

3.2 Analysenvergleich von Rückstellproben aus 1990/91

Für das Projekt Moos-Monitoring 1995/96 wurden gegenüber 1990/91 entsprechend der technischen und wissenschaftlichen Entwicklung neue Verfahren zum Probenaufschluß (Mikrowelle bis 100 bar) und zur instrumentellen Analytik (Plasma-Massenspektrometrie : ICP-MS) eingesetzt. Diese Verfahren werden auch in anderen europäischen Ländern genutzt. (Mikrowelle in Tschechien, Slowakei, Italien, Schweiz; ICP-MS in Norwegen und Finnland.

Für den zeitlichen Vergleich der Ergebnisse von 1990/91 (Universität Osnabrück) und 1995/96 (BGR) mußte zunächst geprüft werden, wie gut beide Datensätze überhaupt vergleichbar sind. Um diese Frage zu klären, wurden 65 Rückstellproben (von insgesamt 592) aus 1990/91 derselben Analytik-Prozedur unterworfen wie die Proben aus 1995/96.

Da der Datenvergleich 1990/91 und 1995/96 eine wichtige Aussage zur Veränderung der Luftqualität in Deutschland erlaubt, wird dieses Kapitel ausführlich diskutiert.

In den folgenden zwölf Abbildungen 40-51 werden die Ergebnisse der Analysenvergleiche grafisch dargestellt. Mit der gestrichelten Linie (1:1) wird die optimale Übereinstimmung beider Messungen dargestellt. Jede Abbildung für die zehn Elemente enthält die entsprechende Ausgleichsgerade (Regressionsgerade).

Die Gleichungen der Geraden werden benutzt, um die Analysenwerte von 1990/91 (x-Werte) in Analysenwerte von 1995/96 (y-Werte) zu überführen, als ob die Proben von 1990/91 eben auch alle in 1995/96 analysiert worden wären.

Es gibt hierbei elementspezifische und konzentrationsabhängige Abweichungen zwischen den alten und neuen Meßwerten.

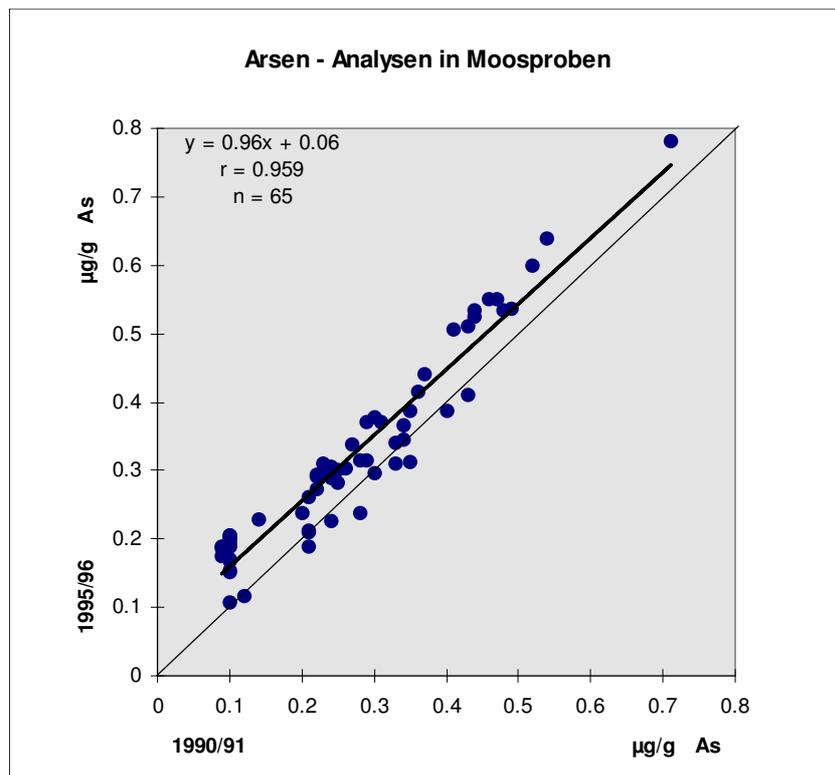


Abb. 40: Arsen-Gehalte ($\mu\text{g/g}$) in Moosen aus 1990/91 mit unterschiedlichen Aufschluß- und Analysetechniken.
1990/91 Aufschluß in Quarzgefäßen mit Schraubverschluß, Analytik mit AAS (Hydridsystem).
1995/96 Aufschluß mit Mikrowelle, Analytik mit ICP/MS.

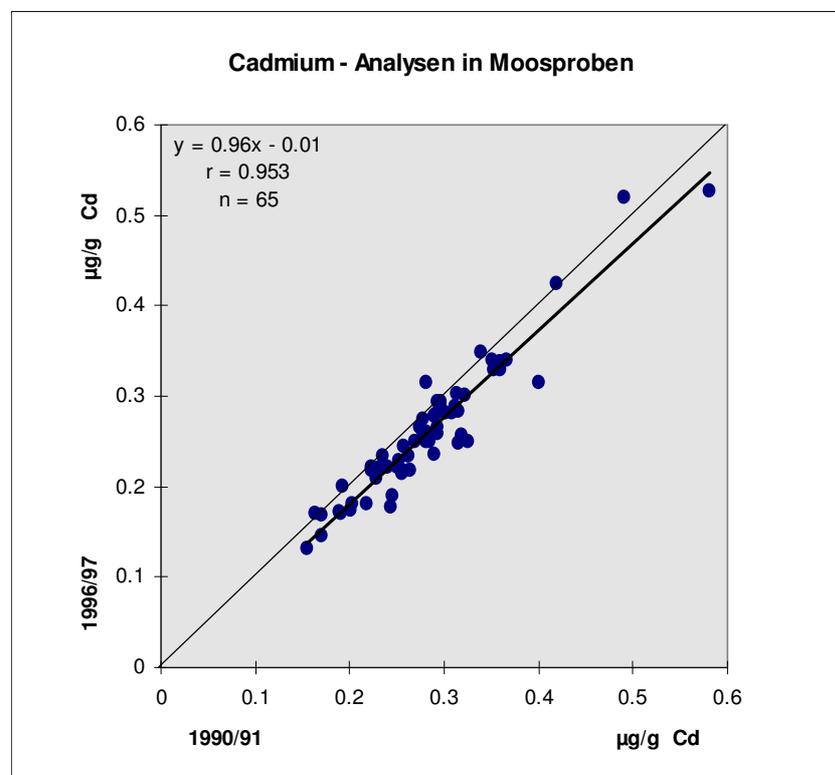


Abb. 41 Cadmium-Gehalte ($\mu\text{g/g}$) in Moosen aus 1990/91 mit unterschiedlichen Aufschluß- und Analysetechniken.
1990/91 Aufschluß in Quarzgefäßen mit Schraubverschluß, Analytik mit AAS (Graphitrohr).
1995/96 Aufschluß mit Mikrowelle, Analytik mit ICP/MS.

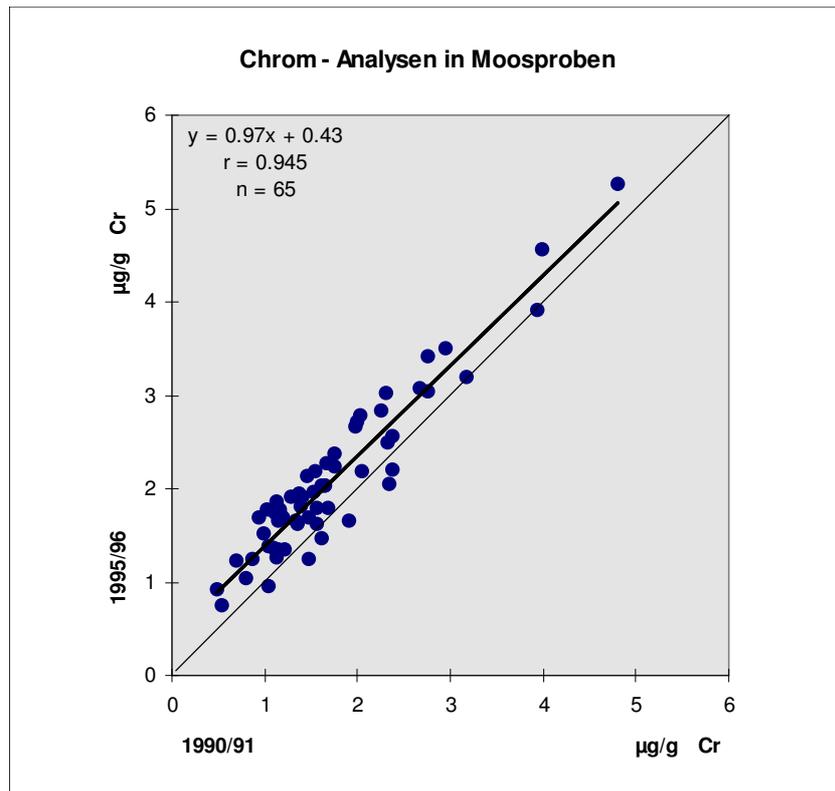


Abb. 42: Chrom-Gehalte ($\mu\text{g/g}$) in Moosen aus 1990/91 mit unterschiedlichen Aufschluß- und Analysetechniken.
1990/91 Aufschluß in Quarzgefäßen mit Schraubverschluß, Analytik mit ICP/OES.
1995/96 Aufschluß mit Mikrowelle, Analytik mit ICP/MS.

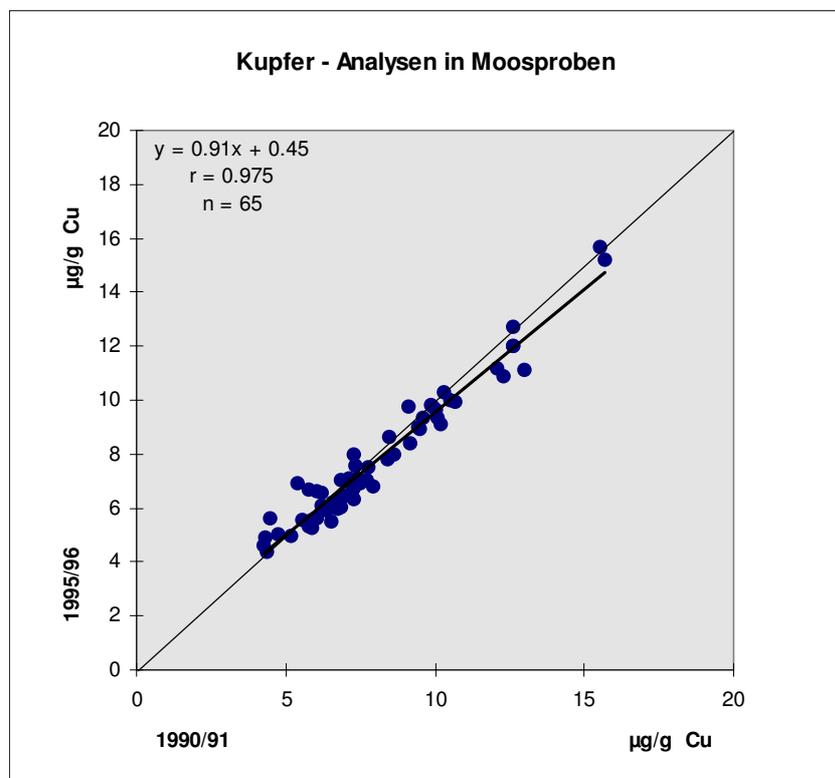


Abb. 43: Kupfer-Gehalte ($\mu\text{g/g}$) in Moosen aus 1990/91 mit unterschiedlichen Aufschluß- und Analysetechniken.
1990/91 Aufschluß in Quarzgefäßen mit Schraubverschluß, Analytik mit ICP/OES.
1995/96 Aufschluß mit Mikrowelle, Analytik mit ICP/MS.

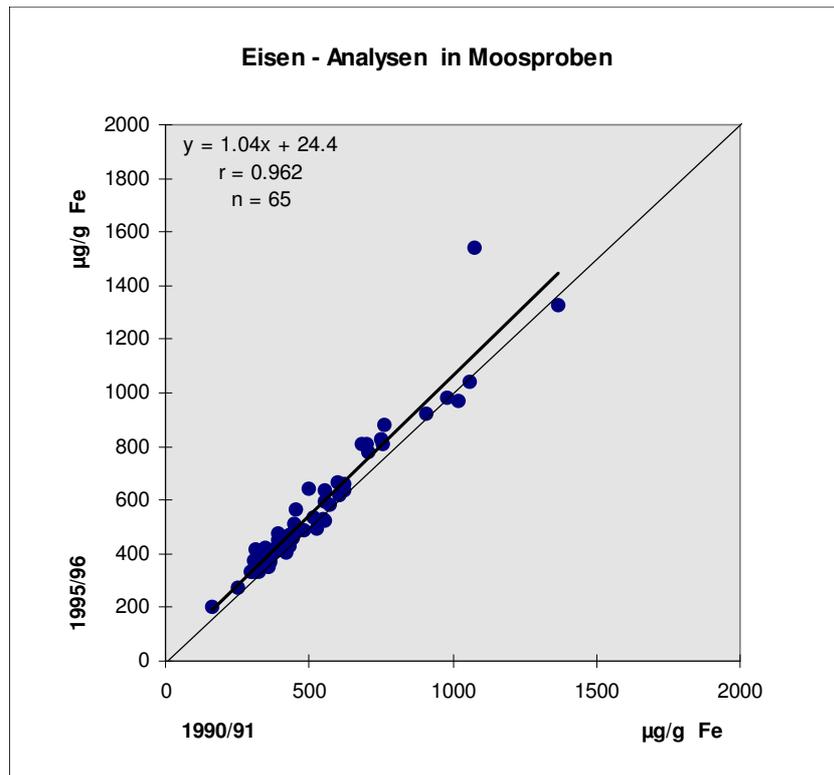


Abb. 44: Eisen-Gehalte ($\mu\text{g/g}$) in Moosen aus 1990/91 mit unterschiedlichen Aufschluß- und Analysetechniken.
1990/91 Aufschluß in Quarzgefäßen mit Schraubverschluß, Analytik mit ICP/OES.
1995/96 Aufschluß mit Mikrowelle, Analytik mit ICP/MS.

