

Untersuchungen über die Eignung verschiedener Probenarten als Indikatoren für Schwermetallbelastung*

Peter Schramel, Anneliese Wolf und Gisela Lill

Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung mbH, Institut für Angewandte Physik, Physikalisch-Technische Abteilung, D-8042 Neuherberg, Ingolstädter Landstraße 1, Bundesrepublik Deutschland

Examinations on the Suitability of Different Types of Samples as Indicators for Heavy Metal Pollution

Summary. Indicators for long- and short-term environmental pollution in different regions with different environmental influences (agriculture, industry, etc.) become world-wide more and more of interest. The main question in this connection is how a substance can give evidence for environmental research.

Different materials like human placenta, animals (or some organs of these), plants and soils have been discussed in the last few years for use as indicator substances. The use of bioindicators will be discussed in this paper by means of some examples from the research work of our laboratory. About twenty elements, including nearly all the heavy metals like As, Hg, Cd, Pb, etc. and essential trace elements like Cu, Fe, Mn, Zn, etc. have been investigated in these experiments. Main emphasis is laid on the differentiation between "normal" biological scattering of data and the environmental influence.

Zusammenfassung. Indikatoren für lang- und kurzzeitige Umweltbelastungen in verschiedenen geographischen Regionen mit ihren verschiedenartigen Belastungsgraden (z. B. Industrie, Landwirtschaft u. a.) sind weltweit mehr und mehr von Interesse. Die wichtigste Frage dabei ist, wie aussagefähig ein bestimmter Indikator für den Stand der Umweltbelastung betrachtet werden kann.

Verschiedene Materialien wie Pflanzen, Tiere (Ganztiere bzw. Organe), Organe des Menschen (z. B. Placenta) und Böden wurden in den letzten Jahren als geeignete Indikatoren diskutiert. In verschiedenen Forschungsprogrammen unserer Arbeitsgruppe sind wir mit diesen Fragestellungen intensiv beschäftigt. Materialien wie menschliche Placenta, verschiedene Tierarten und deren Organe, Pflanzen und Böden wurden dabei untersucht, um geeignete Indikatormaterialien zu finden. An Hand einiger ausgewählter Beispiele soll die Aussagefähigkeit dieser Materialien diskutiert werden, wobei der Schwerpunkt auf die Unterscheidung zwischen „normaler“ biologischer Streuung der Daten und dem Einfluß der Umwelt gelegt werden soll. Etwa 20 Elemente mit essentiellen Spurenelementen wie Cu, Fe, Mn, Zn usw. und „toxischen“ Elementen wie Pb, Cd, Hg, As usw. wurden dabei untersucht.

Einleitung

Die Feststellung und Überwachung kurz- und langfristiger Umweltbelastungen mit Schwermetallen ist heute eine wichtige Aufgabe der anorganischen Umweltanalytik. In den letzten Jahren wurde eine ganze Reihe von biologischen Materialien auf ihre Eignung als *Bioindikatoren* hin untersucht, wobei diese natürlich immer nur als ein relatives Maß für Umweltbelastungen anzusehen sind. Es beginnt mit der menschlichen Placenta (da dies das einzige Organ ist, welches dem lebenden und gesunden Menschen entnommen werden kann), geht weiter mit verschiedenen Körperflüssigkeiten wie Blut, Blutserum oder Plasma, Fruchtwasser und Liquor, die aber vor allem in der Arbeitsmedizin zur Überwachung eingesetzt werden, verschiedenen Tierarten und deren Organe, verschiedenste Pflanzenarten und endet mit den Böden und Klärschlämmen.

An Hand einiger ausgewählter Beispiele aus der eigenen Forschungstätigkeit auf diesem Gebiet soll die Aussagefähigkeit der verschiedenen Bioindikatoren für den anorganischen Bereich diskutiert werden.

Eine der Hauptschwierigkeiten bei der Verwendung von biologischem Material als Indicatorsubstanz ist dabei die in den meisten Fällen völlig unbekannte „normale biologische Streuung“ der Spurenelementkonzentrationen. Das heißt, man weiß meist nicht, „was ist normal“ bzw. ab welchem Konzentrationsbereich stellt es eine echte Belastung aus der Umwelt dar. Dabei sollen die Wirkungen bzw. Wechselwirkungen im biologischen System außer acht gelassen und nur gemessene Konzentrationen dargestellt werden.

Alle im folgenden gezeigten Ergebnisse wurden mit den Verfahren der Neutronenaktivierungsanalyse, Atomabsorptionsspektroskopie, ICP-Emissionsspektroskopie und Voltammetrie gewonnen. Im Schnitt wurden etwa 20 Elemente in diese Untersuchungen mit einbezogen. Darunter natürlich praktisch alle umweltrelevanten wie z. B. As, Cd, Hg, Pb u. a., aber auch eine ganze Reihe von essentiellen Elementen wie Cr, Cu, Fe, Mn, Zn u. a.

