein Austrag mehr erfolgte, da sich die auf der Oberfläche auftreffenden Niederschläge sammelten, mit hoher erosiver Energie über die Ränder abflossen und diese zerrunsten.

Außerhalb der Hochwasserspitzen existierte nur ein sehr geringer partikulärer Transport. Daher fand bei **Trockenwetterabflüssen** - sogar im stark schwermetallbelasteten Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa - kein Austrag von Schweb- und Sediment statt. Unter solchen Bedingungen erhöhte sich der Anteil des **Lösungstransportes** sehr stark, da die Schwebstofffracht extrem zurückging. Eine Quantifizierung des Lösungstransportes war jedoch u.a. wegen der unbekanntenen Größenordnung subterranean Prozesse nicht möglich. Die Untersuchung von Kluftgrundwasseraustrittsstellen, Qualmwasser und Quellen (im Einzugsgebiet des Pixinamanna) bzw. von Karstwässern (im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa) machte dennoch deutlich, daß diesen Eintrittspfaden eine wichtige Rolle zukam.

Bei der Untersuchung der **zeitlichen Entwicklung** der Schwermetallkonzentrationen zeigte es sich, daß im Untersuchungszeitraum in allen Fließgerinnen keine Veränderung der Frachtraten feststellbar war. Dies war darauf zurückzuführen, daß die Ursachen der Elementeinspeisung gleich blieben. Daher bedingte ausschließlich die klimatisch gesteuerte variable Abflußrhythmik die Unterschiede im Schwermetalltransport der fließenden Welle.

Aus der Differenzierung der Schwermetallgehalte (im Zusammenhang mit den wasserphysikalischen und -chemischen Parametern) innerhalb der **Längsprofile** ergaben sich zahlreiche Hinweise sowohl auf einzugs-

gebietspezifische Charakteristika als auch auf die Rolle anthropogener Einträge. Diese Hinweise waren unabhängig vom Zeitpunkt der Untersuchungsreihen.

So wurde am **Pixinamanna** festgestellt, daß sowohl die wasserphysikalischen und (bis auf Nitrat) die wasserchemischen Parameter als auch die Cr-, Fe-, Ni- und Cu-Gehalte der fließenden Welle unabhängig vom Nutzungsmuster waren und fast ausschließlich die naturräumlichen und klimatischen Gegebenheiten des Einzugsgebietes widerspiegeln. Im Gegensatz dazu zeigten die Zn-, Hg-, Cd- und Pb-Gehalte der fließenden Welle eine Abhängigkeit von anthropogenen Strukturen. Dabei erwies sich insbesondere Zink als „Abwasserindikator“.

Im Gegensatz dazu machten am **Riu sa Duchessa** nur die wasserphysikalischen und -chemischen Parameter auf die naturräumlichen und klimatischen Gegebenheiten des Einzugsgebietes aufmerksam. Die Schwermetallgehalte hingegen charakterisierten die einzugsgebietsspezifischen Strukturen lediglich über die unterschiedlichen Konzentrationshöhen einzelner Nebenbäche. Somit kam diesen eine unterschiedliche Rolle für die Frachtmenge im Hauptgerinne zu. Als Beispiele seien der Gutturu Melli und der Riu Sarmentus (Belastungsquellen für Schwermetalle im Hauptgerinne) sowie der Riu Siuru, der Riu Crucueu und der Riu di Monte Narba (weitgehend schwermetallfreie Wassereinspeisung) aufgeführt. Insgesamt belegten jedoch die Schwermetallgehalte im Fließwasserkörper des Riu sa Duchessa die dominante Bedeutung der Bergbauaktivitäten für den Elementtransport. Die extrem hohen Konzentrationen der Problemelemente Cd, Hg und Pb machten dies deutlich (Cd: max. 135 µg/l, Hg: max. 52,3 µg/l, Pb: max. 11.200 µg/l).

Auch im **Riu Cixerri**, dem Vorfluter für den Riu sa Duchessa, ergaben sich aus den Wasseranalysen Hinweise auf die Ursachen der unterschiedlichen Stoffmengen. So zeigte es sich, daß die höchsten Belastungen der fließenden Welle erst im Umfeld größerer Siedlungen auftraten, die Einleitungen ungeklärter kommunaler und gewerblicher Abwässer eine bedeutende Rolle spielten und die Landwirtschaft als Belastungsquelle angesehen werden mußte. Letzteres wurde insofern als relevant für die Schwermetallproblematik betrachtet, da die mit den hohen Phosphat- und Nitratreinträgen einhergehende Eutrophierung des Gewässers eine starke Algenentwicklung nach sich ziehen konnte, wodurch die Flockung von Schwebstoffpartikeln und die Schlammabfuhr begünstigt und die Schadstoffsorption und Okkludierung gelöster Bestandteile gefördert wurde. Man mußte hierbei davon ausgehen, daß günstige Voraussetzungen zur Schlammabfuhr und Schwermetallanreicherung vor allem bei Trockenwetterabflüssen auftraten.

Der Einfluß des Bergbaus auf die Schwermetallführung des Vorfluters zeigte sich insbesondere in der Abnahme der Elementkonzentrationen in Fließrichtung.

Beim **Ringkanal von Portoscuso** erfaßten die Wasseruntersuchungen v.a. den Einfluß anthropogener Maßnahmen auf die Schwermetallfracht. Daneben wiesen die Nitrat- und Phosphatgehalte auf die Landwirtschaft und insbesondere auf den Weinbau als Belastungsquelle hin.

Der schwermetallspezifische Ionenaustauscher **Hyphan** besaß nur eine begrenzte Eignung für die Erfassung der Schwermetallfrachten in der fließenden Welle. Zwar ließen sich mit dieser Methode die gleichen Einzugsgebietscharakteristika erkennen wie bei der Analyse säurestabilisierter Wasserproben, die Konzentrationsmessungen jedoch waren in starkem Maße von den sehr unterschiedlichen Wiederfindungsraten der einzelnen Elemente abhängig und erforderten daher die Kenntnis dieser Größen.

## ERGEBNISSE DER UNTERSUCHUNGEN DER BACHSEDIMENTE

Noch deutlicher als in den Wasserproben spiegelte sich in den Längsprofilen der Bachsedimente die einzugsgebietsspezifischen Nutzungsschwerpunkte wider. Allerdings ließen sich über die Veränderungen der stellenweise extrem hohen Schwermetallgehalte in den Sedimentkörpern der jeweils gleichen Probestellen eines Längsprofils kaum Aussagen über den Zwischen- und Durchtransport und somit über Einzelereignisse des Abflusses treffen. Dies hing u.a. damit zusammen, daß verschiedene Elemente an einer Entnahmestelle unterschiedliche Kurvenverläufe besaßen. Daher war sowohl der Schluß auf eine Sohlenräumung als auch auf eine zusätzliche Akkumulation möglich, wie am Beispiel des Riu sa Duchessa ausgeführt wurde. Die stellenweise große Variabilität der Elementgehalte an den einzelnen Meßstellen dieses Raumes schien daher mit der hohen Niederschlagsdifferenzierung, dem torrentiellen Fließcharakter und einer räumlich und zeitlich stark wechselnden Einspeisung unterschiedlicher Sedimente aus Teileinzugsgebieten zusammenzuhängen.

## ERGEBNISSE DER VEGETATIONSUNTERSUCHUNGEN

Bei der Erfassung der Schwermetallgehalte der Vegetationsproben ergaben sich bereits bei den Voruntersuchungen zahlreiche Hinweise, welche halfen die Blattkonzentrationen sicherer zu beurteilen. So zeigte es sich bei der Analyse von Mischproben mehrerer gleicher Pflanzen eines Standortes, daß schon innerhalb eines engen Gebietes deutliche Streuungen der Elementgehalte nachweisbar waren. Diese Streuungen wurden durch den Entnahmezeitpunkt (Frühjahr, Sommer etc.) potenziert, da neben immissionsbedingten Aspekten klimagesteuerte pflanzeninterne Prozesse für die Elementaufnahme von Bedeutung zu sein schienen.

Aus der differenzierten Erfassung der **Blattauflagen** wurde erkennbar, daß in Pixinamanna nur geringe abwasch- und eluierbare Anteile auf den Blättern verschiedener Untersuchungspflanzen existierten, während im Marganei stellenweise hohe Elementanteile auf den Blattoberflächen bzw. in der Cutikula nachweisbar waren. Dies galt für alle untersuchten Testpflanzen und machte die untergeordnete Bedeutung von Immissionsinträgen in der Forstschutzregion - im Gegensatz zum Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa - deutlich.

Gleichzeitig zeigten diese Untersuchungen, daß dem **Elementeintrag durch die Wurzel** häufig eine geringere Bedeutung zukam als dem Eintrag über den Luftpfad, der in der Bergbauregion dominierte.

Da sich die Elementgehalte der Blätter aus der unbelasteten Forstschutzregion als „Basiswerte“ für die einzelnen Pflanzen interpretieren ließen, ermöglichte dies eine Beurteilung der Aufnahmeraten der Pflanzen in den Belastungsgebieten. Dabei wurde festgestellt, daß sowohl im Einzugsgebiet des Riu sa Duchessa als auch in der Industriezone von Portoscuso weitaus höhere Elementgehalte von den Pflanzen aufgenommen worden waren als in Pixinamanna. Dies galt allerdings nicht für Kupfer, das unabhängig von den Untersuchungsgebieten (und von dem Entnahmezeitpunkt der Blätter) bei allen Pflanzen etwa in der gleichen Größenordnung auftrat.

Bei allen Pflanzen waren die Relationen der Elementgehalte zueinander bei Parallelproben annähernd gleich. Allerdings traten insgesamt deutliche **pflanzen- und elementspezifische Unterschiede** im Hinblick auf die Konzentrationshöhe der Schwermetalle auf. Diese wurden in den einzelnen Kapiteln ausführlich beschrieben. An dieser Stelle sei lediglich nochmals auf die Kupfergehalte aufmerksam gemacht, da diese generell auf niedrigem Konzentrationsniveau lagen und somit in krassem Gegensatz zu den anderen Elementen standen.

Insgesamt fanden sich generell die höchsten Elementgehalte aller Pflanzen bei *Inula viscosa*. Dabei erreichten die meisten Elemente phytotoxische Konzentrationshöhen. Die extremen Schwermetallgehalte bei dieser Pflanze wurden mit dem Anhaften von Feinstäuben durch ausgeschiedene Harzkomponenten an den Blättern in Zusammenhang gebracht. Dies zeigte, daß hier in starkem Maße die **Blattbeschaffenheit** für die Elementgehalte verantwortlich war.

Auf die gleiche Ursache ließen sich die Elementkonzentrationen bei *Quercus ilex* zurückführen. Allerdings schien hierbei nicht nur die bessere Adsorptionsfähigkeit für trockene Depositionen durch den Haarfilz der Blattunterseiten für die Konzentrationshöhen verantwortlich zu sein. So wurde festgestellt, daß bei *Quercus ilex* meist in den Sommermonaten Konzentrationsspitzen auftraten. Dies ließ sich mit der Aufheizung des Untergrundes und einem dadurch induzierten aufwärts gerichteten Staubtransport erklären, so daß auch die **Entnahmehöhe** als differenzierender Faktor der Belastungshöhe betrachtet werden mußte. Es zeigte sich jedoch, daß die Entnahmehöhe der Blätter für die Größenordnung der Schwermetallbelastung weniger bedeutungsvoll ist als die jeweilige Blattbeschaffenheit. Dies erkannte man auch daran, daß sich in zahlreichen Fällen bei unterschiedlichen Entnahmehöhen aber weitgehend vergleichbarem Blattaufbau (*Arbutus unedo* und *Pistazia lentiscus*) die Elementgehalte der verschiedenen Pflanzen entsprachen.

Während in der Forstschutzregion von Pixinamanna **Standort und Himmelsrichtung** der geernteten Pflanzen nur eine untergeordnete Rolle für die Schwermetallgehalte spielten, zeigten die beiden anderen Untersuchungsgebiete eine starke Abhängigkeit der Blattkonzentrationen von der jeweiligen Position der Pflanze in oder am Rande von Vegetationsbeständen. Daneben wurde es deutlich, daß sich die Nähe zu unbefestigten Fahrwegen oder zu Halden sichtbar in den Schwermetallgehalten der Blätter widerspiegelte. Auch zeigte es sich, daß insbesondere im weitgehend waldfreien Arbeitsgebiet von Portoscuso die **Hauptwindrichtungen** eine deutliche Differenzierung der Schwermetalldepositionen auf den Blättern unterschiedlicher Pflanzen bewirkten.

Mit Hilfe der Blattkonzentrationen ließ sich in allen Untersuchungsgebieten die **räumliche Verteilung** der Schwermetallgehalte einzelner stärker belasteter Bereiche darstellen und interpretieren. Dabei deckten sich nicht in allen Fällen die mit Hilfe der Pflanzengehalte ermittelten Areale mit denen, die über die Bodenkonzentrationen festgestellt wurden.

Bei der räumlichen Verteilung schälte sich in **Pixinamanna** v.a. die Südostabdachung des Gebirgskörpers, die obersten Einzugsgebietsteile und das Umfeld des Forsthauses als Bereiche erhöhter Konzentrationen heraus. Dieses Verteilungsmuster galt jedoch nicht für alle Elemente. So lagen beispielsweise die Zinkminima von *Quercus ilex* in den Zonen der Konzentrationsmaxima der anderen Elemente. Solche Sachverhalte ließen sich nicht auf Konzentrationsunterschiede in den Böden zurückführen, sondern schienen von den spezifischen Aufnahmebesonderheiten der Pflanze abzuhängen.

Im Einzugsgebiet des **Riu sa Duchessa** bestand dagegen bei den räumlichen Verteilungsbildern der Elemente ein deutlicher Zusammenhang mit den räumlichen Verteilungsmustern der Bodenschwermetallgehalte und somit mit dem Bergbau und den Einzugsgebietsstrukturen. Allerdings war dieser Zusammenhang je nach Entnahmezeitpunkt der Blätter unterschiedlich stark ausgeprägt, was ebenfalls eine zusätzliche Berücksichtigung standortökologischer und ökophysiologischer Aspekte bei der Beurteilung erforderlich machte.

In **Portoscuso** bildete sich bei der räumlichen Betrachtung der Konzentrationsverteilungen der Elemente die innere Strukturierung der immissionsbelasteten Gebiete ab. Dabei schälten sich zwei Belastungszentren heraus, die sich mit den Belastungszentren der Bodenuntersuchungen deckten. Daneben wurde erkennbar, daß mit wachsender Entfernung vom Industriegebiet eine regelhafte Konzentrationsabnahme einher ging, was ebenfalls auf Immissionen als Hauptschwermetallquellen hinwies. Außerdem konnte nachgewiesen werden, daß Immissionsunterschiede die Hauptverursacher der zeitlichen Varianz der Schwermetallkonzentrationen waren und daß bei den Zeitreihen wesentlich markantere elementspezifische Unterschiede auftraten als in den beiden anderen Untersuchungsgebieten. Auch hier fanden sich entgegengesetzte zeitliche Veränderungen bei einzelnen Elementen und häufig voneinander abweichende räumliche Konzentrationsmuster bei verschiedenen Pflanzen.

Die o.g. Belastungszonen waren bei allen Pflanzen am prägnantesten jeweils im Juli ausgebildet. Sie waren zwar auch noch im November oder März erkennbar, wiesen jedoch weit homogenere Strukturen in den Konzentrationsmustern auf. Als Ursache dieser Modifikationen wurden steigende Abwaschraten während des Niederschlagshalbjahres angenommen, die zu einer zunehmenden Nivellierung der Auflagen beitrugen.

Insgesamt zeigte es sich für alle Untersuchungsgebiete, daß der **Eintrag und die Umverteilung** von Schwermetallen in starkem Maße über den Luftpfad erfolgten. Dabei dominierte im Bergbaugebiet der Nahtransport, wobei Sedimente und Böden aus den kontaminierten Flächen in der näheren Umgebung verteilt wurden. In diesem Zusammenhang entstanden Belastungsstrukturen in der Vegetation, die nicht mehr deckungsgleich mit den Bodenbelastungen waren. In der Forstschutzregion und der Industriezone schien dem Ferntransport die dominierende Rolle zuzukommen, wodurch ebenfalls die bodenbezogenen Raummuster der Schwermetallverteilungen verwischt wurden.

Die stärksten Querbezüge zu den Bodengehalten wurde bei *Inula viscosa* festgestellt, was darauf zurückgeführt wurde, daß an den knapp oberhalb der Bodenoberfläche wachsenden Blättern Stäube anhaften, die aus dem direkten Umfeld der Pflanze stammten.

## **ERGEBNISSE DER UNTERSUCHUNGEN DER IMMISSIONSPROBEN**

Aus den Untersuchungen der Immissionsproben wurde ersichtlich, daß in **Pixinamanna** nur geringe Schwermetalleinträge existierten. Dennoch ließ sich ein niederschlagsstrukturbedingter Anstieg einzelner Elementkonzentrationen mit den Höhenstufen nachweisen. Dieser Anstieg fand sich auch in den Sommermonaten, was mit windbürtigen Einträgen in Zusammenhang gebracht wurde.

Im Einzugsgebiet des **Riu sa Duchessa** wurden z.T. sehr hohe Immissionseinträge festgestellt. Allerdings war hier ein niederschlagsstrukturbedingter Anstieg einzelner Elementkonzentrationen mit den Höhenstufen nicht nachweisbar. Neben einer stellenweise großen Varianz aller Elemente an den einzelnen Meßstationen

sowie einer jahreszeitlichen und standortbezogenen Abhängigkeit der Konzentrationshöhen wurde die Bedeutung der Feinsubstrathalden für den Schwermetalltransport evident. Dabei kam den trockenen Depositionen nicht nur in den Sommermonaten, sondern auch während des Niederschlagshalbjahres eine wichtige Rolle zu. Gleichzeitig zeigte sich durch die Höhe der Schwermetallkonzentrationen in Waldbeständen mit weitgehend geschlossenem Kronendach und großer Distanz zu direkten Kontaminationsquellen (Halden, unbefestigte Fahrwege etc.), daß in der Bergbauregion Umverteilungen über den Luftpfad sehr wirksam sind. Die Dominanz des Nahtransportes von Stäuben gegenüber dem Ferntransport - wie bei den Pflanzenuntersuchungen bereits ausgeführt - wurde bestätigt.

Eine Beurteilung der Immissionsbelastung im Arbeitsgebiet von **Portoscuso** konnte - wegen der permanenten Zerstörung der Meßeinrichtungen - nur indirekt mit Hilfe pflanzlicher Akkumulationsindikatoren vorgenommen werden. Diese belegten, wie angeführt, unterschiedlich hohe Schwermetalleinträge über den Luftpfad.

## ERGEBNISSE DER UNTERSUCHUNGEN EINZELNER WECHSELBEZIEHUNGEN

Bei den Untersuchungen der Wechselbeziehungen zwischen der Schwermetallgehalten von **Böden und Pflanzen** zeigte es sich, daß keine gleichbleibenden Abhängigkeiten zwischen den Schwermetallgesamtgehalten der Böden und den Gehalten in den Blättern der einzelnen Pflanzen existierten. Dies ergab sich bereits bei den Schwermetallanalysen und wurde durch die statistische Bearbeitung der Datensätze bestätigt.

So war schon aus einem Vergleich der Elementkonzentrationen von Böden und Pflanzen in der Bergbauregion und der Industriezone zu erkennen, daß im Industriegebiet von Portoscuso - trotz wesentlich geringer belasteter Böden und trotz immobilisierend wirkender neutraler pH-Werte - die Schwermetallgehalte (v.a. von Cd, Hg und Pb) der Testpflanzen deutlich höher lagen als in der Bergbauregion. Dies wurde einerseits mit höheren Immissionseinträgen durch industrielle Emissionen und andererseits mit hohen pflanzenverfügbaren Elementanteilen in Zusammenhang gebracht.

Zum anderen ergaben sich auch aus der **statistischen Bearbeitung** der Boden- und Pflanzengehalte keine gleichbleibenden und eindeutig interpretierbaren Ergebnisse. So konnten aus den **Korrelationsberechnungen** in Pixinamanna beispielsweise lediglich bei den *Inula viscosa*-Proben schwache Zusammenhänge zwischen den Boden- und Pflanzenkonzentrationen festgestellt werden. Positive Korrelation zwischen diesen beiden Umweltkompartimenten fanden sich bei dieser Pflanze v.a. bei Cadmium, wodurch auf den Boden als einen der Eintrittspfade hingewiesen wurde. Gleichzeitig belegte diese Korrelation die hohe Mobilität des Elementes Cadmium.

In Frage gestellt wurde die Bedeutung einer direkten Abhängigkeit der Pflanzengehalte von den Bodenkonzentrationen auch durch die jahreszeitlichen Konzentrationsunterschiede der Elemente bei verschiedenen Pflanzen. Diese Unterschiede wurden auf abweichende Expositionszeiträume, klimagesteuerte Veränderungen der Depositions- und Aufnahmeraten durch pflanzeninterne Prozesse sowie auf standortökologische Verschiedenartigkeiten einschließlich deren zeitliche Variabilitäten zurückgeführt..

Auch hierbei bestätigten die Korrelationskoeffizienten die unterschiedlichen Abhängigkeiten zwischen Böden und Pflanzen in den verschiedenen Untersuchungszeiträumen und den differierenden Arbeitsgebieten. Daneben konnten über Korrelationsberechnungen pflanzenspezifische Besonderheiten belegt werden.

Insgesamt ließen sich in **Pixinamanna** die Abhängigkeiten zwischen Boden- und Pflanzenschwermetallgehalten weniger auf den Bodenpool als auf sich ändernde Verteilungsprozesse zurückführen.

Im **Marganei** hingegen existierte eine Vielzahl hochsignifikanter positiver Korrelationen bei den einzelnen Pflanzen. Diese belegten nicht nur enge Querbezüge zwischen den einzelnen Elementen untereinander (v.a. bei den Böden), sondern auch starke Abhängigkeiten der Pflanzengehalte von den Bodenkonzentrationen. In diesem Fall wurde dies darauf zurückgeführt, daß sich im Bergbaugebiet wegen der extrem hohen Bodenkonzentrationen größere Absolutmengen verfügbarer Elementanteile in den Gleichgewichtslösungen fanden und somit auch potentiell höhere Aufnahmeraten möglich wurden.

Dem hingegen waren in **Portoscuso** die auf das jeweils gleiche Element bezogenen Querbeziehungen zwischen Pflanzen und Böden weitaus schwächer als im Marganei.

Bei einem Vergleich der Pflanzen untereinander zeigte es sich, daß *Arbutus unedo* über ungünstigere korrelative Beziehungen verfügt, als *Pistazia lentiscus* und *Quercus ilex*. Bei den Elementen besaßen Zink und Cadmium die engsten Bezüge zwischen den Pflanzen- und Bodengehalten.

Insgesamt konnten die Fragen, ob, wie und mit welchen Intensitäten die Pflanzen Schwermetalle aus dem Bodenpool aufnehmen und welche Einflüsse dabei den einzelnen Bodenparametern zukommt, nicht für alle Arbeitsgebiete in gleicher Weise beantwortet werden. So ergaben sich auch aus den **linearen Regressionen** kaum signifikante Aussagen. Allerdings ließen sich Unterschiede bzw. Gemeinsamkeiten in den Verteilungsmustern einzelner Elemente erkennen. Dabei zeigten die Verteilungsbilder der auf die jeweiligen Bodenkonzentrationen bezogenen Blattgehalte und die dazugehörigen linearen Regressionsgeraden in jedem Arbeitsgebiet Übereinstimmungen bei den Elementen Zink und Cadmium.

Auch die **R-Qu-Werte** von *Arbutus unedo*, *Pistazia lentiscus* und *Quercus ilex* unterschieden sich sowohl bei den unterschiedlichen Pflanzen und den verschiedenen Probenahmezeitpunkten als auch in den drei Arbeitsgebieten. Sie verdeutlichten insgesamt, daß die Elementaufnahme in allen Fällen nicht nur elementspezifisch unterschiedlich, sondern auch zeitlich sehr variabel war.

Beim **Friedmann-Test** ließ sich bei *Arbutus unedo* in sehr vielen Fällen auf einen signifikanten Einfluß des Entnahmezeitpunktes für die Pflanzengehalte schließen. Allerdings galt dies nicht für *Pistazia lentiscus* und *Quercus ilex*. Insgesamt ergab sich somit beim Friedmann-Test für kein Element, für keine Pflanze und für kein Teiluntersuchungsgebiet ein einheitliches Muster, wodurch generalisierende Aussagen im Hinblick auf zeitabhängige Elementtransfers nicht möglich wurden.

Durch die Ermittlung der **Transferfaktoren** wurden ebenfalls arbeitsgebietsspezifische Unterschiede transparent. Es zeigte sich, daß häufig Transferraten Boden - Pflanze in der Reihenfolge Cd, Zn > Cu, Ni > Pb vorkamen. Allerdings waren die Transferfaktoren in starkem Maße von der Konzentrationshöhe der Bodenschwermetallgehalte abhängig, so daß sie mit steigenden Elementgehalten in den Böden geringer wurden. Dies galt für alle untersuchten Pflanzen und für jedes der einzelnen Elemente.

Daneben wurde festgestellt, daß signifikante Abhängigkeiten zwischen den pH-Werten der Böden und den Transferfaktoren v.a. bei den Zink- und Cadmiumgehalten der Blätter auftraten. Diese Zusammenhänge fanden sich bei Zink und Cadmium in allen Einzugsgebieten und bei allen Pflanzen. Im Gegensatz dazu stand Blei, das kaum einen Bezug zum pH-Wert erkennen ließ. Die Untersuchungen zeigten außerdem, daß bei der organischen Substanz und den Tongehalten keine Abhängigkeiten mit den Transferfaktoren festgestellt werden konnten.

Neben der Ermittlung der Wechselbeziehungen zwischen Schwermetallgesamtgehalten und Pflanzengehalten wurden die korrelativen Zusammenhänge zwischen den Eluatgehalten und den Pflanzenproben berechnet. Dabei ergaben sich - wie auch bereits bei den Gesamtgehalten - starke Unterschiede sowohl innerhalb einzelner als auch zwischen verschiedenen Pflanzen. Diese Unterschiede wurden im Kap. 7.4.2 dargestellt. Deutlich wurde dabei, daß nur wenige übergeordnete Grundprinzipien erkennbar waren, da es innerhalb der Einzugsgebiete in der Tendenz gleichbleibende, zwischen den Einzugsgebieten jedoch sehr unterschiedliche Abhängigkeiten gab und zu unterschiedlichen Probenahmezeiträumen die gleichen Elemente ein unterschiedliches korrelatives Verhalten zeigten.