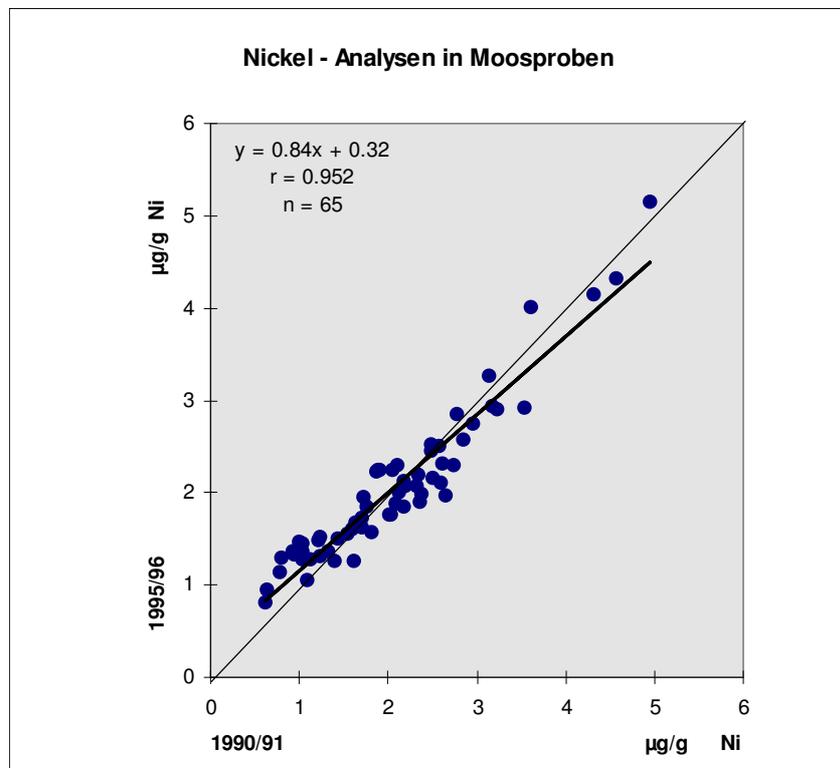


Abb. 45: Nickel-Gehalte ($\mu\text{g/g}$) in Moosen aus 1990/91 mit unterschiedlichen Aufschluß- und Analysetechniken.
1990/91 Aufschluß in Quarzgefäßen mit Schraubverschluß, Analytik mit ICP/OES.
1995/96 Aufschluß mit Mikrowelle, Analytik mit ICP/MS.

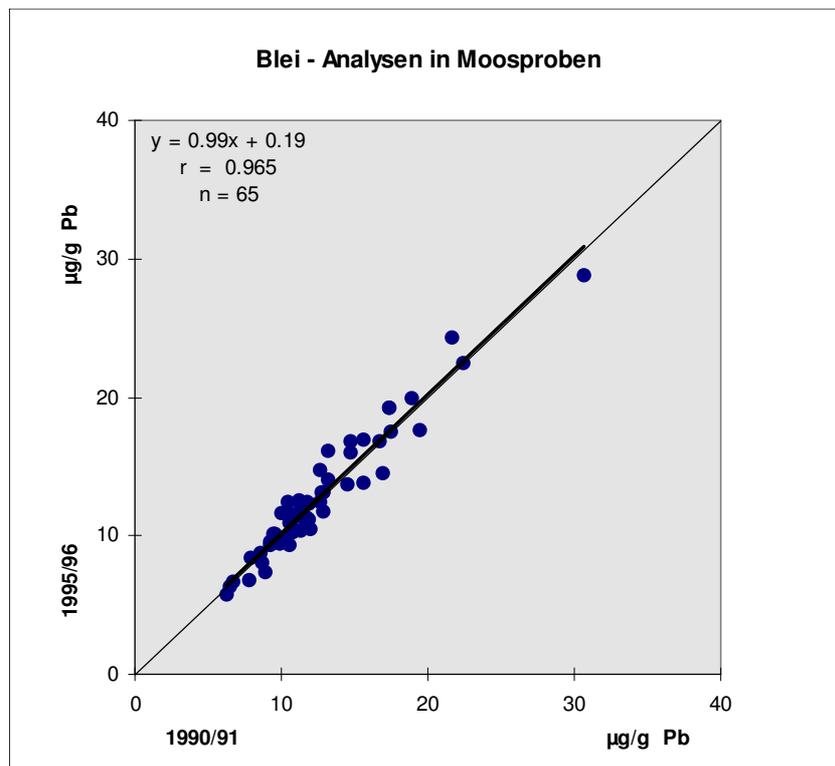


Abb. 46: Blei-Gehalte ($\mu\text{g/g}$) in Moosen aus 1990/91 mit unterschiedlichen Aufschluß- und Analysetechniken.
1990/91 Aufschluß in Quarzgefäßen mit Schraubverschluß, Analytik mit AAS (Graphitrohr).
1995/96 Aufschluß mit Mikrowelle, Analytik mit ICP/MS.

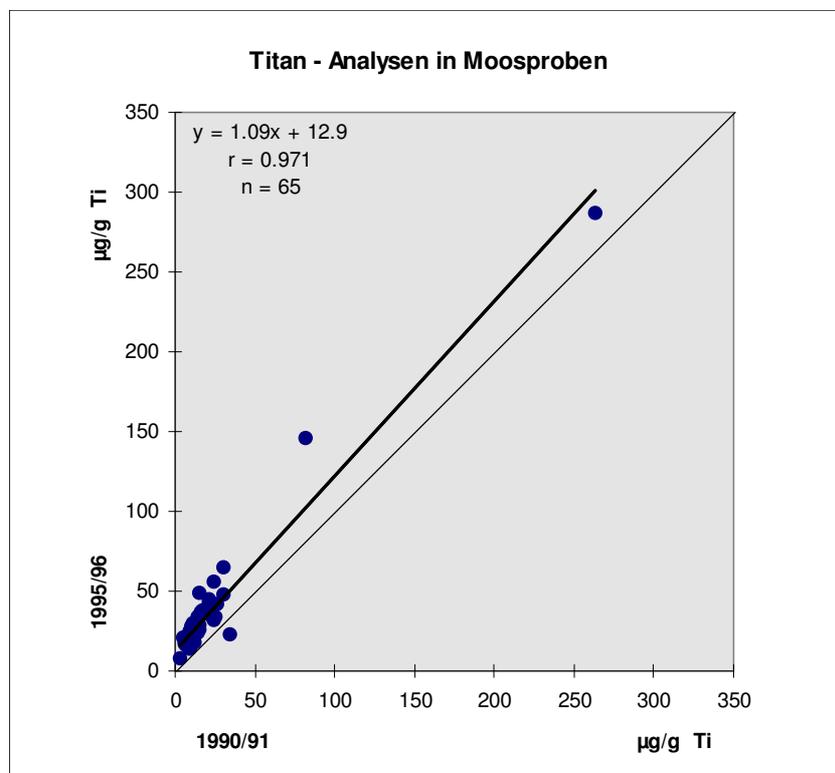


Abb. 47: Titan-Gehalte ($\mu\text{g/g}$) in Moosen aus 1990/91 mit Aufschluß- und Analysetechniken.
1990/91 Aufschluß in Quarzgefäßen mit Schraubverschluß, Analytik mit ICP/OES.
1995/96 Aufschluß mit Mikrowelle, Analytik mit ICP/MS.

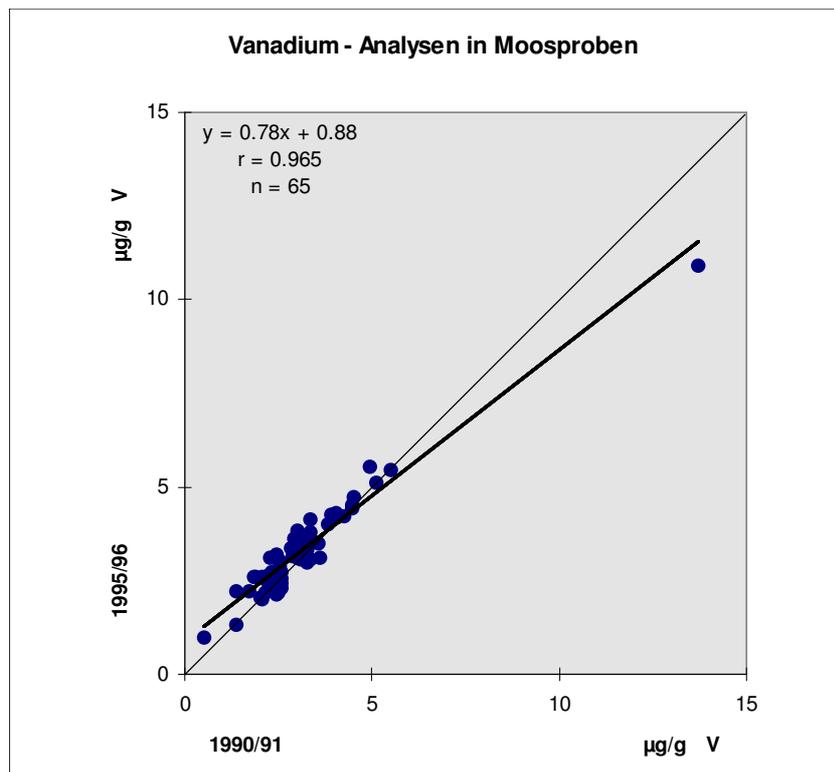


Abb. 48: Vanadium-Gehalte ($\mu\text{g/g}$) in Moosen aus 1990/91 mit Aufschluß- und Analysetechniken.
 1990/91 Aufschluß in Quarzgefäßen mit Schraubverschluss, Analytik mit ICP/OES.
 1995/96 Aufschluß mit Mikrowelle, Analytik mit ICP/MS.

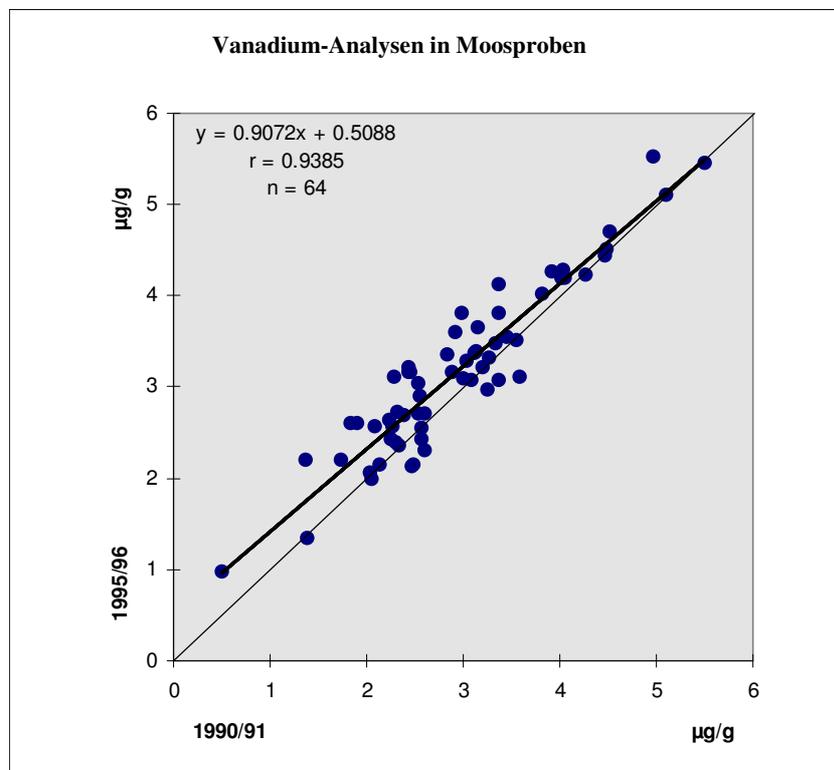


Abb. 49: Vanadium-Gehalte ($\mu\text{g/g}$) in Moosen aus 1990/91 mit unterschiedlichen Aufschluß- und Analysetechniken.
 1990/91 Aufschluß in Quarzgefäßen mit Schraubverschluss, Analytik mit ICP/OES.
 1995/96 Aufschluß mit Mikrowelle, Analytik mit ICP/MS. Ohne Maximum.

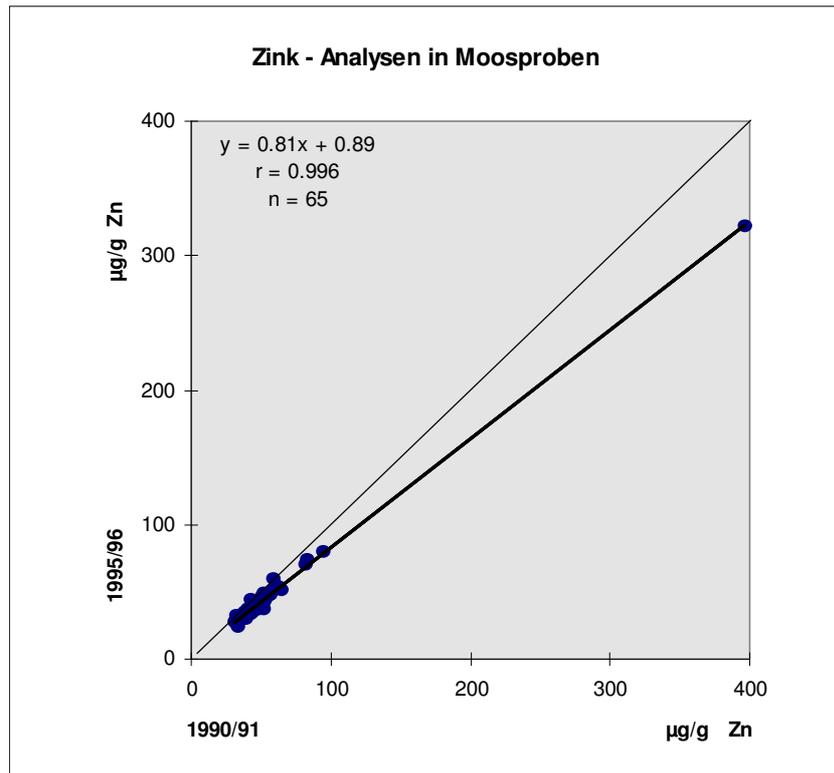


Abb. 50: Zink-Gehalte (µg/g) in Moosen aus 1990/91 mit unterschiedlichen Aufschluß- und Analysetechniken.
 1990/91 Aufschluß in Quarzgefäßen mit Schraubverschluß, Analytik mit ICP/OES.
 1995/96 Aufschluß mit Mikrowelle, Analytik mit ICP/MS.