Ergebnisse und Diskussion

Begonnen werden soll hier mit einer Untersuchungsreihe an menschlichen Placenten, die bereits vor ca. 10 Jahren das erste Mal durchgeführt wurde [1–3]. Ausgangspunkt war damals die Bestimmung von „Normalwerten“ in der Placenta, da zu diesem Zeitpunkt nur vereinzelte Analysendaten in der Literatur vorlagen. Um den Einfluß der „Umwelt“ gleichzei-

* Herrn Prof. Dr. W. Fresenius zum 70. Geburtstag gewidmet
Offprint requests to: P. Schramel

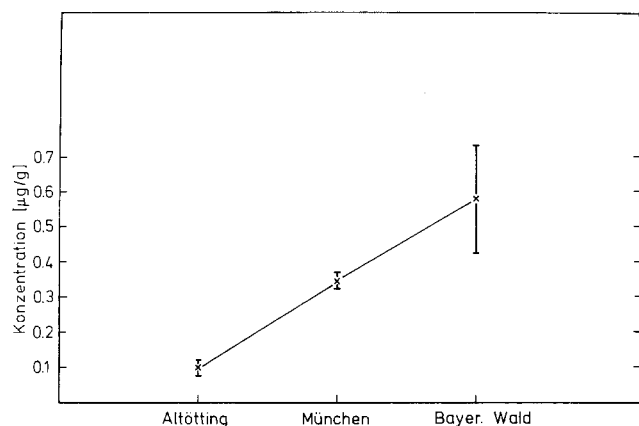


Abb. 1. Pb-Konzentration in der menschlichen Placenta

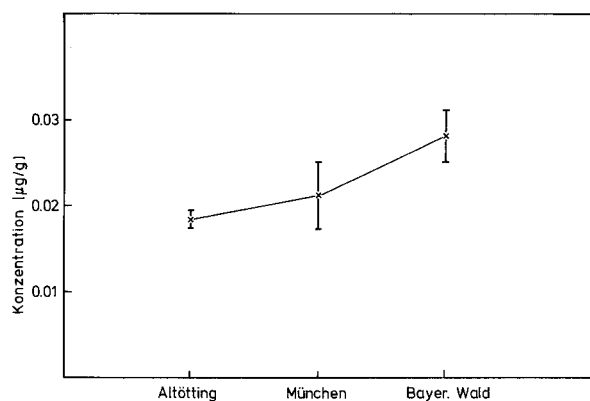


Abb. 3. Cd-Konzentration in der menschlichen Placenta

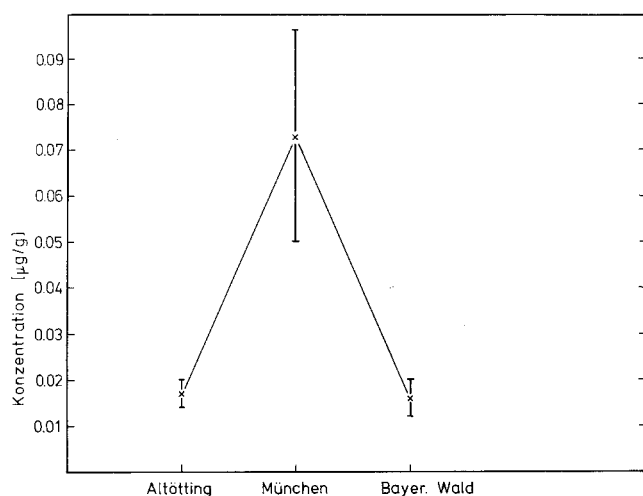


Abb. 2. Sb-Konzentration in der menschlichen Placenta

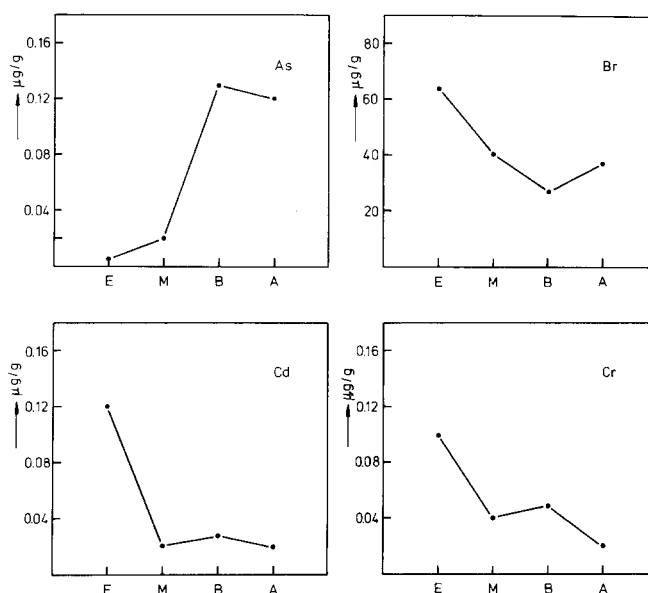


Abb. 4. As-, Br-, Cd- und Cr-Konzentrationen in der menschlichen Placenta

tig mit zu erfassen, wurden Proben aus vier verschiedenen geographischen Regionen mit ganz unterschiedlichen Umwelteinflüssen gesammelt: Bayerischer Wald (Furth im Walde), Südost-Bayern (Altötting), München und Essen. Etwa 50–70 Placenten von jedem Standort wurden untersucht.

Die Abb. 1–3 zeigen die Ergebnisse für Pb, Sb und Cd von drei Probenahmeorten.