Wie bereits erwähnt, zeigte es sich, daß die Wechselbeziehungen zwischen **Böden und Immissionen** bzw. **Pflanzen und Immissionen** ebenfalls sehr stark von den einzugsgebietsspezifischen Rahmenbedingungen abhingen. So ließen sich Immissionseinträge in **Pixnamanna** vorrangig in der „Schuttdeckenregion“ feststellen, wo sie v.a. zu erhöhten Pflanzengehalten beigetragen hatten. Dennoch spielten sie in diesem Kontrollstandort kaum eine Rolle. Daher unterschieden sich hier auch die Elementkonzentrationen der ungewaschenen, gewaschenen und mit Chloroform eluierten Blätter nur unwesentlich.

Im **Bergbauggebiet** kam dem hingegen den Immissionen - insbesondere in der Nähe erodierbarer kontaminierter Sedimentkörper - eine bestimmende Rolle f. die Schwermetallgehalte sowohl der Böden als auch der Pflanzen zu. Die daran gebundenen Konzentrationserhöhungen reichten jedoch nicht aus, um konkrete Hinweise auf die Kontaminationsentwicklung an den einzelnen Standorten zu erhalten. Dies hing u.a. auch damit

zusammen, daß - wegen der permanenten Wirksamkeit der luftbürtigen Einträge - keine deutlich differenzierbaren Akkumulationsunterschiede auftraten, wie sie beispielsweise in den Auensedimenten festgestellt werden konnten.

Auch in der Industriezone spielten die Immissionseinträge - vorrangig für die Pflanzen - eine wesentliche Rolle, wie bereits bei der Besprechung der Ergebnisse der Pflanzenuntersuchungen deutlich wurde.

Auf die Fragen nach der Rolle des Austrages durch Fließgewässer und dem Einfluß des torrentiellen Abfluges im Zusammenhang mit den Wechselbeziehungen zwischen **Boden und Wasserproben bzw. Boden und Sedimentproben** wurde ebenfalls bereits bei der Darstellung der Ergebnisse der Fließgewässer und der Bachsedimente eingegangen.

Zur Beantwortung der Frage nach der geoökologischen Bedeutung und der potentiellen Gefährdung durch Schwermetallgehalte wurden **Aufwuchsversuche** mit Spinat und Kresse durchgeführt. Die in den Kap. 6.4 und 7.5.1 dokumentierten Ergebnisse belegen, daß sowohl durch die hohen Schwermetallgehalte in den Böden und Sedimenten des Bergbaugesbietes als auch durch die Immissionsbelastungen der Industriezone ein nicht zu unterschätzender Eintrag in Nahrungspflanzen ausgehen kann.

Daher seien hier abschließend einige Bemerkungen zum Komplex **Wirkung - Handlungsbedarf** angeführt.

Wie dargestellt, wurden zur Erfassung der **potentiellen Wirkung** Elementgehalte von charakteristischen Pflanzen aus standorttypischen Vegetationsbeständen und von Nahrungspflanzen sowie von - im Einzugsgebiet des Rio sa Duchessa produzierten - Pecorinoproben untersucht. Während sich aus dem Kap. 7.5 eine potentielle Schwermetallbelastung von Nahrungspflanzen sowohl in der Bergbauzone und in den Ablagegebieten der Flotationsschlämme als auch im Industriegebiet ergab, ließen sich tatsächliche Konsequenzen einer Schwermetallbelastung der Menschen nicht direkt belegen. Dies hing zum einen damit zusammen, daß eine Bestimmung nahrungsbürtiger Schwermetallaufnahmen durch die betroffene Bevölkerung, wie sie z. B. ANDRE, W. u. KAMPE, W. (1982) durchgeführt haben, nicht möglich war. Es zeigte sich allerdings aus den ermittelten Schwermetallgehalten in den Milchprodukten (Kap. 6.2.8) sowie in den Kresse- und Spinatpflanzen (Kap. 6.4), daß die Richtwerte des Bundesgesundheitsamtes in einigen Fällen deutlich überschritten wurden.

Allerdings lassen sich auch aus solchen Überschreitungen keine Schlußfolgerungen auf mögliche erhöhte intrakorporalen Schwermetallbelastungen der „Nutzer“ von Anbauprodukten aus dieser Zone ziehen. So stellten beispielsweise EWERS, U. et al. (1993) fest, daß trotz des Verzehrs schwermetallbelasteter Nahrungspflanzen aus kontaminierten Stolberger Hausgärten<sup>81</sup> und „trotz der außergewöhnlich hohen Schwermetallgehalte der Böden und der darauf erzeugten Gemüsepflanzen, die z.T. erheblich über den derzeit angewandten Schwellen- bzw. Lebensmittelrichtwerten liegen, und trotz häufigen Verzehrs selbst angebaute Gartenprodukte ... die untersuchten Kleingärtner nur geringfügig erhöhte Blutbleiwerte, aber keine erhöhten und auffälligen Cadmiumkonzentrationen im Blut und Urin auf(wiesen) (EWERS, U. et al., 1993, S. 318).

Daher muß im Zusammenhang mit den Ergebnissen dieser Autoren davon ausgegangen werden, daß die zur Erzeugung schwermetallbedingter Gesundheitsschäden notwendigen Verzehrsmengen weit über denen liegen, die in Sardinien erreicht werden. Von daher scheint der Nahrungspfad eine untergeordnete Rolle bei der Schwermetallaufnahme durch den Menschen zu spielen.

Zu bedenken ist allerdings das Problem der Elementaufnahme durch Kinder (RUCK, A., 1990), die vor allem an den Wochenenden während der für Sarden üblichen Picknickaufenthalte im Grünen die Haldenbereiche der Bergbauzone als Spielplatz nutzen. Legt man die von RUCK, A. (1990, S. 15-18) abgeleiteten Schwellenwerte bei kurzfristigen Bodenaufnahmen von 1 g/d für Kinder zu Grunde und setzt diese in Relation zu dem beobachteten Spielverhalten, so scheint hier ein permanentes Gefährdungspotential vorzuliegen. Allerdings kann hierbei nur von einer „hinreichenden Wahrscheinlichkeit einer Gefährdung“ (KONIETZKA, R.U. DIETER, H.H., 1994) ausgegangen werden. Nachvollziehbare toxikologische bzw. medizinische Untersuchungen existieren über diesen Problembereich in Sardinien nicht.

Als sehr bedenklich muß daneben die Nutzung einzelner Flotationshalden als Übungs- und Turnierstrecke für Geländefahrten von Motorrädern gesehen werden, da der inhalative Anteil der dabei erzeugten Staubbe-

---

<sup>81</sup> Diese Standorte können durchaus mit den Bedingungen in den Akkumulationszonen der Bergbaualtlasten verglichen werden.

lastung - insbesondere in den trockenen Sommermonaten - extrem hoch sein dürfte. Berücksichtigt man dabei, daß z.B. Cadmium häufig an kleinen Aerosolpartikeln ( $< 2 \mu\text{m}$ ) angelagert ist (STOEPLER, M., 1984), die sich in Lungen absetzen können, so wird ebenfalls die Problematik dieses Nutzungsschwerpunktes transparent. Gleiches gilt auch für das Befahren der mit Haldenmaterial ausgebesserten Wege durch Kraftfahrzeuge, da diese - insbesondere während der Trockenzeiten - einen hohen Staubtransport induzieren.

Bedenkt man ebenfalls, daß die Resorptionsraten der meisten Schwermetalle bei inhalativer Aufnahme gegenüber den oral zugeführten Elementanteilen ungleich höher sind (Kap. 2.4 u. SCHÄFER, S.G. et al., 1997), so verschärft sich dieses Problemfeld.

Allein von daher ist ein **Handlungsbedarf** gegeben, der um so dringender erscheint, wenn man die Größenordnung der Elementgehalte in den Haldensubstraten und Auensedimenten der Bergbauregion zugrunde legt. Dabei müßten im Falle der Bergbauatlanten kostenintensive Sanierungen durchgeführt werden. Hierbei wäre v.a. an Maßnahmen zur Verhinderung weiterer Wind- und Wassererosion von den Halden zu denken. Da die Möglichkeit einer Aufforstung dieser hochkontaminierten Substrate ausscheidet - weil sie kein höheres Pflanzenwachstum zuzulassen scheinen -, müßten solche Maßnahmen mit technischen Methoden durchgeführt werden.

Allerdings bilden neben den Halden auch noch die im Auen- und Grabenbereich bereits abgelagerten Sedimentserien ein latentes Problempotential. Um Einträge aus diesen Gebieten in die Nahrungsketten zu minimieren, müßte die Entnahme schwebstoffreichen Flußwassers zur Berieselung der Felder unterbunden werden. Daneben wären - neben Untersuchungen zur Schwermetallmobilität und neben Maßnahmen zur chemischen Immobilisierung der Elemente - auch Anbaubeschränkungen ein möglicher Weg, um zu hohe Elementkonzentrationen in Nahrungspflanzen zu verhindern.

Allerdings ist die Kapitalkraft Sardinien sehr gering und die Arbeitslosigkeit und Armut der Bevölkerung sehr hoch, so daß man davon ausgehen muß, daß - ohne Hilfe von außen - nichts geschehen wird. Das, was bisher geschah, läßt sich an das Untersuchungsgebiet von Portoscuso anbinden. Hier wurde mit dem Ziel der Steigerung des Pro-Kopf-Einkommens und des Bruttosozialproduktes sowie der Erhöhung des Arbeitsplatzangebotes ein Industriegebiet geschaffen, bei dem wirksame Maßnahmen zum Schutz des Naturraumes, der Ökosysteme und der Menschen „vergessen“ wurden.

Da die genannten Ziele nicht verwirklicht werden konnten, sei abschließend nochmals die Frage nach den Sanierungskosten der Folgeschäden, zu denen auch die - wegen zu hoher Schadstoffgehalte - nicht mehr vermarktbar Agrarprodukte gerechnet werden müssen, erlaubt. Sieht man einmal von den von Italien bewilligten und nach der Bodenqualität gestaffelten Ausgleichszahlungen für die Landwirte ab, so wird zur Zeit nichts unternommen, um beispielsweise die industriellen Emissionen zu reduzieren oder die Einträge von Rotschlamm in das Meer wirkungsvoll zu verhindern. Um dies zu gewährleisten, scheint es notwendig, daß zusätzliche Gelder aus den Industrienationen den Italienern für solche Maßnahmen zur Verfügung gestellt werden.

## QUELLENVERZEICHNIS

### A) LITERATUR

Abkürzungen:

Com. Soil: Communications in Soil Science and Plant Analysis  
DBG: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft  
LF: Landwirtschaftliche Forschung  
PuB: Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde  
WuU: Wissenschaft und Umwelt

- ABDEL-SABOUR, M.F.; MORTVEDT, J.J. u. KELSOE, J.J. (1988): Cadmium-zink interactions in plants and extractable cadmium and zinc fractions in soil. In: *Soil Sci.*, 145/6: 424 - 431
- ABO-RADY, M.D.K. (1985): Schwermetalle in Lockerbraunerden in Vogelsberg und Taunus. In: *Geol. Jb. Hessen*, 113: 229 - 250, Wiesbaden
- ABOULOOS, S.A. (1981): Reaction of EDTA, DTPA, and EDDAH Complexes of Zinc, Copper, and Manganese with a Calcareous Soil. In: *PuB*, 144: 164 - 173
- ABOULOOS, S.A.; HOLAH, S.S. u. BADAUWY, S.H. (1989): Influence of prolonged use of sewage effluent in irrigation on heavy metal accumulation in soils and plants. In: *PuB*, 152: 51 - 55, Weinheim
- ABRAHAM, H.-J.; GERDES, S. u. PFAU, W.-D. (1987): Schwermetall-Immissionen in der Gesamtdeposition (Staubniederschlag) im Verkehrsbereich sowie in Wohn- und Erholungsgebieten in Berlin (West). In: *WuU*, 4: 186 - 199
- AGEMIAN, H. u. CHAU, A.S.Y. (1976): Evaluation of extraction techniques for the determination of metals in aquatic sediments. In: *The Analyst*, 101/1207: 761 - 767
- AHLF, W. (1989): Biotests zur ökotoxikologischen Beurteilung von Schwermetallen in Böden. In: BEHRENS, D.U.; WIESNER, J. (Hrsg.); *Beurteilung von Schwermetallkontaminationen im Boden; Vorträge und Resümee zu einem Expertengespräch der Dechema-Arbeitsgruppe "Bewertung von Gefährdungspotentialen im Bodenschutz"* in Oberursel/Ts.: 271 - 280; Frankfurt
- AHREND, R.; KAHLE, H. u. BRECKLE, S.-W. (1989): Effect of Cadmium on transpiration of young beech trees (*Fagus sylvatica* L.). In: *Air pollution and forest decline. Proc. 14th Int. Meeting, Interlaken 1988*: 381 - 383, Birmensdorf
- AICHBERGER, K.; BACHLER, W. u. PICHLER, H. (1982): Schwermetalle in Böden Oberösterreichs und deren Verteilung im Bodenprofil. In: *LF, 35/ SH. 38*: 350 - 362
- AICHBERGER, K.; EIBELHUBER, A. u. HOFER, G. (1986): Soil Sampling for trace element analysis and its statistical evaluation. In: GOMEZ et al. (Hrsg.): *Sampling problems for chemical analysis of sludge, soils and plants*: 38 - 44, Elsevier App. Science Publishers, London, New York.
- AITANG, H. u. HÄNI, H. (1983): Dissolving heavy metals from soils with acids in order to approximate total element content. In: *PuB*, 146: 481 - 493
- ALLEN, R.O. u. STEINNES, E. (1979): Contribution from long-range atmospheric transport to the heavy metal pollution of surface soil. In: *Heavy metals in the environment., CEP Consultants*: 271 - 274, London
- ALLOWAY, B.J. (1990): Cadmium. In: ALLOWAY, B.J. (ed.): *Heavy metals in soils*: 100 - 124; Blackie, Wiley, New York
- ALLOWAY, B.J.; THORNTON, I.; SMART, G.A.; SHERLOCK, J.S. u. QUINN, M.J. (1988): Metal availability. In: *Sci. Total Environ.*, 75: 41 - 69
- ALT, D.; SACHER, B. u. RADICKE, K. (1982): Ergebnis einer Erhebungsuntersuchung zur Nährstoffversorgung und Schwermetallbelastung von gemüsebaulich genutzten Parzellen in Kleingärten. In: *LF, 35 / SH. 38*: 682 - 692; Frankfurt
- AL-TAYYAR, A.J. (1981): Biometrische Untersuchungen an Pflanzenorganen von *Lepidium sativum* - Kulturen nach Exposition auf verschiedenen immissionsbelasteten Standorten unter Berücksichtigung ihrer ökologischen Keimungsbedingungen vor der Exposition. (Eine Eignungsprüfung von *Lepidium sativum* für den Einsatz in einem Immissionskataster). - Diss. an der Forstwiss. Fak. der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg/Br.
- AMRHEIN, C. u. STRONG, J. E. (1990): The effect of deicing salts on trace metal mobility in roadside soils. In: *Journal of environm. Qual.*, 19: 765-772
- ALVAREZ, W. (1972): Rotation of the Corsica - Sardinia Microplate. In: *Nature Physical Science*, 235: 103 - 105
- ANDERSSON, A. (1976): On the influence of manure and fertilizers on the distribution and amounts of plant-available Cd in soils. In: *Swed. J. of Agric. Research*, 6: 27 - 36
- ANDERSSON, A. (1977): The distribution of heavy metals in soils and soil materials as influenced by the ionic radius. In: *Swed. J. of Agric. Research*, 7: 79 - 83
- ANGEHRN-BETTINAZZI, C. und HERTZ, J. (1990): Schwermetallgehalte in der Streuauflage von Waldstandorten - Rückschlüsse auf die Immissionssituation. In: *VDI Berichte Nr. 837: Wirkungen von Luftverunreinigungen auf Böden. Einträge - Bewertung - Regelungen, Teil 1*: 103 - 117; VDI Verlag, Düsseldorf
- ANONYM (1990): Niederländischer Leitfaden zur Bodenbewertung und Bodensanierung. Leidraad Bodensanering. Deel II. Technisch-Inhoudelijk Deel. Afl. 4, November '88, Sdu uitgeverij, 's-Gravenhage, 1988. In: ROSENKRANZ D.; BACHMANN, G.; EINSELE, G. u. HARREß, H.-M. (Hrsg.): *Bodenschutz - Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser.*, Kennz. 8935, E. Schmidt Verlag, Berlin
- ANDRE, W. u. KAMPE, W. (1982): Ein Verfahren zur Einschätzung der realen Schadstoffzufuhr über die Nahrung, dargestellt an Verzehrstudien im Nahbereich von Bleiemittenten. In: *LF, 35 / SH 38*: 616 - 627, Frankfurt
- ARBEITSGRUPPE BODEN (1996): *Bodenkundliche Kartieranleitung*, Hrsg. Bundesanst. für Geowiss. u. Rohstoffe u. d. Geol. Landesämtern in der BRD. 392 S, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Hannover
- ARRIGONI, P.V. (1964): Flora e Vegetazione della Foresta di Pixinamanna. (Sardegna meridionale). In: *Webbia*, 19, Nr. 1: 349 - 455, Firenze
- ARRIGONI, P.V. (1968): Fitoclimatologia della Sardegna. In: *Fondazione Filippa Parlatore per la Studio della Flora e dello vegetazione Italiana. Webbia* 23, 1 - 100, Pubblicazione N. 102, Firenze
- ARU, A. (1966 a): I vertisoli della Sardegna Centro Meridionale, Cagliari

- ARU, A. (1966 b): Rilevamento pedologico dell' azienda @S. Michele - Ussana (Cagliari). In: Centro Regionale Agrario Sperimentale, Cagliari
- ARU, A. (1974): Aspetti della degradazione del suolo nella Sardegna centrale In: *Biologia Contemporanea*, Anno 1, No. 3: 105 - 112, Roma
- ARU, A. (1985): The soils of Sardinia and their state of conservation. In: *Geoökodynamik* 6 / 1/2: 71 - 84, Heppenheim
- ARU, A.; BALDACCINI, P.; MALQUORI, A.; MELIS, R.T. u. VACCA, S. (1983): Il consumo delle terre a causa della espansione urbana del territorio intorno a Cagliari. In: Consiglio Nazionale delle Ricerche, Pubblicazione N. 94, - Progetto finalizzato "Conservazione del Suolo"; Istituto di Geologia, Paleontologia e Geografia Fisica, dell'Università di Cagliari, 39 S.
- ARU, A.; BALDACCINI, P.; PIETRACAPRINA, A. (1967): I Suoli della Sardegna. Allegati Cartogarfici. In: Studi Sassaresi, Sez. III, *Annali della Facoltà di Agraria dell' Università di Sassari*, XV, fase. 2, 59 S.; Gallizzi, Sassari
- ARU, A.; BALDACCINI, P.; VACCA, A.; DELOGU, G.; DESSENA, M.A.; MADRAU, S.; MELIS, R.T. und VACCA, S. (1991): Nota illustrativa alla carta dei suoli della Sardegna.; Cagliari
- ARU, A.; MADEDDU, B. and KAHNAMOEI, A. (1994): Soil contamination by heavy metals from Mines. In: *Land use and soil degradation. MEDALUS in Sardinia. Proceedings of the Conference held in Sassari, Italy, 25. May, 1994*, S. 265 - 283, Sassari
- ASAMI, T. (1981a): The Ichi and Maruyama River Basin: Soil Pollution by Cadmium, Zinc, Lead and Copper Discharged from Ikuno Mine. In: KITAGISHI, K. u. YAMANE, I.: *Heavy metal pollution in soils of Japan*, Chapter 10: 125 - 136, Japan Scientific Societies Press, Tokyo
- ASAMI, T. (1981 b): Maximum Allowable Limits of Heavy Metals in Rice and Soil. In: KITAGISHI, K. u. YAMANE, I.: *Heavy metal pollution in soils of Japan*, Chapter 19: 257 - 274, Japan Scientific Societies Press, Tokyo
- ASCHE, N. (1985) Schwermetalleinträge am Beispiel emissionsnaher gelegener Waldökosysteme. In: *DBG*, 43/1: 331 - 336, Göttingen
- AXTMANN, E.V. u. LUOMA, S.N. (1987): Trace metal distribution in floodplain and fine bed sediments of the Clark Fork River, Montana. In: LINDBERG S E.; HUTCHINSON, T.C. (eds). *Heavy metals in the environment.*, Int. Conf. New Orleans, Sept. 1987, CEP, 2: 494 - 496, Edingburgh
- BABICH, H. u. STOTZKY, G. (1985): Heavy metal toxicity to microbe-mediated ecologic processes: A review and potential application to regulatory policies. In: *Environ. research*, 36: 117 - 137
- BACHMANN, G., BANNICK, C.-G., GIESE, E., GLANTE, F., KIENE, A., KONIETZKA, R., RÜCK, F., SCHMIDT, S. TERYTZE, K. u. BORRIES, D. von (1997): Fachliche Eckpunkte zur Ableitung von Bodenwerten im Rahmen des Bundes-Bodenschutzgesetzes. In: ROSENKRANZ, D., BACHMANN, G., EINSELE, G. u. HARREß, H.-M. (Hrsg.): *Bodenschutz - Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser.*, 3500: 1 - 121, E. Schmidt, Berlin
- BAHRENBURG, G.; GIESE, E.; NIPPER, J. (1985): *Statistische Methoden in der Geographie 1 - Univariate und bivariate Statistik*, Stuttgart
- BAHRENBURG, G.; GIESE, E.; NIPPER, J. (1992): *Statistische Methoden in der Geographie 2 - Multivariate Statistik*, Stuttgart
- BAKER, D.E. (1990): Copper. In: ALLOWAY, B.J. (ed.): *Heavy metals in soils*: 151 - 176; Blackie, Wiley, New York
- BALDACCINI, P. (1974): I Suoli della Foresta di Pixinamanna (Cagliari). Principali caratteri ed inquadramento pedogenetico. In: *Annali dell' Accademia Italiana di Scienze Forestali*, XXIII: 391 - 429; Firenze
- BANAT, K.; FÖRSTNER, U. u. MÜLLER, G. (1972): Schwermetalle in Sedimenten von Donau, Rhein, Ems, Weser und Elbe im Bereich der Bundesrepublik Deutschland. In: *Naturwiss.*, 59: 525 - 528
- BAR-TAL, A.; BAR-YOSEF, B. u. CHEN, Y. (1988): Effects of fulvic acid and pH on zinc sorption on Montmorillonite. In: *Soil Sci.*, 146, 5: 367 - 373; The Williams & Wilkins Co.
- BARGAGLI, R. u. D'AMATO M.L. (1987): Trace metal contamination in marine and riverine sediments around San Rossore Park (Italy). In: *Centro*, Vol. 1, No. 3: 15 - 23, University of Malta Press
- BARROW, N.J. and COX, V.C. (1992): The effects of pH and chloride concentration on mercury sorption. 2. By a soil. In: *J. Soil Sci.*, 43: 305 - 312
- BARTZ, J. (1977): *Lehrbuch der Statistik für Sozialwissenschaftler*, Springer - Verlag, Berlin, Heidelberg, New -York
- BAUMEISTER, W. u. ERNST, W. (1978): *Mineralstoffe und Pflanzenwachstum*, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York
- BAUSKE, B. (1994): Einfluß von Salzlösungen unterschiedlicher Zusammensetzung auf die Mobilität von Schwermetallen in Straßenrandböden und im Laborauslaugversuch. *Hamburger Bodenkundliche Arbeiten*, Bd. 24, 176 Seiten; Hamburg
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ, (Hrsg.) (1983): *Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz*, 60, lufthygienischer Jahresbericht 1983
- BECK, T. (1981): Untersuchungen über die toxische Wirkung der in Siedlungsabfällen häufigen Schwermetalle auf die Bodenmikroflora. In: *PuB*, 144: 613 - 627
- BEHRENS, D. u. WIESNER, J. (Hrsg.) (1989): *Beurteilung von Schwermetallkontaminationen im Boden.*: 385 S.; DEHEMA, Frankfurt a. M.
- BEITZ, L.; PLESCH, R. u. RETHFELD, H. (1980): Röntgenanalyse auf Schwermetalle in pflanzlichen Produkten. In: *LF*, 33 / 1: 30 - 37
- BERGMANN, W. (1989): Boden- und Umweltfaktoren, die die Mineralstoffaufnahme der Pflanzen beeinflussen - unter besonderer Berücksichtigung der Schwermetalle. In: BEHRENS, D. U. WIESNER, J. (Hrsg.); *Beurteilung von Schwermetallkontaminationen im Boden; Vorträge und Resümee zu einem Expertengespräch der Dechema-Arbeitsgruppe "Bewertung von Gefährdungspotentialen im Bodenschutz"* in Oberursel/Ts.: 317 - 340; Frankfurt
- BERGSETH, H. u. STUANES; A. (1976): Selektivität von Humusmaterial gegenüber einigen Schwermetallionen. In: *Acta Agric. Scand.*, 26: 52 - 58
- BERROW, M.L. u. BURRIDGE, J.C. (1984): Aufnahme, Verteilung und Wirkungen bei Pflanzen. In: MERIAN E. (ed). *Metalle in der Umwelt - Verteilung, Analytik und biologische Relevanz*. Kap. 1. 7a: 125 - 134
- BERTELS, C.; RÜTHER, P.; KAHLE, H. u. BRECKLE, S.-W. (1989): Die Entwicklung des Wurzelsystems von Buchenkeimlingen bei Cadmium- und kombinierter Cadmium-/Bleibelastung. In: *Verh. d. Ges. f. Ökol.* 18: 367 - 371, Essen
- BILD DER WISSENSCHAFT (Hrsg.) (1985): Stirbt jetzt auch der Boden?, 3: 38 - 75
- BILD DER WISSENSCHAFT (Hrsg.) (1994): Bodensterben - Wird die Erde unfruchtbar?, 8: 58 - 77
- BINGHAM, F.T., PAGE, A.L.; MAHLER, R.J. u. GANJE, T.J. (1976): Cadmium availability to rice in sludge amended soil under "food" and "nonfood" culture. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 40: 715 - 719
- BIRGE, W.J. u. BLACK, J.A. (1980): Aquatic toxicology of nickel. In: NRIAGU, J.O. (ed.): *Nickel in the environment.*, Chapter 13: 349 - 366; Wiley and sons, New York, Chichester, Brisbane, Toronto