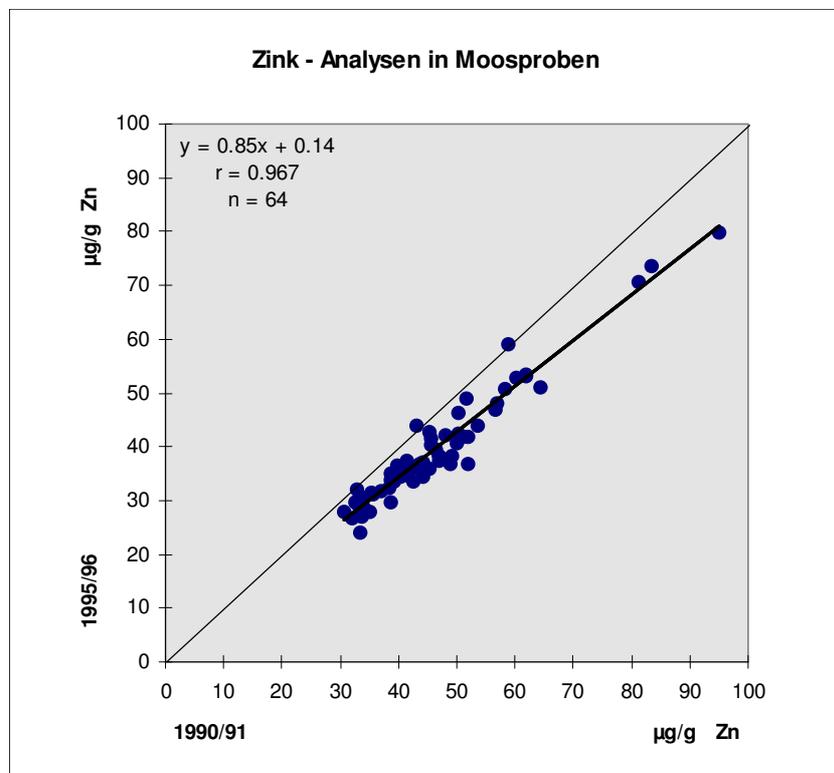


Abb. 51: Zink-Gehalte (µg/g) in Moosen aus 1990/91 mit unterschiedlichen Aufschluß- und Analysetechniken.
 1990/91 Aufschluß in Quarzgefäßen mit Schraubverschluß, Analytik mit ICP/OES.
 1995/96 Aufschluß mit Mikrowelle, Analytik mit ICP/MS. Ohne Maximum.

Für **Arsen** lag die Nachweisgrenze 1990/91 bei 0,1 µg/g. In diesem Fall ist die Reproduzierbarkeit äußerst schlecht. Standardabweichungen von über 100 % sind die Regel.

Ein Arsenwert (Nachweisgrenze) für 1990/91 von 0,1 µg/g ergibt nach obiger Gleichung :

$$0,96 * 0,1 \mu\text{g/g As} + 0,06 = 0,156 \mu\text{g/g As}$$

Auch dieser Wert von 0,156 µg/g liegt im Bereich der Nachweisgrenze und ist deshalb nicht belastbar.

Der Medianwert für Arsen für 1990/91 von 0,29 µg/g ergibt nach obiger Gleichung:

$$0,96 * 0,29 \mu\text{g/g As} + 0,06 = 0,34 \mu\text{g/g As}$$

Damit erhöht sich der Median nach obiger Korrektur um den Faktor 1,2.

Die Rückstellproben aus 1990/91 wurden nur bis zu einem maximalen Arsengehalt von 0,7 µg/g neu analysiert. Nur bis zu diesem Wert läßt sich

deshalb die obige Gleichung auch anwenden. Für 0,7 µg/g As ergibt die Korrektur:

$$0,96 * 0,70 \mu\text{g/g As} + 0,06 = 0,732 \mu\text{g/g As}$$

Der Korrekturfaktor liegt hier bei 1,05, d.h. die Werte aus 1990/91 müßten bei 0,7 µg/g As um 5 % erhöht werden.

Für den Wert 1,50 µg/g As ergibt die Korrektur:

$$0,96 * 1,50 \mu\text{g/g As} + 0,06 = 1,50 \mu\text{g/g As}$$

d. h. der alte und der korrigierte Arsengehalt sind gleich.

Für noch höhere Arsengehalte scheint eine Korrektur nicht vertretbar, da keine Vergleichsproben mit höheren Arsengehalten vorliegen. Auch gilt die analytische Erfahrung, daß höhere Gehalte im allgemeinen richtiger zu analysieren sind als niedrigere. Das obige gilt entsprechend für die übrigen Elemente. Die folgende Tabelle zeigt die Korrekturfaktoren für die Minima, Mediane, Maxima, sofern Rückstandsproben vorlagen.

Tab. 18: **Korrekturfaktoren für die Moosdaten 1990/91** (Universität Osnabrück) in Bezug auf die Aufschluß- und Meßtechnik von 1995/96 (BGR, Hannover). Alle Werte in µg/g.

	Minimum		Median		Korr. Faktor	Korrektur möglich bis		Korr. Faktor	Maximum		Korr. Faktor
	alt	korr.	alt	korr.		alt	korr.		alt	koor.	
1990/91											
As	0,10	0,16	0,29	0,34	1,17	0,80	0,83	1,04	15,9	k. A.	k. A.
Cd	0,13	0,11	0,31	0,29	0,93	0,60	0,57	0,94	(0,87)	(0,83)	0,95
Cr	0,48	0,90	1,84	2,21	1,20	6,0	6,25	1,04	(11,8)	(11,9)	1,01
Cu	4,1	4,2	9,2	8,8	0,96	16,0	15,0	0,94	26	k. A.	k. A.
Fe	153	184	572	619	1,08	1500	1584	1,06	6257	k. A.	k. A.
Ni	0,56	0,79	2,4	2,3	0,97	5,0	4,5	0,90	16	k. A.	k. A.
Pb	5,1	5,2	12,9	13,0	1,00	35	35	1,00	81	k. A.	k. A.
Ti	1,9	15,0	14,1	28,3	2,00	263	300	1,14	263	300	1,14
V	0,50	0,96	2,9	3,1	1,08	13,7	11,6	0,84	13,7	11,6	0,84
Zn	24	21	51	43	0,85	396	323	0,81	396	323	0,81

k. A. keine Angabe möglich

Für alle **Cadmium**-Werte aus 1990/91 wurde eine Umrechnung nach obiger Gleichung durchgeführt. Am Median von 0,31 µg/g Cd liegen die korrigierten Werte um 7 % niedriger als die alten Werte, beim Maximum von 0,87 µg/g sind es noch 5 % (Faktor 0,95).

Insgesamt ist diese Korrektur unerheblich gegenüber der Variation am Standort selbst.

Alle alten **Chrom**-Werte wurden korrigiert mit +20% am Median von 1,84 µg/g Cr und +1 % am Maximum von 11,8 µg/g.

Ein intensiverer Aufschluß der Proben mit der Mikrowelle sollte ebenso wie bei Titan höhere Gehalte liefern.

Bei **Kupfer** wurde die Korrektur bis 15 µg/g durchgeführt, denn darüber gibt es keine vergleichbaren Rückstellproben und bei 15 µg/g Cu ist die Übereinstimmung zwischen alten und neuen Werten mit zwei Proben besonders gut belegt. Beim alten Median von 9,2 µg/g Cu ist die Abweichung für den korrigierten Wert -4 %.

Für **Eisen** wurden Werte bis 1500 µg/g korrigiert, mit einer Abweichung von + 6 %. Über 1500 µg/g gibt es keine Vergleichsprobe.

Für **Nickel** wurden Werte bis 5 µg/g korrigiert mit einer Abweichung von - 10 %. Beim Median von 2,4 µg/g beträgt die Abweichung nur - 3 %.

Für **Blei** ist keine Korrektur erforderlich. Die Abweichungen liegen unter 1%.

Alle **Titan**-Werte mußten korrigiert werden wegen des intensiveren Aufschlusses mit der Mikrowelle für die Proben aus 1995/96. Am Median von 14,1 µg/g liegt der korrigierte Wert bei 28,3 µg/g, beim Maximum von 263 µg/g jetzt bei 300µg/g (+ 14 %)

Für **Vanadium** und **Zink** wurden zwei Korrekturgleichungen benutzt, mit und ohne

Maximalwerten. Für 64 Wertepaare liegen die Gehalte zwischen 0 und 6 µg/g bei Vanadium. Lediglich das letzte Wertepaar, der Maximalwert, liegt bei 13,7 µg/g. Für die Korrektur für alle Vanadiumgehalte kleiner 6 µg/g wurde deshalb die Gleichung aus den 64 Wertepaaren benutzt. Mit der Anomalie bei 13,7 µg/g (ein Wertepaar) verändert sich die Lage der Ausgleichsgerade, so daß niedrige Gehalte davon besonders betroffen wären.

Alle Gehalte größer 6 µg/g V wurden mit der Ausgleichsgeraden für alle 65 Wertepaare umgerechnet. Entsprechendes gilt für Zink.

Beim Median von 2,9 µg/g V beträgt die Abweichung + 8 %, bei 5,5 µg/g V sind es 0 %, beim Maximum von 13,7 µg/g sind es -16 %.

Für Zink liegen die Korrekturen beim Median von 51 µg/g Zn bei - 15 %, beim Maximum von 396 µg/g Zn bei - 19 %.

Zusammenfassung:

Die Korrekturen nahe am Minimum sind unter Beachtung der Nachweisgrenzen nicht aussagekräftig.

Nur bei Titan ergeben sich erhebliche konzentrationsabhängige Korrekturfaktoren infolge des intensiveren Mikrowellenaufschlusses.

Die Korrekturen der Medianwerte sind unerheblich für Kupfer und Nickel, für Blei ist keine Korrektur nötig (Faktor 1,0). Für Zink und Cadmium ergeben sich nach der Korrektur etwas niedrigere Werte (-15 % für Zink, - 7 % für Cadmium) beim Median. Höhere Medianwerte nach der Korrektur finden wir für Arsen, Chrom; Vanadium und Eisen.

3.3 Bundesweiter Vergleich Moos-Monitoring 1995/96 und 1990/91

Im Kap. 3.2 wurde beschrieben, wie sich die Korrektur-Gleichungen aus der Gegenüberstellung der Analysenwerte aus 1990/91 und 1995/96 desselben Probenmaterials (Rückstellproben 1990/91) ergeben.

Aufgrund der Korrekturen werden in den Darstellungen (Tab. 19+20, Abb. 52-55) die Mediane der untersuchten Elemente auf einer Basis von 592 bzw. 1026 Moosproben (Standorten) für 1990 bzw. 1995 als Maß für die

zeitliche Veränderung der Immissionssituation in Deutschland gegenübergestellt. Tab. 19 zeigt die Mediane des Original-Datensatzes (unkorrigiert) aus 1990/91. Nach Tab. 19 können deutliche Abnahmen im Zeitraum von 1990/91 bis 1995/96 für die Elemente Arsen, Chrom, Eisen, Nickel, Blei und Vanadium nachgewiesen werden. Auffällig ist die Zunahme der Titangehalte (55%). Andere Elemente wie Cadmium, Kupfer und Zink zeigen nur geringfügige Änderungen in den Gehalten im Untersuchungszeitraum. Für die Elemente Quecksilber und Antimon liegen keine Vergleichsdaten für 1990/91 vor.

Tab. 19: **Mediane der untersuchten Elemente** ($\mu\text{g/g}$) und die relativen Abweichungen (%) der Mediane aus 1990/91 (Original-Datensatz) unkorrigiert und 1995/96.

Mediane	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Ni	Pb	Sb	Ti	V	Zn
1990/91	0.29	0.31	1.84	9.2	572	k. A.*	2.4	12.9	k. A.*	14.1	2.9	50.6
1995/96	0.25	0.29	1.42	9.4	447	0.043	1.63	7.7	0.173	21.8	1.74	53.7
rel. Abw.(%)	-14	-7	-23	+2	-22	-	-33	-40	-	+55	-41	+6

*keine Analyse

Tab. 20 zeigt den Vergleich mit den korrigierten Medianen aus 1990/91, die aus den Ergebnissen

der Wiederholungs-Analysen von 1995/96 errechnet wurden.

Tab. 20: **Mediane der untersuchten Elemente** ($\mu\text{g/g}$) und die relativen Abweichungen (%) der **korrigierten Mediane** aus 1990/91 und der Mediane aus 1995/96.

Mediane	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Ni	Pb	Sb	Ti	V	Zn
1990/91 korrigiert	0.34	0.29	2.21	8.8	619	k.A.	2.3	13	k. A.*	28.3	3.1	42.8
1995/96	0.25	0.29	1.42	9.4	447	0.043	1.63	7.7	0.173	21.8	1.74	53.7
rel Abw.(%)	-26	0	-36	+7	-28	-	-29	-41	-	-23	-44	+25

* keine Analyse

In Tab. 20 ist zu erkennen, daß durch die Korrektur der Daten aus 1990/91 die prozentualen Rückgänge in 1995/96 für die Elemente Arsen, Chrom, Eisen und Vanadium stärker zum

Ausdruck kommen. Für die Elemente Nickel und Blei bleiben fast dieselben prozentualen erheblichen Rückgänge von 29 % für Nickel bzw. 41 % für Blei nach fünf Jahren.

Für Kupfer (+7 %) und Zink (+25 %) werden für den Vergleich mit dem korrigierten alten Datensatz in 1995/96 größere Zunahmen festgestellt. Das Element Cadmium zeigt jetzt keine Veränderung gegenüber dem korrigierten Datensatz aus 1990/91. Im Gegensatz zu der auffälligen Zunahme von Ti (+55 %) in 1995/96 (Tab. 19) kommt es nach der Korrektur der Daten aus 1990/91 zu einer deutlichen Abnahme des Medi-

ans in 1995/96 auf -23 %. Der alte Median aus 1990/91 mit 14,1 $\mu\text{g/g}$ Ti zeigt gerade 50 % des korrigierten Medians aus 1990/91 mit 28,3 $\mu\text{g/g}$ Ti. Dies ist wohl durch die neuere intensivere Aufschlußtechnik mit einer Mikrowelle für die Wiederholungsanalysen der alten Proben zu erklären. So werden auch Arsen und Chrom erheblich besser aufgeschlossen, Eisen und Vanadium dagegen unerheblich mehr.

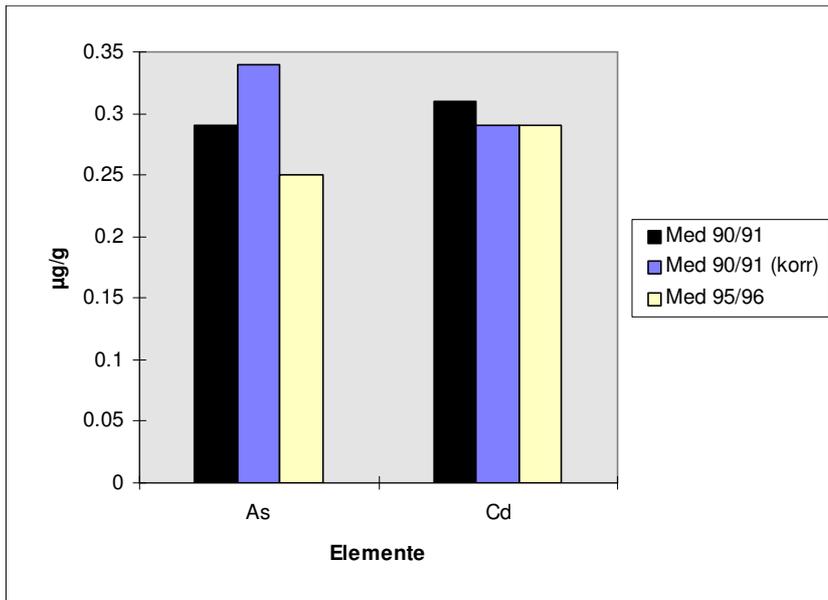


Abb. 52: Mediane für alle Arsen- (As) und Cadmiumwerte (Cd) in Moosen in Deutschland.