Dabei zeigte sich, daß sich im Falle von Pb der natürliche Umwelteinfluß (Boden, Trinkwasser und damit verbunden Nahrungsmittel) stärker bemerkbar macht als z. B. der anthropogene Einfluß in der Großstadt München. Bei Sb ist dies deutlich verschieden. Bei Cd liegen ähnliche Verhältnisse wie bei Pb vor, allerdings nicht so deutlich ausgeprägt. Anders sehen die Ergebnisse für Cd aus, wenn man den Großraum Essen (Industriegebiet) in die Vergleiche mit einbezieht (Abb. 4).

Hier ist eine deutliche Erhöhung der Cd-Konzentration festzustellen. Ähnliches gilt für Br und Cr. As dagegen zeigt eine auffallende Erhöhung in den rein landwirtschaftlich genutzten Regionen (Dünge- und Schädlingsbekämpfungsmittel).

Unter identischen Bedingungen der Probensammlung und Analyse wurden im Jahre 1982 nochmals ca. 250 Placenten aus acht verschiedenen Kleinstädten im ostbayeri-

Tabelle 1. Vergleich von Spurenelementkonzentrationen in der menschlichen Placenta (1972/1982) (µg/g Trockensubstanz)

1972		1982	
As	0,0041–0,13	Zn	45–65
Se	1,24–1,63	Cd	0,081–0,17
Sb	0,017–0,073	Pb	0,09–0,29
Hg	0,045–4,2		
Zn	70–84		
Cd	0,021–0,12		
Pb	0,10–0,62		

schen Raum untersucht, die alle in der Art der Umweltbelastung (landwirtschaftlich genutzte Gebiete) mit dem vor 10 Jahren untersuchten Bereich Altötting direkt vergleichbar sind (Tabelle 1).

Dabei beinhaltet der gemessene Bereich für Cd (1972) auch den Wert für Essen (siehe Abb. 4).

Tabelle 2

Bereiche von Spurenelementkonzentrationen in verschiedenen Indicatormaterialien

Elemente [µg/g]	Moose (epiphytisches Laubmoos) (250 Proben)	Schnecken (Weg- u. Weinberg- schnecken) (170 Proben)	Regenwürmer (Allobophora u. Lumbricus) (50 Proben)	Boden (versch. Boden- Typen) (130 Proben)
Cd	0,20–1,5	0,90–12	1–9	0,10–1
Pb	5,0–200	0,60–7	0,70–8	6–30
Mg	0,10–1,0	0,01–0,90	0,05–5	0,01–1
Cu	4,5–250	20–600	8–200	5–100
Zn	25–450	60–550	100–900	20–150
Mn	15–1100	25–1000	50–700	200–1000
Ti	2,5–550		50–400	100–600

Das wichtigste und interessanteste Ergebnis dabei ist sicherlich, daß die Cd-Konzentration in der menschlichen Placenta in dieser Region von etwa 15–25 ng/g (bezogen auf das Trockengewicht) auf etwa 80–170 ng/g angestiegen ist, also im Mittel deutlich den Wert von Essen von vor 10 Jahren erreicht bzw. überschritten hat. Interessant ist ebenfalls, daß die Pb-Konzentration im selben Zeitraum gleichgeblieben bzw. zurückgegangen ist. Aufgrund dieser Ergebnisse halten wir die Placenta im Humanbereich für das aussagefähigste Organ für derartige Untersuchungen und plädieren deshalb auch für eine Aufnahme in die Umweltprobenbank.

Vor der Darstellung weiterer Indicatorbeispiele soll eine kurze Anmerkung zur statistischen Auswertung bzw. Darstellung derartiger analytischer Daten gemacht werden: In den meisten Fällen kann man davon ausgehen, daß bei Belastung durch die Umwelt keine Normalverteilung bei der Untersuchung eines Probenkollektivs vorliegen wird. Dies führt dann häufig zu Analysendaten in der Literatur mit mehr als 100 % relativer Standardabweichung. Derartige Daten können oft nicht zu Vergleichszwecken herangezogen werden. Dazu würde man zusätzlich den gemessenen Konzentrationsbereich (Minimum–Maximum) und die Angabe des Medienwertes benötigen, der auch gleichzeitig zusammen mit dem Mittelwert eine Aussage über die Häufigkeitsverteilung (Medienwert $\cong$ Mittelwert ist ein Hinweis für das Vorliegen einer Normalverteilung) erlaubt. Bei Untersuchungen von Umweltbelastungen ist der Medienwert erfahrungsgemäß meist im ersten Drittel des Bereiches anzusiedeln. Der *Medienwert* sollte bei derartigen Untersuchungsreihen zumindest immer angegeben werden.