- BIRKE, C. (1991): Der Schwermetalltransfer aus langjährig mit Siedlungsabfällen gedüngten Böden in Kulturpflanzen und dessen Prognose durch chemische Extraktionsverfahren. - Diss. der Hohen Landwirtsch. Fak. der Rheinischen Friedr.-Wilhelms-Uni. zu Bonn, 223 S.; Bonn
- BIRKE, C. u. WERNER, W. (1991): Eignung chemischer Bodenextraktionsverfahren zur Prognose der Schwermetallgehalte in Pflanzen. In: Auswirkungen von Siedlungsabfällen auf Böden, Bodenorganismen und Pflanzen. Forschungszentrum Jülich, Berichte aus der ökologischen Forsch., 6: 224 - 288; Jülich
- BITTELL, J.E. and MILLER, R.J. (1974): Lead, cadmium and calcium selectivity coefficients on a montmorillonite, illite and kaolinite. In: J. Environ. Qual., 3/3: 250 - 253
- BLUME, H.P. (1981): Schwermetallverteilung und -bilanzen typischer Waldböden aus nordischem Geschiebemergel. In: PuB, 144: 156 - 163
- BLUME, H.P. (Hrsg.) (1990): Handbuch des Bodenschutzes: Bodenökologie und -belastung; Vorbeugende und abwehrende Schutzmaßnahmen., 686 S, ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg/Lech
- BLUME, H.P. u. BRÜMMER, G. (1987): Prognose des Verhaltens von Schwermetallen in Böden mit einfachen Feldmethoden, In: DBG, 53: 111 - 117; Göttingen
- BLUME, H.P.; FELIX-HENNINGSEN, P.; FISCHER, W.R.; FREDE, H.-G.; HORN, R. u. STAHR, K. (Hrsg.) (1996): Handbuch der Bodenkunde, ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg/Lech
- BLUMENBACH, D.; KLOKE, A. u. LÜHR, H.-P. (1991): Wirkungen von Bodenkontaminationen - Meßlatten für Arsen, Beryllium, Blei, Cadmium, Quecksilber und Selen. In: Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Forschungsbericht 107 01 016/04, TEXTE DES UBA, 54/91, Berlin
- BÖHNKE, E. (1990): Untersuchungen zum Schwermetalltransfer Boden - Pflanze in unterschiedlich belasteten Einzugsgebieten Südsardiniens. - unveröff. Magisterarb. am Geogr. Inst. der TH Darmstadt
- BOLTER, E.; BUTZ, T. u. ARSENEAU, J.F. (1975): Mobilization of heavy metals by organic acids in the soils of a lead mining and smelting district. In: HEMPHILL, D. D. (ed.): Trace Subst. Environ. Health, 9, 107 S., Univ. of Missouri, Columbia
- BOMBUSCH (1985): Über die Bedeutung des Quecksilbers auf die Tierwelt von Waldökosystemen, In: "Texte" im Auftrag des Umweltbundesamtes, 17/1986, IMA-Querschnittsseminar zur Waldschädenforschung "Belastung und Schäden auf Ökosysteme und ihre Folgen: 190 - 192, Berlin 1986
- BONI, M. (1979): Zur Paläogeographie, Mineralogie und Lagerstättenkunde der Paläokarst-Erze in Süd-West-Sardinien (Iglesiente-Sulcis). Dissertation a. d. Naturwiss. Fak. der Ruprecht-Karl-Universität Heidelberg
- BOR, J. u. KRZYŻANOWSKI, J. (1988): Ermittlung der Schwermetallmobilität im Boden. In: Mainzer geowiss. Mitt., 17: 235 - 248
- BOSCH, C., (1994): Ökologische Bodenfunktionen: Beiträge der Bodenökologie zum Bodenschutz. In: ROSENKRANZ, D., BACHMANN, G., EINSELE, G. u. HARREß, H.-M. (Hrsg.): Bodenschutz - Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser., 1480: 1 - 31; E. Schmidt, Berlin
- BOYSEN, P. (1992): Schwermetalle und andere Schadstoffe in Düngemitteln - Literaturoswertung und Analysen, In: Texte des Umweltbundesamtes, 55/92; Berlin
- BRADY, B. u. PAGENKOPF, G.K. (1978): Cadmium complexation by soil fluvic acid. In: Can. J. Chem., 56: 2331 - 2336
- BRADY, N.C. (1990): The Nature and Properties of Soil. 10. ed., MacMillan Publications, New York
- BRECKLE, S.W. u. KAHLE, H. (1986): Kombinationswirkungen von Schwermetallen und sauren Böden auf die Buchenverjüngung, In: „Texte“ im Auftrag des Umweltbundesamtes, 17/1986, IMA-Querschnittsseminar zur Waldschädenforschung „Belastung und Schäden auf Ökosysteme und ihre Folgen“: 179 - 189, Berlin
- BREMER, H. (1989): Allgemeine Geomorphologie. 1. Aufl. Berlin u. Stuttgart: Gebrüder Borntraeger
- BROWN, P.H.; DUNEMANN, L.; SCHULZ, R. u. MARSCHNER, H. (1989): Influence of redox potential and plant species on the uptake of Nickel and Cadmium from soils. In: PuB, 152: 85 - 91, VCH, Weinheim
- BRÜMMER, G.W. (1981): Ad- und Desorption oder Ausfällung und Auflösung als Lösungskonzentration bestimmende Vorgänge in Böden, In: DBG, 30: 7 - 18; Göttingen
- BRÜMMER, G.W. (1986): Heavy metal species, mobility and availability in soils. In: The importance of chemical speciation in environmental processes. Dahlem Workshop Reports (Berlin), Life Sci. Res. Rep., 33: 169 - 192
- BRÜMMER, G.W.; GERTH, J. u. HERMS, U. (1986): Heavy metal species, mobility and availability in soils. In: PuB, 149: 382 - 398
- BRÜMMER, G.W.; GERTH, J. u. TILLER, K.G. (1988): Reaction kinetics of the adsorption and desorption of nickel, zinc and cadmium by goethite. I. Adsorption and diffusion of metals. In: J. Soil Sci., 39: 37 -52
- BRÜMMER, G.W. u. HERMS, U. (1985): Einflußgrößen der Schwermetalle - Löslichkeit, -Bindung und -Verfügbarkeit im Boden. In: BRECKLE, S. W. u. KAHLE, H. (Hrsg.) Bielefelder Ökologische Beiträge, Bd. 1: 117 - 139; Bielefeld
- BRÜMMER, G.W. u. HERMS, U. (1983): Influence of soil reaction and organic matter on the solubility of heavy metals in soils. In: ULRICH, B. u. PANKRATH, J. (eds.) Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems: 233 - 243
- BRÜMMER, G.W. u. HERMS, U. (1985): Einflußgrößen der Schwermetalle - Löslichkeit, -Bindung und -Verfügbarkeit im Boden. In: BRECKLE, S.W. u. KAHLE, H. (Hrsg.) Bielefelder Ökologische Beiträge, 1: 117 - 142, Bielefeld
- BRÜMMER, G.W.; TILLER, K.G.; HERMS, U. u. CLAYTON, P.M. (1983): Adsorption-desorption and/or precipitation-dissolution processes of zinc in soils. In: Geoderma 31: 337-354; Amsterdam
- BRÜMMER, G.W.; ZEILN, H.; HILLER, D.A. u. HORNBERG, V. (1994): Bindungsformen und Mobilität von Cadmium und Blei in Böden. - In: Beurteilung von Schwermetallen in Böden von Ballungsgebieten: Arsen, Blei und Cadmium. DECHEMA: 197 - 218, Frankfurt a.M.
- BRÜNE, H. (1982): Zur Aufnahme von Schwermetallen durch Pflanzen und Möglichkeiten der Reduzierung: In: HESS. LANDESAMT F. ERNÄHR., LANDWIRT. u. LANDESENTW. (Hrsg.): 125 Jahre Hess. Landwirtsch. Versuchsanstalt Kassel-Harleshausen: 57 - 82; Kassel
- BRÜNE, H. (1984): Schwermetallgehalte hessischer Böden und das Aufnahmepotential verschiedener Pflanzenarten. In: Angew. Botanik, 58: 11 - 20; Göttingen
- BRÜNE, H.; ELLINGHAUS, R. u. HEYN, J. (1982) Schwermetallgehalte hessischer Böden und ergänzende Untersuchungen zur Schwermetallaufnahme durch Pflanzen. In: Kali-Briefe, 16: 271 - 291
- BRUNNER, I. u. SCHINNER, F (1984): Einfluß von Blei und Cadmium auf die mikrobielle Aktivität eines Bodens. In: Bodenkultur, 35: 1 - 12
- BÜNING, H. u. TRENKLER, G. (1980): Nichtparametrische statistische Methoden, Berlin

- BÜRGER, H. (1978): Die Verbreitung der Elemente Pb, Zn, Sn, As, Cd, Hg, Cu, Ni, Cr und Co in den landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden Nordrhein-Westfalens. - Diss. Univ. Bonn: 207 S., Bonn
- BUND HESSEN (Hrsg.) (1988): Boden - dünn wie eine Eierschale. Aspekte zu Gefährdung und Schutz. - 165 S., Frankfurt a. M.
- BUNDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (Hrsg.) (1986): Verordnung über Schadstoffe im Boden (VSBO) - Schweiz - vom 9.6.1986. In: Texte zum Umweltschutz; Bern
- BUNDESGESUNDHEITSAMT BERLIN (Hrsg.); (1977): Richtwerte 1976 für Arsen-, Blei-, Cadmium- u. Quecksilbergehalten in Lebensmitteln. In: Bundesgesundheitsblatt 20: 76
- BUNDESGESUNDHEITSAMT BERLIN (Hrsg.); (1986): Richtwerte '86 für Blei, Cadmium u. Quecksilber in und auf Lebensmittel. In: Bundesgesundheitsblatt 29, Nr. 1, Januar 1986: 22 - 23
- BUNDESGESUNDHEITSAMT BERLIN (Hrsg.); (1990): Richtwerte für Schadstoffe in Lebensmitteln. - Bundesgesundheitsblatt 33: 224 - 226
- BUNDESGESUNDHEITSAMT BERLIN (Hrsg.); (1993): Richtwerte für Schadstoffe in Lebensmitteln. - Bundesgesundheitsblatt 36, 5/93: 210 - 211
- BUNDESGESUNDHEITSAMT BERLIN (Hrsg.); (1996): Richtwerte für Schadstoffe in Lebensmitteln. - Bundesgesundheitsblatt 5/96: 193
- BUNDESMINISTER DES INNERN (Hrsg.); (1981): Futtermittelverordnung. - Bundesgesetzblatt, Teil 1: 352
- BUNDESMINISTER DES INNERN (Hrsg.); (1982): AbfklärV (Klärschlammverordnung) vom 25.6.1982. - Bundesgesetzblatt, Teil 1: 734 - 739
- BUNDESMINISTER DES INNERN (Hrsg.), (1985): Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung, Bundestagsdrucksache 10/2977 vom 7. März 1985: 1 - 229; Kohlhammer, Stuttgart-Berlin-Köln-Mainz
- BUNDESMINISTER DES INNERN (Hrsg.); (1992): AbfklärV (Klärschlammverordnung) vom 15.4.1992. - Bundesgesetzblatt, Teil 1: 912 - 934
- BURBA, P.; GLEITSMANN, B. u. LIESER, K.H. (1978 a): Abtrennung und Röntgenfluorescenzanalyse von gelöstem Uran aus natürlichem Wasser mittels chelatbildender Celluloseaustauscher (am Beispiel natürlicher Wasserproben), In: Fresenius Z. Anal. Chemie, 289: 28 - 34, Springer-Verlag
- BURBA, P.; LIESER, K. H.; NEITZERT, V. u. RÖBER, M. (1978 b): Preconcentration and determination of trace elements in fresh water and sea water - comparison of results obtained by different methods (x-ray fluorescence, neutron activation and atomic absorption), In: Fresenius Z. Anal. Chemie, 291: 273 - 277; Springer Verlag
- BURBA, P.; RÖBER, M. u. LIESER, K. H. (1978 c): Synthese von Celluloseaustauschern mit chelatbildenden funktionellen Gruppen III. In: Die Angew. Makromolekulare Chemie 66, Nr. 998: 131 - 138
- BURGER, D. (1989): Der Bleigehalt in Sedimenten der Erfttaupe bei Kerpen und dessen Korrelation mit dem Bleibergbau im Raum Mechernich. In: Tübinger Geogr. Studien, 98: 285 - 300; Tübingen
- CAMARDA, I. u. VALSECCHI, F. (1982): Alberi e arbusti spontanei della Sardegna, 477 S.; Cagliari
- CARMIGNANI, L.; COCOZZA, T.; GANDIN, A. u. PERTUSATI, P.C. (1982): Lineamenti della geologia dell'Iglesiente - Sulcis. In: Guida alla Geologia del Paleozoico Sardo. Guide Geologiche Regionali. Soc. Geol. It.: 65 - 77
- CARMIGNANI, L.; COCOZZA, T.; GANDIN, A. u. PERTUSATI, P.C. (1986): The geology of Iglesiente. In: Guide-book to the Excursion on the Paleozoic basement of Sardinia IGCP project no. 5 Newsletter 1986, special issue: 31 - 41
- CARY, E.E.; ALLAWAY, W.H. u. OLSON, O.E. (1977b): Control of Chromium Concentrations in Food Plants. 2. Chemistry of Chromium in soils and its availability to plants. In: J. Agric. Food Chem., 25, No. 2: 305 - 309
- CASU, T.; LAI, G. e PINNA, G.L. (1984): Guida alla Flora e alla Fauna della Sardegna. 417 S.; Nuoro
- CECCHERELLI, P., CURINI, M., MARCOTULLIO, M.C. and MENGHINI, A. (1985): Sesquiterpene Acids From *Dittrichia Viscosa*. In: Phytochemistry. An International Journal of Plant Biochemistry, 24, No. 12, S. 2987 - 2989; Oxford
- CHAO, T.T. (1972): Selective dissolution of manganese oxides from soils and sediments with acidified hydroxylamine hydrochloride. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 36, 764 - 768
- CHANG, L.W. (1981): Pathological effects of cadmium poisoning. In: NRIAGU, J.O. (ed.): Cadmium in the environment. Part II: Health effects, Chapter 17: 783 - 839; Wiley and sons; New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Signapore
- CHAPMAN, H.D. (1960): The diagnosis and control of zinc deficiency and excess. In: Bull. Res. Counc. Israel, 8: 105 - 130
- CHAPMAN, H.D. (1966): Diagnostic Criteria for Plants and Soils. In: Univ. of California Press, Riverside
- CHINO, M. (1981 a): Metal Stress in Rice Plants. In: KITAGISHI, K. u. YAMANE, I.: Heavy metal pollution in soils of Japan, Chapter 6: 65 - 80, Japan Scientific Societies Press, Tokyo
- CLASEN, J.; HARRIS, H.-P.; MÜLLER, D.; SCHREINER, H. u. SEUFFERT, O. (1997): Wasserwirtschaftliche Bedeutung der Festlegung und Freisetzung von Nährstoffen durch Sedimente in Fließgewässern / DVWK-Fachaussschuß Einflüsse auf die Beschaffenheit der Fließgewässer. DVWK Schriften, H. 115, 90 S.; Bonn
- CLAUSSEN, T. (1987): Schwermetallgrenzwerte für Laub städtischer Gehölze - Ermittlung über die Asche in der Trockensubstanz.-In: Forum - Städte - Hygiene, 38: 270 - 272
- COLLINS, J.C. (1981): Zinc. In: LEPP, N.W. (ed.): Effect of heavy metal pollution on plants, 1. Effects of trace metals on plant function, Chapter 5: 145 - 169, Applied Science Publishers, London and New Jersey
- CONTU, A.; MULAS, P.; SARRITZU, G.; SCHINTU, M. u. ULZEGA, A. (o. A.): Sediment Pollution in the Gulf of Cagliari, Italy
- CORREGGIARI, A., GUERZONI, R., LENA, R., QUARANTOTTO, G. u. RAMPAZZO, G. (1989): Dust deposition in the central Mediterranean (Tyrrhen and Adriatic Seas). Relationships with marine sediments and riverine input. In: Terra Nova, 1: 549 - 558
- CRECELIUS, E.A.; JOHNSON, C.J. u. HOFER, G.C. (1974): Contamination of soils near a copper smelter by arsenic, antimony and lead. In: Water Air and Soil Pollut., 3: 337 - 341
- CROSSMANN, G. (1988): Kreislauf im System Boden-Pflanze-Nutztier auf Standorten mit extrem hoher Cadmium- und Nickelbelastung durch Klärschlammaufbringung. In: Texte im Auftrag des Umweltbundesamtes, 8/88, Berlin
- DAVIES, B.E. (1980): Applied soil trace elements. - 482 S., Wiley, Chichester
- DAVIES, B.E. (1983): Heavy metal contamination from base metal mining and smelting: implications for man and his environment. In: THORNTON, I. Applied environmental geochemistry: 425 - 462
- DAVIES, B.E. (1990): Lead. In: ALLOWAY, B. J. (ed.): Heavy metals in soils: 177 - 196, Blackie, Wiley, New York
- DAVISON, W.; HILTON, Y.; LISHMAN, Y. u. PENNINGTON, W. (1985): Contemporary lake transport processes determined from sedimentary records of copper mining activity. In: Environ. Sci. Technol., 19/4: 356 - 360
- DELSCHEN, T. (1989): Untersuchungen zur Schwermetallverfügbarkeit in klärschlammgedüngten Böden unter Feldbedingungen und in Gefäßversuchen. - Diss. Univ. Bonn: 161 S., Bonn

- DENNEMANN, C.A.J. u. ROBBERSE, J.G. (1993): Boden-Standards im Rahmen des Niederländischen Bodenschutzes. In: ROSENKRANZ, D., BACHMANN, G., EINSELE, G. u. HARREß, H.-M. (Hrsg.): Bodenschutz - Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser., 0480: 1 - 27; E. Schmidt, Berlin
- DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (Hrsg.); DIN 19.683 (1973): Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau. Physikalische Laboruntersuchungen: Blatt 2; Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung nach Vorbehandlung mit Natriumpyrophosphat, Beuth-Verlag, Berlin und Köln
- DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (Hrsg.); DIN 19.684 (1977 a): Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau. Chemische Laboruntersuchungen: Teil 1; Bestimmung des pH-Wertes des Bodens und Ermittlung des Kalkbedarfs, Beuth-Verlag, Berlin und Köln
- DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (Hrsg.); DIN 19.684 (1977 b): Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau. Chemische Laboruntersuchungen: Teil 5; Bestimmung des Carbonatgehaltes im Boden, Beuth-Verlag, Berlin und Köln
- DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (Hrsg.); DIN V 19.730 (1993): Vornorm Bodenbeschaffenheit. Ammoniumnitratextraktion zur Bestimmung mobiler Spurenelemente in Mineralböden, Beuth-Verlag, Berlin
- DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (Hrsg.); DIN 38414 (1982): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser und Schlamm-Untersuchung; Schlamm und Sedimente (Gruppe S); Bestimmung des säurelöslichen Anteils von Metallen (S7); Berlin
- DEUTSCHE KOMMISSION ZUR REINHALTUNG DES RHEINS (Hrsg.) (1995): Zahlentafeln der physikalisch-chemischen Untersuchungen 1992; 189 S.; o. A.
- DIECKMANN, H.; GOEMAN, U.; HARRES, H.-P. u. SEUFFERT, O. (1981): Raum-zeitliche Niederschlagsstrukturen und ihr Einfluß auf das Abtragungsgeschehen am Beispiel kleiner Einzugsgebiete. In: Geoökodynamik, 2/2: 219 - 244, 9 Fig., 6 Abb., Darmstadt
- DIECKMANN, H.; GOEMAN, U.; HARRES, H.-P. u. SEUFFERT, O. (1982): Niederschlag - Abfluß - Stofftransport. Untersuchungen in einem Beispielgebiet in Südsardinien. In: Technische Hochschule Darmstadt, Jahrbuch 1981/82: 114 - 125, 9 Abb., Darmstadt
- DIECKMANN, H.; GOEMAN, U.; HARRES, H.-P. u. SEUFFERT, O. (1983): Raum-zeitliche Niederschlagsstrukturen und ihr Einfluß auf das Abtragungsgeschehen am Beispiel kleiner Einzugsgebiete, In: Verh. d. Dtsch. Geographentages, Bd. 43, Tagungsbericht u. wissenschaftlichen Abhandlungen: 164 - 167, Wiesbaden 1983
- DIEHL, J.F. (1982): Schwermetallgehalte in der Nahrung - Werden die Grenzwerte der duldbaren Belastung überschritten? In: LF, SH 39: 35 - 59, Frankfurt
- DIEHL, K.H.; ROSOPULO, A.; KREUZER, W. u. JUDEL, G.K. (1983): Das Verhalten von Bleitetraalkylen im Boden und deren Aufnahme durch die Pflanze. In: PuB, 146: 551 - 559
- DIEZ, T. (1982): Einfluß der Klärschlammbehandlung und der Beschlammungsintensität auf den Schwermetalltransfer Boden-Pflanze. In: LF, 35/SH 39, Kongreßbd. 1982: 213 - 223; Frankfurt a. M.
- DIEZ, T. u. BIHLER, E. (1983): Schwermetallgehalte bayerischer Ackerböden nach mehrjähriger Klärschlammdüngung im Vergleich zu unbeschlammten Böden. In: Landwirtschaftl. Jahrbuch, 7: 871 - 873
- DIEZ, T. u. ROSOPULO, A. (1977): Schwermetallgehalte in Böden und Pflanzen nach extrem hohen Klärschlammgaben. In: LF, 30/SH 33, 1: 236 - 248
- DILL, M. (1987): Toxische Schwermetalle (Pb, Cd, Hg) in Waldböden - Referat im Bodenkundlichen Oberseminar des Instituts f. Phys. Geographie, Universität Frankfurt a. M.
- DITTER, P. (1982): Schwermetalle im Boden eines Klärschlammversuchsfeldes. In: PuB, 145: 390 - 397
- DOELMAN, P. (1978): Lead and terrestrial microbiota. In: NRIAGU, J.O. (ed.): The biogeochemistry of lead in the environment. Part B. Biological effects, Chapter 18: 343 - 353, Elsevier, Amsterdam - New-York - Oxford
- DOELMAN, P. u. HAANSTRA, L. (1984): Short-term and long-term effects of cadmium, chromium, copper, nickel, lead and zinc on soil microbial respiration in relation to abiotic soil factors. In: Plant and Soil, 79: 317 - 327, The Hague
- DOMSCH, K.H.; GRABBE K. und FLECKENSTEIN, J. (1976): Schwermetallgehalte im Kultursubstrat und Erntegut des Champignons, *Agaricus bisporus* (Lange) Singer, beim Einsatz von Müllklärschlammkompost. In: PuB, 4: 487 - 501
- DONALD, J.L. (1972): Trace metals in soils, plants and animals. In: Advances in Agron. 24: 264 - 325
- DUECK, T.A.; ERNST, W.H. O.; FABER, J. u. PASMANN, F. (1984): Heavy metal immission of plant populations in the vicinity of two metal emission sources. In: Angew. Botanik, 58: 47-59
- DÜRETH-JONECK, S. u. REICH, J. (1990): Extraktionsverfahren zur Abschätzung der potentiellen Mobilität von Schwermetallen im Boden. In: ARENDT, F., HINSEVELD, M. u. van den Brink, W.J. (Hrsg.): Altlastensanierung '90, 1: 487 - 488, Kluwer Academic Publishers; London
- DUES, G. (1989): Bindungsformen von Schwermetallen im Boden, dargestellt auf der Basis fraktionierter Extraktion. In: BEHRENS, D. U. WIESNER, J. (Hrsg.); Beurteilung von Schwermetallkontaminationen im Boden; Vorträge und Resümee zu einem Expertengespräch der Dechema-Arbeitsgruppe „Bewertung von Gefährdungspotentialen im Bodenschutz“ in Oberursel/Ts.: 143 - 168; Frankfurt
- DUES, G. (1987): Untersuchungen zu den Bindungsformen und ökologisch wirksamen Fraktionen ausgewählter toxischer Schwermetalle in ihrer Tiefenverteilung in Hamburger Böden. - Hamburger Bodenkundl. Arb., 9, 266 S., Hamburg
- EBERHARDT, J. (1988): Geogene und anthropogene Schwermetallgehalte in Aueböden. Untersuchungen in Einzugsgebiet und Aue des Oberen Neckars und seiner Nebenflüsse Schlichem und Eschbach sowie in der Kocheraue. - Diss. Univ. Hohenheim: 200 S., Hohenheim
- EID, M.A. (1984): Studies on some heavy metals in soils and waters. In: M. Sc. Thesis, Fac. Agric. Ain Shams Univ. Egypt.
- EICKMANN, T. u. KLOKE, A. (1993 a): Nutzungs- und Schutzgutbezogene Orientierungswerte für (Schad-) Stoffe in Böden. In: ROSENKRANZ, D., BACHMANN, G., EINSELE, G. u. HARREß, H.-M. (Hrsg.): Bodenschutz - Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser., 3590: 1 - 26; E. Schmidt, Berlin
- EIKMANN, T. u. KLOKE, A. (1993 a): Nutzungs- und Schutzgutbezogene Orientierungswerte für (Schad-) Stoffe in Böden, In: ROSENKRANZ, D.; BACHMANN, G.; EINSELE, G.; HARRESS, H.-M. (Hrsg.): Bodenschutz - Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser., 3590, 2. Fassung: 1 - 26; E. Schmidt, Berlin
- EIKMANN, T. u. KLOKE, A. (1993 b): Nutzungsmöglichkeiten und Sanierung belasteter Böden - Eikmann-Kloke-Werte. - 2. Aufl., VDLUFA-Schriftenreihe 34, 27 S., Darmstadt