Unkorrigierter Datensatz aus 1990/91 (Med 90/91)
 korrigierter Datensatz aus 1990/91 (Med 90/91 korr)
 und Datensatz aus 1995/96 (Med 95/96)

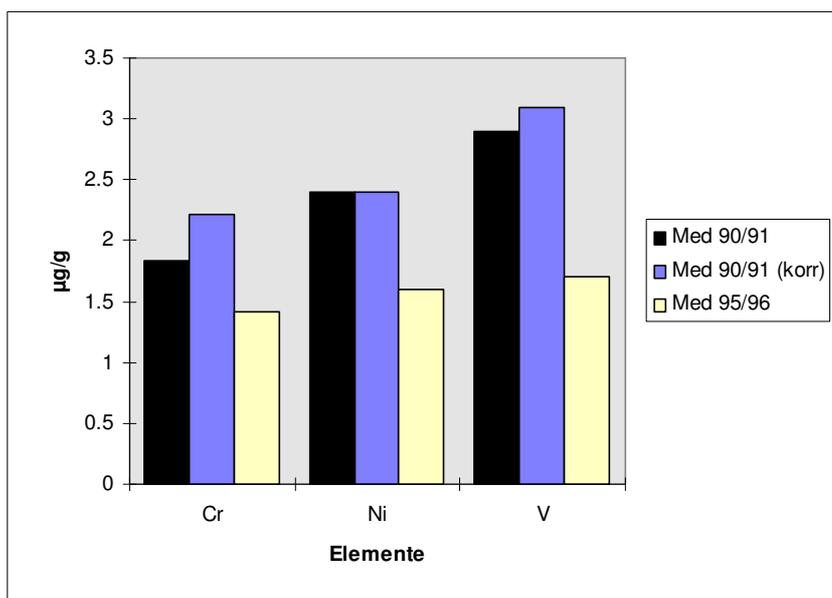


Abb. 53: Mediane für alle Chrom- (Cr), Nickel- (Ni) und Vanadiumwerte (V) in Moosen in Deutschland.

Unkorrigierter Datensatz aus 1990/91 (Med 90/91)
 korrigierter Datensatz aus 1990/91 (Med 90/91 korr)

und Datensatz aus 1995/96

(Med 95/96)

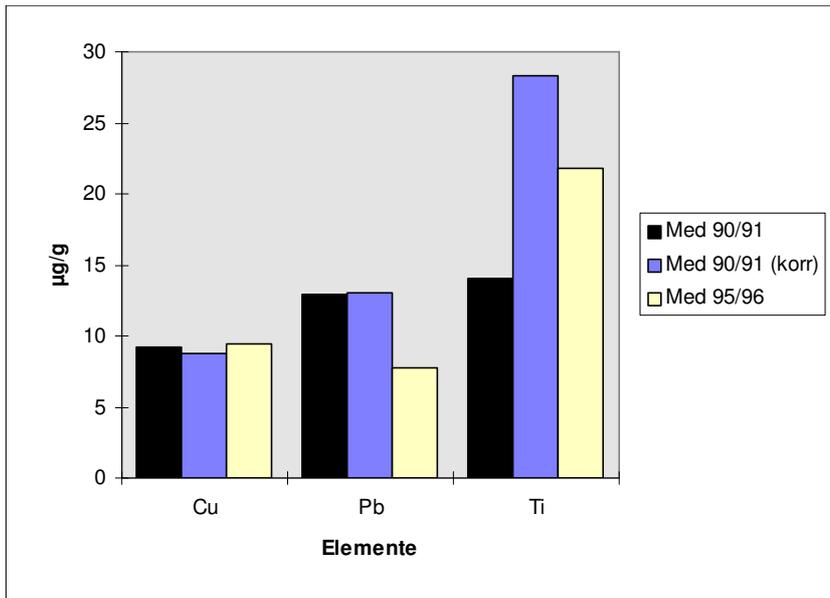


Abb. 54: Mediane für alle Kupfer- (Cu), Blei- (Pb) und Titanwerte (Ti) in Moosen in Deutschland.

Unkorrigierter Datensatz aus 1990/91 (Med 90/91)
korrigierter Datensatz aus 1990/91 (Med 90/91 korr)
und Datensatz aus 1995/96 (Med 95/96)

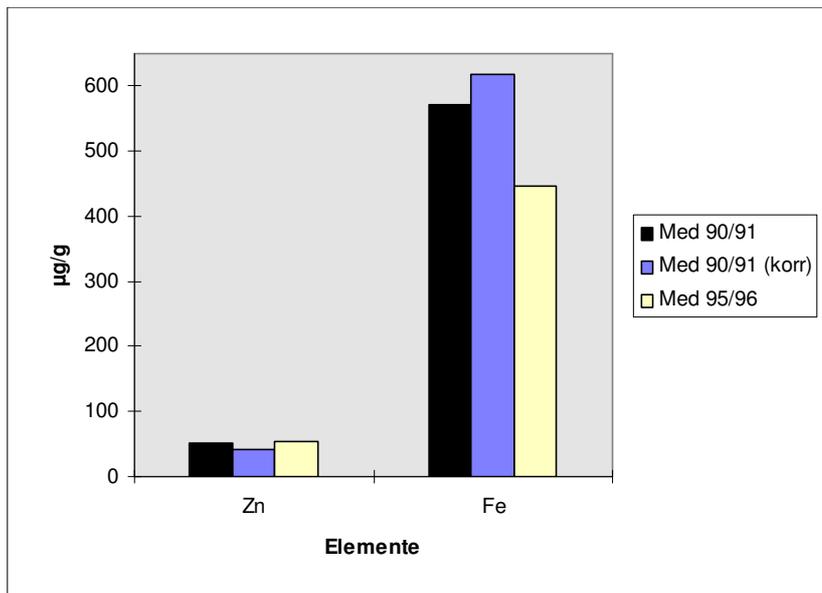


Abb. 55: Mediane für alle Zink- (Zn) und Eisenwerte (Fe) in Moosen in Deutschland.

Unkorrigierter Datensatz aus 1990/91 (Med 90/91)
korrigierter Datensatz aus 1990/91 (Med 90/91 korr)
und Datensatz aus 1995/96 (Med 95/96)

In Tab. 21 werden die Veränderungen der Luftqualität (Immissionsseite) auf der Basis des Moos-Monitorings 1990/91 (korrigierter Datensatz) und 1995/96 den Veränderungen der atmosphärischen Emissionen von Schwermetallen in Deutschland aus den Jahren 1990 und 1995 (Emissionsseite) gegenübergestellt. Die erhebliche Minderung der Emissionen von Arsen, Chrom, Nickel und Blei zwischen 1990 und 1995 zeigen sich auch beim Vergleich der Moos-Monitoring Programme 1990/91 und 1995/1996 auf der Immissionsseite. Demgegenüber werden die Rückgänge für

Cadmium, Kupfer und Zink im Moos-Monitoring nicht festgestellt. Für die Elemente Eisen, Vanadium und Titan liegen keine Emissionsdaten vor.

Bei diesem Vergleich muß beachtet werden, daß die Elementdaten des Moos-Monitorings 1990/91 aufgrund des zeitintegrierenden Charakters von Moosen etwa den Zeitraum von 1988-1990/91 repräsentieren und die des Moos-Monitorings 1995/96 dem Zeitraum von 1993-1995/96 entsprechen.

Tab. 21: Emissionsdaten aus 1990 und 1995 in Deutschland und Elementgehalte (Mediane) aus dem Moos-Monitoring 1990/91 und 1995/96.

	Gesamt-Emissionen in Deutschland (t/a) *		Veränderungen in %	Element-Mediane in Moosen in Deutschland (µg/g)		Veränderungen in %
	1990	1995		1990/91	1995/96	
As	120	33	-73	0,34	0,25	-26
Cd	30	11	-63	0,29	0,29	0
Cr	252	115	-54	2,21	1,42	-36
Cu	360	79	-78	8,8	9,4	+7
Fe	k. A.	k. A.	k. A.	619	447	-28
Ni	277	159	-43	2,3	1,63	-29
Pb	2315	624	-73	13	7,7	-41
Ti	k. A.	k. A.	k. A.	28,3	21,8	-23
V	k. A.	k. A.	k. A.	3,1	1,74	-44
Zn	1321	452	-66	42,8	53,7	+25

* Quelle: Umweltbundesamt, Daten zur Umwelt 1997

3.4 Vergleich der Moos-Datensätze mit und ohne Fehlarten

Wie im Kap. 2.2.2 beschrieben, wurden im Gegensatz zum Moos-Monitoring 1990/91 die entnommenen Fehlarten in die Darstellungen und Auswertungen für 1995/96 einbezogen. Um mögliche Unterschiede in einfachen statistischen Kenngrößen wie Mittelwert oder Median aufzuzeigen, wurden die Gesamtdatensätze mit (1026 Proben) und ohne Fehlarten (973 Proben) getrennt ausgewertet und verglichen. Es zeigt sich in der Gegenüberstellung in Tab. 22, daß bei einer

Gesamtbetrachtung der Elemente in Deutschland im Mittel (Median und Mittelwert) die Werte fast gar nicht voneinander abweichen. Geringe Abweichungen sind für die Mittelwerte, z. B. von Eisen, Vanadium und Nickel nachweisbar. Deutliche Unterschiede bestehen bei den maximalen Werten (Max) nur bei Vanadium im Datensatz mit den Fehlarten. Die Standorte mit den Fehlarten von 1995/96 sind in der Abb. 1 dargestellt.

Tab. 22: Gegenüberstellung der Elementmediane (MED), Mittelwerte (MW), Maxima (MAX) und Minima (MIN) in ($\mu\text{g/g}$) aus den Datensätzen mit allen Moosarten (**mit Fehlarten**, n = 1026) und nur mit den Hauptarten (**ohne Fehlarten**, n = 973).

		As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Ni	Pb	Sb	Ti	V	Zn
mit Fehlarten	MED	0.25	0.29	1.42	9.4	447	0.043	1.63	7.7	0.17	21.8	1.74	53.7
ohne Fehlarten		0.24	0.29	1.42	9.4	437	0.043	1.60	7.7	0.17	21.5	1.70	53.3
mit Fehlarten	MW	0.33	0.33	1.8	10.1	551	0.047	1.90	9.3	0.20	27.4	2.07	59.3
ohne Fehlarten		0.31	0.33	1.7	10.1	520	0.046	1.85	9.2	0.20	26.1	1.96	58.1
mit Fehlarten	MAX	2.69	1.82	12.1	56.8	3920	0.174	8.43	78	3.1	235	21.6	251
ohne Fehlarten		2.69	1.75	11.7	56.8	3920	0.174	8.43	78	3.1	235	13.2	251
mit Fehlarten	MIN	0.001	0.054	0.105	3.0	118	<0,001	0.46	1.7	0.042	4.7	0.345	14.2
ohne Fehlarten		0.001	0.054	0.105	3.0	118	<0,001	0.46	1.7	0.042	4.7	0.345	14.2

Aus diesem Vergleich folgt, daß bei dem bundesweiten Moos-Monitoring mit den Fehlarten oder ohne diese die allgemeinen Aussagen

ebenso zutreffen. An einzelnen Standorten ist jedoch eine genaue Abwägung erforderlich, wenn **hohe** Gehalte gemessen werden.

3.5 Vergleich verschiedener Moosarten an einem Standort (Artenvergleich)

Zur Prüfung der Vergleichbarkeit verschiedener Moosarten an einem Standort bezüglich deren Aufnahme- oder Adsorptionsverhalten gegenüber Elementen aus dem Lufteintrag wurden lineare Regressionsanalysen (Abb. 56-57) zwischen den Elementgehalten der Moosarten *Pleurozium schreberi* / *Scleropodium purum* (P.s./S.p.) und *Pleurozium schreberi* / *Hypnum cupressiforme* (P.s./H.c.) (Tab. 5) durchgeführt. *Pleurozium schreberi* ist innerhalb des Vorhabens die hauptsächlich entnommene Moosart und gilt in dieser Prüfmethode als Bezugsart (unabhängige Variable, x-Achse). Liegen dabei die Datenpunkte auf der gepunkteten (1:1) Linie, zeigen die beiden Moosarten gleiches Verhalten gegenüber dem entsprechenden Element. In diesem Fall können beide Moosarten als gleichwertig für die Elementaussagen zum Moos-Monitoring angesehen werden. Ist dies nicht der Fall, können mit Hilfe der Regressionsgleichungen (Signifikanz vorausgesetzt) Elementgehalte von der einen Moosart bezogen auf die andere umgerechnet werden. Ein umzurechnender *Scleropodium*- oder *Hypnum*-wert würde je nach Gehalt kleiner oder größer werden. Dabei ist die Differenz zwischen Ursprungswert und umgerechnetem Wert nicht konstant, sondern konzentrationsabhängig.

Für die Artenkombination ***Pleurozium schreberi*** und ***Scleropodium purum*** gelten generell signifikante Korrelationen (Abb. 56 a-l).

Um das gleiche element- und artspezifische Verhalten zu bestätigen oder abzulehnen, werden in den Abb. 56 a-i die für das Moos-Monitoring 1990/91 und 1995/96 durchgeführten Regressionsanalysen zwischen den Moosarten gegenübergestellt. Es zeigen sich für die Elemente Cadmium, Kupfer, Eisen, Blei, Vanadium und

Zink vergleichbare Regressionsanalysen in beiden Moos-Monitoring Programmen. Für diese Elemente scheinen sich die element- und art-spezifischen Reaktionen zu erhärten.