Im Rahmen des Forschungsprojekts „Tierische Bioindikatoren für Schwermetalle“ des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz (LfU) und des Umweltbundesamtes (UBA) werden seit etwa 2 $\frac{1}{2}$ Jahren ca. 10 verschiedene Tierarten auf ihre Eignung als Bioindikatoren untersucht. Einzelheiten darüber können noch nicht gezeigt werden, da das Gesamtprogramm noch nicht abgeschlossen ist. Die Tabelle 2 zeigt zwei ausgewählte Tierarten (Schnecken und Regenwürmer) und einige ausgewählte Elemente mit den gemessenen Konzentrationsbereichen (unabhängig von den verschiedenen untersuchten Belastungsgebieten). Wir sind der Meinung, daß Regenwürmer als tierische Bioindikatoren ungeeignet sind, da sich das Bodenmaterial aus dem Tier nicht einwandfrei entfernen läßt. Große, kleine, gesunde oder kranke Tiere entleeren sich unterschiedlich vor der Abtötung. Der Ti-Gehalt in den Regenwürmern schwankt auffallend stark, so daß man davon ausgehen kann (durch verschiedene Experimente belegt), daß der Ti-Gehalt nur vom Restboden im Tier abhängig ist. Damit ist aber nicht einwandfrei feststellbar,

welche von den übrigen gemessenen Elementen dem Tier oder dem noch im Tier verbliebenen Restboden zuzuordnen ist.

Die Weinbergsschnecken halten wir für ebenfalls nicht geeignet. Neben dem Problem des Artenschutzes muß bei ihnen vor der Analyse das Gehäuse entfernt werden, was eine zeitaufwendige Präparation beinhaltet. Mit Gehäuse ist eine einwandfreie Homogenisierung des Tieres praktisch nicht möglich; zusätzlich würde ein hoher Ca-Gehalt in den Proben auftreten, der andere Bestimmungen beeinflussen kann.

Aus diesem Grund werden von uns die *Wegschnecken* (*Arion*) als besser geeignet angesehen. Sie sind auch in größeren Mengen in den verschiedensten Regionen zu finden und auch in einem längeren Zeitraum (Frühjahr bis Herbst).

Erdkröten, die auch in diese Untersuchungen mit einbezogen waren, sind nicht verbreiteter als die Wegschnecken. Neben dem Artenschutz haben sie den Nachteil, daß für ein Indicatormaterial nur die Leber und Niere in Betracht kommt, was wieder eine zeitaufwendige und teilweise komplizierte Präparation der Tiere erforderlich macht. Ein weiterer Nachteil ist, daß die Probensammlung nur im Frühjahr vernünftig durchgeführt werden kann und somit eine zweite Probennahme im Verlauf eines Jahres entfällt.

Alle übrigen untersuchten Tierarten, wie Acker- und Hainschnecken, Gras- und andere Frösche, Heupferde, Marienkäfer, Ameisen u. a. sind in keinem Fall besser geeignet als die Wegschnecken. Meist sind sie nicht in geeigneten Mengen in den unterschiedlichen Regionen zu finden und zu sammeln und auch nicht schneller für eine Analyse vorzubereiten (Präparation, Homogenisierung u. ä.).

Zusammenfassend kann man sagen, daß basierend auf den bisher untersuchten Probenzahlen keine eindeutigen Aussagen über die verschiedenen Belastungsgebiete möglich sind. Ausnahmen sind dabei ein deutlich erhöhter Cu-Wert im Hopfenanbaugebiet (Cu-haltige Spritzmittel) und ein erhöhter Pb- und Cd-Wert in Siedlungs- bzw. Industriegebieten (bezogen auf die Wegschnecken). Die Auswahl nur einer Tierart wird die Aussagefähigkeit dabei sicherlich erhöhen.

In der Tabelle 3 werden die Ergebnisse von Eieranalysen dargestellt. Diese Werte haben nur informativen Charakter, da die Anzahl der untersuchten Proben teilweise zu gering war. Interessant ist dabei lediglich die Tatsache, daß sich Amsel und Fasan vornehmlich in Grüngebieten ernähren, Wildente und Bläßhuhn aber aus dem Wasser, und daß trotzdem kein signifikanter Unterschied in den hier dargestellten Spurenelementkonzentrationen auftritt. Bei den Amseleiern stammen etwa $\frac{1}{3}$ aus dem Stadtgebiet von München. Sie zeigen den gleichen Konzentrationsbereich wie die der ländlichen Regionen.

Tabelle 3

Bereiche von Spurenelementkonzentrationen in Eiern verschiedener Vogelarten

Elemente [µg/g]	Amseleier (40 Proben)	Fasaneneier (20 Eier)	Wildenteneier (9 Eier)	Bläbuhneier (7 Eier)
Cd	<0,01–0,09	0,01–0,08	0,01–0,16	0,02–0,20
Pb	0,08–1,0	0,06–0,90	0,08–1,1	0,25–1,6
Mg	0,05–1,3	0,02–2,8	0,18–0,94	0,10–0,24
Cu	1,6–5,0	2,6–6,0	1,4–4,4	5,5–8,5
Zn	45–125	50–67	48–70	60–70
Mn	1,3–8,0	0,75–2,6	1,2–2,6	1,8–6,0