- EIKMANN, T. u. MICHELS, S. (1990): Bewertung von flüchtigen Schadstoffen im Boden im Hinblick auf ihre humantoxikologische Wirkung. In: VDI Berichte Nr. 837: Wirkungen von Luftverunreinigungen auf Böden. Einträge - Bewertung - Regelungen, Teil 1: 489 - 508; VDI Verlag, Düsseldorf
- EL-BASSAM, N. (1977): Anreicherung und Verlagerung von Cadmium in Böden durch Zufuhr kommunaler Siedlungsabfälle: In: LF 30/3: 215 - 220
- EL-BASSAM, N. (1978): Spurenelemente: Nährstoffe und Gift zugleich, In: Kali-Briefe (Büntehof) 14 (4): 255 - 272
- ELSPASS, R. (1988): Mobile und mobilisierbare Schwermetallfraktionen in Böden und im Bodenwasser, dargestellt für die Elemente Blei, Cadmium, Eisen, Mangan, Nickel und Zink unter landwirtschaftl. Nutzflächen. - Marburger Geogr. Schriften, 109, Marburg/Lahn
- ENGLER, R.M.; BRANNON, J.M. u. ROSE, J. (1974): A practical selective extraction procedure for sediment characterization. 168th Meeting Amer. Chem. Soc., 17 S., Atlantic City, New York
- ENTE MINERARIO SARDO (Hrsg.) (o. J.): Relazione sulla Concessione Sa Duchessa per Pb - Zn - Cu. - 3 S., unveröffentlicht
- ENTE MINERARIO SARDO (Hrsg.) (o. J.): Dati Supplementari. Denominazione Sa Duchessa. Storia mineraria. - 3 S., unveröffentlicht
- ENTE MINERARIO SARDO (Hrsg.) (o. J.): Cenni sul Giacimento. - 1 S., unveröffentlicht
- ENTE MINERARIO SARDO (Hrsg.) (o. J.): Cenni storici. - 1 S., unveröffentlicht
- ENTE MINERARIO SARDO (Hrsg.) (o. J.): Relazione sulla Concessione Barrasciutta per Pb e Zn. - 3 S., unveröffentlicht
- ENTE MINERARIO SARDO (Hrsg.) (o. J.): Concessione Tiny per Pb e Zn. - 3 S., unveröffentlicht
- ENTE MINERARIO SARDO (Hrsg.) (o. J.): Concessione Arenas su Pizianti per Pb e Zn. - 7 S., unveröffentlicht
- ERNST, W.H.O. (1976): Wieviel Schwermetall können Pflanzen "vertragen"? In: Umschau 76/11: 355 - 356
- ERNST, W.H.O. (1980): Biochemical aspects of cadmium in plants. In: NRIAGU, J.O. (ed.): Cadmium in the environment. Part I: Ecological Cycling: 639 - 654, Wiley and sons, New York, Chichester, Brisbane, Toronto
- EWERS, U. (1997): Gefährdungsabschätzung von Bodenverunreinigungen und Altlasten. In: Umwelt - Zeitschrift des Vereins Deutscher Ingenieure für Wasser • Boden • Lärm • Luft • Abfall • Recycling • Management. 27 / 7/8 1997: 35 - 38; Springer, Düsseldorf
- EWERS, U.; FREIER, I.; TURFELD, M.; BROCKHAUS, A.; HOFSTETTER, I.; KÖNIG, W.; LEISNER-SAABER, J. u. DELSCHEN, T. (1993): Untersuchungen zur Schwermetallbelastung von Böden und Gartenprodukten aus Stolberger Hausgärten und zur Blei- und Cadmiumbelastung von Kleingärtnern aus Stolberg. In: Das Gesundheitswesen, Jg.55, 6: 318-325
- EWERS, U. u. SCHLIPKÖTER, H.-W. (1984): Chronische Toxizität von Metallen beim Menschen. In: MERIAN E. (ed). Metalle in der Umwelt - Verteilung, Analytik und biologische Relevanz. Kap. I. 12: 229 - 236
- EWERS, U. u. SCHLIPKÖTER, H.-W. (1984b): Blei. In: MERIAN E. (ed). Metalle in der Umwelt - Verteilung, Analytik und biologische Relevanz. Kap. II. 6: 351 - 374
- EXEL, R., (1986): Sardinien. Geologie, Mineralogie, Lagerstätten, Bergbau., Sammlung Geologischer Führer 80, 177 S., Borntraeger, Berlin, Stuttgart
- FARRAH, H.; HATTON, D. u. PICKERING, W. F. (1980): The affinity of metal ions for clay surfaces. In: Chemical Geology, 28: 55 -68
- FARRAH, H. u. PICKERING, W.F. (1979): PH-effects in the adsorption of heavy metal ions by clays, Chem. Geol., 25: 317 - 326
- FASSBENDER, H.W. u. SEEKAMP, G. (1976): Fraktionen und Löslichkeit der Schwermetalle Cd, Co, Cr, Cu, Ni und Pb in Böden und Unterwasserböden. In: Geoderma, 16: 55 - 69)
- FATHI, M. (1983): Bindung von Quecksilber, Cadmium und Blei in pflanzlichen und tierischen Geweben im Hinblick auf die menschliche Ernährung. In: Fresenius Z. Anal. Chemie, 316: 589 - 593
- FATHI, M. u. LORENZ; (1980): Bindungsformen von Quecksilber, Cadmium und Blei in Biotopen. Verhalten in der Nahrungskette und Vorkommen in Nahrungsmitteln. Metabolismus in Pflanze, Tier und Mensch. ZEBS - Bericht 1/1980, D. Reimer-Verlag, Berlin
- FENKE, K. (1977): Die Chromaufnahme durch Kulturpflanzen bei Verwendung chromhaltiger Düngemittel. - Diss. Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität, Bonn
- FEUEREISSEN, S. (1986): Belastbarkeit von Böden mit Schwermetallen aus Klärschlamm. - Agrar- u. Umweltforsch. i. Baden-Württemberg, 12, Stuttgart
- FIEBIG, K.-H. (1989): Altlasten in den Kommunen. Ergebnisse einer Umfrage 1988. In: ROSENKRANZ, D.; BACHMANN, G.; EINSELE, G.; HARRESS, H.-M. (Hrsg.): Bodenschutz - Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser, 3395: 1 - 10; E. Schmidt, Berlin
- FIEDLER, H.J. u. RÖSLER, H.J. (1988): Spurenelemente im Boden. Naturwiss., 74: 63 - 70
- FIEDLER, H.J. u. RÖSLER, H.J. (1993): Spurenelemente in der Umwelt, G. Fischer Verlag, Jena, Stuttgart
- FILIPINSKI, M. (1989): Pflanzenaufnahme und Lösbarkeit von Schwermetallen aus Böden hoher geogener Anreicherung und zusätzlicher Belastung. - Diss. des Fachber. Agrarwiss. der Georg-August-Univ. zu Göttingen: 214 S., Göttingen
- FASSBENDER, H.W. u. SEEKAMP, G. (1976): Fraktionen und Löslichkeit der Schwermetalle Cd, Co, Cr, Cu, Ni und Pb in Böden und Unterwasserböden. In: Geoderma, 16: 55 - 69)
- FILIPINSKI, M. u. GRUPE, M. (1990): Verteilungsmuster lithogener, pedogener und anthropogener Schwermetalle in Böden. In: PuB, 153: 69 - 73, VCH, Weinheim
- FILIPINSKI, M. u. KUNTZE, H. (1990): Pflanzenaufnahme und Extrahierbarkeit von lithogen, pedogen und anthropogen angereichertem Cadmium in einem Parabraunerde-Ap-Horizont aus Löß. In: PuB, 153: 403 - 407, VCH, Weinheim
- FINCK, A. (1969): Pflanzenernährung in Stichworten, 200 S., Hirt, Kiel
- FISCHER, W.R. (1984): Die Komplexierung von Cu, Pb und Cd durch wasserlösliche Huminstoffe, Teil 1: Der polarographische Nachweis der Komplexierung von Schwermetallen mit wasserlöslichen Huminstoffen. In: PuB, 147/4: 449 - 455
- FISCHER, W.R. (1986 a): Properties of and heavy metal complexation by aqueous humic extracts. In: PuB, 149: 399 - 410
- FISCHER, W.R. (1986 b): Die Komplexierung von Cu, Pb und Cd durch heißwasserlösliche Huminstoffe, Teil 2: Die Stabilität der gebildeten Komplexe. In: PuB, 149: 120 - 129
- FISCHER, W.R. (1987): Das Verhalten von Spurenelementen im Boden. In: Naturwissenschaften, 74: 63 - 70
- FISCHER, W.R. u. FECHTER, H. (1982): Analytische Bestimmung u. Fraktionierung von Cu, Zn, Pb, Cd, Ni u. Cr in Böden u. Untersuchungen. In: PuB, 145: 151 - 160
- FITZPATRICK, E.A. (1986): An introduction to soil science. 2nd ed., Longman Scientific and Technical, Harlow

- FLECKENSTEIN, J. u. GRAFF, O. (1982): Schwermetallaufnahme aus Müllkompost durch den Regenwurm *Eisenia foetida* (savigny 1826). In: Landbauforschung Völknerode, 32. Jg., 4: 198 - 202
- FLEMING, G. A. u. PARLE, P. J. (1977): Heavy metals in soils, herbage and vegetables from an industrialised area west of Dublin city. In: Irish Journal of agricultural Research, Vol. 16: 35 - 48
- FORBES, R.M. and SANDERSON, G.C. (1978): Lead toxicity in domestic animals and wildlife. In: NRIAGU, J.O. (ed.): The biogeochemistry of lead in the environment. Part B. Biological effects, Chapter 16: 225 - 277, Elsevier, Amsterdam - New-York - Oxford
- FOROUGH, M.; FRITZ, D.; TEICHER, K. u. VENTER, F. (1983): Die Wirkung einiger Schwermetalle auf Gemüsepflanzen - Gegenüberstellung der Ergebnisse aus Wasserkultur- und Substratversuchen. In: LF, SH 39: 426 - 433, Frankfurt a. M.
- FOROUGH, M.; HOFFMANN, G.; TEICHER, K. und VENTER, F. (1975): Die Wirkung steigender Gaben von Blei, Cadmium, Chrom, Nickel oder Zink auf Kopfsalat nach Kultur in Nährlösung. In: LF, 38/SH 31/II: 206 - 215, Frankfurt a. M.
- FOROUGH, M.; VENTER, F. u. TEICHER, K. (1980): Der Schwermetallgehalt einiger Blattgemüse in Abhängigkeit von steigenden Müll-Klärschlamm-Gaben im Gefäßversuch. In: LF, 33: 426 - 437
- FOROUGH, M.; VENTER, F. u. TEICHER, K. (1981): Wirkung von steigenden Müll-Klärschlamm-Kompost-Gaben auf den Schwermetallgehalt von Tomaten, Gurken und Bohnen im Gefäßversuch. In: LF, SH 37: 254 - 266
- FOROUGH, M.; VENTER, F. u. TEICHER, K. (1982): Experimentelle Ermittlung der Schwermetallanreicherung und -verteilung in Buschbohnen (*Phaseolus vulgaris* L.). In LF, 35/SH 38: 239 - 248, Frankfurt a. M.
- FÖRSTNER, U. (1981): Umweltchemische Analyse und Bewertung von metallkontaminierten Schlämmen. In: Chemikerzeitung, 105. Jg., Nr. 6: 165 - 174
- FÖRSTNER, U. (1983): Bindungsformen von Schwermetallen in Sedimenten und Schlämmen: Sorption/Mobilisierung, chemische Extraktion u. Bioverfügbarkeit. In: Fresenius Z. anal. Chemie; 316: 604 - 611
- FÖRSTNER, U. (1984): Mobilität von toxischen Metallen in Baggerschlamm. In: Fachseminar Baggerschlamm - Ergebnisse aus Baggerschlammuntersuchungsprogramm. Freie Hansestadt Hamburg, Behörde für Wirtschaft, Verkehr und Landwirtschaft, Strom- und Hafenbau, 67 - 88
- FÖRSTNER, U. u. CALMANO, W. (1982): Bindungsformen von Schwermetallen in Baggerschlämmen. In: Vom Wasser 59: 83 - 92
- FÖRSTNER, U.; CALMANO, W. u. SCHOER, J. (1985): Verteilung von Spurenmetallen zwischen Lösung und Feststoffen - aktuelle Fragen der Gewässergüte-Praxis an die Sedimentforschung. In: Vom Wasser, 64: 1 - 16
- FÖRSTNER, U. u. MÜLLER, G. (1974): Schwermetalle in Flüssen und Seen als Ausdruck der Umweltverschmutzung. 225 S.; Springer, Berlin Heidelberg New York
- FRIEDRICH, H. (1983): Räumliche Verteilung von Schwermetallen in den Böden im Bereich Darmstadt und ihre Beziehung zur Vegetation. - Staatsexamensarbeit am Geogr. Institut der TH Darmstadt,
- FREY-WEHRMANN, S. (1988): Bodenkundliche Untersuchungen in der nördlichen Eifel. Ein Beitrag zur Pedogenese und zum Chemismus von terrestrischen Böden unter Berücksichtigung geogener und pedogener Prozesse. - Arbeitsbericht zum Graduiertenstipendium; Institut für Mineralogie und Lagerstättenlehre, RWTH Aachen
- FRÜHAUF, M. (1992): Zur Problematik und Methodik der Getrennterfassung geogener und anthropogener Schwermetallgehalte in Böden. In: Geoökodynamik. 13: 97 - 120
- FRÜHAUF, M. u. SCHMIDT, G. (1996): Analyse und Modellierung von Stoffeintrag, -transport und Schwermetallbelastung im Einzugsgebiet von Böser Sieben und Salzgraben. Abschlußbericht, DFG - Forschungsvorhaben FR. 867/6 - 1; 6 - 2, 138 S., unveröffentlicht, Halle/Saale
- FRÜCHTENICHT, K. u. VETTER, H. (1982): Charakterisierung der Schwermetallbelastung durch Messung der Schwermetallgehalte in Pflanzen. In: LF, 35/SH 39: 154 - 164
- FULLER, W.H. (1977): Movement of selected metals, asbestos and cyanide in soil: applications to waste disposal problems. In: Environ. protection technol. series; Cincinnati
- FURRER, O.J. (1977): Einfluß hoher Gaben an Klärschlamm und Schweinegülle auf Pflanzenertrag und Bodeneigenschaften. In: LF, 30/SH 33, 1: 249 - 256
- GAENSSLEN, H. u. SCHUBÖ, W. (1973): Einfache und komplexe statistische Analyse. UTB, 326 S.
- GÄRTEL, W. (1985): Belastung von Weinbergböden durch Kupfer. In: BUNDESMIN. F. ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT U. FORSTEN (Hrsg.). Berichte über Landwirtschaft, Zeitschr. f. Agrarpolitik u. Landwirtschaft, SH 198, N. F., Pflanzenschutzmittel und Boden: 123 - 133; Hamburg Berlin
- GAMBRELL, R.P.; KHALID, R.A.; VERLOO, M.G. u. PATRICK, W.H. (1977): Transformations of heavy metals and plant nutrients in dredged sediments as affected by oxidation reduction potential and pH. II. Materials and methods/results and discussion. U.S. Army Corps of Engineers, Dredged Material Research Program. Vicksburg, Miss. Rept. D-77-4, 309 S.
- GAMBRELL, R.P., WIESAPE, J.B., PATRICK, W.H., DUFF, M.C. (1991): The effects of pH, redox, and salinity on metal release from a contaminated sediment. In: Water, Air and Soil Pollution, 57-58: 359 - 367
- GARBER, K. (1967): Luftverunreinigung und ihre Wirkungen. Bornträger; Berlin u. Stuttgart
- GARBER, K. (1970): Ergänzende Untersuchungen über die Auswirkungen der Luftverunreinigung auf die Vegetation in den Industriegebieten der Hansestadt Hamburg. In: Jahresbericht Institut f. Angew. Botanik, 88: 207 - 235, Hamburg
- GARBER, K. (1974): Schwermetalle als Luftverunreinigung - Blei - Zink - Cadmium - Beeinflussung der Vegetation. In: Staub - Reinhaltung der Luft, 34, Nr. 1: 1 - 7
- GARBER, K. (1974 a): Schwermetalle als Luftverunreinigung - Blei - Zink - Cadmium - Beeinflussung der Vegetation. In: VDI - Berichte Nr. 203: Schwermetalle als Luftverunreinigung - Blei, Zink und Cadmium; Vorträge des VDI - Kolloquiums Düsseldorf 1973: 54 - 60; VDI - Verlag, Düsseldorf
- GAUGLHOFER, J. (1984): Chrom. In: MERIAN E. (ed). Metalle in der Umwelt - Verteilung, Analytik und biologische Relevanz. Kap. II. 8: 409 - 424
- GERRITSE, R.G.; DRIEL, W. VAN; SMILDE, K.W. u. LUIT, B. VAN (1983): Uptake of heavy metals by crops in relation to their concentration in the soil solution. In: 4th Int. Conf. of Heavy Metals in the Environment, 2: 1057 - 1062, Heidelberg
- GERTH, J. (1985): Untersuchungen zur Adsorption von Nickel, Zink und Cadmium durch Bodentonfraktionen unterschiedlichen Stoffbestandes und verschiedene Bodenkomponenten. Diss. Uni Kiel, 267 S., Kiel
- GERTH, J. u. BRÜMMER, G. (1977): Quantitäts-Intensitäts-Beziehungen von Cadmium, Zink und Nickel in Böden unterschiedlichen Stoffbestandes. In: DBG, 29: 555 - 566, Göttingen
- GERTH, J. u. BRÜMMER, G. (1981): Einfluß vom Temperatur und Reaktionszeit auf die Adsorption von Nickel, Zink und Cadmium durch Goethit. In: DBG, 32: 229 - 238, Göttingen

- GERTH, J. u. BRÜMMER, G. (1983): Adsorption und Festlegung von Nickel, Zink und Cadmium durch Goethit ( $\alpha$ -FeOOH). *Fresenius Z. Anal. Chem.*, 316: 616 - 620.
- GERTH, J.; BRÜMMER, G.W. u. TILLER, K.G. (1993): Retention of Ni, Zn and Cd by Si-associated goethite. In: *PuB*, 156: 123 - 129
- GERTH, J.; SCHIMMING, C.G. u. BRÜMMER, G. (1981): Einfluß der Chloro-Komplexbildung auf Löslichkeit und Adsorption von Nickel, Zink und Cadmium. In: *DBG*, 30: 19 - 30, Göttingen
- GEUZENS, P.L. (1988): Bodenbelastung durch Cadmium in Flandern - Untersuchung und mögliche Sanierungsverfahren. In: WOLF, K.; BRINK, W.J. VAN DEN u. COLON, F.J. (Hrsg.): *Altlastensanierung '88*, 2: 1107 - 1113; Kluwer Academic Publishers, London
- GIORDANO, P.M. u. MORTVEDT, J.J. (1980): Zinc uptake and accumulation by agricultural crops. In: NRIAGU, J.O. (ed.): *Zinc in the environment. Part II: Health effects*, Chapter 16: 401 - 414, Wiley and sons, New York, Chichester, Brisbane, Toronto
- GISI, U.; SCHENKER, R.; SCHULIN, R.; STADELMANN, F.X. u. STICHER, H. (1990): *Bodenökologie*, 304 S., G. Thieme Verlag, Stuttgart, New York
- GODBOLD, D.L. u. HÜTTERMANN, A. (1985): Effect of zinc, cadmium and mercury on root elongation of *Picea abies* (Karst.) seedlings, and the significance of these metals to forest die-back. In: *Environ. Poll.*, 38: 375 - 381
- GOLDBACH, K. u. LIESER, K.H. (1982): Abtrennung von toxischen Schwermetallen aus Lösungen mit chelatbildenden Celluloseaustauschern. In: *Fresenius Z. Anal. Chemie*, 311: 183 - 186, Springer Verlag
- GOLWER, A. (1989): Geogene Schwermetallgehalte in mineralischen Böden von Hessen. In: BEHRENS, D.U. WIESNER, J. (Hrsg.): *Beurteilung von Schwermetallkontaminationen im Boden. Dechema-Fachgespräche Umweltschutz: 137-142*, Frankfurt a. M.
- GOREN-SUCHODOLLER, A. u. WANNER, H. (1969): Die Adsorption von Blei und Mangan durch Wurzeln von *Hordeum vulgare*. In: *Z. Pflanzenphysiol.* 61: 122 - 128
- GOREN, A. u. WANNER, H. (1971): Die Adsorption von Blei und Kupfer durch Wurzeln von *Hordeum vulgare*. In: *Ber. Schweiz. bot. Ges.*, 80: 334 - 340
- GRABACH, C.S. (1994): Akkumulation, Mobilität und Verfügbarkeit von Schwermetallen in langjährig mit städtischen Abwässern bewässerten Böden in Zentralmexiko. - *Hohenheimer Bodenkundliche Hefte*, H. 17; 213 Seiten
- GREENWOOD, M.R. u. BURG, R. VON (1984): Quecksilber. In: MERIAN E. (ed). *Metalle in der Umwelt - Verteilung, Analytik und biologische Relevanz*. Kap. II. 18: 511 - 540
- GRIFFITH, J.C. (1967): *Scientific Methods in Analyses of Sediments*. Mc Graw Hill, New York
- GROVE, R.A., A.U., A.K. u. FROST, R.R. (1977): Effekt of pH on adsorption of Cr from landfill-leachate by clay minerals. In: *J. Environ. Sci. Health*, A12: 431 - 449
- GRÜN, M.; MACHELETT, B.; PODLESACK, W. u. KRONEMANN, H. (1987): Kontrolle der Schwermetallbelastung des Bodens. In: *Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR (Hrsg): Kolloquien des Instituts für Pflanzenernährung, Jena, Bd.2, Schwermetalle in der Umwelt: 13 - 29*
- GRUHN, A.; MATTHESS, G.; PEKDEGER, A. u. SCHOLTIS, A. (1985): Die Rolle der gelösten organischen Substanz beim Transport von Schwermetallen in der ungesättigten Bodenzone. In: *Z. dt. geol. Ges.*, 136: 417 - 427, Hannover
- GRUPE, M. (1989): Schwermetallgehalte in Böden in Abhängigkeit vom Ausgangssubstrat. In: *DBG*, 59/II: 895 - 896
- GRUPE, M. u. KOCH, D. (1991): Austrag von Nickel geogener und anthropogener Herkunft - Ergebnisse eines Kleinlysimeterversuches. In: *DBG*, 66/I: 311 - 314, Göttingen
- GRUPE, M. u. KUNTZE, H. (1987): Zur Ni-Mobilität einer geogen belasteten Braunerde. In: *DBG*, 55/I: 333 - 338
- GRUPE, M. u. KUNTZE, H. (1988): Zur Ermittlung der Schwermetallverfügbarkeit lithogen und anthropogen belasteter Standorte, 1. Cd und Cu. In: *PuB*, 151: 319 - 324, Weinheim
- GUDERIAN, R. u. REIDL, K. (1982): Höhere Pflanzen als Indikatoren für Immissionsbelastungen im terrestrischen Bereich. In: *Decheniana - Beihefte (Bonn) 26/1982*, S. 6 - 22
- GUPTA, S.K. u. CHEN, K.Y. (1975): Partitioning of trace metals in selective chemical fractions of nearshore sediments. In: *Environ. Letts.*, 10: 129 - 158
- GUPTA, S.K. u. HÄNI, H. (1989): Methodik zur Bestimmung biologisch relevanter Schwermetallkonzentrationen im Boden und Überprüfung der Auswirkungen auf Testpflanzen sowie Mikroorganismen in belasteten Gebieten. - *Schriftenreihe der FAC Liebfeld*, Nr. 2: 54 S.
- GUPTA, S.K.; HÄNI, H. u. BLATTER, A. (1990): Ermittlung und Bewertung der kritischen Schwermetallkonzentrationen für Pflanzen in anthropogen belasteten Böden. In: *VDI Berichte Nr. 837: Wirkungen von Luftverunreinigungen auf Böden. Einträge - Bewertung - Regelungen*, Teil 2: 1083 - 1089, VDI Verlag, Düsseldorf
- GUPTA, U.C. (1979): Copper in agricultural Crops. In: NRIAGU, J.O. (Hrsg): *Copper in the Environment Part I: Ecological Cycling*. 9: 255 - 288, John Wiley & sons, New York, Chichester, Brisbane, Toronto
- HAAMANN, L. (1990): Konzentration und Verhalten von Chrom in Böden, Pflanzen, Sicker- und Grundwasser gerbereischlamm-gedüngter Ackerflächen in der Umgebung Weinheims (Rhein-Neckar-Kreis). - *Heidelberger Geowissenschaftl. Abhandlungen*, 40, Heidelberg
- HAAN, S. DE; RETHFELD, H. u. DRIEL, W. VAN (1985): Acceptable levels of heavy metals (Cd, Cr, Ni, Pb, Zn) in soils, depending on their clay and humus content and CEC. - *Inst. Bodemvuchtbarkeit, Rapp.* 9 - 85: 42 S.
- HÄNI, H. (1989): Die Richtwerte für Schwermetalle und Fluor in der Schweizerischen Verordnung über Schadstoffe im Boden. In: BEHRENS, D.U. WIESNER, J. (Hrsg.); *Beurteilung von Schwermetallkontaminationen im Boden; Vorträge und Resümee zu einem Expertengespräch der Dechema-Arbeitsgruppe "Bewertung von Gefährdungspotentialen im Bodenschutz" in Oberursel/Ts.*: 97 - 105, Frankfurt
- HÄNI, H. u. GUPTA, S. (1981): Ein Vergleich verschiedener methodischer Ansätze zur Bestimmung mobiler Schwermetallfraktionen im Boden. In: *Landwirtschaftl. Forsch., Sonderh.* 37, Kongreßbd. 1980: 267 - 274
- HÄNI, H.; GUPTA, S. u. SIEGENTHALER, A. (1982): Schwermetallgehalte einiger wenig belasteter typischer Böden der Schweiz. In: *LF*, 35/SH 38: 314 - 323, Frankfurt
- HÄNI, H. u. KLÖTZLI, F. (1984): Schwermetalle in Klärschlamm und Müllkompost. In: MERIAN E. (ed). *Metalle in der Umwelt - Verteilung, Analytik und biologische Relevanz*. Kap. I. 7d: 153 - 162
- HAPKE, H.-J. (1974a): Wirkungen und Schäden durch Blei, Cadmium und Zink bei Nutztieren. In: *VDI - Berichte Nr. 203: Schwermetalle als Luftverunreinigung - Blei, Zink und Cadmium; Vorträge des VDI - Kolloquiums Düsseldorf 1973*: 61 - 63; VDI - Verlag, Düsseldorf
- HAPKE, H.-J. (1982): Schwermetalle in der Nahrungskette - Belastungsgrenzen für Mensch und Tier. *LF*, SH 39: 1 - 11