Für die Elemente Cadmium, Chrom (nur 1995/96), Kupfer, Nickel (nur 1995/96) und Titan (nur 1995/96) liegen die Ausgleichsgeraden (Regressionsgeraden) annähernd auf der 1:1 Linie und lassen auf gleiches Verhalten der Moosarten P.s. und S.p. gegenüber diesen Elementen schließen. Die Ausgleichsgeraden für Eisen, Blei und Vanadium schneiden die 1:1 Linie und zeigen oberhalb der Schnittpunkte höhere Elementgehalte im *Pleurozium schreberi*. Nur für Zink bis zu Gehalten von 139 µg/g (nur 1990/91) bzw. 145 µg/g (nur 1995/96) scheint *Scleropodium purum* grundsätzlich höhere Gehalte zu besitzen. In den meisten Fällen kommt es zu beträchtlichen Streuungen um die Ausgleichsgeraden, wobei schon ein Extremwert den Verlauf der Geraden stark beeinflussen kann (s. Nickel und Chrom).

Für das bundesweite Moos-Monitoring 1995/96 erscheint es nicht sinnvoll, die S.p.-Werte auf solche von der Hauptart P.s. für die Elemente Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel und Titan anhand der Ausgleichsgeraden (Regressionsgleichungen) umzurechnen. Die Abweichungen betragen weniger als 10 %. Bei den großen Streuungen der Meßwerte am selben Standort scheint dieser Betrag vernachlässigbar. Bei Eisen sind die artspezifischen Streuungen besonders groß. Für Blei und Zink werden die S.p. -Werte auf P.s. bezogen exemplarisch umgerechnet und in den Abb. 58 a,b (Blei) und 59 a,b (Zink) dargestellt. Beim optischen Vergleich der Abbildungspaare lassen sich bundesweit grundsätzlich keine wesentlichen Unterschiede erkennen. Lediglich größere Gebiete im Ruhrgebiet weisen für Blei nun höhere Werte auf. Die Werte für Zink verringern sich nach der

Umrechnung der Scleropodium-Werte vor allem im Ruhrgebiet und in größeren Gebieten Ostdeutschlands.

Für Arsen, Antimon und Quecksilber existieren keine entsprechenden Vergleiche zum Moos-Monitoring 1990/91. Die Moosart P.s. scheint gegenüber der Moosart S.p. Arsen und Antimon anzureichern. Die S.p.-Werte müßten auf den Abb. 6b (Arsen) und 38 (Antimon) entsprechend erhöht werden, wenn man sie in Bezug auf die Moosart P.s. vergleichen wollte. Für Quecksilber scheinen sich beide Moosarten gleich zu verhalten (der Umrechnungsfaktor ist kleiner als 6 %).

Für die Artenkombination *Pleurozium schreberi* und *Hypnum cupressiforme* (P.s./H.c.) gelten generell ähnliche Verhältnisse wie für P.s./S.p. (Abb. 57 a - l).

Um das gleiche element- und artspezifische Verhalten zu bestätigen oder abzulehnen, werden die im Moos-Monitoring 1990/91 und 1995/96 durchgeführten Regressionsanalysen zwischen den Moosarten gegenübergestellt. Es zeigen sich für die Elemente Cadmium, Chrom, Kupfer, Eisen und Vanadium vergleichbare Regressionsanalysen in beiden Moos-Monitoring Programmen. Für diese Elemente scheinen sich die element- und artspezifischen Reaktionen zu erhärten. Für Nickel, Blei und Zink zeigen die Regressionsanalysen aus beiden Programmen keine übereinstimmenden Ausgleichsgeraden.

Für Titan (nur 1995/96) liegt die Ausgleichsgerade (Regressionsgerade) annähernd auf der 1:1 Linie und läßt auf gleiches Verhalten der Moosarten P.s. und H.c. gegenüber diesem Element schließen.

Die Werte für Eisen liegen unterhalb der 1:1 Linie und zeigen im Mittel höhere Elementgehalte im *Pleurozium schreberi*. Die Werte für Cadmium liegen überwiegend oberhalb der 1:1 Linie und

beschreiben höhere Gehalte im *Hypnum cupressiforme*.

Für Chrom, Kupfer, Vanadium, Nickel und Zink (nur 1995/96) verlaufen die Regressionsgeraden im unteren Wertebereich oberhalb der 1:1 Linie, im höheren Wertebereich unterhalb der 1:1 Linie und zeigen damit konzentrationsabhängig sowohl höhere Elementgehalte im *Hypnum cupressiforme* wie auch im *Pleurozium schreberi*. Auch bei dieser Artenkombination wurden bedeutende Streuungen um die Ausgleichsgeraden festgestellt. Insbesondere Blei, Cadmium und Nickel zeigen einzelne Extremwerte, die die Steigung der Geraden beeinflussen. Leider liegen nur 24 Vergleichsproben für P.s./H.c. vor.

Für das Moos-Monitoring 1995/96 erscheint es nicht sinnvoll, H.c.-Werte auf solche von der Hauptart P.s. für die Elemente Cadmium, Chrom, Nickel, Blei und Titan anhand der Ausgleichsgeraden (Regressionsgleichungen) umzurechnen, besonders wegen der großen Streuungen der Meßwerte am selben Standort und der geringen Probenanzahl. Bei Nickel sind die artspezifischen Streuungen besonders groß.

Für Arsen, Antimon und Quecksilber existieren entsprechende Vergleiche nur zum Moos-Monitoring 1995/96. Auch diese Elemente besitzen Konzentrations- und artabhängige Unterschiede. Im unteren Wertebereich zeigt grundsätzlich *Hypnum cupressiforme* höhere Gehalte, im oberen Wertebereich dagegen *Pleurozium schreberi*, bei starken Streuungen der Meßwerte. Aufgrund der o.g. Einschränkungen werden in Abb. 58 (Blei) und Abb. 59 (Zink) die H.c. Werte nicht auf P.s. bezogen umgerechnet.

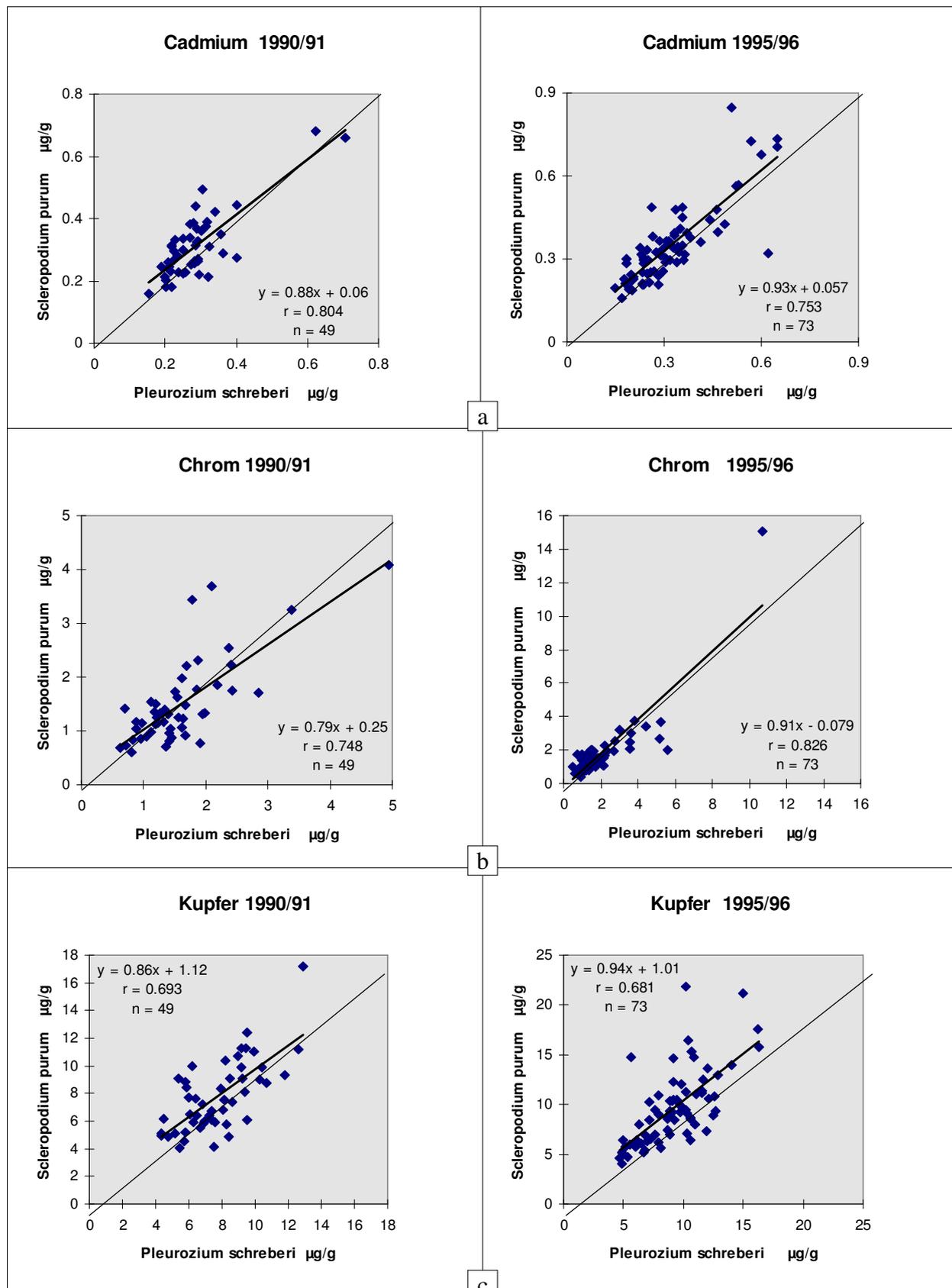


Abb. 56 a - i: Regressionsanalysen zwischen *Pleurozium schreberi* (Bezugsart) und *Scleropodium purum* für die Elemente Cd (a), Cr (b), Cu (c), Fe (d), Ni (e), Pb (f), Ti (g), V (h) und Zn (i) im Moos-Monitoring 1990/91 und 1995/96.

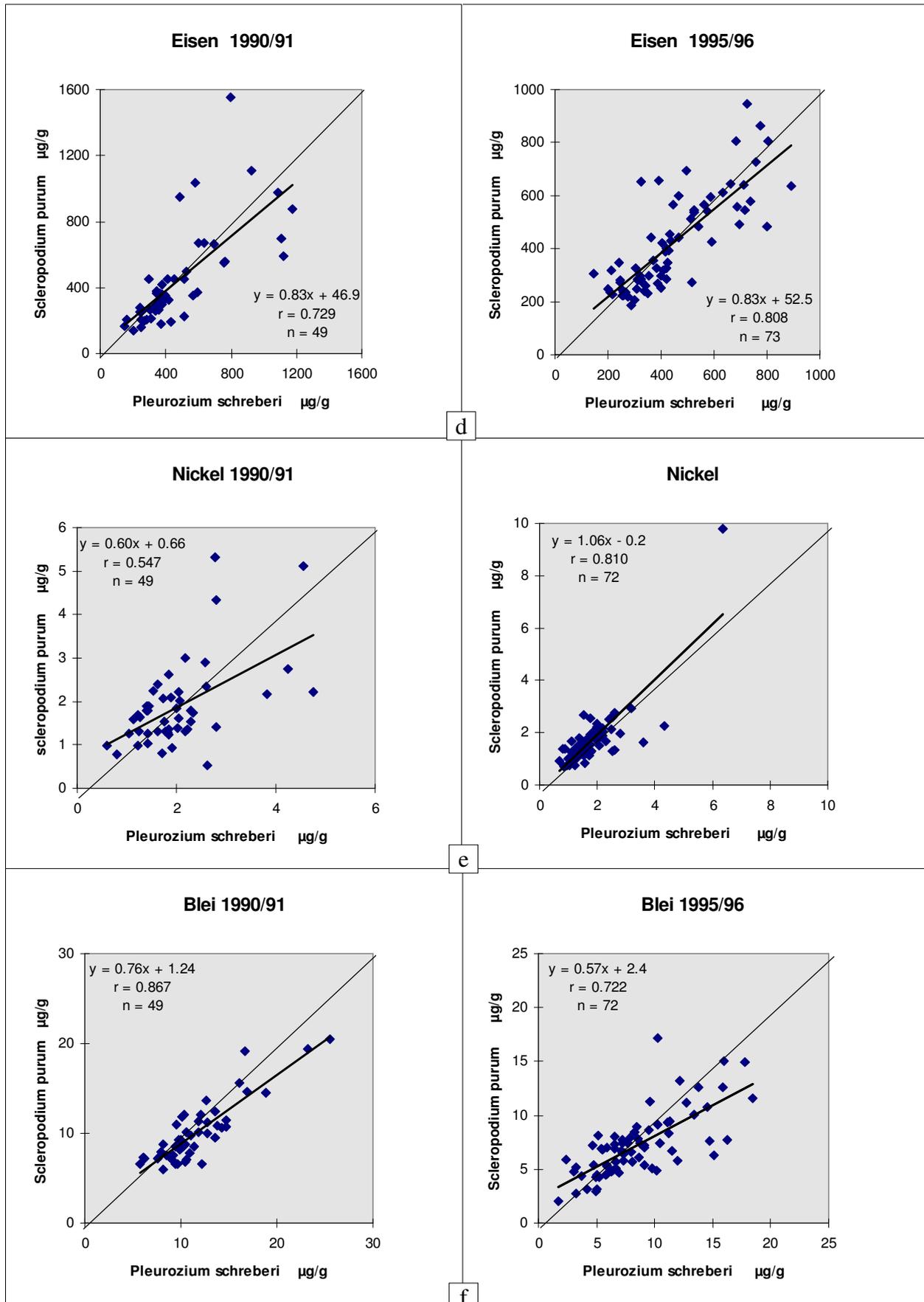


Abb. 56 a - i: (Fortsetzung)