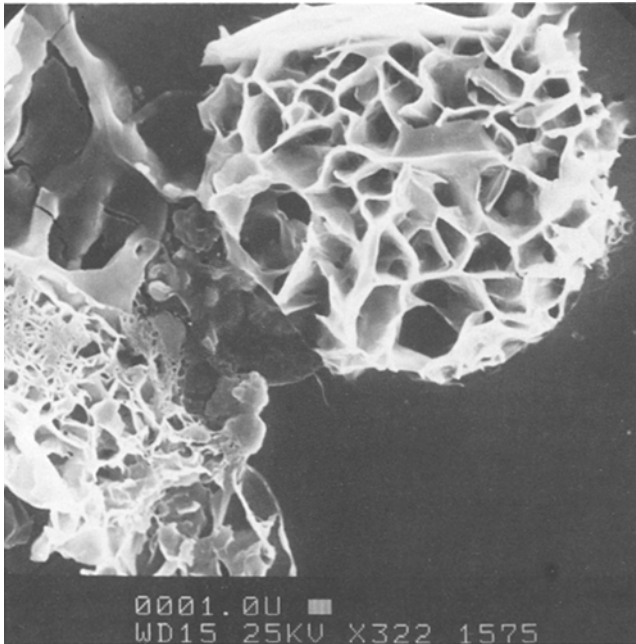


Abb. 5. Elektronenmikroskopische Aufnahme eines Nierensteines (Schwein)

Ein kleines aber sehr interessantes Beispiel für Indikatoren im Human- bzw. Tierbereich soll hier erwähnt werden. Bei der Untersuchung der Homogenität einer aus ca. 150 kg Frischgewicht gewonnenen gefriergetrockneten, gemahlene ($\leq 120 \mu\text{m}$) und homogenisierten Nierenprobe (gemeinsam mit H. Muntau, CCR-Ispira, und H. Hecht, Bundesanstalt für Fleischforschung, Kulmbach) von maximal $\frac{1}{2}$ Jahr alten Schweinen, mußten wir feststellen, daß der Pb-Gehalt bis zu einem Faktor 15 schwankte (alle anderen Elemente waren homogen verteilt). Aus elektronenmikroskopischen Aufnahmen des Materials (Abb. 5) konnten wir entgegen der Meinung der Veterinärmediziner einwandfrei belegen, daß das Material Nierensteine enthält und zwar in der Größe von 20–60 μm . Die Untersuchung von makroskopischen menschlichen Nierensteinen derselben Kristallstruktur ergab einen Wert für Pb von ca. 100 $\mu\text{g/g}$. Eine überschlagsmäßige Berechnung bestätigte schließlich auch, daß die beobachtete Inhomogenität des Materials für Pb auf die gerade zufällig in der Meßprobe vorhandene Anzahl solcher Steine zurückzuführen sein kann. Der endgültige Beweis mittels Mikrosonde steht dabei allerdings noch aus. Auf jeden Fall müssen derartige Effekte bei der Einlagerung von Organen für die Human-Umweltprobenbank beachtet werden.

Ein anderer Typ von Indikatormaterialien sind die *Pflanzen*. Auch hier beschäftigt sich ein bereits seit einigen Jahren durchgeführtes Überwachungsprogramm des LfU mit der Untersuchung von Moosen (Baummoosen) in verschiedenen Regionen Bayerns, um daraus Aussagen über lokale Umweltbelastungen zu erhalten (Tabelle 2). Bei der gewählten Moosart handelt es sich um ein epiphytisches Laubmoos, das man vornehmlich an höheren Stammteilen von Laubbäumen findet. Es hat keine Wurzelsysteme und deckt seinen Nährstoffbedarf aus Niederschlag und Luft. Wegen ihrer großen Oberfläche eignen sich daher die Moose besonders gut zur Anreicherung von Schadstoffen. Aber hier ist die Probennahme ein ganz wichtiger Faktor. Es sollten nur die frischen grünen Spitzen für die Analyse verwendet werden. Abgestorbenes Moosmaterial und Bodenanteile (Aufwirbelung) verfälschen sehr stark die Analyse. Die Unterscheidung zwischen Luftverunreinigung und aufgewirbeltem Bodenmaterial ist dann nicht mehr möglich. Das heißt aber auch, daß auf eine gleichzeitige Bodenanalyse nicht verzichtet werden kann. Als gute Monitorelemente für Bodenanteile – und dies gilt natürlich für alle Probenarten, auch z. B. bei den Regenwürmern und Schnecken – haben sich Ti und V herausgestellt, die bei allen Untersuchungen mitbestimmt wurden. Hohe Ti- und V-Konzentrationen deuten immer auf eine Kontamination der Proben mit Bodenmaterial (Staub) hin.

In der Tabelle 2 sind auch noch die Bereiche einiger Elementkonzentrationen in acht verschiedenen Bodentypen dargestellt. Die Werte sind nach einem Königswasseraufschluß mit aufgesetztem Dimrothkühler ($l = 40 \text{ cm}$) erhalten worden. Für die Schwermetalle reicht dieser Aufschluß vollkommen aus. Die Ausbeute beträgt mehr als 95%. Deutliche Unterschiede zu einem Totalaufschluß – und zwar bis zu einem Faktor 10 – können in Abhängigkeit vom Bodentyp für die Elemente Ti, V, Al, Fe, Mg und Ca auftreten. Man kann dies aber nicht verallgemeinern, da dies vom Bodentyp und damit vom Mineralgehalt und von der Bindung der Elemente abhängig ist. Zum Beispiel können bei manchen Bodentypen die Elementgehalte im Königswasser und im Totalaufschluß übereinstimmen.

Die Tabelle 4 zeigt einige ausgewählte Elemente in einigen wenigen ausgewählten Pflanzen.