- HAPKE, H.-J. (1984): Wirkungen von Metallen auf Nutztiere. In: MERIAN E. (ed). Metalle in der Umwelt - Verteilung, Analytik und biologische Relevanz. Kap. I. 8a: 181 - 194
- HARRES, H.-P. (1990): Schwermetalle in Böden. In: "Darmstädter Kleingartenanlagen - Entwicklung, Nutzung und Belastung aus soziologischer und geökologischer Sicht." In: Geoöko-Test, 1: 67 - 79, 4 Abb., 8 Tab., Bensheim, o. J.
- HARRES, H.-P. (1992): Zum Einfluß anthropogener Strukturen auf die Gewässersituation. Beispiele aus Hessen und Sardinien. In: BÖHM, H.R. u. DENEKE, M. (Hrsg.): Wasser. Eine Einführung in die Umweltwissenschaften: 91 - 118, Wiss. Buchges, Darmstadt
- HARRES, H.-P. (1993): Schlammablagung in Fließgewässern. In: MOCK, J. (Hrsg.): Wasserbau-Mitteilungen der TH Darmstadt. Inst. f. Wasserbau, Konstruktiver Wasserbau u. Wasserwirtschaft, Nr. 38: 105 - 127, Darmstadt
- HARRES, H.-P. u. HÖLLWARTH, M. (1982): Einzugsgebietseigenschaften und Gewässerchemie der Modau. In: Technische Hochschule Darmstadt, Jahrbuch 1981/82: 98 - 113, 8 Abb., 1 Tab., Darmstadt
- HARRES, H.-P. u. HÖLLWARTH, M. (1981): Schadstoffe in der Modau - Verteilung und Herkunft. In: Geoökodynamik, 2/1: 1 - 36, 9 Fig., 2 Tab., Darmstadt
- HARRES, H.-P.; HÖLLWARTH, M.; BÖHNKE, E.; RHIEM, W.; SCHÄFER, H. u. UNGER, H.J. (1989): Schadstoffbelastung in Darmstädter Kleingärten und deren Auswirkung auf die Nutzung. In: Darmstädter Kleingartenanlagen. Entwicklung, Nutzung und Belastung aus soziologischer und geökologischer Sicht. In: Geoökotest, 1: 87-132, Heppenheim
- HARRES, H.-P.; HÖLLWARTH, M. u. SEUFFERT, O. (1987): Altlasten besonderer Art. Erzgewinnung in Sardinien und Schwermetallbelastung. Eine Untersuchung am Beispiel des Rio sa Duchessa. In: Geoökodynamik, 8/1: 1 - 48
- HARRES, H. P. u. SAUERWEIN, M. (1994): Nichtparametrische Verfahren als "saubere" Statistik. Dargestellt am Beispiel von Schwermetallbelastungen auf Südsardinien. In: Geoökodynamik, 15/2: 133 - 150, Bensheim
- HARRISON, R.M. u. CHIRGAWI, M.B. (1989): The assessment of air and soil as contributors of some trace metals to vegetable plants. III. Experiments with field-grown plants. In: Sci. Total Environ., 83: 35 - 45
- HARTUNG, J. (1984): Statistik. Lehr- und Handbuch der angewandten Statistik, München
- HASELHOFF, E., BREDEMANN, G. u. HASELHOFF, W. (1932): Entstehung, Erkennung und Beurteilung von Rauchschäden, Borträger, Berlin
- HECHT, H. (1982): Die verschiedenen Wege und Möglichkeiten des Eintrags von Schwermetallen in die Futtermittel und die dabei zu beachtenden Belastungsgrenzen. In: LF, SH 39: 94 - 107, Frankfurt a. M.
- HEINRICHS, H. u. MAYER, R. (1982): Die räumliche Variabilität von Schwermetall-Konzentrationen in Niederschlägen und Sickerwasser von Waldstandorten des Sollings. In: PuB, 145: 202 - 206
- HELLMANN, H. (1970): Die Absorption von Schwermetallen an den Schwebstoffen des Rheins - eine Untersuchung zur Entgiftung des Rheinwassers (ein Nachtrag). In: Deutsche Geowässerkundl. Mitt., Jg. 14, 2: 42 - 47
- HELLMANN, H., (1986): Analytik von Oberflächengewässern, 225 S., Georg Thieme Verl.Stuttgart, New York
- HELLMANN, H. (1993): Hochflutablagerungen und ihre Schwermetallbelastung - Beispiel Neckar. In: Wasser und Boden 10 / 1993, 804 - 823
- HELLMANN, H.; HINRICH, H.; KNÖPP, H.; KOLB, S.; KOTHE, P.; MÜLLER, D.; MUNDSCHEK, H.; SCHWILLE, F. u. TIPPNER, M. (1977): Schwebstoffe und Schlammablagerungen in Bundeswasserstraßen. Jahresbeicht 1977 der Bundesanstalt für Gewässerkunde, S. I/1-I/28
- HEMPHILL, D.D.; WIXSON, B.G.; GALE, N.L. u. CLEVENGER, T.E. (1983): Dispersal of heavy metals into the environment as a result of mining activities. In: MÜLLER, G. (ed) Intern. Conf. Heavy Metals in the Environment Proceedings: 917 - 924, Heidelberg, Sept. 1983, CEP Edinburgh 2
- HENKIN, R.J. (1984): Zink. In: MERIAN E. (ed). Metalle in der Umwelt - Verteilung, Analytik und biologische Relevanz. Kap. II. 25: 597 - 630
- HENSCHLER, D. (1984): Allgemeine Grundlagen zur Abschätzung von Risiken, Festlegung von MAK-Werten. In: MERIAN E. (ed). Metalle in der Umwelt - Verteilung, Analytik und biologische Relevanz. Kap. I: 15a: 253 - 262
- HERMS, U. (1982): Untersuchungen zur Schwermetalllöslichkeit in kontaminierten Böden und kompostierten Siedlungsabfällen in Abhängigkeit von Bodenreaktion, Redoxbedingungen und Stoffbestand. - Diss. Christian-Albrechts-Universität Kiel, 269 S., Kiel
- HERMS, U. (1989): Löslichkeit von Schwermetallen in Böden unter variierenden Milieubedingungen. In: BEHRENS, D. u. WIESNER, J. (Hrsg.): Beurteilung von Schwermetallkontaminationen im Boden; Vorträge und Resümee zu einem Expertengespräch der Dechema-Arbeitsgruppe „Bewertung von Gefährdungspotentialen im Bodenschutz“ in Oberursel/Ts.: 189 - 197; Frankfurt
- HERMS, U.; BARTELS, R. u. PLUQUET, E. (1986): Untersuchungen zur landbaulichen Nutzbarkeit ehemaliger Spülfelder aus Hafenschlick im Raum Bremen. Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover - Bodentechnologisches Institut, Bremen - Endbericht
- HERMS, U. u. BRÜMMER, G. (1977): Der Einfluß des pH-Wertes auf die Löslichkeit von Schwermetallen in Böden und Komposten. In: LF, 33/4: 408 - 423
- HERMS, U. u. BRÜMMER, G. (1978a): Einfluß organischer Substanzen auf die Löslichkeit von Schwermetallen. In: DBG, 27: 181 - 192, Göttingen
- HERMS, U. u. BRÜMMER, G. (1978b): Löslichkeit von Schwermetallen in Siedlungsabfällen und Böden in Abhängigkeit von pH-Wert, Redoxbedingungen und Stoffbestand. In: DBG, 27: 23 - 34, Göttingen
- HERMS, U. u. BRÜMMER, G. (1979): Einfluß der Redoxbedingungen auf die Löslichkeit von Schwermetallen in Böden und Sedimenten. In: DBG, 29: 533 - 544, Göttingen
- HERMS, U. u. BRÜMMER, G. (1980): Einfluß der Bodenreaktion auf Löslichkeit und tolerierbare Gesamtgehalte an Nickel, Kupfer, Zink, Cadmium und Blei in Böden und kompostierten Siedlungsabfällen. In: LF, 33/4: 408 - 423
- HERMS, U. u. BRÜMMER, G. (1984): Einflußgrößen der Schwermetalllöslichkeit und -bindung in Böden. In: PuB, 147: 400 - 424
- HERMS, U.; SCHÄFER, W. u. KUNTZE, H. (1988): Schwermetallgehalte und -verteilung in unterschiedlich alten Hafenschlick-Spülfeldern im Raum Hamburg. In: Wolf, K.; BRINK, W.J. VAN DEN u. COLON, F.J. (Hrsg.): Altlastensanierung '88, 2: 1389 - 1398, Kluwer Academic Publishers, London
- HERMS, U. u. TENT, L. (1982): Cadmium-Gehalte in Spülfeldern aus Hafenschlick und in darauf angebauten Kulturpflanzen - eine Felderhebungsuntersuchung. LF, SH 39: 448 - 456
- HERNANDEZ, M. u. EGEA BERMEJO, J.R. (1987): Heavy metal contamination in Guadalix River (in Madrid's industrial belt area). II Heavy metals in sediments and their bioassimilation by tubificids. In: Lindberg SE, Hutchinson TC (eds.) Heavy metals in the environment, 2: 172 - 174, Int. Conf. New Orleans, CEP, Edingburgh

- HESSISCHES LANDESAMT FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT U. LANDENTWICKLUNG: (1987); Hess. Schadstoffuntersuchungsprogramm, Schwermetalluntersuchungen in hess. Kleingärten, 1984 - 1985, IFB Landwirtsch. Fachinformation, 35/87, Kassel
- HEYMANN, H. (1994): Schwermetalle und Arsen in Hamburger Kleingärten - Bodenbelastung und Pflanzenverfügbarkeit - Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, Bd. 23, 231 Seiten; Hamburg
- HIETANEN, E. (1981): Gastrointestinal absorption of cadmium. In: NRIAGU, J.O. (ed.): Cadmium in the environment. Part II: Health effects, Chapter 3: 55 - 67; Wiley & sons, New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Singapore
- HILLER, D.A. u. BRÜMMER, G.W. (1991): Mikrosondenuntersuchungen zur Bestimmung der Bindungsformen von Schwermetallen in Böden. In: Auswirkungen von Siedlungsabfällen auf Böden, Bodenorganismen und Pflanzen.- Forschungszentrum Jülich, Berichte aus der Ökologischen Forsch., 6: 34 - 61, Jülich
- HILLER, O.K. (1981): Die Gebirgstreppe Ostsardiniens. Eine geomorphologische Analyse. In: Augsburger Geogr. Hefte, 3, Augsburg
- HILLER, O.K. (1978): Sardinien - Einführung in die Landeskunde einer mediterranen Insel. In: Mitt. d. Geogr. Gesellsch. in München, 63: 117 - 140, München
- HINDEL, R. und FLEIGE, H. (1990): Geogene Schwermetallgehalte in Böden der Bundesrepublik Deutschland. In: VDI Berichte Nr. 837: Wirkungen von Luftverunreinigungen auf Böden. Einträge - Bewertung - Regelungen, Teil 1: 53 - 74; VDI Verlag, Düsseldorf
- HINDEL, R. u. FLEIGE, H. (1991): Schwermetalle in Böden der Bundesrepublik Deutschland - geogene und anthropogene Anteile. Umweltbundesamt (Hrsg.): Texte 10/91, Berlin
- HINTZE, B. (1985): Geochemie umweltrelevanter Schwermetalle in den vorindustriellen Schlickablagerungen des Elbe-Unterlaufs. - Hamburger Bodenkdl. Arbeiten, 2, 230 S.; Hamburg
- HINTZE, B. u. LUX, W. (1982): Schwermetalluntersuchungen in Böden und Pflanzen im Südosten Hamburgs. In: LF, 35/SH 39, 457 - 470, Frankfurt
- HIROI, T. (1981): Vegetation in Mining Areas. In: KITAGISHI, K. u. YAMANE, I.: Heavy metal pollution in soils of Japan, Chapter 16: 219 - 231, Japan Scientific Societies Press; Tokyo
- HOCK, B. (1984): Besonderheiten der pflanzlichen Lebensweise. Gefährdung durch Schadstoffe. In: HOCK, B. u. ELSTNER, E. (Hrsg.) (1984): Pflanzentoxikologie. Der Einfluß von Schadstoffen und Schädigungen auf Pflanzen: 2 - 34; B.I. Wissenschaftsverlag, Mannheim, Wien, Zürich
- HOCK, B. u. ELSTNER, E. (Hrsg.) (1984): Pflanzentoxikologie. Der Einfluß von Schadstoffen und Schädigungen auf Pflanzen. 346 S., B.I. Wissenschaftsverlag, Mannheim, Wien, Zürich
- HODENBERG, A. v. u. FINCK, A. (1975): Ermittlung von Toxizitätsgrenzwerten für Zink, Kupfer und Blei in Hafer und Rotklee. In: PuB, 4/5: 489 - 503
- HÖLLWARTH, M. (1981a): Physiologische Reaktionen in Pflanzen städtischer Standorte unterschiedlicher Immissionsbelastung. In: Angew. Botanik, 55: 21 - 27, Göttingen
- HÖLLWARTH, M. (1989): Schwermetalle in Pflanzen. In: SEUFFERT, O. (Hrsg.) "Darmstädter Kleingartenanlagen. - Entwicklung, Nutzung und Belastung aus soziologischer und geoökologischer Sicht." Geoöko Test, 1: 81 - 85, Bensheim
- HÖLLWARTH, M. (1980): Schwermetallbelastung von Eiben an städtischen Standorten. In: Naturwiss. Ver. Darmstadt e.V., Bericht N.F. 4: 81 - 89; Darmstadt
- HÖLLWARTH, M. (1981b): Bioindikation zur Bewertung der Immissionsbelastung städtischer Standorte. In: Sicherheit in Chemie und Umwelt 1, 141-142
- HÖLLWARTH, M. (1984): Entwicklung der Schwermetallgehalte von Eibennadeln an städtischen Standorten von 1975 - 1982. In: Angew. Botanik, 58: 21 - 30; Göttingen
- HÖLLWARTH, M.; HARRIS, H.-P. u. FRIEDRICH, H. (1985): Beziehungen von Schwermetallgehalten in Böden und Eibennadeln städtischer Standorte. In: Flora, 177: 227-235, 2 Abb., 2 Tab.
- HOFER, H. u. SCHÜTZ, E. (1980): Beitrag zur Ermittlung der pflanzenbaulichen Schädigengrenze von Schwermetallen, Mitt. f. d. Schweiz. Landw., 28: 66 - 77
- HOFFMANN, E.-W. u. POLL, K.G. (1985): Schwermetallbestimmungen an nicht belasteten Tonsedimenten des Rheintals bei Dinslaken. In: Z. Wasser - Abwasser - Forsch., 18: 31 - 34
- HOFFMANN, G.; SCHWEIGER, P.; SCHOLL, W. u. SCHMID, R. (1982): Grundbelastung der Böden von Baden-Württemberg mit Schwermetallen. In: LF, 35/SH 38: 324 - 337, Frankfurt
- HOFFMANN, P. (1992): Probenahme. In: Nachr. Chem. Tech. Lab., 40, Nr. 12: M1 - M 32, VCH, Weinheim
- HOLLEMANN, A.F. u. WIBERG, E. (1985): Lehrbuch der Anorganischen Chemie, Walter de Gruyter-Verlag; Berlin New-York
- HOMMA, S. (1981): The Yoneshiro River Basin: Soil Pollution by Heavy Metals Discharged from Various Mines. In: KITAGISHI, K. u. YAMANE, I.: Heavy metal pollution in soils of Japan, Chapter 11: 137 - 148, Japan Scientific Societies Press, Tokyo
- HORAK, O. (1981): Schwermetallgehalte in Pflanzen auf sechs verschiedenen Böden unter dem Einfluß hoher Klärschlammgaben. In: LF, SH 37: 570 - 580
- HORAK, O. (1983): Die Beziehung zwischen der pflanzlichen Aufnahme einiger Mikroelemente und deren wasserlöslichem Anteil im Boden. In: LF, SH 39: 404 - 414, Frankfurt
- HORNBURG, V. (1991): Untersuchungen zur Mobilität und Verfügbarkeit von Cadmium, Zink, Mangan, Blei und Kupfer in Böden. - Diss. Bonn, Bonner Bodenkdl. Arbeiten 2, 228 S.
- HORNBURG, V. u. BRÜMMER, G.W. (1987): Untersuchungen zur Verfügbarkeit von Cadmium in schleswig-holsteinischen Böden. In: Mitteilgn. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch., 55/1, 357-362
- HORNBURG, V. u. BRÜMMER, G.W. (1989): Untersuchungen zur Mobilität und Verfügbarkeit von Schwermetallen in Böden. In: DBG, 59/II: 727 - 731, Göttingen
- HORNBURG, V. u. BRÜMMER, G.W. (1990a): Einflußgrößen der Schwermetall-Mobilität und -Verfügbarkeit in Böden. In: Mengen und Spurenelemente, 10. Arbeitstagung der Universität Jena und Leipzig, 2: 415 - 423
- HORNBURG, V. u. BRÜMMER, G.W. (1990b): Schwermetall-Verfügbarkeit in Böden und Gehalte im Weizenkorn und in anderen Pflanzen. In: Kongreßbd. 1990 Berlin, VDLUFA-Schriftenreihe, 32: 821 - 826
- HORNBURG, V. u. BRÜMMER, G.W. (1991): Schwermetall-Verfügbarkeit und -Transfer in Abhängigkeit von pH und Stoffbestand der Böden. In: DBG, 66/II: 661 - 664, Göttingen
- HORNBURG, V. u. BRÜMMER, G.W. (1993): Verhalten von Schwermetallen in Böden. 1. Untersuchungen zur Schwermetallmobilität. - PuB 156: 467 - 477

- HORNBURG, V.; WELP, G. u. BRÜMMER, G.W. (1993): CaCl<sub>2</sub> und NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-extrahierbare Schwermetallgehalte in Böden - ein Methodenvergleich. In: DBG, 72/1: 373 - 376
- HORNBURG, V., WELP, G. u. BRÜMMER, G.W. (1995): Verhalten von Schwermetallen in Böden. 2. Extraktion mobiler Schwermetalle mittels CaCl<sub>2</sub> und NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>. In: PuB, 158: 137 - 145
- HORST, H. u. BRÜNE, H. (1987): Aufnahme und Extrahierbarkeit des Schwermetalls Nickel in Abhängigkeit von Boden, Herkunft und Pflanzenart, 2. Vergleich von Extraktionsmethoden unter besonderer Berücksichtigung geogener Nickelformen, VDLUFA-Schriftenreihe, 23. Kongreßbd. 1987: 343 - 354
- HUEBERS, H.A. u. FINCH, C.A. (1984): Eisen. In: MERIAN E. (ed). Metalle in der Umwelt - Verteilung, Analytik und biologische Relevanz. Kap. II. 10: 435 - 444
- HURRLE, H. (1983): Über den Einfluß des früheren Bergbaus auf die Schwermetallgehalte in den Bachsedimenten des Südschwarzwaldes. In: Jh. geol. Landesamt Baden-Württemberg, 25: 43 - 54, Freiburg
- HUTCHINSON, T.C. (1981): Nickel. In: LEPP, N.W. (ed.): Effect of heavy metal pollution on plants, 1. Effects of trace metals on plant function, Chapter 6: 171 - 211, Applied Science Publishers, London and New Jersey
- HUTCHINSON, T.C. (1984): Toleranzgrenzen für Pflanzen: Auswahl geeigneter Pflanzen für metallverseuchte Böden. In: MERIAN E. (ed). Metalle in der Umwelt - Verteilung, Analytik und biologische Relevanz. Kap. I. 7b: 135 - 140
- HUTCHINSON, T.C. u. WHITHBY, L.M. (1974): A study of airborne contamination of vegetation and soils by heavy metals from the sudbury, Ontario, Copper-Nickel smelters, Trace Substances in Environment Health VII, S. 179-189
- ILLIES, J.H. (1970): Die großen Gräben: Harmonische Strukturen in einer disharmonisch strukturierten Erdkruste. In: Geologische Rundschau, 59: 528 - 552, Stuttgart
- ILLIES, J.H. (1972): The Rhine Graben Rift System - Plate Tectonics and Transform Faulting. In: Geophys. Survey, 1: 27 - 60
- ILLIES, J.H. (1974): Taphrogenesis and Plate Tectonics. In: ILLIES, J. H. u. FUCHS, K. (Eds.) Approaches to Taphrogenesis: 433 - 460; Stuttgart
- JACKSON, M.L. (1958): Soil chemical analysis, Prentice Hall, Englewood Cliffs, 498 S., New York
- JASTROW, J.D. and KOEPPE, D.E. (1980): Uptake and effects of cadmium in higher plants. In: NRIAGU, J.O. (ed.): Cadmium in the environment. Part I: Ecological Cycling: 607 - 638; Wiley & sons, New York, Chichester, Brisbane, Toronto
- JEFFERY, J.; MARSHMAN, N. u. SALOMONS, W. (1988): Behaviour of trace metals in a tropical river system affected by mining. In: SALOMONS, W. u. FÖRSTNER, U. (eds.) Chemistry and biology of solid waste: 259 - 274; Springer, Berlin Heidelberg New York
- JOHNSON, M.; ROBERTS, D. u. FIRTH, N. (1978): Lead and zinc in the terrestrial environment around derelict metalliferous mines in Wales (U.K.). In: Sci. Total Environ., 10: 61 - 78
- JUDEL, G.K.; ROSOPULO, A.; DIEHL, K.H. und KREUZER, W. (1986): Ertrag und Bleigehalt von Gramineen bei Belastung des Bodens mit geringen Organoblei-Mengen. In: VDLUFA-Schriftenreihe, 16. Kongreßband 1985, Bodenbewirtschaftung - Bodenfruchtbarkeit - Bodenschutz.: 231 - 238, Darmstadt
- JUNG, J., ISERMANN, G. u. HENJES, G. (1979): Einfluß von cadmiumhaltigen Düngerphosphaten auf die Cadmiumanreicherung von Kulturböden und Nutzpflanzen. In: LF, 32/3: 262 - 274
- KAHLE, H., BERTELS, C. NOACK, G., RÖDER, U., RÜTHER, P. u. BRECKLE, S.-W. (1989): Untersuchungen zur Toxizität von Blei und Cadmium für Jungwuchs der Buche (*Fagus sylvatica* L.). In: Bielefelder Ökologische Beiträge, 5: 99 - 126, Bielefeld
- KAHLE, H. u. BRECKLE, S.-W. (1989): Single and combined effects of lead and cadmium on young beech trees (*Fagus sylvatica* L.). In: Air Pollution and Forest Decline, Proc. 14th Int. Meeting for Specialists in Air Pollution Effects on Forest Ecosystems, Interlaken, 1988: 442 - 444, Birmersdorf
- KAMPE, W. (1981): Schwermetallgehalte und Rückstände aus dem chemischen Pflanzenschutz, in Rohprodukten sowie im Gesamtverzehr von Lebensmitteln pflanzlicher Herkunft, LF, SH 38: 131 - 150
- KEELEY, J.W. u. ENGLER, R.M. (1974): Discussion of regulatory criteria for ocean disposal of dredged materials: Elutriate test rational and implication guidelines. U.S. Army Corps of Engineers. Dredged Material Research Program, Vicksburg, Miss. Rept. D-74-14, 13 S.
- KESSLER, T. (1996): Versuche zur Bestimmung der chemischen Form von Schwermetallen in Bodenproben. unveröff. Diplomarbeit im Fachbereich Chemie der TH Darmstadt, Darmstadt
- KICK, H. u. POLETSCHNY, H. (1982): Schwermetallgehalte im Boden und in verschiedenen Gemüsearten nach langjähriger Anwendung von Klärschlamm. In: LF, 35/SH 38: 205 - 215, Frankfurt
- KIEFFER, F. (1984): Metalle als lebensnotwendige Spurenelemente für Pflanzen, Tiere und Menschen. In: MERIAN E. (ed). Metalle in der Umwelt - Verteilung, Analytik und biologische Relevanz. Kap. I. 6: 117 - 124
- KIEKENS, L. u. CAMERLYNCK, R. (1982): Transfer characteristics for uptake of heavy metal by plants. In: LF, SH 39: 255 - 261
- KIMURA, M. (1981): Effects of cadmium on growth and bone metabolism. In: NRIAGU, J.O. (ed.): Cadmium in the environment. Part II: Health effects, Chapter 16: 757 - 781; Wiley & sons, New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Signapore
- KINNER, U.H.; KÖLTER, L. u. NIKLAUSS, M. (1986): Branchentypische Inventarisierung von Bodenkontamination - ein erster Schritt zur Gefährdungsabschätzung für ehemalige Betriebsgelände. In: Texte im Auftrag des Umweltbundesamtes, 31/86, Berlin
- KIRCHGESSNER, M. u. ROTH, H.-P. (1980): Biochemical changes of hormones and metalloenzymes in zinc deficiency. In: NRIAGU, J.O. (ed.): Zinc in the environment. Part II: Health effects, Chapter 4: 71 - 103; Wiley & sons, New York, Chichester, Brisbane, Toronto
- KLESCHNIN, A.F. (1960): Die Pflanze und das Licht, Berlin
- KLOKE, A. (1972): Zur Anreicherung von Cadmium in Böden und Pflanzen. In: LF, 27/SH1: 200 - 206
- KLOKE, A. (1974): Blei - Zink - Cadmium. Anreicherung in Böden und Pflanzen. In: VDI - Berichte Nr. 203: Schwermetalle als Luftverunreinigung - Blei, Zink und Cadmium; Vorträge des VDI - Kolloquiums Düsseldorf 1973: 71 - 74, VDI - Verlag, Düsseldorf
- KLOKE, A. (1977): Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden. In: Mitt. des Verbandes Dtsch. Landwirtschaftl. Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA) 155, 2: 32 - 38
- KLOKE, A. (1980a): Richtwerte '80 - Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden. In: Mitt. des Verbandes Dtsch. Landwirtschaftl. Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA), 183, 1/3: 9 - 11
- KLOKE, A. (1980b): Immissionsbelastete landwirtschaftl. Standorte. In: Schriftenreihe f. ländliche Sozialfragen, H. 84, Leistungen von Landwirtschaft und Landschaft zur Wohlfahrt in Verdichtungsräumen: 24 - 101, Hannover