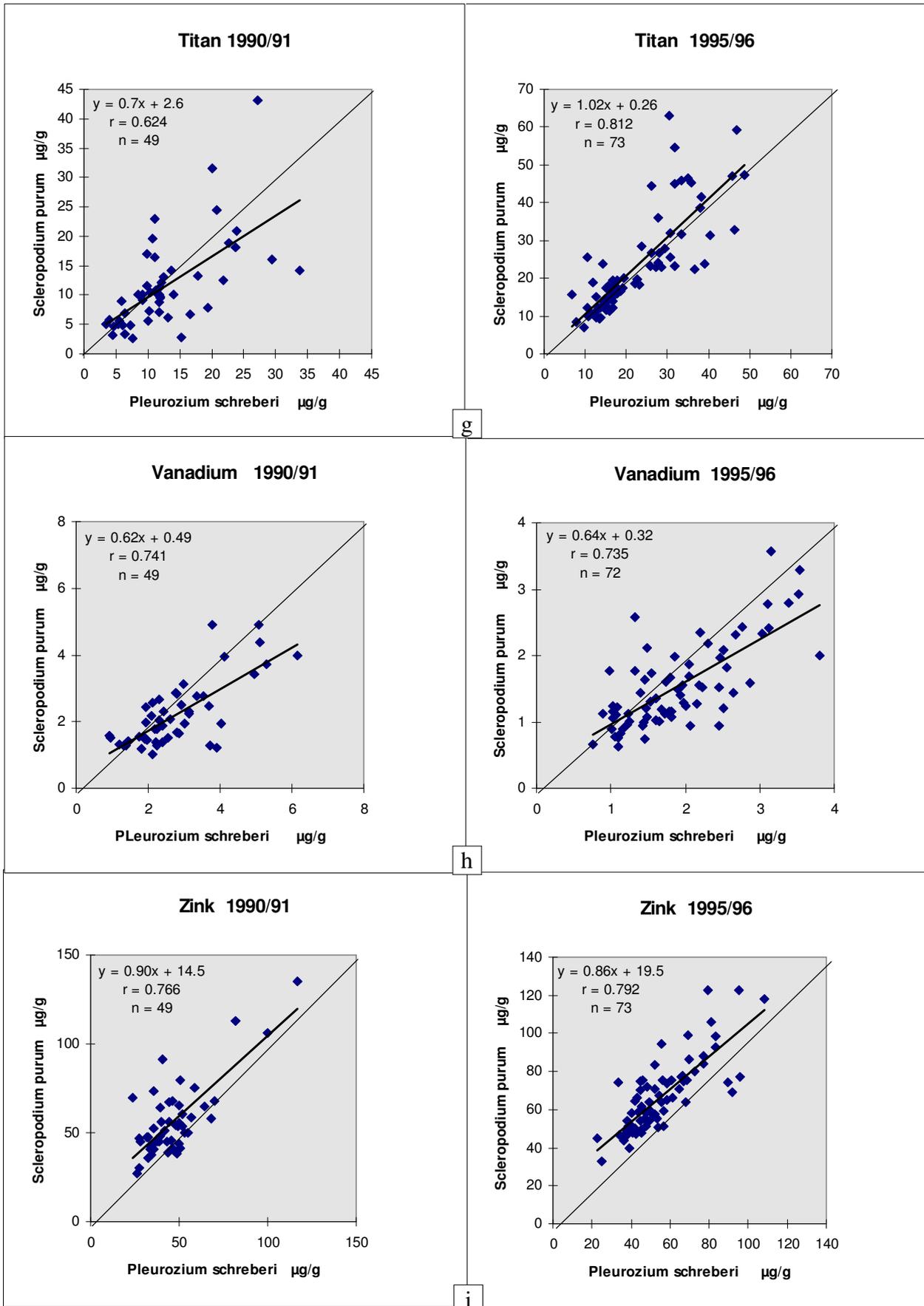


Abb. 56 a - i: (Fortsetzung)

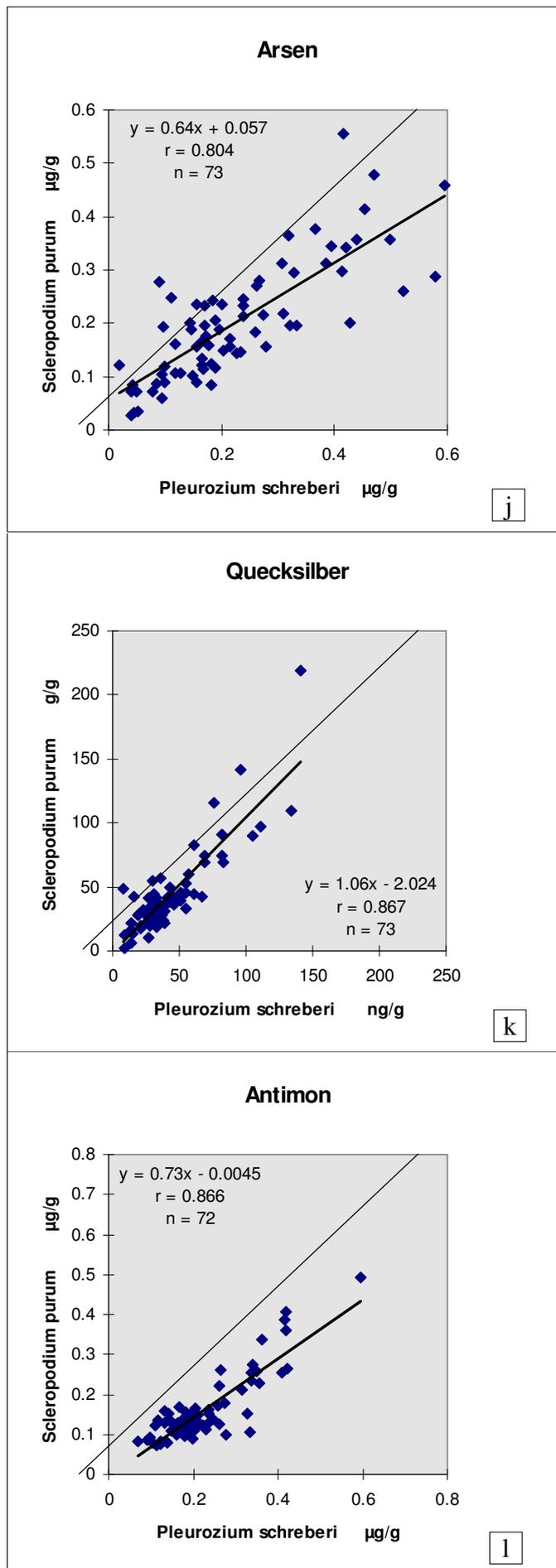


Abb. 56 j - l: Regressionsanalysen zwischen *Pleurozium schreberi* (Bezugsart) und *Scleropodium purum* für die Elemente As (j), Hg (k) und Sb (l) im Moos-Monitoring 1995/96.

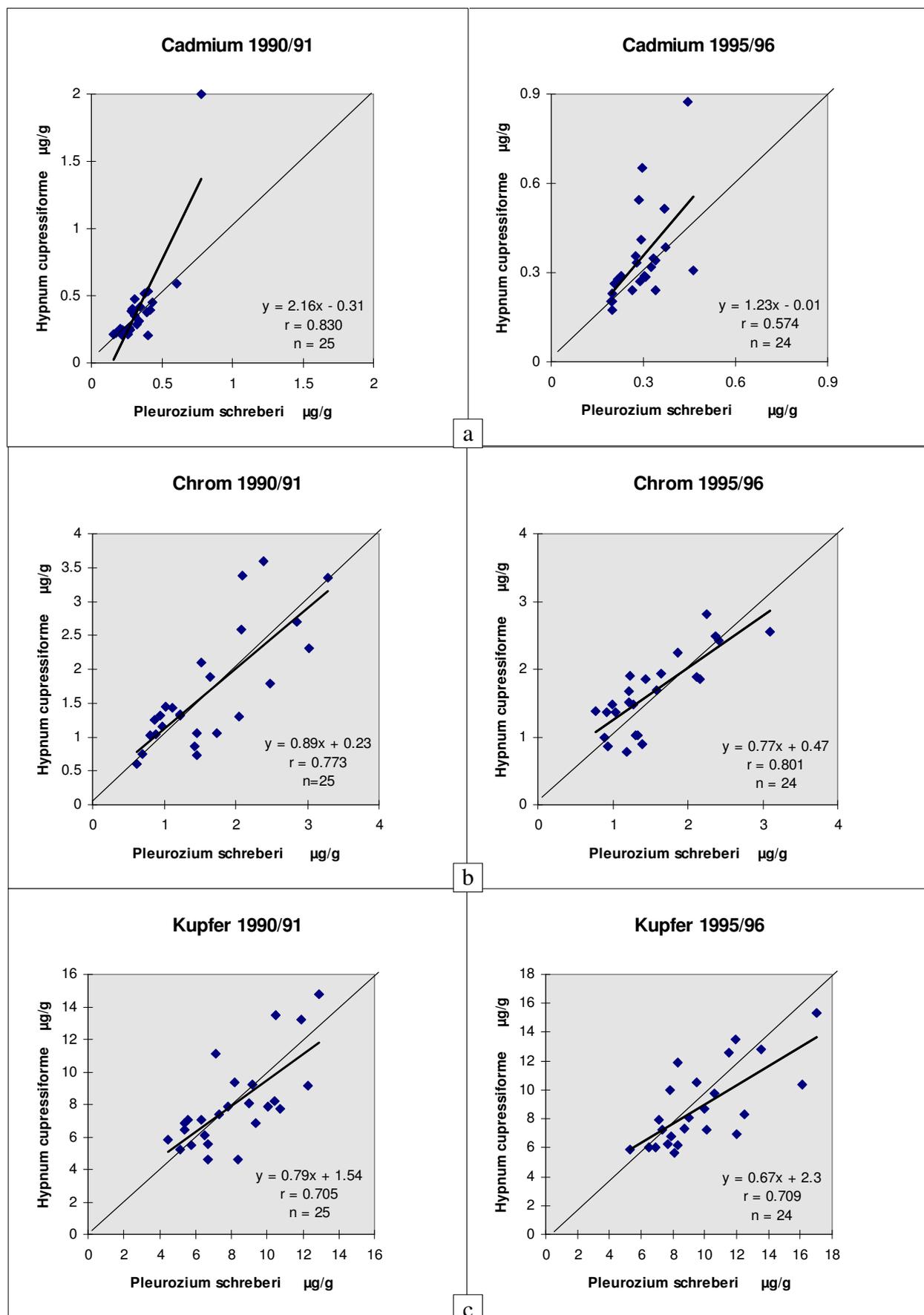


Abb. 57 a - i: Regressionsanalysen zwischen *Pleurozium schreberi* (Bezugsart) und *Hypnum cupressiforme* für die Elemente Cd (a), Cr (b), Cu (c), Fe (d), Ni (e), Pb (f), Ti (g), V (h) und Zn (i) im Moos-Monitoring 1990/91 und 1995/96.

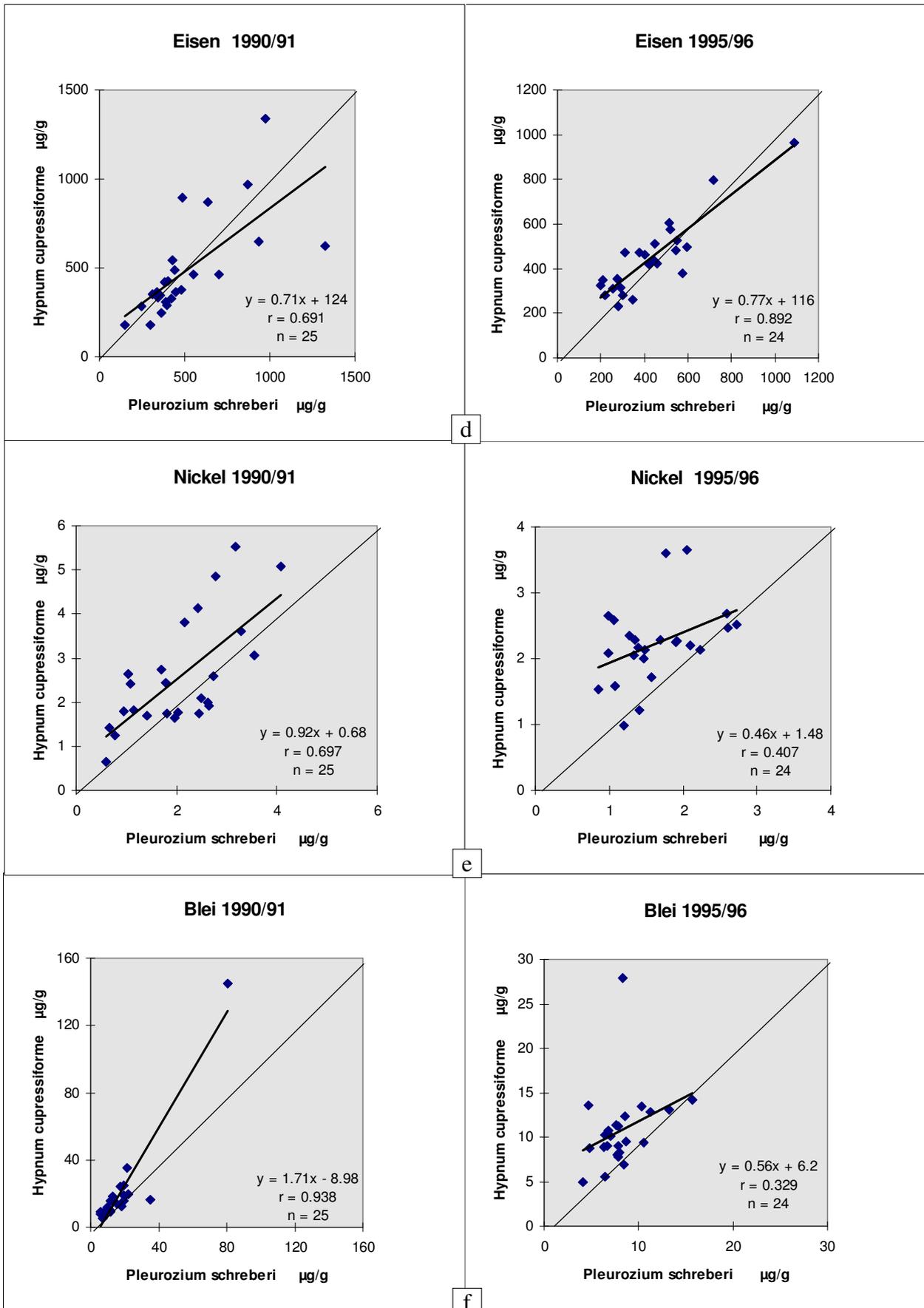


Abb. 57 a - i: (Fortsetzung)