Betont werden muß hier, daß die Proben so entnommen und analysiert werden, wie Tiere sie auch fressen, d. h. ungewaschen mit allen anhaftenden Staubpartikelchen, da die Proben im Rahmen einer „Carry-over“-Untersuchung genommen wurden. Daher rührt auch der teilweise sehr hohe Maximalwert in unbelasteten Gebieten. Auch hier zeigt sich wieder, wie bereits bei den Moosproben, die Notwendigkeit der gleichzeitigen Bodenuntersuchung. Ein Extrembeispiel von Umweltbelastung (Bereich Mechernich; Pb-, Cd- und Zn-Belastung) ist ebenfalls in dieser Tabelle dargestellt.

Tabelle 4. Bereiche von Spurenelementkonzentrationen in verschiedenen Pflanzen ($\mu\text{g/g}$ Trockensubstanz)

Pflanze/Element	Pb		Cd		Cu		Zn	
	belastet	unbelastet	belastet	unbelastet	belastet	unbelastet	belastet	unbelastet
Birkenblätter	9,9–185	0,18–96	0,001–7,5	0,03–6,4	0,22–15,7	–22,4	26–967	–484
Kiefernrtriebe	5,9–98,3	2–53	0,11–1,6	0,054–1,9	1,0–9,5	1,6–12,8	1,5–195	4,9–103
Distel	29,5–90,6	1,3–9,8	0,25–2,0	0,07–2,2	3,3–10,6	5,4–21,4	62–384	5,9–114
Gras	6,6–281	–15	0,11–2,0	–6,6	0,2–14,3	–49,2	0,66–163	–294

(priv. Mitteilung von Dr. H. Hecht, Bundesanstalt f. Fleischforschung, Kulmbach)

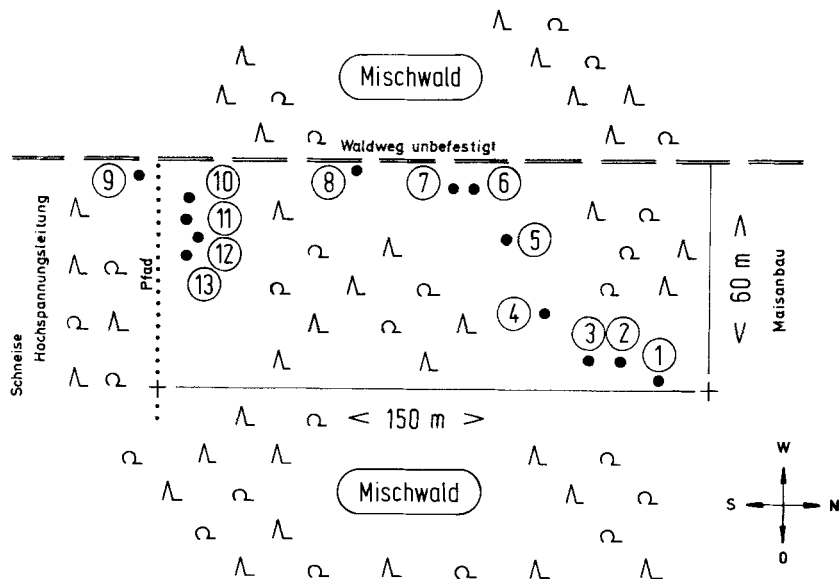


Abb. 6
Schema des Probensammelgebietes

Tabelle 5. Elementkonzentrationen in Moos- und dazugehörigen Bodenproben (statistische Auswertung)

	Cd	Pb	Cr	Ni	Hg	As	Se	Sb	Br
Moosproben (17 Meßergebnisse je Element)									
Mittelwert	$\bar{X}$ 0,48	15,7	1,1	1,2	0,13	0,80	0,24	3,2	3,9
Standardabweichung	$s \pm$ 0,19	9,0	0,63	0,51	0,09	0,82	0,14	3,7	2,1
Median	$\bar{X}$ 0,49	12,0	1,1	1,1	0,10	0,58	0,20	2,2	3,5
Spannweite (range)	R 0,15–0,78	7,9–36,1	0,50–3,4	0,65–2,6	0,04–3,39	0,29–3,8	0,03–0,54	0,71–16,8	1,4–9,1
Bodenproben (16 Meßergebnisse je Element, ohne Standort 8 und 9)									
Mittelwert	$\bar{X}$ 0,36	41,2	7,7	6,4	0,24	10,9	1,4	16,4	5,2
Standardabweichung	$s \pm$ 0,12	12	1,5	0,62	0,08	2,9	0,24	5,3	0,78
Median	$\bar{X}$ 0,34	41,9	7,8	6,4	0,22	9,5	1,4	15,8	5,0
Spannweite (range)	R 0,22–0,61	25,7–65	4,1–10,5	5,3–7,4	0,14–0,40	8,9–18,5	0,94–2,0	10,0–31,5	3,6–6,3

Zum Abschluß sollen noch einige Ergebnisse einer Untersuchung gezeigt werden, die nochmals die gesamte Problematik zusammenfassen und darstellen werden.