- KLOKE, A. (1982a): Erläuterungen zur Klärschlammverordnung. In: LF, SH 39: 302 - 308, Frankfurt
- KLOKE, A. (1982b): Die Belastung der gärtnerischen und landwirtschaftlichen Produktion und Erntegüter durch Immissionen. In: Akad. f. Naturschutz u. Landschaftspflege, Laufener Seminarbeiträge 2/82, Immissionsbelastungen ländliche Ökosysteme, Fachseminar 16. - 18. März 1982: 45 - 53, Laufen/Salzach
- KLOKE, A. (1983): Die Bedeutung des Klärschlammes für die Pflanzenproduktion / Düngewirkung und Schwermetallproblematik. In: Niederschrift des ATV-Fortbildungskurses D/2 für Wassergütwirtschaft, Abwasser- und Abfalltechnik v. 11. - 13.10.1983 in Essen: 12 - 28
- KLOKE, A. (1984): Problematik von Orientierungs-, Richt- u. Grenzwerten für Schwermetalle in biologischen Substanzen. Entstehung von Umweltstandards/Derzeitige Belastung von Böden u. Pflanzen. In: Loccumer Protokolle 2/1984, Schutz des Umweltmediums Boden: 61 - 119, Rehburg - Loccum
- KLOKE, A. (1986): Grundlage für tolerierbare Gehalte an Schwermetallen in Böden. In: Ministerium f. Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten Baden-Württemberg (Hrsg.): Forum Bodenschutz: 116 -137, Stuttgart
- KLOKE, A. (1988a): Zufuhr von Schwermetallen zum Boden mit Pflanzenschutzmitteln, In: BUNDESMIN. F. ERNÄHR., LANDWIRT. U. FORSTEN, (HRSG.). Berichte über Landwirtschaft. Z. f. Agrarpol. u. Landwirt., SH 1988, N. F. Pflanzenschutzmittel u. Boden: 117 - 122, Hamburg, Berlin
- KLOKE, A. (1988b): Grundlagen zur Ermittlung von nutzungsbezogenen, höchsten akzeptierbaren Schadstoffgehalten in innerstädtischen und stadtnahen Böden; Zweiter TNO/BMFT-Kongreß über Altlastensanierung 11.-15.4.88, Hamburg, 11. 291 - 303, Verlag Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London,
- KLOKE, A. (1989a) Vorschlag für ein "Drei-Bereiche-System" zur Bewertung der Schadstoffbelastung in Böden. In: ROSENKRANZ, D.; BACHMANN, G.; EINSELE, G. u. HARRESS, H.-M. (Hrsg) Bodenschutz. Ergänzendes Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser, 2. Lieferung, Nr. 3590: 1 - 12, Berlin
- KLOKE, A. (1989b): Das "Drei-Bereiche-System" für die Bewertung von Böden mit Schadstoffbelastungen. - VDLUFA Schriftenreihe, 28
- KLOKE, A. (1989c): Die Bedeutung der Schutzgüter und der Bodennutzung für die Setzung von maximal tolerierbaren Schadstoffgehalten in urbanen Böden. In: BEHRENS, D.U. WIESNER, J. (Hrsg.); Beurteilung von Schwermetallkontaminationen im Boden; Vorträge und Resümee zu einem Expertengespräch der Dechema-Arbeitsgruppe "Bewertung von Gefährdungspotentialen im Bodenschutz" in Oberursel/Ts.: 353 - 361, Frankfurt
- KLOKE, A. (1989d): Zur Problematik und Begründung von Schwellenwerten für Schwermetalle in Böden. In: BEHRENS, D.U. WIESNER, J. (Hrsg.); Beurteilung von Schwermetallkontaminationen im Boden; Vorträge und Resümee zu einem Expertengespräch der Dechema-Arbeitsgruppe "Bewertung von Gefährdungspotentialen im Bodenschutz" in Oberursel/Ts.: 77 - 86, Frankfurt
- KLOKE, A. (1990): Das "Drei-Bereiche-System" zur Bewertung von Stoffen in Wässern. In: VDI Berichte Nr. 837: Wirkungen von Luftverunreinigungen auf Böden. Einträge - Bewertung - Regelungen, Teil 2: 1265 - 1277; VDI Verlag, Düsseldorf
- KNELSON, J.H.; COULSTON, F.C.; GOLDBERG, L.; GRIFFIN, T. and BRADELY, J. (1974 b): Die Rolle klinischer Forschung bei der Aufstellung von Grenzwerten für Blei in der Atmosphäre. In: VDI - Berichte Nr. 203: Schwermetalle als Luftverunreinigung - Blei, Zink und Cadmium; Vorträge des VDI - Kolloquiums Düsseldorf 1973: 32 - 33 VDI - Verlag, Düsseldorf
- KOCH, H.G. (1950): Meteorologische Studien in Mittelmeer. - Abhandlungen des Meteorologischen Dienstes der Deutschen Demokratischen Republik, Nr. 1; Berlin
- KOCH, R. u. WAGNER, B.O. (1989): Umweltchemikalien. Physikalisch-chemische Daten, Toxizitäten, Grenz- und Richtwerte, Umweltverhalten. 423 S., VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim
- KÖHLER, K. (1966): Beiträge zur Theorie der Probenahme. In: Freiburger Forsch., C 214, Leipzig
- KÖNIG, N.; BACCINI, P. u. ULRICH, B. (1986): Der Einfluß der natürlichen organischen Substanzen auf die Metallverteilung zwischen Boden und Bodenlösung in einem sauren Waldboden. In: PuB, 149: 68 - 82
- KÖNIG, W. (1986a): Schwermetallbelastung von Böden und Kulturpflanzen einiger ehemaliger Erzabbaugebiete in Nordrhein-Westfalen. In: Fortschr. Geol. Rheinld. u. Westf., 34: 455 - 470
- KÖNIG, W. (1986b): Schwermetallbelastung von Böden und Kulturpflanzen im Einflußbereich verschiedener Belastungsursachen - Ergebnisse einer Erhebungsuntersuchung in Nordrhein-Westfalen. In: VDLUFA-Schriftenreihe, 16. Kongreßband 1985, Bodenbewirtschaftung - Bodenfruchtbarkeit - Bodenschutz: 239 - 247, Darmstadt
- KÖNIG, W. (1986c): Ursachen und Einflußfaktoren für die Schwermetallgehalte von Böden und Kulturpflanzen - dargestellt anhand von Ergebnissen einer Erhebungsuntersuchung in Nordrhein - Westfalen. - Landesausschuss f. landwirtsch. Forsch., Erziehung u. Wirtschaftsberatung beim Min. f. Umwelt, Raumordn. u. Landwirtsch. d. Landes Nordrhein - Westfalen, Forschung u. Beratung, Reihe C; Wiss. Ber. u. Diskussionsbeitr., 43,105 S.
- KÖNIG, W. (1986d): Schwermetallbelastung von Böden und Kulturpflanzen im Einflußbereich verschiedener Belastungsursachen - Ergebnisse einer Erhebungsuntersuchung in Nordrhein-Westfalen. In: VDLUFA-Schriftenreihe, 16. Kongreßband 1985, Bodenbewirtschaftung - Bodenfruchtbarkeit - Bodenschutz: 239 - 247, Darmstadt
- KÖNIG, W. (1986e): Ausmaß und Ursachen der Blei- und Cadmiumbelastung von Gemüse aus Duisburger Gartenanlagen. In: Forum - Städte - Hygiene, 37: 98 - 103
- KÖNIG, W. (1989): Schwermetallbelastung von Böden und Pflanzen in Haus - und Kleingärten des Ruhrgebietes. In: Verh. d. Ges. f. Ökol. (Essen 1988), 18: 325 - 331
- KÖNIG, W. (1990): Untersuchung und Beurteilung von Kulturböden bei der Gefährdungsabschätzung von Altlasten. In: ROSENKRANZ, D.; BACHMANN, G.; EINSELE, G.; HARRESS, H.-M. (Hrsg.): Bodenschutz - Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser., 3550: 1 - 34, E. Schmidt, Berlin
- KÖNIG, W. u. KRÄMER, F. (1985): Schwermetallbelastung von Böden und Kulturpflanzen in Nordrhein-Westfalen. - Schriftenreihe d. Landesanst. f. Ökolog. Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen (LÖLF), 10, Recklinghausen
- KOEPPE, D.E. (1981): Lead: Understanding the Minimal Toxicity of Lead in Plants. In: LEPP, N.W. (ed.): Effect of heavy metal pollution on plants, Vol. 1. Effects of trace metals on plant function, Chapter 2: 55 - 76, Applied Science Publishers, London and New Jersey
- KÖSTER, W. u. MERKEL, D. (1982): Beziehungen zwischen den Gehalten an Zink, Cadmium, Blei und Kupfer in Böden und Pflanzen bei Anwendung unterschiedlicher Bodenuntersuchungsmethoden. In: LF, 35/SH39: 245 - 254, Frankfurt

- KOHLMEYER, C. (1983): Nutzungsmuster und junge Nutzungswandlungen im Küstensaum Südsardiniens: Eine Untersuchung am Beispiel des Blattes Nr. 573 Teulada / Sektion A 4 der Karte 1: 10.000 von Sardinien., unveröff. Staatsexamensarbeit am Geogr. Inst. der TH Darmstadt
- KONIETZKA, R.U. DIETER, H. H., (1994): Kriterien für die Ermittlung gefahrenverknüpfter chronischer Schadstoffzufuhren per Bodenaufnahme. In: ROSENKRANZ, D.; BACHMANN, G.; EINSELE, G.; HARRESS, H.-M. (Hrsg.): Bodenschutz - Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser., 3530: 1 - 19, E. Schmidt, Berlin
- KOTSONIS, F.N. and KLAASSEN, C.D. (1981): Metallothionein and its interactions with cadmium. In: NRIAGU, J.O. (ed.): Cadmium in the environment. Part II: Health effects, Chapter 8: 595 - 616; Wiley & sons, New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Singapore
- KRALIK, M.; SAGER, M.; NOVOTNY, H. u. RANK, D. (1985): Heavy metals in sediments of the river Danube east of Vienna. In: LEKKAS T. D. (ed). Heavy metals in the environment. Int Conf Athens, Sept 1985, CEP Edinburgh, 1: 255 - 257
- KRÄMER, F. u. KÖNIG, W. (1982): Cadmiumgehalte in Böden und Pflanzen auf klärschlammgedüngten landwirtschaftlichen Nutzflächen. In: Landwirtschaftl. Forsch., 35/SH 39: 434 - 447, Frankfurt
- KRISHNAMURTY, K.V.; SHPIRT, E. u. REDDY, M.M. (1976): Trace metal extraction of soils and sediments by nitric acid-hydrogen peroxide. In: Atomic Absorption Newsletter, 15/3: 68 - 70
- KRÜGER, A.; SCHNEIDER, B.; NEUMEISTER, H. u. KUPSCH, H. (1995): Akkumulation und Transport von Schwermetallen in Böden des Bitterfelder Industriegebietes. In: Geoökodynamik **xxxx**
- KÜSTER, E. u. GRÜN, I. (1984): Cadmium u. Bodenmikroorganismen. In: Angew. Botanik, 58: 31 - 38, Göttingen
- KUKOWSKI, H. u. BRÜMMER, G. (1987): Untersuchungen zur pH-abhängigen Adsorption ausgewählter Chemikalien durch die organische Substanz der Böden. In: DBG, 55/1: 375 - 380, Göttingen
- KULMS, M. (1970): Die Verteilung der Elemente Pb, Zn, Cd, Hg, Cu, Co, Ni, Mn und Fe in den Böden der Lagerstättegebiete Maubach und Bleialf sowie in den Flußwässern und Flußsedimenten des Triasdreiecks von Maubach - Mechernich - Kall, Eifel. Ein Beitrag zur geochemischen Erzlagerstättenprospektion. - Diss. von der Fakultät für Bergbau und Hüttenwesen der RWTH Aachen, 195 S., Aachen
- KUNISCH, M. u. HURLE, K. (1986): Kupfergehalte in Weinbergsböden: Konsequenzen für das Pflanzenwachstum. In: Verh. d. Gesellsch. f. Ökologie (Hohenheim 1984), 14: 97 - 102
- KUNTZE, H.; (1984): Die Bedeutung geogener und pedogener Faktoren für die weitere Belastung der Böden mit Schwermetallen (SM). In: Recycling Intern., RI-Schlamm: 392 - 397
- KUNTZE, H.; FLEIGE, H.; HINDEL, R.; WIPPERMANN, T.; FILIPINSKI, M.; GRUPE, M. u. PLUQUET, E. (1991): Empfindlichkeit der Böden gegenüber geogenen und anthropogenen Gehalten an Schwermetallen - Empfehlungen für die Praxis. In: ROSENKRANZ, D. (Hrsg.) Bodenschutz Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. Nr. 1530: 1-86.
- KUNTZE, H. u. FÖRSTER, C. (1986): Zur Cadmiumaufnahme von Pflanzen auf unterschiedlichen Böden. - Texte 29/86 des UBA, FB 103 01 225/85-076, Berlin
- KUNTZE, H. u. HERMS, U. (1986): Bedeutung geogener und pedogener Faktoren für die weitere Belastung der Böden mit Schwermetallen. In: Naturwissenschaften, 73: 195 - 204
- KUNTZE, H.; HERMS, U. u. PLUQUET, E. (1984): Schwermetalle in Böden - Bewertung und Gegenmaßnahmen. In: Geol. Jb., Reihe A, 75: 715 - 736, 6 Abb., 2 Tab., Hannover
- KUNTZE, H.; ROESCHMANN, G. u. SCHWERDTFEGGER, G. (1994): Bodenkunde. - 5. Aufl., UTB, Ulmer, Stuttgart.
- KUO, S., HEILMAN, P.E. u. BAKER, A.S. (1983): Distribution and forms of copper, zinc, cadmium, iron and manganese in soils near a copper smelter. In: Soil Science, 135/2: 101 - 109
- KURLAND, L., FARO, S.N. u. SIEDLER, H. (1960): Minimata disease. In: World Neurol., 1: 320 - 325
- KUTTLER, W. (1982): Investigations about wet deposition of pollutants in an urban ecosystem. In: GEORGII, H.-W. u. PANKRATH, J. (eds.): Deposition of atmospheric pollutants: 97 - 113, Dordrecht, Holland
- KUTTLER, W. (1986): Raum-zeitliche Analyse atmosphärischer Spurenstoffeinträge in Mitteleuropa. - Bochumer Geogr. Arbeiten, 47, Paderborn
- KUTTLER, W. (1982b): The Role of Evergreen Vegetation in Industrial Agglomeration Areas. In: Energy and Buildings, 5, 23-30
- KUTTLER, W. (1986): Raum-zeitliche Analyse atmosphärischer Spurenstoffeinträge in Mitteleuropa. - Bochumer Geogr. Arbeiten, H. 47, 220 Seiten, Schöningh Verlag; Paderborn
- KUTTLER, W. (1987): Zur Ausfilterung atmosphärischer Spurenstoffe durch Waldökosysteme. In: 46. Deutscher Geographentag München. Tagungsbericht und wissenschaftl. Abhandlungen, 453-460
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT BODEN (LABO) UND LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT ABFALL (LAGA), ARBEITSGRUPPE „DIREKTPFAD“, 1996: Eckpunkte zur Gefahrenbeurteilung des Wirkungspfades Bodenverunreinigungen/Altlasten-Mensch (Direkter Übergang)., Stand: 17. September
- LAHMANN, E. (1990): Schwermetallniederschläge in der Bundesrepublik Deutschland. In: VDI Berichte Nr. 837: Wirkungen von Luftverunreinigungen auf Böden. Einträge - Bewertung - Regelungen, Teil 1: 75 - 89, VDI Verlag, Düsseldorf
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.) (1989): Umweltschutz in Baden-Württemberg - Grenzwerte und Richtwerte für die Umweltmedien Luft, Wasser, Boden 1989. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Zentrale Koordinierungsstelle für Umweltforschung, Karlsruhe
- LANTZY, R.J. u. MACKENZIE, F.T. (1979): Atmospheric Trace Metals. In: Geochimica et Cosmochimica Acta, 43: 511 - 525
- LEEUEWEN, H.P. VAN; SPANJEKS, H.L.F.M. u. CLEVEN, R.F.M.J. (1983): Polyelectrolytic nature of the binding of heavy metals to humic acids. In: 4th Int. Conf. Heavy Metals in the Environment, 2: 1219 - 1222, Heidelberg
- LEHMANN, E.L. (1975): Nonparametrics. Statistical Methods Based on Ranks, San Francisco
- LEHN, H. u. BOPP, M. (1987): Schwermetalle im Boden und die Bestimmung ihrer Pflanzenverfügbarkeit. In: Angew. Botanik, 61: 467 - 481; Göttingen
- LEHN, H.; SCHOER, J. u. NAGEL, U. (1982): Blei in Pflanzen und Böden in der Umgebung der Blei- und Silberhütte Braubach. In: Naturwiss., 69: 496 - 498
- LEHN, H. (1986): Aufnahme und Verteilung von Thallium, Cadmium, Blei und Zink in ausgewählten Nutzpflanzen. - Dissertation an der Naturwiss.-Mathem. Gesamtfakultät d. Ruprecht-Karls-Universität Heidelberg, 176 S., Heidelberg
- LEHN, J. u. WEGMANN, H. (1992): Einführung in die Statistik, Stuttgart
- LENZ, W. (1986): Untersuchungen zur Schwermetallbelastung und -mobilität im ehemaligen Blei-Zink-Revier Bad Ems/Holzappel. - Diss. Univ. Gießen, 130 S., Gießen

- LEPP, N.W. (ed.) (1981 a): Effect of heavy metal pollution on plants, 1. Effects of trace metals on plant function, 352 Seiten, Applied Science Publishers, London and New Jersey
- LESER; H. (1978): Landschaftsökologie, 433 S., E. Ulmer, Stuttgart
- LICHTFUSS, R. (1977): Schwermetalle in den Sedimenten schleswig-holsteinischer Fließgewässer - Untersuchungen zu Gesamtgehalten und Bindungsformen, Diss. Kiel
- LICHTFUSS, R. (1989): Geogene, pedogene und anthropogene Schwermetallgehalte in Böden. In: BEHRENS, D. u. WIESNER, J. (Hrsg.): Beurteilung von Schwermetallkontaminationen im Boden. In: Dechema - Fachgespräche Umweltschutz: 119 - 136, Frankfurt
- LICHTFUSS, R. u. BRÜMMER, G. (1978): Röntgenfluorescenzanalyse von umweltrelevanten Spurenelementen in Sedimenten und Böden. In: Chemical Geology, 21: 51 - 61
- LICHTFUSS, R. u. BRÜMMER, G. (1981): Natürlicher Gehalt und anthropogene Anreicherung von Schwermetallen in den Sedimenten von Elbe, Eider, Trave und Schwentine. In: Catena, 8: 251 - 264
- LICHTFUSS, R. u. NEUMANN, U. (1982): Schwermetalle in straßennahen Böden der Stadt Kiel. In: DBG, 33: 67 - 73, Göttingen
- LIEBE, F., BRÜMMER, G.W. u. König, W. (1995): Ableitung von Prüfwerten für die mobile Fraktion potentiell toxischer Elemente in Böden Nordrhein-Westfalens.- DBG 76, 345-348
- LIESER, K.H.; BURBA, P.; CALMANO, W.; DYCK, W.; HEUSS, E. u. SONDERMEYER, S. (1980): Separation of trace elements from natural water and waste water. In: Mikrochimica Acta, 1980 II.: 445 - 454, Springer-Verlag, Wien
- LIESER, K.H.; RÖBER, H.M. u. BURBA, P. (1977): Abtrennung von Spurenelementen aus Wasser mit Hilfe von Celluloseaustauscher-Filtern und ihre Bestimmung durch Röntgenfluorescenzanalyse mit Radionuklidanregung, In: Z. Anal. Chem., 284: 361 - 368, Springer-Verlag
- LIGHTFOOT; E.S. u. TER HAAR, G.L. (1983): Evaluation of the impact of airborne and soil lead on plant lead levels. In: 4th Int. Conf. Heavy Metals in the Environment, 2: 1137 - 1141, Heidelberg
- LINDSAY, W.L. u. NORVELL, W.A. (1978): Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. In: Soil Sci. Soc. Am. J., 42: 421 - 428
- LOGAN, T.J. u. CHANEY, R.L. (1983): Utilization of municipal wastewater and sludge on land-metals. In: Page, A.L.; Gleason, T.L.; Smith, J.E.; Iskander, I.K. u. Sommers, L.E.: Utilization of municipal wastewater and sludge on land, University of California, Riverside: 235 - 328
- LÜBBEN, S. (1993): Vergleichende Untersuchungen zur Schwermetallaufnahme verschiedener Kulturpflanzen aus klärschlammgedüngten Böden und deren Prognose durch Bodenextraktion. - Diss. Universität Göttingen, Landbauforschung Völkenrode, SH 140
- LÜBBEN, S. u. SAUERBECK, D. (1991a): Transferfaktoren und Transferkoeffizienten für den Schwermetallübergang Boden - Pflanze. In: Auswirkungen von Siedlungsabfällen auf Böden, Bodenorganismen und Pflanzen. Forschungszentrum Jülich Berichte aus der ökologischen Forsch., 6: 180 - 223, Jülich
- LÜBBEN, S. u. SAUERBECK, D. (1991b): Vergleich der Resultate von Gefäß- und Feldversuchen. In: Auswirkungen von Siedlungsabfällen auf Böden, Bodenorganismen und Pflanzen. Forschungszentrum Jülich, Berichte aus der ökologischen Forsch., 6: 289 - 313, Jülich
- LÜTTGE, U., (1973) : Stofftransport der Pflanzen. Heidelberger Taschenbücher, 125; 280 S., Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New-York
- LÜTTGE, U. u. HIGINBOTHAM, N. (1979): Transport in Plants, Springer Verlag, New York, Heidelberg, Berlin
- LÜTTGE, U.; KLUGE, M. u. BAUER, G., (1989): Botanik. Ein grundlegendes Lehrbuch, VCH Verlagsgesellschaft, 577 S., Weinheim
- LUM, K.R. (1982): The potential availability of P, Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb and Zn in urban particulate matter. In: Environ. Technol. Lett., 3: 57 - 62
- LUWE, M.; NEITE, H. u. WITTIG, R. (1990): Kleinräumige Verteilung der Schwermetallgehalte im Wurzelbereich und den Organen von *Mercurialis perennis* L.. In: VDI Berichte Nr. 837: Wirkungen von Luftverunreinigungen auf Böden. Einträge - Bewertung - Regelungen, Teil 2: 1091 - 1108, VDI Verlag, Düsseldorf
- LUX, W. (1982a) Schwermetallverteilung in Böden im Südosten Hamburgs. In: DBG, 33: 81 - 90, Göttingen
- LUX, W. (1982b): Gesamtgehalte von Schwermetallen (As, Pb, Cu, Zn) in Böden und Pflanzen im Südosten Hamburgs. In: LF, 35/SH 38: 363 - 372, Frankfurt
- MAHLBERG, A. (1990): Schwermetalle in Böden, Pflanzen, Fließgewässern und ihren Sedimenten im Bananenanbaugebiet Barú, Panama. In: Heidelberger Geowiss. Abh., 35, 145 S., Heidelberg
- MALO, B.A. (1977): Partial extraction of metals from aquatic sediments. In: Environ. Sci. Technol., 11: 277 - 282
- MANCONI, F. (Hrsg.) (1986): Le Miniere e i Minatori della Sardegna, 240 S., Milano
- MANN, A. W. and DEUTSCHER, R. L. (1980): Solution Geochemistry of Lead and Zinc in water containing carbonate, sulphate and chloride ions. In: Chemical Geology, 29: 293 - 311
- MARR, I.L.; CRESSER, M.S. u. OTTENDORFER, L.J. (1988): Umweltanalytik. Eine allgemeine Einführung, Thieme-Verlag, Stuttgart, New-York
- MAYER, R. (1984): Schadstoffbelastung - langfristiges Erbe des Industriezeitalters, In: GDI-Schriften 35 (Gottl.-Duttweiler-Inst.). Stirbt der Boden? Die schleichende Vergiftung unserer Lebensgrundlage: 27 - 41, Rüschnikon
- MAYER, R. u. HEINRICHS, H. (1981): Gehalte von Baumwurzeln an chemischen Elementen einschließlich Schwermetallen aus Luftverunreinigungen. In: PuB, 144: 637 - 646
- MAYNC, A. u. VENTER, F. (1980): Der Einfluß steigender Klärschlammgaben und der Nutzungsdauer auf den Gehalt des Bodens an EDTA-löslichem Cd, Ni, Cr, Cu und Zn. In: LF, 33/1: 23 - 29, Frankfurt
- Mc GRATH, S.P. and SMITH, S. (1990): Chromium and nickel. In: ALLOWAY, B.J. (ed.): Heavy metals in soils: 125 - 150, Blackie, Wiley, New York
- Mc LEAN, K.S. u. LANGILLE, W.M. (1976): The extractable trace element content of acid soils and the influence of pH, organic matter and clay content. In: Com. Soil, 7: 777 - 785
- MECHELEN, L. VAN; RANST, E. VAN; BAERT, G. u. ARU, A. (1993): Eolian influence in terra rossa soils overlying dolomite in sw. Sardinia, Italy. In: Quaderni Di Scienza del Suolo, 5: 59 - 73, Firenze
- MELIS, P.; DEIDDA, P.; PREMOLI, A. u. GESSA, C. (1983): Fluoride pollution in a wine grape area of south-western Sardinia. In: Acta Toxicologica et Therapeutica, IV/1: 13 - 26
- MENGEL, K. (1979): Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze, G. Fischer Verlag, Stuttgart, New York
- MENGEL, K. u. KIRKBY, A. (1982): Principles of Plant Nutrition., 655 S., International Potash Institute, Worblaufen-Bern