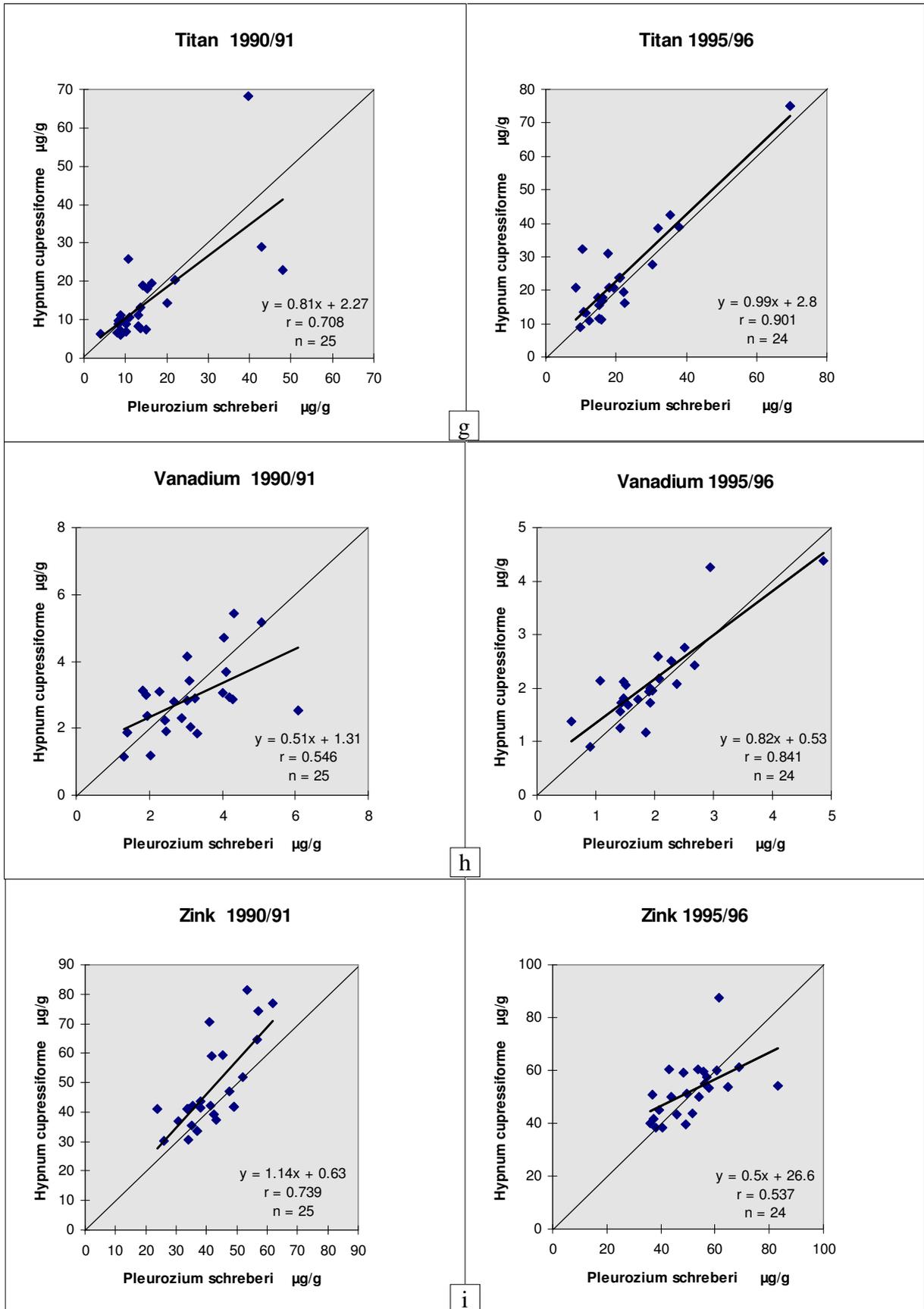


Abb. 57 a - i: (Fortsetzung)

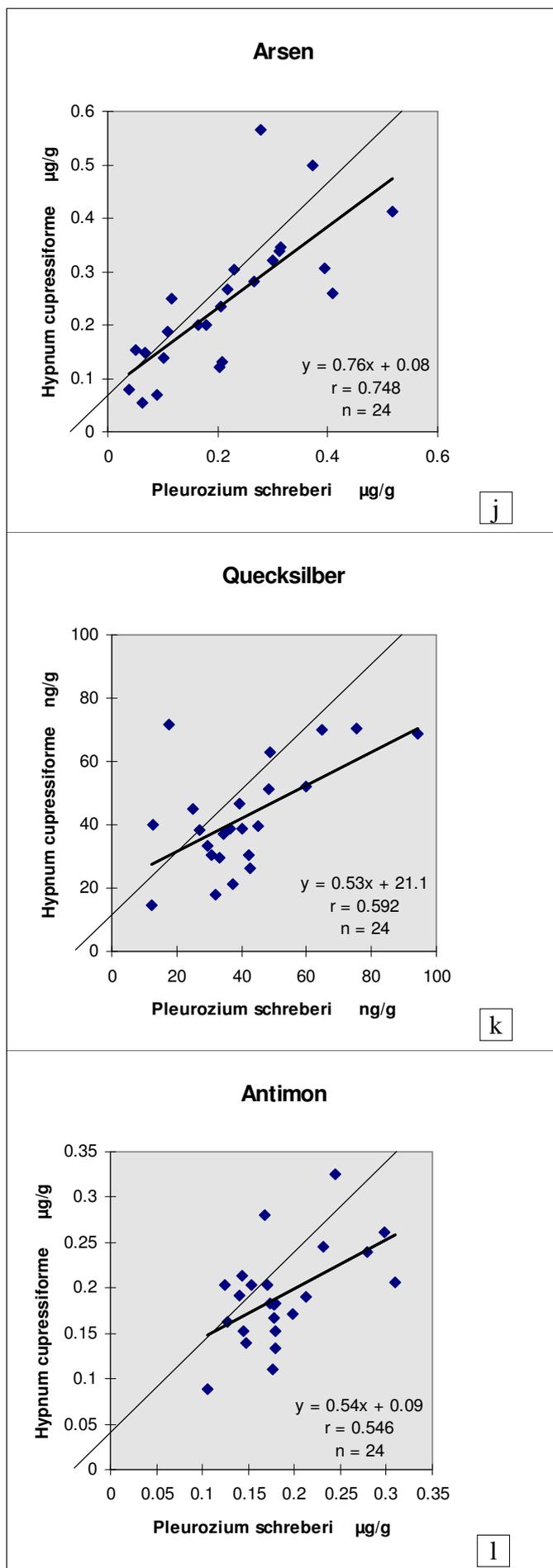


Abb. 57 j - l: Regressionsanalysen zwischen *Pleurozium schreberi* (Bezugsart) und *Hypnum cupressiforme* für die Elemente As (j), Hg (k) und Sb (l) im Moos-Monitoring 1995/96.

Karte Bler

Abb. 33 a : Zink-Gehalte in Moosen

Moos - Monitoring 1990/91 (korrigiert)

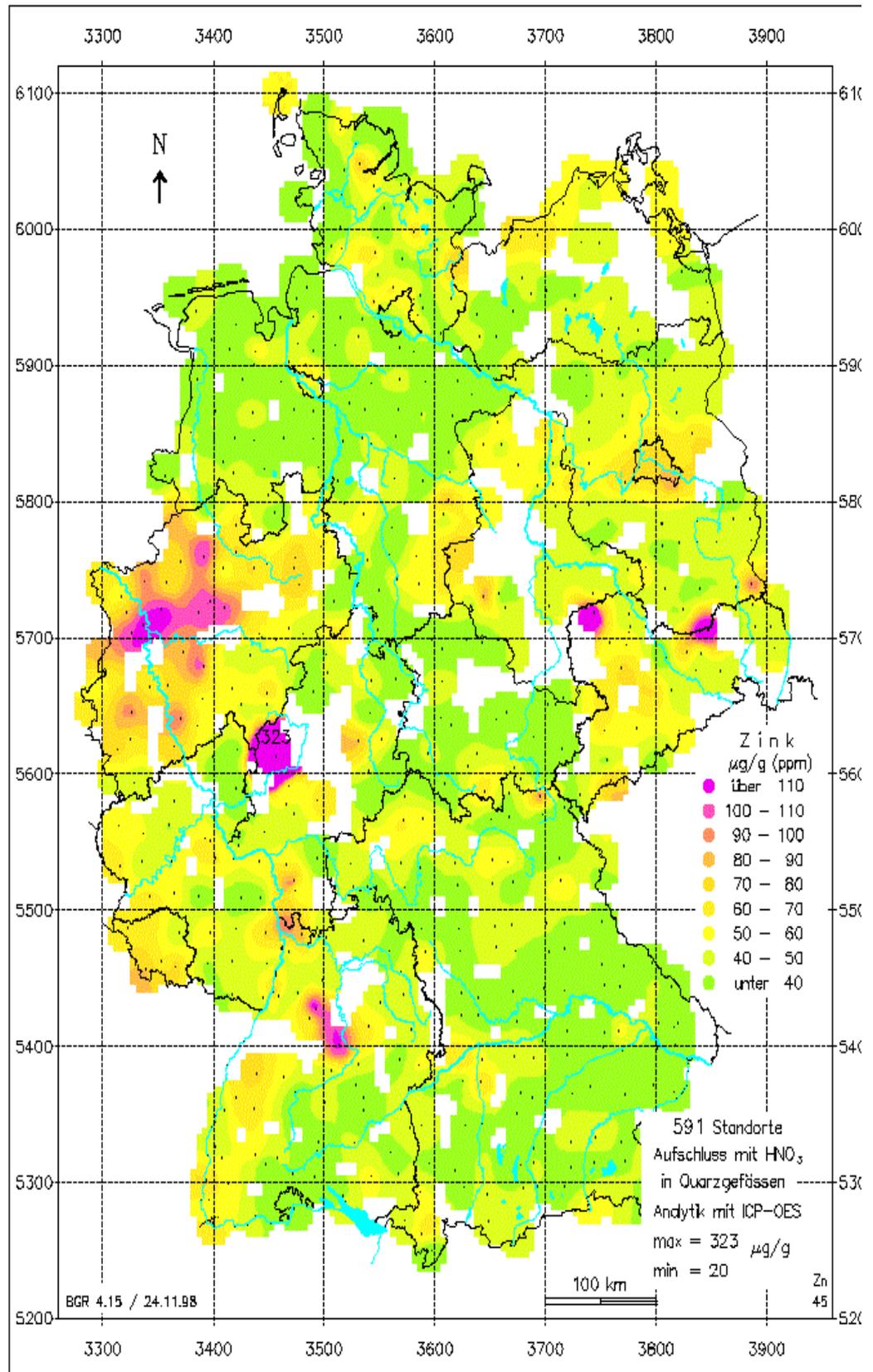
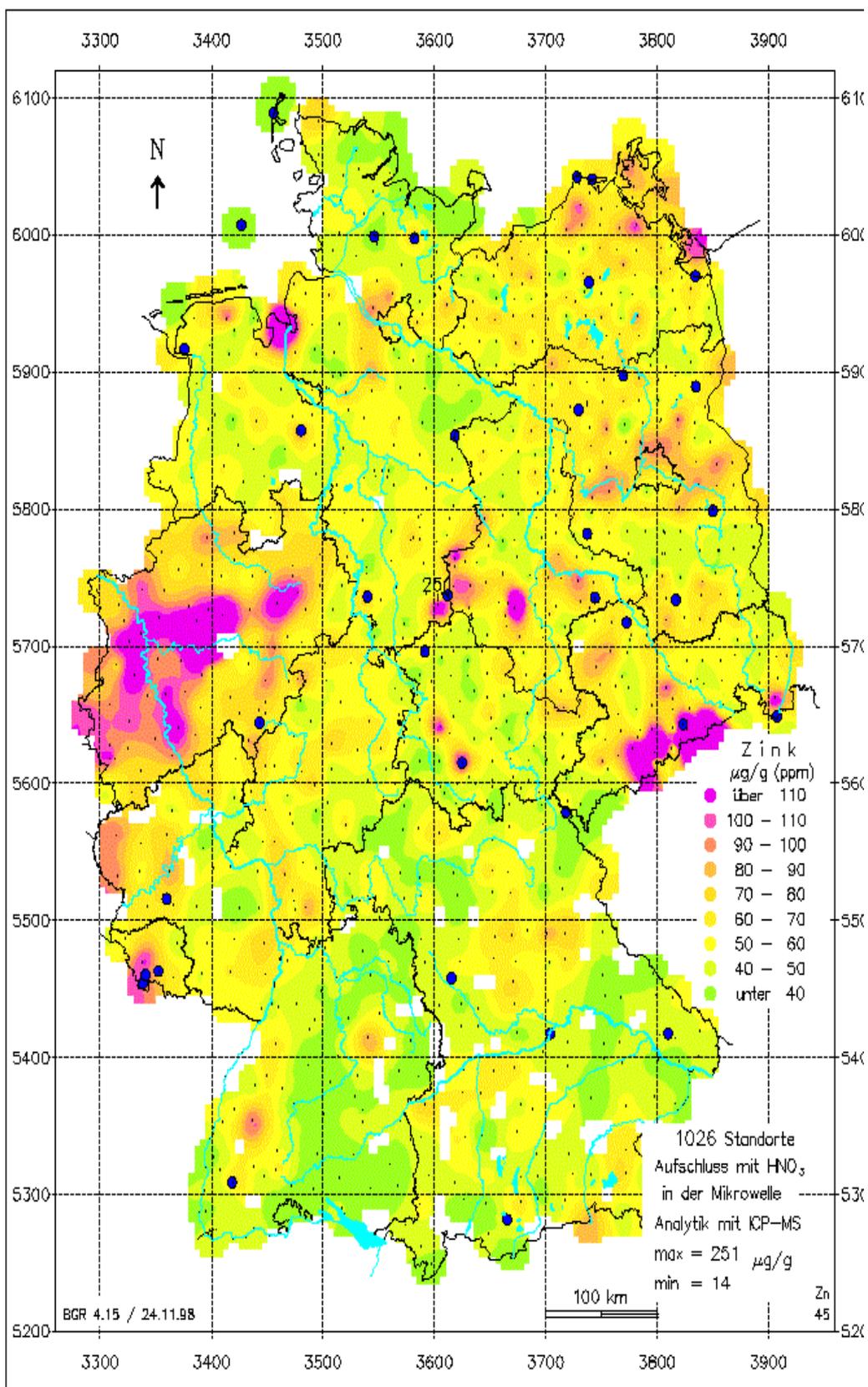


Abb. 33 b : Zink-Gehalte in Moosen

Moos – Monitoring 1995/96



● UBA Standorte : Luft-Messnetz und Umweltprobenbank

UBA F+E 10802087/

3.6 Bewertungsverfahren

Mit zunehmendem Einsatz von Bioindikationsverfahren wachsen auch die Anforderungen in bezug auf eine Bewertung der Ergebnisse und deren Darstellung (KREIMES 1996). Zur Bewertung von chemisch - physikalischen Messungen im Rahmen der Umweltüberwachung steht eine umfangreiche Richt- und Grenzwertesammlung für die Medien Wasser, Boden und Luft zur Verfügung. Vergleichbare Angaben fehlen für die belebte Umwelt fast völlig. Die natürliche Komplexität biologischer Systeme und die auf sie wirkenden abiotischen und anthropogenen Faktoren sowie die unterschiedliche Wirkungsweise von Schadstoffgemischen erschweren die Ableitung von quantitativen Bewertungen der Ergebnisse aus Bioindikationsverfahren erheblich.

In dieser Arbeit werden Verfahren zur Darstellung und Bewertung von Bioindikationsdaten vorgestellt. Für diese Verfahren werden die im Moos-Monitoring 1995/96 untersuchten Metalle in Moosen als Teilmodelle eines Ökosystems einzeln und in integrierter Form dargestellt und bewertet.