Aufgrund der nur schwer zu interpretierenden Resultate der jährlichen Moosanalysen des LfU (Tabelle 2) über ganz Bayern, wurden gleichartige Moosproben (epiphytisches Laubmoos) in einem begrenzten Areal gesammelt (Abb. 6), um so Aussagen über die Schwankungen in einem kleinen Gebiet zu erhalten [4]. Das ausgewählte Areal liegt in einem

Landschaftsschutzgebiet im Norden von München, zwischen Unterschleißheim und Haimhausen. Die Probennahme erfolgte am 10. 11. 1982 vormittags bei trockener und sonniger Witterung. Vor der Probennahme fiel etwa drei Wochen lang kein Regen. Es wurde dabei besonderer Wert auf eine sorgfältige Probennahme gelegt (nur grüne, also frische Spitzen wurden gezupft). Die Proben wurden in verschiedenen Höhen an Bäumen bzw. Baumstümpfen entnommen (ca. 30–200 cm über dem Boden). Am Stamm wurden sie immer

Tabelle 6. Elementkonzentrationen in Moos- und dazugehörigen Bodenproben (statistische Auswertung)

	Cu	Zn	Mn	Fe	Ti	V	Al	Mg	Ca
Moosproben (17 Meßergebnisse je Element)									
Mittelwert	$\bar{X}$ 5,4	60	83	517	13,6	2,9	492	1922	7169
Standardabweichung	$s \pm$ 1,3	27,3	77	528	12,1	1,6	554	744	2118
Median	$\bar{X}$ 5,0	55	42,6	414	11,7	3,1	355	1757	7263
Spannweite (range)	R 3,8–8,0	28,3–147	20,5–305	135–2508	3,9–58	0,63–8,0	108–2592	913–4367	3312–12875
Bodenproben (16 Meßergebnisse je Element, ohne Standort 8 und 9)									
Mittelwert	$\bar{X}$ 7,7	19,3	26,0	2907	90	9,2	3551	479	6362
Standardabweichung	$s \pm$ 1,4	13	22	808	20	2,2	992	103	2110
Median	$\bar{X}$ 7,4	14,7	22,4	2612	93	9,0	3822	476	6005
Spannweite (range)	R 5,9–11,1	4,7–54	5,1–93	1884–5140	50–133	5,4–14,0	1743–5528	347–709	2931–10853