- MERIAN, E. (Hrsg.) (1984): Metalle in der Umwelt - Verteilung, Analytik und biologische Relevanz, VCH, Weinheim
- MERIAN, E. (Hrsg.) (1991): Metals and Their Compounds in the Environment. Occurrence, Analysis and Biological Relevance, 1371 S., VCH, Weinheim
- MERKEL, D. u. KÖSTER, W. (1980): Schwermetallgehalte von Grünlandböden in der Oker- und Alleraue. In: LF, SH 37: 556 - 562
- MIEHLICH, G. (1983): Schwermetallanreicherung in Böden und Pflanzen der Pevestorfer Elbaue (Kreis Lüchow - Dannenberg). In: Abhandl. naturwiss. Ver. Hamburg, (NF) 25: 75 - 89, Hamburg
- MILLER, W.J. and NEATHERY, M.W. (1980): Manifestations of zinc abnormalities in animals. In: NRIAGU, J.O. (ed.): Zinc in the environment, Part II: Health effects, Chapter 3: 61 - 70, Wiley & sons, New York, Chichester, Brisbane, Toronto
- MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND FORSTEN (Hrsg.) (1991): Gesetz zum Schutz des Bodens (Bodenschutzgesetz - BodSchG) Baden-Württemberg. In: GBl. 1991, Nr. 16: 434 - 440, Stuttgart
- MINISTERO DEI LAVORI PUBBLICI, SERVIZIO IDOGRAFICO (Hrsg.) (1981): Annali Idrologici 1981. Parte Prima, Roma
- MINISTERO DEI LAVORI PUBBLICI, SERVIZIO IDOGRAFICO (Hrsg.) (1982, 1983,....1992): Annali Idrologici 1982, 1983,....1992. Parte Prima., (teilweise unveröffentlicht), Roma
- MISHRA, B.B, NANDA, D.R. u. MISRA, B.N. (1987): Accumulation of mercury by Azolla and its effect on growth. In: Bull. Environ. Contam. Toxicol., 39: 701 - 707
- MOEN, J. E. T. (1988): Bodenschutz in den Niederlanden. In: WOLF, K. et al. (Hrsg.): Altlastensanierung '88: 1533 - 1542, Kluwer, Dordrecht
- MOHR, H.D. (1981): Beziehungen zwischen dem Schwermetallgehalt von Boden und Pflanze - Zur Aussagefähigkeit von Wurzel- und Blattanalysen. In: DBG, 32: 239 - 252, Göttingen
- MORISHITA, T. (1981a): The Jinzu River Basin: Contamination of Soil and Paddy Rice with Cadmium Discharged from Kamioka Mine. In: KITAGISHI, K. u. YAMANE, I.: Heavy metal pollution in soils of Japan, Chapter 9: 107 - 124, Japan Scientific Societies Press, Tokyo
- MORISHITA, T. (1981b): The Watarase River Basin: Contamination of the Environment with Copper Discharged from Ashio Mine. In: KITAGISHI, K. u. YAMANE, I.: Heavy metal pollution in soils of Japan, Chapter 13: 165 - 179, Japan Scientific Societies Press, Tokyo
- MOTZER, H. (1988): Niederschlagsdifferenzierung und Bodenerosion. Untersuchungen auf Messparzellen in Südsardinien und ihre regionale und grundsätzliche Aussagekraft. In: Darmstädter Geographische Studien, 8, 264 S., Darmstadt
- MÜCKENHAUSEN, E. (1977): Entstehung, Eigenschaften und Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland, DLG Verlag, Frankfurt a. M.
- MÜCKENHAUSEN, E. (1993): Die Bodenkunde und ihre geologischen, geomorphologischen, mineralogischen und petrologischen Grundlagen, 4. Auflage, 579 S., 24 Tafeln, DLG Verlag, Frankfurt a. M.
- MÜHLNICKEL, R.; SÄNGERLAUB, G. u. GEBHARDT, H. (1989): Schwermetallanreicherung in den Böden des Abwasserbehandlungsgebietes Braunschweig. In: PuB, 152: 93 - 97, Weinheim
- MÜLLER, D.; CLASEN, J.; HARRES, H.-P.; SCHREINER, H. u. SEUFFERT, O. (1996): Wasserwirtschaftliche Bedeutung der Festlegung und Freisetzung von Nährstoffen durch Sedimente in Fließgewässern, Im Auftrag des DVWK-FA 4.11, "Einflüsse auf die Beschaffenheit der Fließgewässer", 70 S., Koblenz - im Druck
- MÜLLER, G. (1979): Schwermetalle in den Sedimenten des Rheins - Veränderungen seit 1971. In: Umschau, 79: 778 - 783
- MÜLLER, G. (1981): Die Schwermetallbelastung der Sedimente des Neckars und seiner Nebenflüsse: Eine Bestandsaufnahme. In: Chemiker Zeitung, 105. Jg.: 157 - 164
- MÜLLER, G. (1986): Schwermetallbelastung der Sedimente und Gewässergüte des Neckars 1972-1979-1985, Ein Vergleich. In: Heidelberger Geowiss. Abh. 5: 1 - 12
- MURTHY, A.S.P. (1982): Zinc fractions in wetland rice soils and their availability to rice. In: Soil Sci., 133: 150 - 154
- MUSHAK, P. (1980): Metabolism and systemic toxicity of nickel. In: NRIAGU, J.O. (ed.): Nickel in the environment., Chapter 20: 499 - 523, Wiley & sons, New York, Chichester, Brisbane, Toronto
- NEITE, H. u. CLEVE, F. (1990): Auswirkungen der Kalkung und Bearbeitung eines Waldbodens auf die Mobilität von Schwermetallen - ein Laborversuch. In: VDI Berichte Nr. 837: Wirkungen von Luftverunreinigungen auf Böden. Einträge - Bewertung - Regelungen, Teil 2: 1067 - 1081; VDI Verlag, Düsseldorf
- NEUBAUER, T. (1997): Kationenaustauschkapazitäten und Schwermetallgehalte der Sandböden südlich von Griesheim, unveröff. Diplomarbeit am Geologisch-Paläontologischen Institut der TH Darmstadt
- NEULAND; H.; SCHRIMPF, E. u. HERMANN, R. (1978): Zur Änderung der Spurenmetallgehalte im fließenden Wasserkörper und in den Sedimenten entlang eines Flußabschnittes des Roten Mains in Abhängigkeit von Redoxpotential, pH und anderen Einflußgrößen. In: Catena, 5: 19 - 31, Braunschweig
- NIHLÉN, T. u. SOLYOM, Z. (1986): Dust storms and eolian deposits in the Mediterranean area. In: Geologiska Föreningens i Stockholm Förhandlingar, 108: 235 - 242
- NOE, K. (1990): Korngrößen-bezogene Methoden zur Erkennung und Bewertung anthropogener Schwermetall-Belastungen in Böden - Fallbeispiel: Rhein-Neckar-Raum. In: Heidelberger Geowiss. Abh., 36, 184 S., 60 Abb., 77 Tab., Heidelberg
- NOGAWA, K. (1981): Itai - itai disease and follow - up studies. In: NRIAGU, J.O. (ed.): Cadmium in the environment. Part II: Health effects, Chapter 1: 1 - 37, Wiley & sons, New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Signapore
- NRIAGU, J.O. (ed.) (1978a): The biogeochemistry of lead in the environment. Part A. Ecological cycles, 422 S., Elsevier, Amsterdam, New-York, Oxford
- NRIAGU, J.O. (ed.) (1978b): The biogeochemistry of lead in the environment. Part B. Biological effects, 397 S., Elsevier, Amsterdam, New-York, Oxford
- NRIAGU, J.E. (1978c): Lead in the atmosphere. In: NRIAGU, J.O. (ed.): The biogeochemistry of lead in the environment. Part A. Ecological cycles, Chapter 6: 137 - 184, Elsevier, Amsteram, New-York, Oxford
- NRIAGU, J.O. (ed.) (1979): Copper in the environment. Part I: Ecological Cycling; 522 S., Wiley & sons, New York, Chichester, Brisbane, Toronto
- NRIAGU, J.O. (ed.) (1980a): Nickel in the environment, 833 S., Wiley & sons, New York, Chichester, Brisbane, Toronto
- NRIAGU, J.O. (ed.) (1980b): Cadmium in the environment. Part I: Ecological Cycling, 682 S., Wiley & sons, New York, Chichester, Brisbane, Toronto
- NRIAGU, J.O. (ed.) (1980c): Zinc in the environment. Part I: Ecological Cycling, Wiley, New York, Chichester, Brisbane, Toronto
- NRIAGU, J.O. (ed.) (1980d): Zinc in the environment. Part II: health Effects, 479 S., Wiley; New York, Chichester, Brisbane, Toronto

- NRIAGU, J.O. u. PACYNA, J.M. (1988): Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. In: *Nature*, 333: 134 - 139
- NUERNBERGK, E.L. (1961): Kunstlicht und Pflanzenkultur, München
- NÜRNBERG, H.W.; NGUYEN, V. D. u. VALENTA; P. (1985): Deposition von Säure und ökotoxischen Schwermetallen mit den Niederschlägen in der Bundesrepublik Deutschland. In: *Bielefelder Ökologische Beiträge*, 1: 85 - 104, Bielefeld
- ODUM, E.P. (1983): Grundlagen der Ökologie in 2 Bänden. Bd. 1: Grundlagen., Bd. 2: Standorte und Anwendung, 836 S., Thieme, Stuttgart, New-York
- OLLA, F. (1980): Rilevamento pedologico dell'area compresa tra Sarroch e S. Margherita (Cagliari). In: *Tesa di Laurea, Università degli Studi di Cagliari, Istituto di Geologia, Paleontologia e Geografia fisica*, 109 S., Cagliari
- OLLESCH, G. (1992): Untersuchungen zu Erosionsprozessen und Biosukzession auf Flotationshalden in Südsardinien. unveröff. Magisterarbeit am Geogr. Inst. der TH Darmstadt, Darmstadt
- OLLESCH, G. (1997): Niederschlag - Bodenerosion - Gewässereutrophierung. Untersuchungen zum Phosphatumsatz am Beispiel des Gutturu-Mannu Einzugsgebietes/Südwestsardinien. unveröff. Dissertation am Geogr. Inst. der Georg-August-Universität zu Göttingen, Göttingen
- OSKARSSON, A. (1984): Nickel. In: MERIAN E. (ed). *Metalle in der Umwelt - Verteilung, Analytik und biologische Relevanz*. Kap. II. 16: 487 - 498
- PADBERG, S. (1991): Quecksilber im terrestrischen Ökosystem. Untersuchungen von Transport- und Umsetzungsmechanismen am Beispiel einer Meßstation im Sauerland. In: *Berichte des Forschungszentrums Jülich*, 2534, 170 S., Jülich
- PATCHINEELAM, S.R. u. FÖRSTNER, U. (1977): Bindungsformen von Schwermetallen in marinen Sedimenten. *Senckenberg. Marit.*, 9: 75 - 104
- PAWLUK, S. (1968): Die Atom-Absorptions-Spektrophotometrie bei bodenkundlichen Untersuchungen. In: *Analysentechn. Berichte*, 1968, 13, Bodenseewerk Perkin Elmer & Co. GmbH
- PAZZAGLIA, L. (1987): Gli inquinamenti dell'aria, delle acque e del suolo in Sardegna, Cagliari
- PETERSON, P.J. (1978): Lead and vegetation. In: NRIAGU, J.O. (ed.): *The biogeochemistry of lead in the environment*. Part B. Biological effects, Chapter 19: 355 - 384, Elsevier, Amsterdam, New-York, Oxford
- PICKERING, W.F. (1980): Cadmium retention by clays and other soil or sediment components. In: NRIAGU, J. O. (ed.): *Cadmium in the environment*. Part I: Ecological Cycling: 365 - 398, Wiley & sons, New York, Chichester, Brisbane, Toronto
- PIETZ, R.I.; VETTER, R.J.; MASARIK, D. & McFEE, W.W. (1978): Zinc and cadmium contents of agricultural soils and corn in north western Indiana. In: *J. Environ. Qual.*, 7: 381 - 385
- PISCATOR, M. (1974a): Cadmium and Public Health. In: VDI - Berichte Nr. 203: *Schwermetalle als Luftverunreinigung - Blei, Zink und Cadmium; Vorträge des VDI - Kolloquiums Düsseldorf 1973*: 46 - 49, VDI - Verlag, Düsseldorf
- PISCATOR, M. (1974b): Auswirkungen von Cadmium auf die Gesundheit der Bevölkerung. In: VDI - Berichte Nr. 203: *Schwermetalle als Luftverunreinigung - Blei, Zink und Cadmium; Vorträge des VDI - Kolloquiums Düsseldorf 1973*: 49 - 51, VDI - Verlag, Düsseldorf
- PLUQUET, E. (1983): Die Bedeutung des Tongehaltes und des pH-Wertes für die Schwermetallaufnahme einiger Kulturpflanzen aus kontaminierten Böden, *Texte 40/83*, Hrsg. Umweltbundesamt
- PLUQUET, E.; FILIPINSKI, M. u. GRUPE, M. (1990): Zur Cadmiumaufnahme von Kulturpflanzen aus geogen und anthropogen mit Cadmium angereicherten Böden. In: *Zeitschr. f. Kulturtech. u. Landentwicklung*, 31: 105 - 111
- POSNER, H.S.; DAMSTRA, T. and NRIAGU, J.O. (1978): Human health effects of lead. In: NRIAGU, J.O. (ed.): *The biogeochemistry of lead in the environment*. Part B. Biological effects, Chapter 15: 173 - 223, Elsevier, Amsterdam, New-York, Oxford
- PRASAD; A.S. (1980): Manifestations of zinc abnormalities in human beings. In: NRIAGU, J.O. (ed.): *Zinc in the environment*. Part II: Health effects, Chapter 2: 29 - 59, Wiley & sons, New York, Chichester, Brisbane, Toronto
- PRÜEB, A. (1992): Vorsorgewerte und Prüfwerte für mobile und mobilisierbare, potentiell ökotoxische Spurenelemente in Böden, U.Grauer-Verlag, Wendlingen
- PRÜEB, A. u. HAUFFE, H.-K. (1993): Mobile (NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-extrahierbare) Gehalte anorganischer Schadstoffe in Böden als Grundlage für die Prognose des Schadstofftransfers in Kulturpflanzen. In: *VDLUFA-Schriftenreihe*, 37: 517 - 520
- PRÜEB, A.; TURIAN, G. u. SCHWEIKLE, V. (1991): Ableitung kritischer Gehalte an NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-extrahierbaren ökotoxikologisch relevanten Spurenelementen in Böden SW-Deutschlands In: *DBG*, 66/I: 385 - 388, Göttingen
- PRÜEB, A. (1994): Einstufung mobiler Spurenelemente in Böden. In: ROSENKRANZ, D., BACHMANN, G., EINSELE, G. u. HARREß, H.-M. (Hrsg.): *Bodenschutz - Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser.*, 3900: 1 - 59; E. Schmidt, Berlin
- PUCKETT, K J. u. BURTON, M.A.S. (1981): The Effect of Trace Elements on Lower Plants. In: LEPP, N.W. (ed.): *Effect of heavy metal pollution on plants*, 2. Metals in the environment, Chapter 7: 212 - 238, Applied Science Publishers, London and New Jersey
- PYE, K. (1987): *Aeolian dust and dust deposits*, Academic Press, London, 334 Seiten
- RECKE, M. (1987): Untersuchungen über den Einfluß von Oxidationsprozessen auf die phasenspezifischen Bindungsformen und die Mobilisierbarkeit von Schwermetallen in anoxischen Sedimenten. In: *Heidelberger Geowiss.Abhandl.*, 11, 201 S., Heidelberg
- REHRAUER, M. (1991): Schwermetalle in Böden und Pflanzen eines ehemaligen Bergbaugebietes (Wiesloch/Rhein-Neckar-Kreis). In: *Heidelberger Geowiss. Abh.*, 47, 233 S., Heidelberg
- REMMERT, H. (1984): *Ökologie. Ein Lehrbuch*, 334 S., Springer, Heidelberg, New-York, Tokyo
- RETHFELD, H.; CRÖSSMANN, G. u. EGELS, W. (1975): Untersuchungen über die Bestimmung von Kupfer, Zink, Blei, Cadmium, Nickel und Chrom in Pflanzen, Böden, Düngemitteln und Wasser mit Hilfe der Röntgenfluoreszenzanalyse. In: *LF, SH 32*: 251 - 265
- RIEDEL-DE HAËN AG (Hrsg.) (o.J.): *Cellulose Hyphan. Ionenaustauscher für Analyse*. Schrift Nr. 3038, Seelze-Hannover
- RIETZ, E.; SAUERBECK, D.; TIMMERMANN, F. u. LÜDERS, A. (1983): Pflanzenverfügbarkeit und Mobilität von Cd, Pb, Zn und Cu in Abhängigkeit von der Kalkung eines schwermetallverseuchten Bodens. - *Landwirtsch. Forsch., Sonderh.* 38: 295 - 306
- RIETZ, E. u. SÖCHTIG, H. (1982): Extraktionsverhalten und Bindung von Schwermetallen in Böden unterschiedlichen Belastungsgrades. In: *Landwirtschaftl. Forsch., Sonderh.* 38, Bd. 35, Kongreßbd. 1981: 382 - 393; Frankfurt

- RISS, A.; SCHWARZ, S.; BENETKA, E. u. REBLER, R. (1990): Schwermetalle in Böden und Grünlandaufwuchs in der Umgebung einer Kupferhütte in Brixlegg/Tirol. In: VDI Berichte Nr. 837: Wirkungen von Luftverunreinigungen auf Böden. Einträge - Bewertung - Regelungen, Teil 1: 209 - 223, VDI Verlag, Düsseldorf
- RÖBER, H.M. (1978): Celluloseaustauscher-Filter, ihre Herstellung und Verwendung für die Abtrennung von Spurenelementen aus wässrigen Lösungen und die Röntgenfluoreszenzanalyse, Diss. an der TH Darmstadt, 137 S.
- ROHBOCK, E. (1985): Trockene und feuchte Deposition von Schwermetallen. In: Bielefelder Ökologische Beiträge, 1: 65 - 84, Bielefeld
- ROHDE, G. (1975): Schwermetalle in Lebewesen und Böden. Eine Literaturstudie zur Beurteilung der Schwermetallanreicherung in Böden nach Zufuhr von Klärschlamm und Stadtkomposten. In: ANS-Mitt., SH 2: 2 - 24
- RONGEN, P. (1989): Identifikation kontaminierter Böden. In: ROSENKRANZ, D.; BACHMANN, G.; EINSELE, G.; HARRESS, H.-M. (Hrsg.): Bodenschutz - Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser., 6210: 1 - 35, E. Schmidt, Berlin
- ROSEN, J.F. and SORELL, M. (1978): The metabolism and subclinical effects of lead in children. In: NRIAGU, J.O. (ed.): The biogeochemistry of lead in the environment. Part B. Biological effects, Chapter 14: 151 - 172, Elsevier, Amsterdam, New-York, Oxford
- ROSENKRANZ, D.; BACHMANN, G.; EINSELE, G.; HARRESS, H.-M. (Hrsg.) (1996): Bodenschutz - Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser., E. Schmidt, Berlin
- ROSOPULO, A. u. DIEZ, T. (1982): Die Anreicherung von Schwermetallen verschiedener auf kontaminierten Böden angebaute Pflanzen. In: LF, 35/SH 38: 751 - 767, Frankfurt
- ROSOPULO, A.; STÄRK, H.; HAHN, M. u. MÜLLER, H. (1980): Überprüfung verschiedener naßchemischer Bestimmungsmethoden für die Klärschlammanalytik durch die instrumentelle Aktivierungsanalyse. In: LF, 33: 121 - 135
- RUCK, A. (1990): Bodenaufnahme durch Kinder - Abschätzung und Annahmen. In: ROSENKRANZ, D.; BACHMANN, G.; EINSELE, G.; HARRESS, H.-M. (Hrsg.) (1996): Bodenschutz - Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser, 3520: 1 - 22, E. Schmidt, Berlin
- RUMP, H. H. u. KRIST, H. (1987): Laborhandbuch für die Untersuchung von Wasser, Abwasser und Böden, Weinheim
- RUPPERT, H. (1987): Natürliche Grundgehalte und anthropogene Anreicherungen von Schwermetallen in Böden Bayerns. In: GLA-Fachberichte, 2, 97 S., München
- RUPPERT, H. (1991): Zur Problematik der Abschätzung anthropogener Stoffgehalte in Böden am Beispiel von Schwermetallen. In: Fachberichte des Bayerischen geologischen Landesamtes, 6: 39 - 55
- RUSTAIYAN, A.; JAKUPOVIC, J.; CHAU-THI, T.C.; BOHLMANN, F. and SADJADI, A. (1987): Further Sesquiterpene Lactones From The Genus *Dittrichia*. In: *Phytochemistry. An International Journal of Plant Biochemistry*, 26/ 9: 2603 - 2606, Oxford
- SAKAGAMI, K., HAMADA, R. u. KUROBE, T. (1982): Heavy Metal Uptake in Dust Fall and Soil of the national Park for Nature Study in Tokio. In: *DBG*, 33: 59 - 66, Göttingen
- SALOMONS, W. u. FÖRSTNER, U. (1984): *Metals in the hydrocycle*, 349 S., Springer, Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo
- SALT, C. (1988): Schwermetalle in einem Rieselfeld-Ökosystem. - *Landschaftsentwicklung und Umweltforsch.*, TU Berlin; 53: 214 S.
- SANDERS, J.R. (1982): The effect of pH upon the copper and cupric ion concentrations in soil solutions. In: *J. Soil Sci.*, 33: 679-689
- SANDERS, J.R. u. BLOOMFIELD, C. (1980): The influence of pH, ionic strength and reactant concentrations on copper complexing by humified organic matter. In: *J. Soil Sci.*, 31, 53 - 63
- SAUBERER, F. u. HÄRTEL, O. (1959): *Pflanze und Strahlung*, Leipzig
- SAUERBECK, D. (1982 a): Welche Schwermetallgehalte in Pflanzen dürfen nicht überschritten werden, um Wachstumsbeeinträchtigungen zu vermeiden. In: *Landwirtschaftl. Forsch., Sonderh. 39, Kongreßbd. 1982: 108 - 129*
- SAUERBECK, D. (1982 b): Zur Bedeutung des Cadmiums in Phosphatdüngemitteln. In: *Landbauforsch Völknerode*, 32: 192 - 197
- SAUERBECK, D. (1985a): Schadstoffeinträge in den Boden durch Industrie, Besiedlung, Verkehr und Landwirtschaft (anorganische Stoffe). In: *VDLUFA-Schriftenreihe*, 16: 59 - 72
- SAUERBECK, D. (1985b): Funktionen, Güte und Belastbarkeit des Bodens aus agrilkulturchemischer Sicht. In: *Materialien zur Umweltforschung 10*, 259 S., Kohlhammer, Stuttgart
- SAUERBECK, D. (1989): Der Transfer von Schwermetallen in der Pflanze. In: BEHRENS, D. u. WIESNER, J. (Hrsg.): *Beurteilung von Schwermetallkontaminationen im Boden. Vorträge und Resümee zu einem Expertengespräch der Dechema-Arbeitsgruppe „Bewertung von Gefährdungspotentialen im Bodenschutz“ in Oberursel/Ts.: 281 - 316*, Frankfurt
- SAUERBECK, D. u. RIETZ, E. (1981): Zur Cadmiumbelastung von Mineraldüngern in Abhängigkeit von Rohstoff und Herstellungsverfahren. In: *LF, SH 37: 685 - 696*
- SAUERBECK, D. u. STYPEREK, P. (1988): Schadstoffe im Boden insbesondere Schwermetalle und organische Schadstoffe aus langjähriger Anwendung von Siedlungsabfällen - Teilbericht Schwermetalle. In: "TEXTE" im Auftrag des Umweltbundesamtes, 1988, 16, Berlin
- SAUERWEIN, M. (1993): *Statistische Modellbildung geographischer Daten mittels nichtparametrischer und multivariater Verfahren. Eine interdisziplinäre Untersuchung am Beispiel von Schwermetallbelastungen auf Südsardinien.* - unveröff. Staatsexamensarbeit am FB Mathe der TH Darmstadt
- SAUERWEIN, M. (1997): Zum geoökologischen Inventar und zur Schwermetallbelastung urbaner Freiflächen am Beispiel von Oberböden in Großneubaugebieten in Halle (Saale). In: *Geoökodynamik*, 18: 133-164, Bensheim
- SCHAAF, H. u. von BOGUSLAWSKI, E. (1982): Schwermetallanreicherung in Boden und Pflanze bei langjähriger Anwendung von Klärschlamm. In: *LF, 35/SH 39: 224 - 236*, Frankfurt
- SCHACHTSCHABEL, P., BLUME, H.P., BRÜMMER, G., HARTGE K.H. u. SCHWERTMANN, U. (1992): *Lehrbuch der Bodenkunde (Scheffer/Schachtschabel)*; 13. Auflage, F. Enke Verlag, Stuttgart
- SCHABRONATH, J. (1990): Ableitung von Bodenrichtwerten. In: VDI Berichte Nr. 837: Wirkungen von Luftverunreinigungen auf Böden. Einträge - Bewertung - Regelungen, Teil 2: 1285 - 1309, VDI Verlag, Düsseldorf
- SCHÄFER, S.G., ELSENHANS, B., FORTH, W.U. SCHÜMANN, K. (1997): *Metalle* In: MARQUARDT, H. U. SCHÄFER, S.G. (Hrsg.): *Lehrbuch der Toxikologie: 504-549*, Spektrum Akademischer Verlag; Heidelberg, Berlin
- SCHALICH, J.; SCHNEIDER, F.K. u. STADLER, G. (1986): Die Bleierzlagerstätte Mechernich - Grundlage des Wohlstands, Belastung für den Boden. In: *Fortschr. Geol. Rheinld. u. Westf.*, 34: 11 - 91

- SCHALLER, A. u. DIEZ, T. (1991): Pflanzenspezifische Aspekte der Schwermetallaufnahme und Vergleich mit den Richt- und Grenzwerten für Lebens- und Futtermittel. In: Auswirkungen von Siedlungsabfällen auf Böden, Bodenorganismen und Pflanzen. Forschungszentrum Jülich. In: Berichte aus der ökologischen Forsch., 6: 92 - 125, Jülich
- SCHARPENSEEL, H.W. u. BECKMANN, H. (1975): Schwermetalluntersuchungen an terrestrischen, hydromorphen und subhydrischen Böden aus ländlichen sowie stadt- und industrienahen Bereichen. In: LF, 28/2: 128-134
- SCHEFFER, F. u. SCHACHTSCHABEL, P. (1984): Lehrbuch der Bodenkunde. - 11. Aufl., Enke-Verlag, Stuttgart
- SCHNEIDER, H. (1984): Kupfer. In: MERIAN E. (ed). Metalle in der Umwelt - Verteilung, Analytik und biologische Relevanz. Kap. II. 12: 451-464
- SCHILD, C. (1987): Verteilung von Pb, Zn, Cu, Cd, Mn und Fe in Böden und oberflächennahen Sedimentgesteinen in der Umgebung der Pb-Zn-Lagerstätte Grund (Harz). - Diss. Univ. Göttingen: 80 S., Göttingen
- SCHLICHTING, E. u. ELGALA, A. M. (1975): Schwermetallverteilung und Tongehalte in Böden. In: PuB, 6: 563 - 571
- SCHLIEBE, K. (1968): Sulcis-Iglesiente - ein Fördergebiet im Südwesten Sardinien. In: Informationen. Inst. f. Raumordnung, 18. Jg. Nr. 8/68: 254 - 260, Bad Godesberg
- SCHLIEBE, K. (1970): Sardinien - ein europäisches Entwicklungsgebiet. Der „Piano di Rinascita“ als raumordnerische Möglichkeit. In: Raumforschung und Raumordnung, 28. Jg., 4: 157 -168,
- SCHLIEBE, K. (1972): Die jüngere Entwicklung der Kulturlandschaft des Campidano (Sardinien). - Dissertation am Fachbereich Erdwissenschaften der Eberhard-Karls-Universität Tübingen, Tübingen
- SCHLIEBE, K. (1975): Der Campidano. Entwicklungsmöglichkeiten einer mediterranen Kulturlandschaft im südlichen Sardinien. In: Geographische Rundschau, 27. Jg.: 337 - 344
- SCHLINKERT, A. u. BRÜMMER, G.W. (1991): Gehalte an organischer Substanz sowie Speziesverteilung verschiedener Metalle in der Lösungsphase von Oberböden. In: DBG, 66/1: 397 - 400, Göttingen
- SCHLIPKÖTER, H.-W. und POTT, F. (1974): Die gesundheitliche Bedeutung von Blei. In: VDI - Berichte Nr. 203: Schwermetalle als Luftverunreinigung - Blei, Zink und Cadmium; Vorträge des VDI - Kolloquiums Düsseldorf 1973: 24 - 29, VDI - Verlag, Düsseldorf
- SCHMIDT, G. (1997): Umweltbelastung durch Bergbau - Der Einfluss von Halden des Mansfelder Kupferschieferberbaus auf die Schwermetallführung der Böden und Gewässer im Einzugsgebiet Süßer See. unveröffentl. - Diss. am Inst. f. Geogr. der Martin Luther Universität Halle.
- SCHMITZ, M.H. (1985): Die Löslichkeit und Pflanzenverfügbarkeit von Schwermetallen in langjährig mit Klärschlamm gedüngten Böden. - Diss. bei Fachber. d. Ernährungswiss. d. Justus-Liebig-Univ. Gießen, 190 S., Gießen
- SCHNEIDER, F.K. (1982): Untersuchungen über den Gehalt an Blei und anderen Schwermetallen in den Böden und Halden des Raumes Stolberg (Rheinland). In: Geol. Jb., D 53: 3 - 31
- SCHÖNBECK, H. (1974): Nachweis schwermetallhaltiger Immissionen durch ausgewählte pflanzliche Indikatoren. In: VDI - Berichte Nr. 203: Schwermetalle als Luftverunreinigung - Blei, Zink und Cadmium; Vorträge des VDI - Kolloquiums Düsseldorf 1973: 75 - 85, VDI - Verlag, Düsseldorf
- SCHÖNBECK, H. u. HAUT, H. VAN (1971): Messungen von Luftverunreinigungen mit Hilfe pflanzlicher Organismen. Bioindicators of landscape deterioration. Symposium Prag 1970, Sbornik z mezinárodní konference VTEI 5: 30-38, Praha
- SCHOLL, G. (1974 a): Ermittlung über die Belastung der Vegetation durch Schwermetalle in verschiedenen Immissionsgebieten. In: VDI - Berichte Nr. 203: Schwermetalle als Luftverunreinigung - Blei, Zink und Cadmium; Vorträge des VDI - Kolloquiums Düsseldorf 1973: 90 - 93; VDI - Verlag, Düsseldorf
- SCHOSER, G. (1966): Pflanzenkultur mit dem Pflanzenstrahler OSRAM-L-„FLUORA“, Osram-GmbH, Berlin, München
- SCHRÖDER, K.H. (1962): Carbonia. Geographische Wirkungen und Probleme des Kohlenbergbaues im südwestlichen Sardinien. In: Hermann von Wissmann - Festschrift: 363 - 384, Tübingen
- SCHRÖDER, K.H. (1965): Grundlagen und Ergebnisse der Industrialisierung in Sardinien. In: Deutscher Geographentag Heidelberg 1963, Tagungsberichte und wissenschaftliche Abhandlungen: 152 - 170, Wiesbaden
- SCHRÖDER, W. u. KUNZE, D. (1993): Fließgewässerverschlammung - Ursachen und Ablauf. In: Wasser und Boden, 45/12:
- SCHRÖDER, W., NIXDORFF, K., ULLRICH, W., HARRES, H.-P., (1991): Veränderungen des Fließgewässercharakters durch Schmutzbelastungen. Arbeitsbericht über das 1990/91 im Zentrum für Interdisziplinäre Technikforschung (ZIT) der TH Darmstadt geförderte Projekt, Dez. 1991, unveröffentlicht
- SCHRÖDER, W., NIXDORFF, K., ULLRICH, W., HARRES, H.-P., (1992): Veränderungen des Fließgewässercharakters durch Schmutzbelastungen. Arbeitsbericht über das 1991/92 im Zentrum für Interdisziplinäre Technikforschung (ZIT) der TH Darmstadt geförderte Projekt, Dez. 1992, unveröffentlicht
- SCHROLL, E. (1975): Analytische Geochemie in zwei Bänden. Bd. I Methodik., Stuttgart
- SCHUBERT, R. (1985): Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen., Stuttgart
- SCHUDOMA, D., IRMER, U., MARKARD, C. u. STIX, E. (1994): Ableitung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink. In: Texte des Umweltbundesamtes 52/94; Berlin
- SCHULDITZ, M. (1990): Hamburger Ansätze zur Beurteilung von Bodenverunreinigungen. - In: ROSENKRANZ, D.; BACHMANN, G.; EINSELE, G.; HARRESS, H.-M. (Hrsg.): Bodenschutz - Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser., 3540: 1 - 20, E. Schmidt, Berlin
- SCHULLER, E. (1989): Enzymaktivitäten und mikrobielle Biomassen in schwermetallkontaminierten Böden von Altlasten. In: Verh. d. Ges. f. Ökol. (Essen 1988), 18: 339 - 348
- SCHULTZ, R. u. MAYER, R. (1985): Schwermetalleinträge in Böden verschiedener industrieferner Waldstandorte. In: DBG, 43/1: 471 - 476, Göttingen
- SCHWEDT, G. (1983): Ökochemie der Metalle. 3. Cadmium und Zink. Umschau, 83. Jg., 25/26: 760 - 761
- SCHWERTMANN, U.; FISCHER, W.R. u. FECHTER, H. (1982 a): Spurenelemente in Bodensequenzen. I. Zwei Braunerde-Podsol-Sequenzen aus Tonschieferschutt. In: PuB, 145: 161 - 180, 2Tab., Weinheim
- SEMU, E., SINGH, B.R., SELMER-OLSEN, A.R. u. STEENBERG, K. (1985): Uptake of Hg from 203 Hg-labeled mercury compounds by wheat and beans grown on an oxisol. In: Plant and Soil, 87: 347 - 355
- SERRA, P. (1984): La metamorfosi di Portoscuso. In: Esse come Sardegna, Anno II, n.3: 63 - 68, Cagliari
- SERVIZIO GEOLOGICO DI MINIERA DI MONTEVECCHIO (Hrsg.) (o. J.): Studio della Miniera di Tiny, 15 S., unveröffentlicht
- SEUFFERT, O. (1970): Die Reliefentwicklung der Grabenregion Sardinien. Ein Beitrag zur Frage der Entstehung von Fußflächen und Fußflächensystemen. In: Würzburger Geogr. Arbeiten, 24; Würzburg
- SEUFFERT, O.; DIECKMANN, H.; GOEMAN, U.; HARRES, H.-P. u. STÜVE, P. (1984): Hydrostruktur, Morphometrie und Morphodynamik. In: Zeitschrift für Geomorphologie. Suppl., 50: 31 - 45, Nov. 1984, 1 Abb., 6 Fig., 1 Kte., Berlin, Stuttgart

- SEUFFERT, O.; MOTZER, H.; DIECKMANN, H. u. HARRES, H.-P. (1992): Rainfall and erosion. Detailed studies of three rainfall-runoff-erosion-events on erosion plots in Southern Sardinia In: Geoökoplus, III: 129 - 137, 7 Fig., 1 Tab., Bensheim
- SEUFFERT, O.; MOTZER, H.; DIECKMANN, H.; HARRES, H.-P., STÜVE, P. u. WARTWIG, H. (1988): Rainfall-runoff and rainfall-erosion-relations on hillslopes. New equations and their experimental background. In: Geoökodynamik, 9/1: 17 - 40, 16 Fig., 3 photos, Bensheim
- SEUFFERT, O.; MOTZER, H.; DIECKMANN, H.; HARRES, H.-P.; STÜVE, P.; WARTWIG, H. u. GOEMAN, U. (1987): Abschlußbericht zum Forschungsprojekt Geoökodynamik. Thematik: Niederschlag - Abfluß - Feststofftransport - unveröff. Bericht des Geogr. Inst. der TH Darmstadt, 196 S., Darmstadt
- SEVIM, H.E. (1991): Umweltgeochemische und sedimentologische Untersuchungen an Sedimenten der Flüsse Sakarya, Yesilirmak, Ceyhan und Menderes (Türkei) -geogene/anthropogene Einflüsse -. In: Heidelberger Geowiss. Abh., 45, 162 S., Heidelberg
- SEVINK, J. u. KUMMER, E.A., (1984): Eolian dust deposition on the Giara di Gesturi Basalt Plateau, Sardinia. In: Earth Surface (Processes and Landforms): 357 - 364
- SHUMAN, L.M. (1985): Fractionation method for soil microelements. In: Soil Sci, 140/1: 11 - 22
- SIEGHARDT, H. (1986): Schwermetall- und Nährelementgehalte von Pflanzen und Bodenproben schwermetallhaltiger Halden im Raum Bleiberg in Kärnten (Österreich). I. Krautige Pflanzen. In: PuB, 150: 129 - 134, Weinheim
- SIEGHARDT, H. (1987): Schwermetall- und Nährelementgehalte von Pflanzen und Bodenproben schwermetallhaltiger Halden im Raum Bleiberg in Kärnten (Österreich). II. Holzpflanzen. In: PuB, 151: 21 - 26, Weinheim
- SIMON, E. (1978): Heavy metals in soils, vegetation development and heavy metal tolerance in plant populations from metalliferous areas. In: New. Phytol., 81: 175 - 188
- SOMMER, B. (1984): Pflanzenverfügbarkeit von Schwermetallen in einer Löss-Parabraunerde nach langjähriger Düngung mit Klärschlämmen. - Diss. Univ. Hohenheim: 182 S., Hohenheim
- SOMMER, B. (1987): Entscheidungshilfen für die Prüfung in Sonderabfällen nach TA Luft (Nr. 2.2.1.3). Teil III: Beurteilung einer Belastung von Nahrungs- und Futterpflanzen mit Cadmium, Blei, Thallium und Fluor. - UBA-FB 87-026; 8/87, E. Schmidt, Berlin
- SOMMER, B. u. MARSCHER, H. (1986): Pflanzenverfügbarkeit von Schwermetallen nach langjähriger Düngung mit Klärschlämmen. In: Agrar- und Umweltforschung in Baden-Württemberg, 13, Stuttgart
- SOMMER, G. u. STRITESKY, A. (1976): Gefäßversuche zur Ermittlung der Schadgrenzen von Cadmium, Kupfer, Blei und Zink im Hinblick auf den Einsatz von Abfallstoffen in der Landwirtschaft. In: LF, 29: 88 - 100
- SOON, Y.K. u. BATES, T.E. (1982): Chemical pools of cadmium, nickel and zinc in polluted soils and some preliminary indications of their availability to plants. In: J. of Soil Sci., 33: 477 - 488
- SPOSITO, G., LUND, J.L. u. CHANG, A.C. (1982): Trace metal chemistry in arid-zone fields amended with sewage sludge: I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd, and Pb in solid phases. - Soil Sci. Soc. Amer. J. 46: 260 - 264
- SPRANGER, T. (1990): Bodenschutzpolitik in den USA am Beispiel Cadmium. In: ROSENKRANZ, D., BACHMANN, G., EINSELE, G. u. HARREß, H.-M. (Hrsg.): Bodenschutz - Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser., 0630: 1 - 38; E. Schmidt, Berlin
- SPRUIT, D.; BONGAARTS, P.J. and MALTERN, K.E. (1980): Dermatological effects of nickel. In: NRIAGU, J.O. (ed.): Nickel in the environment., Chapter 25: 601 - 609, Wiley & sons, New York, Chichester, Brisbane, Toronto
- SPSS (Hrsg.) (1993): SPSS für Windows, München.
- STADELMANN, F.X.; FROSSARD, R. u. MOERI, P.B. (1986): Einfluß von Cadmium auf Ertrag, physiologische Eigenschaften und Qualität von Ital. Raygras, Rettich und Spinat. In: VDLUFA-Schriftenreihe, 16, Bodenbewirtschaftung - Bodenfruchtbarkeit - Bodenschutz: 575-585, Darmstadt
- STADELMANN, F.X.; GUPTA, S.K.; RUDAZ A. und STOECKLI-WALTER; C. (1982): Wechselbeziehungen zwischen Bodenmikroorganismen und Cadmium in Labor- und Gefäßversuchen. In: LF, SH 39: 384 - 393, Frankfurt a. M.
- STATZNER, B. (1992): Räumliche und zeitliche Variabilität der Sohlenschubspannung - ein Schlüsselfaktor zur ökologischen Bewertung der Mindestwasserabgabe. In: Wasserwirtschaft 82, 6: 286 - 287
- STEFFEN, D. (1989): Richtwerte zur Beurteilung von Schwermetallen in Flußsedimenten. In: Wasser u. Boden, 4: 240 - 242
- STEINHÜBEL, G. (1963): Veränderungen in den Stärkereserven der Blätter der Gemeinen Stechpalme nach einer künstlichen Verunreinigung durch Staub. In: Biologia (Bratislava) 18: 23 - 33
- STEUBING, L. u. KUNZE, C. (1972): Pflanzenökologische Experimente zur Umweltverschmutzung. (Luft-, Boden- und Wasserverunreinigungen). In: Biol. Arbeitsbücher, 11, Heidelberg
- STOEPLER, M. (1984): Cadmium. In: MERIAN E. (ed). Metalle in der Umwelt - Verteilung, Analytik und biologische Relevanz. Kap. II. 7: 375 - 408
- STRASBURGER, E. (Begr.), SITTE, P. (Bearb.) (1991): Lehrbuch der Botanik für Hochschulen, 1033 S., G. Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York
- STREIT, B. (1991): Lexikon Ökotoxikologie, 1. Aufl., 731 S., VCH, Weinheim
- STUMM, W. u. KELLER, L. (1984): Chemische Prozesse in der Umwelt - Die Bedeutung der Spezierung für die chemische Dynamik der Metalle in Gewässern, Böden und Atmosphäre. In: MERIAN E. (ed). Metalle in der Umwelt - Verteilung, Analytik und biologische Relevanz. Kap. I.3a: 21 - 34
- STYPEREK, P. (1986): Die Cd-Aufnahme von Pflanzen aus verschiedenen Böden und Bindungsformen und ihre Prognose durch chemische Extraktionsverfahren. In: Texte 9/86 des UBA, FB 10301225/85-076, Berlin
- STYPEREK, P.; SAUERBECK, D. u. TIMMERMANN, F. (1982): Cd-Verfügbarkeit in verschiedenen behandelten Böden in Abhängigkeit von Menge und Bindungsform. In: LF, SH 39: 183 - 195
- STYPEREK, P. u. SAUERBECK, D. (1984): Eignung von chemischen Extraktionsverfahren zur Abschätzung des pflanzenverfügbaren Cd und Zn in verschiedenen Böden und Substraten. In: Landwirtsch. Forsch., Bd. 37, Kongreßband 1984: 471 - 486, Frankfurt
- SWAINE, D.J. u. MITCHELL, R.L. (1960): Trace Element Distribution in Soil profiles. In: J. Soil Sci., 11: 347 - 368
- SYERS, J.K., JACKSON, M.L., BERKHEISER, V.E., CLAYTON, R.N. u. REX, R.W. (1969): Eolian sediment influence on pedogenesis during the Quaternary. In: Soil Sci. , 107: 421 - 427
- SYMADER, W., 1993: Der Schwebstoff Vehikel oder Indikator umweltrelevanter Schadstoffe? In: Wasser-Kalender 1993, S 46 - 59
- SYMADER, W. (1984): Raumzeitliches Verhalten gelöster und suspendierter Schwermetalle. Eine Untersuchung zum Stofftransport in Gewässern der Nordeifel und Niederrheinischen Bucht. In: Erdkundliches Wissen, 67, Steiner Verlag, Stuttgart

- SYMANSKI, H.-J. (1974): Die gesundheitliche Bedeutung von Blei vom klinischen Standpunkt. In: VDI - Berichte Nr. 203: Schwermetalle als Luftverunreinigung - Blei, Zink und Cadmium, Vorträge des VDI - Kolloquiums Düsseldorf 1973: 52 - 53, VDI - Verlag, Düsseldorf
- TESSIER, A.; CAMPBELL, P.G.C. u. BISSON, M. (1979): Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. In: Analytical Chemistry, 51/7: 844 - 851
- THEISS, H. (1989): Zum Nachweis von Bleibelastungen und deren Beseitigung über pflanzliche Organismen. In: Mitt. Wiss. Technik (Wild Leitz), 9 (7).
- THIELE, S. u. BRÜMMER, G.W. (1993): Bestimmung der mobilen Fraktionen ausgewählter Elemente (Cd, Ni, Co, Cr, As) in Oberböden durch  $\text{CaCl}_2$ - und  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -Extraktion. In: DBG, 72/II: 1313 - 1316
- THURMAN, D.A. (1981): Mechanism of Metal Tolerance in Higher Plants. In: LEPP, N.W. (ed.): Effect of heavy metal pollution on plants, 2. Metals in the environment, Chapter 8: 239 - 249, Applied Science Publishers, London and New Jersey
- TICHY, F. (1985): Italien Eine geographische Landeskunde. Wissenschaftliche Länderkunden, 24, 640 S., Wissensch. Buchges., Darmstadt
- TILLER, K. G.; GERTH, J. u. BRÜMMER, G. (1984 a): The sorption of Cd, Zn and Ni by soil clay fractions: procedures for partition of bound forms and their interpretations. In: Geoderma, 34: 1 - 16, Amsterdam
- TILLER, K. G., GERTH, J. u. BRÜMMER, G. (1984 b): The relative affinities of Cd, Ni and Zn for different soil clay fractions and goethite. Geoderma, 34: 17 - 36
- TÖLG, G. (1973): Zur Frage systematischer Fehler in der Spurenanalyse der Elemente. In: Vom Wasser, 40: 181 - 206
- TOMADIN, L.; LENA, R.; LANDUZZI, V.; MAZZUCOTELLI, A. u. VANNUCCI, R. (1984): Wind blown dusts over the central Mediterranean. In: Oceanologica Acta, 7/1: 13 - 23
- TSCHÖPEL, P.; KOTZ, L.; SCHULZ, W.; VEBER, M. u. TÖLG, G. (1980): Zur Ursache und Vermeidung systematischer Fehler bei Elementbestimmung in wässrigen Lösungen im ng/ml- und pg/ml-Bereich. In: Fresenius Z. Anal. Chemie, 302: 1 - 14
- TUREKIAN, K. u. WEDEPOHL, K. (1961): Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. In: Bull. Geol. Soc. Am., 72: 175 - 192
- TSUCHIYA, K. (1981): Clinical signs, symptoms, and prognosis of cadmium poisoning. In: NRIAGU, J.O. (ed.) Cadmium in the environment, Part II: Health effects, Chapter 2: 39 - 53, Wiley & sons, New York, Chichester, Brisbane, Toronto
- ÜBERLA, K. (1971): Faktorenanalyse. 399 S., Springer Verlag, Berlin
- UNGER, H.J. (1988): Die Schwermetallbelastung von Böden und Kulturpflanzen, Bodenveränderungen, sowie Nutzungswandel ausgewählter Kleingartenanlagen Darmstadts. - unveröff. Magisterarb. am Geogr. Inst. der TH Darmstadt
- URAS, I. (1951): Studio sulla mineralizzazione della miniera di „Sa Duchessa“. In: Periodico di mineralogia, 20/1-2: 117 - 134
- VARDABASSO, S. (1956): La fase sarda dell' orogenesi caledonica in Sardegna. In: Geotekt. Symposium zu Ehren Hans Stille, Deutsche Geolog. Ges.: 120 - 127, Stuttgart
- VARDABASSO, S. (1964): Die außeralpine Taphrogenese im kaledonisch - variszisch konsolidierten Vorlande. In: Geologische Rundschau, 53: 613 - 630
- VDI RDL (VER. DTSCH. ING.; KOMM. REINH. D. LUFT) (Hrsg.) (1984): Schwermetalle in der Umwelt - Ermittlung, Bewertung und Beurteilung der Emissionen und Immissionen umweltgefährdender Schwermetalle und weiterer persistenter Stoffe - UFOPLAN-Nr.: 10403186, 483 S., Düsseldorf
- VEEN, R. VAN DER u. MEIJER, G. (1958): Licht und Pflanzen
- VETTER, H. (1982): Schwermetalle in der Nahrungskette. - Belastungsgrenzen für Pflanzen. In: LF, SH 39: 12 - 27, Frankfurt a. M.
- VETTER, H. (1985): Bleiakkumulation in exponierten Weidelgraskulturen im Wald, In: "TEXTE" im Auftrag des Umweltbundesamtes, 18/1986, IMA-Querschnittsseminar zur Waldschädenforschung "Bioindikation", Berlin 1985: 202 - 211, Berlin 1986
- VIERECK, L.; TENHAKEN, K.; OBERMANN P. und SCHRAMMECK, E. (1989): Mobilisierbarkeit von Cadmium aus schwermetallbelasteten Oberböden. In: BEHRENS, D. U. WIESNER, J. (Hrsg.); Beurteilung von Schwermetallkontaminationen im Boden; Vorträge und Resümee zu einem Expertengespräch der Dechema-Arbeitsgruppe "Bewertung von Gefährdungspotentialen im Bodenschutz" in Oberursel/Ts.: 169 - 188, Frankfurt a. M.
- VRIES, M.P.C. DE u. TILLER, K.G. (1978): Sewage sludge as a soil amendment, with special reference to Cd, Cu, Mn, Ni, Pb and Zn - Comparison of results from Experiments conducted inside and outside a glasshouse. In: Environ. Poll., 16: 231 - 240
- WANG, S. (1995): Verhalten von Schwermetallen in Böden unter besonderer Berücksichtigung der Mobilität in Abhängigkeit von ihren Konzentrationen. - Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, H. 27; 158 Seiten
- WEDEPOHL, K.-H. (1984): Die Zusammensetzung der oberen Erdkruste und der natürliche Kreislauf ausgewählter Metalle. Ressourcen. In: MERIAN E., (ed). Metalle in der Umwelt - Verteilung, Analytik und biologische Relevanz. Kap. I. 1: 1 - 10
- WELP, G. und BRÜMMER, G. W. (1989): Wirkung von Schwermetallen auf Boden-Mikroorganismen. In: BEHRENS, D.U. u. WIESNER, J. (Hrsg.); Beurteilung von Schwermetallkontaminationen im Boden; Vorträge und Resümee zu einem Expertengespräch der Dechema-Arbeitsgruppe "Bewertung von Gefährdungspotentialen im Bodenschutz" in Oberursel/Ts.: 253 - 269, Frankfurt a. M.
- WELZ, B.(1983): Atomabsorptionsspektrometrie, 3. Aufl., VCH, Weinheim
- WERNER, W.; DELSCHEN, T. u. BIRKE, C. (1989): Soil-plant relationship of heavy metals after long-term application of sewage sludge. In: Int. Conf. Heavy Metals in the Environment, Geneva, 2; CEP, Edingburgh: 107 - 110
- WICHTMANN, H. (1986): Boden, Bodenlösung und Vegetation auf Standorten mit starker Schwermetallbelastung im ehemaligen Bergbaurevier Mechernich. In: Fortschr. Geol. Rheinld. u. Westf., 34: 471 - 492
- WILKE, B.-M. (1982): Über Sorption und Wirkung von Blei auf die biologische Aktivität terrestrischer Humusformen. In: PuB, 145: 52 - 65, Weinheim
- WILKE, B.-M. (1986): Einfluß verschiedener potentieller anorganischer Schadstoffe auf die mikrobielle Aktivität von Waldhumusformen unterschiedlicher Pufferkapazität. In: Bayreuther geowiss. Arb., 8, 151 S., Bayreuth
- WILKE, B.-M. (1991): Einfluß verschiedener Bodeneigenschaften auf die mikrobielle Toxizität von Blei und Cadmium. In: PuB, 154: 417 - 424, Weinheim
- WINTER, R. (Hrsg.) (1985): Wie die neue Umweltkatastrophe noch zu verhindern ist. Rettet den Boden. In: Stern - report, 320 S., Hamburg
- WÜNSCH, A.; GUTSER, R. u. AMBERGER; A. (1982): Schwermetallaufnahme durch Pflanzen nach Düngung mit Müllschlammkompost. In: LF, 35/SH 39: 202 - 213, Frankfurt

- YASUMURA, S.; VARTSKY, D.; ELLIS, K.J. and COHN, S.H. (1980): Cadmium in human beings. In: NRIAGU, J.O. (ed.): Cadmium in the environment. Part I: Ecological Cycling, Chapter 1: 12 - 34, Wiley & sons, New York, Chichester, Brisbane, Toronto
- ZAUNER, G. (1996): Schwermetallgehalte und -bindungsformen in Gesteinen und Böden aus südwestdeutschem Jura und Keuper. - Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, H. 31, 189 Seiten
- ZEIEN, H. (1995): Chemische Extraktionen zur Bestimmung der Bindungsformen von Schwermetallen in Böden. In: Bonner Bodenkundliche Abhandlungen, 17, 284 S., Bonn
- ZEIEN, H. u. BRÜMMER, G.W. (1989): Chemische Extraktion zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. In: DBG, 59/1: 505 - 510, Göttingen
- ZEIEN, H. u. BRÜMMER, G.W. (1991): Ermittlung der Mobilität und Bindungsformen in Böden mittels sequentieller Extraktionen. In: DBG, 66/1: 439 - 442, Göttingen
- ZEIEN, H. u. BRÜMMER, G.W. (1991a): Chemische Extraktionen zur Bestimmung der Bindungsformen von Schwermetallen in Böden.- In: SAUERBECK, D. u. Lübben, S. (Hrsg.): Auswirkungen von Siedlungsabfällen auf Böden, Bodenorganismen und Pflanzen. Ber. ökol. Forsch. (Jülich) 6: 62 - 91
- ZIEGLER, W. (1984): Bodenschutz aus ökologischer Sicht, ein systemtheoretischer Ansatz zum Dichte- und Anspruchsproblem. In: Freiburger geographische Mitteilungen, 1/2, 1984: 127 - 152

## B) KARTEN UND LUFTBILDER

### Topographische Karten 1:25 000:

Blätter: **225** I SO, **225** I SE; **225** II NO, **225** II NE, **225** II SO, **225** II SE; **225** III NO, **225** III NE, **225** III SO, **225** III SE; **225** IV SO, **225** IV SE; **232** I NE, **232** I SE; **232** II NO, **232** II NE, **232** II SE; **233** I NO, **233** I NE, **233** I SO, **233** I SE; **233** II NO, **233** II NE, **233** II SO, **233** II SE; **233** III NO, **233** III NE, **233** III SO, **233** III SE; **233** IV NO, **233** IV NE, **233** IV SO, **233** IV SE; **234** III NO, **234** III SO; **234** IV NO, **234** IV NE, **234** IV SO, **234** IV SE; **239** I NO, **239** I NE, **239** I SO, **239** I SE; **239** IV NE, **239** IV SE; **240** IV NO

### Geologische Karten 1: 100 000:

Blätter: 239-240 (Teulada-S. Efisio),

**Atlante della Sardegna** : Fasciolo I, Cagliari, 1971; Fasciolo II, Roma, 1980

### Luftbilder:

Pula u. Umgebung: Befliegung April/Mai 1977 (ETFAS, Sardegna); Bildnummern **161**: 17-34; **162**: 19-37; **163**: 19-29; **164**: 19-29; **165**: 19-25; **289**: 64-69; **290**: 70-75; **351**: 6-10

Marganei: Befliegung Juni 1976 (Compagnia Generale Ripresearee, Parma - aut. Ersat); Bildnummern **139**: 17-24; **140**: 17-24; **141**: 17-24

Portovesme: Befliegung Juni 1979 (Eras-Otas, Cagliari); Bildnummern 23-35; 41-45

# LEBENS LAUF

## **Persönliche Daten:**

Name: Dr. Hans-Peter Harres  
Geburtsdatum: 15. Mai 1941  
Geburtsort: Darmstadt  
Familienstand: verheiratet, 2 Kinder (Jg. 1970, Jg. 1980)

## **Schulbildung:**

1947 - 1953 Volksschulen in Darmstadt  
1953 - 1962 Gymnasium in Darmstadt

## **Berufsausbildung:**

1962 - 1963 Studium der Chemie, Physik und Geographie für das Höhere Lehramt an der Johann-Wolfgang-Goethe-Universität in Frankfurt am Main  
1963 - 1969 Studium der Geographie, Chemie und Physik für das Höhere Lehramt an der TU Darmstadt  
25.6.1969 1. Staatsexamen in den Fächern Geographie und Chemie  
Gesamtnote: gut  
27.6.1979 Promotion zum Dr. rer. nat. mit der Note: sehr gut

## **Berufstätigkeit:**

seit 1.9.1969 Wissenschaftlicher Mitarbeiter am Geographischen Institut der Technischen Universität Darmstadt

## **Nebenberufliche Aktivitäten (Auswahl):**

seit 25.5.1981 Mitglied im Naturschutzbeirat bei der Stadt Darmstadt (seit 1984 dessen Vorsitzender)  
seit 1996 Mitglied im Stadtentwicklungsbeirat bei der Stadt Darmstadt  
Vorstandsmitglied im Naturwissenschaftlichen Verein der Stadt Darmstadt  
Generalsekretär des Vereins für Erdkunde zu Darmstadt  
Beteiligung an der Erwachsenenbildung im Rahmen von Seminaren für das Hess. Institut für Lehrerfortbildung

## **ERKLÄRUNG**

Hiermit erkläre an Eides Statt, daß ich die vorliegende Habilitationsschrift selbständig und ohne fremde Hilfe verfaßt, andere als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel nicht benutzt und die den benutzten Werken wörtlich oder inhaltlich entnommenen Stellen als solche kenntlich gemacht habe.

Darmstadt, den 12. Mai 1998

Hans-Peter Harres