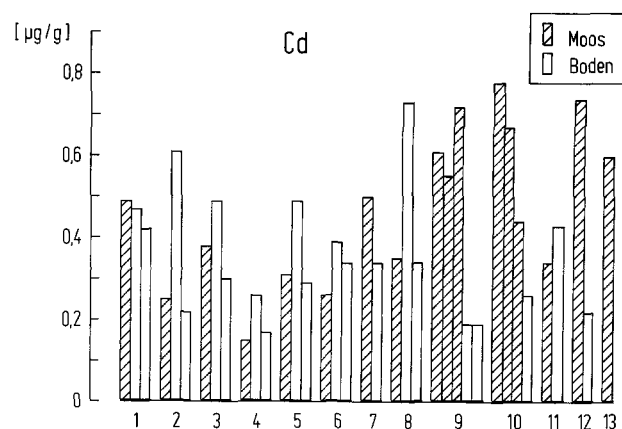


Abb. 7. Cd-Konzentration in Moos und Boden

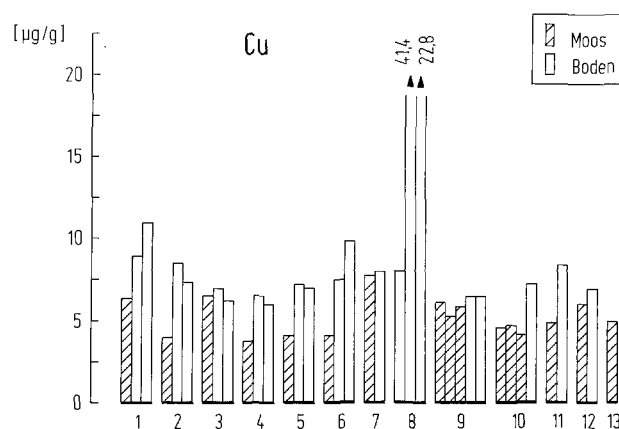


Abb. 9. Cu-Konzentration in Moos und Boden

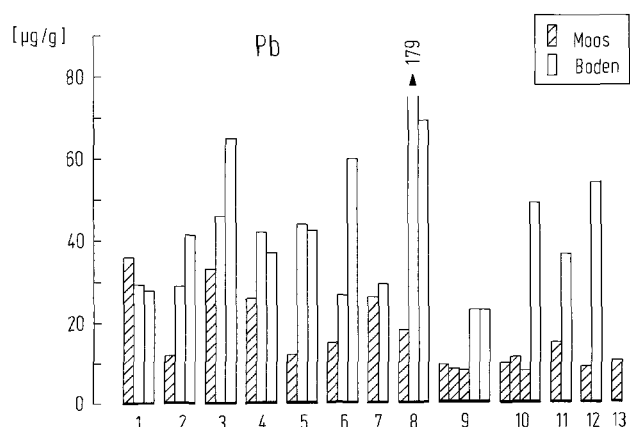


Abb. 8. Pb-Konzentration in Moos und Boden

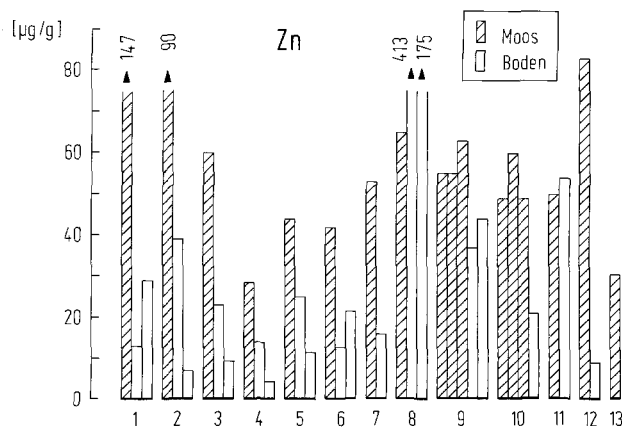


Abb. 10. Zn-Konzentration in Moos und Boden

auf der Westseite entnommen. Die dazugehörigen Bodenproben – Humusmaterial – wurden aus einer Tiefe von 5–20 cm entnommen. Eine eventuelle vorhandene Grasnarbe wurde vorher abgehoben. Nur die Proben von den Standorten 8 und 9 sind mit sandigem Anteil durchsetzt, wegen der

Aufschüttung des Waldweges, der aber nur für land- und forstwirtschaftlichen Verkehr genutzt werden darf.

Die Tabellen 5 und 6 zeigen die statistische Auswertung der dabei gemessenen Ergebnisse für die Moos- und die dazugehörigen Bodenproben.

Für einige besonders interessante Elemente sind die Ergebnisse der einzelnen Meßstellen in Form von Säulendiagrammen dargestellt (Abb. 7–11).

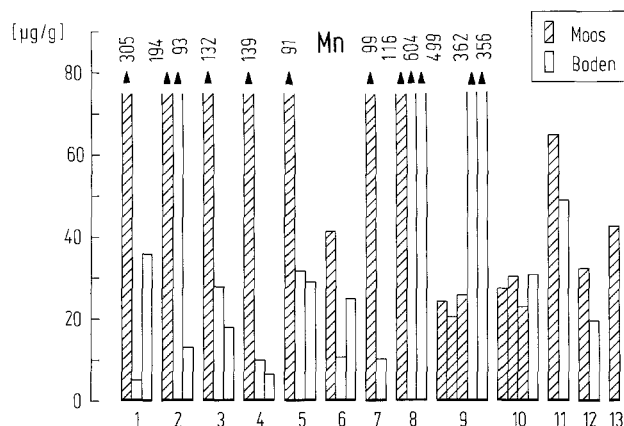


Abb. 11. Mn-Konzentration in Moos und Boden

Prinzipiell kann man sagen, daß beim Vorliegen hoher Konzentrationen im Moos bei gleichzeitiger niedriger Konzentration im Boden eine Belastung aus der Luft vorliegt. Die Ergebnisse zeigen, daß sich Schwermetallkontaminationen in Pflanzen- und Bodenproben deutlich bemerkbar machen, im Boden durch Langzeiteinwirkung; in den Pflanzen (hier Moos) werden Verunreinigungen aus der Luft schnell ab- und adsorbiert. Das in diesem Beispiel untersuchte Gebiet kann man als wenig belastet bezeichnen. Nur durch die gleichzeitige Entnahme von Moos- und Bodenproben können Aussagen über örtliche Belastungen gemacht werden.

Die in 8–10 km Entfernung nach Westen vorhandenen Industrien (Papier, Keramik, Ziegeleien) zeigen einen Einfluß

im Untersuchungsgebiet. Ferner der zum Teil direkt an den Probennahmenstellen vorbeiführende Waldweg. Auch die im Norden liegenden landwirtschaftlich genutzten Flächen zeigen einen Einfluß. Aus den genannten Gründen sind auch die Schwierigkeiten in der Interpretation bei einer flächendeckenden Überwachung eines großen Gebietes zu erklären.

Folgerungen

Alle diese Fragestellungen und Problematiken gehen natürlich auch ein in die in einer Umweltprobenbank eingelagerten Materialien. Jede einzelne Probenart muß gesondert betrachtet werden, um ein Maximum an richtiger Information daraus erhalten zu können. Anderenfalls kann es leicht zu Fehlschlüssen kommen, oder man kann das Material nicht zu zeitlichen Vergleichen (Trendanalysen) heranziehen. Grundvoraussetzung für alle derartigen Untersuchungen ist die *Vergleichbarkeit* von analytischen Daten. Diese sollte in jedem Labor durch die Analyse eines *geeigneten* Standard-Referenzmaterials gewährleistet werden.

Literatur

1. Thieme R, Schramel P, Klose BJ, Waidl E (1974) Geburtsh Frauenheilk 34:36–41
2. Thieme R, Schramel P, Klose BJ, Waidl E (1975) Geburtsh Frauenheilk 35:349–353
3. Thieme R, Schramel P, Kurz E (1977) Geburtsh Frauenheilk 37:756–761
4. Schramel P, Wolf A, Lill G (in Vorbereitung)

Eingegangen am 12. Juli 1983