Tab. 23: **Ausgewählte Teilmodelle** (TM 1-12) aus einem Ökosystem

Teilmodell (TM)	Probeart	Probenteil	Parameter
TM 1	Moos	Blättchen/Stengel	As
TM 2	Moos	Blättchen/Stengel	Cd
TM 3	Moos	Blättchen/Stengel	Cr
TM 4	Moos	Blättchen/Stengel	Cu
TM 5	Moos	Blättchen/Stengel	Fe
TM 6	Moos	Blättchen/Stengel	Hg
TM 7	Moos	Blättchen/Stengel	Ni
TM 8	Moos	Blättchen/Stengel	Pb
TM 9	Moos	Blättchen/Stengel	Sb
TM 10	Moos	Blättchen/Stengel	Ti

TM 11	Moos	Blättchen/Stengel	V
TM 12	Moos	Blättchen/Stengel	Zn

Es ist das Ziel, die Ergebnisse aus verschiedenen Bioindikationsverfahren zu einem medienübergreifenden Meßsystem zusammenzufassen und mit Hilfe des vorgestellten Darstellungs- und Bewertungskonzeptes die untersuchten Teilmodelle für eine Bewertung zu integrieren. Eine daraus abgeleitete „ökologische Gütekarte“ kann den momentanen Zustand dokumentieren und eine räumliche wie auch zeitliche Entwicklung der Belastung unterschiedlicher Ökosysteme fortschreiben.

Für die Bewertung von flächenhaft verteilten Konzentrationen von Elementen in Hinblick auf eine Belastungsklassifikation sind grundsätzlich die nachfolgend genannten Vorgehensweisen möglich.

- **Bewertung anhand von verbindlichen Richt- und Grenzwerten**

Wie einleitend erwähnt fehlen für die Bioindikation in Gesetzen bzw. Verordnungen festgelegte Richt- und Grenzwerte. Die Bewertung mit Richt- und Grenzwerten für biologische Systeme, z.B. Futtermittel, Lebensmittel, die auch mit einem Bioindikator vergleichbar sind, wird häufig als Bewertungsmaßstab herangezogen.

- **Bewertung anhand der Fachliteratur (Expertenwissen)**

In der Literatur finden sich Daten zur Wirkung von Schadstoffen auf Organismen. Diese Angaben können vergleichend mit den eigenen Daten zur Bewertung von Ergebnissen aus Bioindikationsverfahren herangezogen werden.

- **Bewertung anhand der vorliegenden Datenbasis**

Die von ERHARDT et al. (1996) vorgestellte Methode zur Bestimmung des Normalwertes ist für Ergebnisse von Bioindikationsverfahren zur Untersuchung der Akkumulation von Schadstoffen ein geeignetes Verfahren und wird in den folgenden Ausführungen vorgestellt und erweitert.

3.6.1 Einzelbewertung der Metallverteilung (Teilmodell Blei)

• Normalwert

Der **Normalwert** für einzelne Teilmodelle (Tab. D23) wird nach dem Verfahren von ERHARDT et al. (1996) berechnet. Das Verfahren beruht auf der Beobachtung, daß es bei regionalen Untersuchungen viele Werte gibt, die relativ niedrig sind und innerhalb enger Grenzen liegen. Andere Meßwerte verteilen sich über eine große Spannbreite höherer Konzentrationen. Mit dem Verfahren ist es möglich, die Gruppe der vielen relativ niedrigen und nahe zusammenliegenden Meßwerte herauszufiltern, wobei deren Mittelwert und die zugehörige Standardabweichung den „**Normalwert, Normalbereich**“ für ein bestimmtes Element im betreffenden Untersuchungsgebiet charakterisieren. Für die vielen relativ niedrigen und nahe zusammenliegenden Meßwerte kann unterstellt werden, daß sie annähernd normalverteilt sind (LORENZ 1988). Liegen höhere Gehalte (Anomalien, Ausreißer) neben einer Normalverteilung der Meßwerte vor, werden jene als außerhalb des Normalbereiches liegend betrachtet. Bei diesen Werten wird ein zusätzlicher Immissionseinfluß angenommen, der über dem Grundniveau in dem jeweiligen Untersuchungsgebiet liegt.

Die Entscheidung, welche Meßwerte zum Normalbereich gehören und welche außerhalb liegen, wird mit dem Mittelwert und der Standardabweichung aller Meßwerte getroffen.

Bei einer Normalverteilung liegen 97,5 % der Meßwerte unterhalb der Schwelle von Mittelwert plus 1,96-fache Standardabweichung. Darüber liegende Werte werden von der Bestimmung des Normalbereiches ausgeschlossen. Anschließend werden Mittelwert und Standardabweichung der verbliebenen Meßwerte neu berechnet. Wieder werden die Werte ausgeschlossen, die den Mittel-

wert plus 1,96-fache Standardabweichung überschreiten. Nach mehreren Wiederholungen verbleiben schließlich nur die Werte, die nicht mehr die Prüfschwelle Mittelwert plus 1,96-fache Standardabweichung überschreiten. Als Ergebnis erhält man alle Meßwerte, deren Mittelwert und Streuung (plus/minus einfache Standardabweichung) als „Normalwert, Normalbereich“ definiert werden.

Für die weiteren Interpretationen werden die Elementgehalte als signifikant erhöht gegenüber dem Normalwert aller Meßwerte betrachtet, wenn sie diesen mindestens um die dreifache Standardabweichung überschreiten. Mit diesem Verfahren können Klassen definiert werden.

Erläuterung z. B. zur Klasse 5: Übersteigt ein Bleiwert an einem bestimmten Standort den entsprechenden „Normalwert“ plus die sechsfache Standardabweichung ($>18.6 \mu\text{g/g}$), liegt deutlich erhöhter Immissionseinfluß vor (Tab. 24).

Tab. 24: **Klassifikation der Bleigehalte** ($\mu\text{g/g}$) in Moosen nach Berechnung des „Normalwertes“ (NW) und der Standardabweichung (1σ , 2σ , 3σ)

	Bewertung	Bereich	Pb ($\mu\text{g/g}$)
Klasse 1	geringer Immissionseinfluß	$< \text{NW} - 1\sigma$	< 4.8
Klasse 2	Normalbereich	$\text{NW} \pm 1\sigma$	6.8 ± 2.0
Klasse 3	erhöhter Immissionseinfluß	$> \text{NW} + 1\sigma$	> 8.8
Klasse 4	auffällig erhöhter Immissionseinfluß	$> \text{NW} + 3\sigma$	> 12.7
Klasse 5	deutlich erhöhter Immissionseinfluß	$> \text{NW} + 6\sigma$	> 18.6

• Einzelbewertung der Bleigehalte im Moos-Monitoring 1995/96

In Abb. 60 wird diese Klassifikation (Bewertung) für die Bleigehalte als Isoliniendarstellung gezeigt. Die mit Hilfe des „Normalwertes“ und seiner Streuung (1σ , 3σ , 6σ) ermittelten Klassen (Tab. 24) bieten einen relativen Maßstab für die Bewertung immissionsbedingter Bleianreicherungen in

Moosen und gehen damit über die reine Darstellung von Elementgehalten (s. Abb. 24 a,b) hinaus. Z. B. lassen sich insbesondere durch die Addition der dreifachen und sechsfachen Standardabweichung zu dem „Normalwert“ Schwellenwerte zur Einstufung der Bleigehalte in den Moosen in Hinblick auf signifikante Immissionseinflüsse ermitteln. Damit können die Standorte oder Regionen identifiziert werden, an denen das Immissionsniveau gegenüber der „Grundbelastung“ im Untersuchungsgebiet signifikant erhöht ist. Anhand dieses Verfahrens lassen sich weiträumige Regionen Nordrhein-Westfalens, Baden-

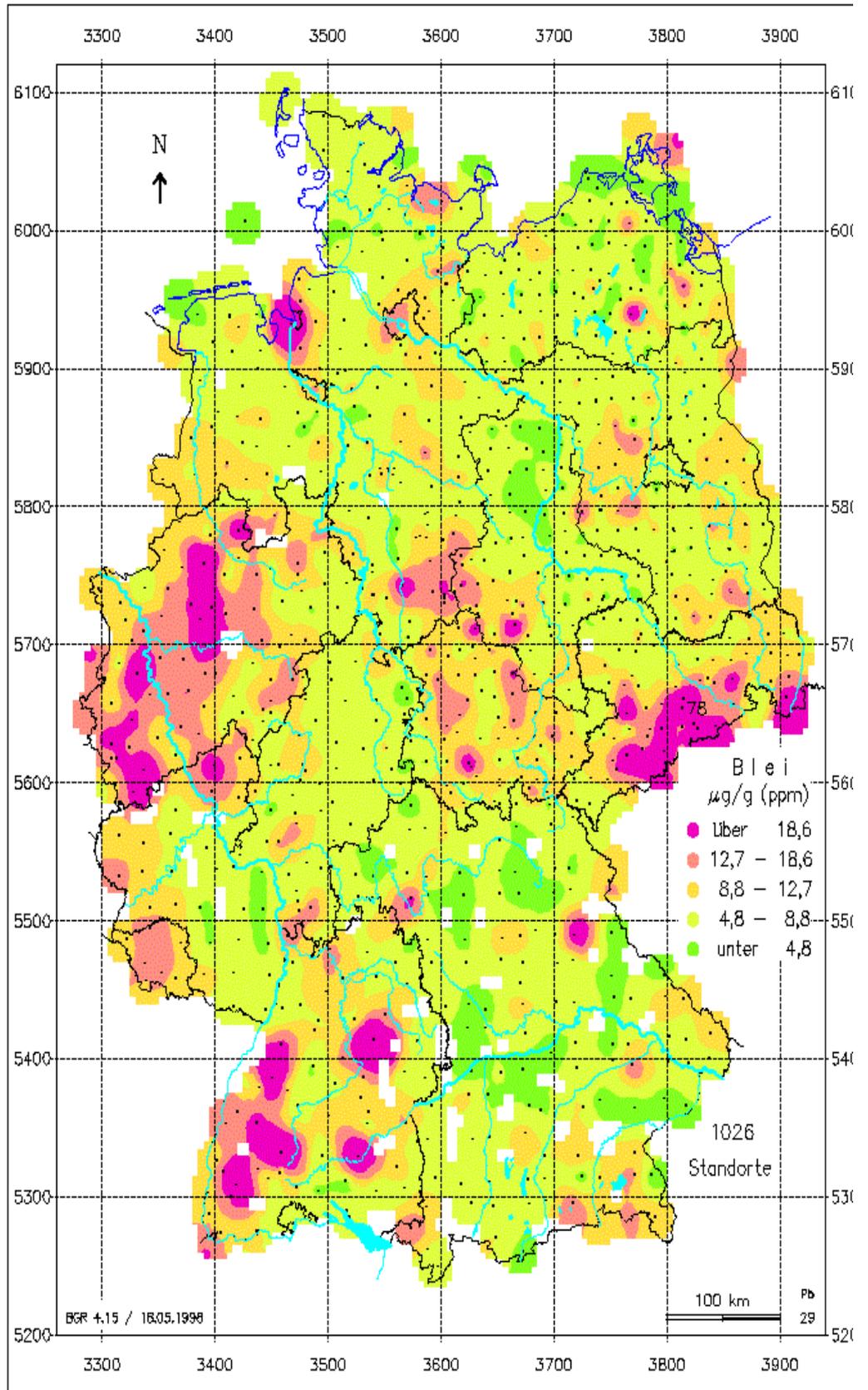
Württembergs und Sachsens mit einem sehr hohen Immissionsniveau in Bezug auf das Element Blei bewerten. In einigen Gebieten (z. B. in Bayern) wird der Normalbereich unterschritten (Abb. 60, Klasse 1). Dies kann generell bei biologischen oder ökologischen Fragestellungen wichtig sein, wenn z. B. Mangelerscheinungen erfaßt werden sollen. In Tabelle 25 sind für alle untersuchten Elemente (Teilmodelle) die „Normalbereiche“ sowie deren Schwellenwerte für „auffällig erhöhten Immissionseinfluß“ und „deutlich erhöhten Immissionseinfluß“ aufgeführt.

Tab. 25: **Normalbereiche in µg/g der ausgewählten Teilmodelle** (TM 1-12) und Schwellenwerte zur Einstufung von Elementgehalten aus dem Moos-Monitoring 1995/96.

	NW ± 1σ Normalwert Normalbereich	NW + 3σ Schwellenwert für „auffällig erhöhten Immissionseinfluß“	NW + 6σ Schwellenwert für „deutlich erhöhten Immissionseinfluß“
As	0.20 ± 0.08	> 0.44	> 0.67
Cd	0.27 ± 0.06	> 0.45	> 0.63
Cr	1.20 ± 0.40	> 2.4	> 3.6
Cu	8.8 ± 2.0	> 14.9	> 21.1
Fe	391 ± 115	> 735	> 1078
Hg	0.039 ± 0.014	> 0.08	> 0.12
Ni	1.44 ± 0.38	> 2.6	> 3.7
Pb	6.8 ± 2.0	> 12.7	> 18.6
Sb	0.159 ± 0.044	> 0.29	> 0.42
Ti	18.6 ± 5.7	> 36	> 53
V	1.55 ± 0.46	> 2.9	> 4.3
Zn	49.5 ± 10.6	> 82	> 113

Abb. 60 : Immissionsklassen für Blei

Moos - Monitoring : 1995/96



3.6.2 Zusammenfassende Bewertung mehrerer Teilmodelle

it der o. g. Darstellung und Bewertung lassen Msich die Ergebnisse einzelner Teilmodelle (Tab. 23) zur räumlichen Differenzierung der Belastungssituation darstellen.

Neben der Darstellung einzelner Teilmodelle ist auch eine zusammenfassende Bewertung und Darstellung aller Teilmodelle sowie verschiedener Ökosystem-Kompartimente eine anzustrebende Aufgabe (KREIMES 1993). Mit einer steigenden Anzahl von Teilmodellen wird allerdings eine zusammenfassende Betrachtung problematisch. Dabei ergeben sich folgende Schwierigkeiten:

- Die Daten der Teilmodelle sind nicht immer miteinander vergleichbar.
- Es fehlen objektive Wichtungsfaktoren.
- Die untersuchten Teilmodelle haben unterschiedliche Bedeutung für das Ökosystem.
-

- Ergebnisse von Teilmodellen korrelieren sehr eng. Bei gleicher Gewichtung solcher Teilmodelle kommt es zu einer Überbewertung bestimmter Parameter.
- Die eingesetzten Methoden liefern unterschiedliche Datenqualität.
- Mit Hilfe des nachstehenden Modells wird der Versuch unternommen, die o. g. Schwierigkeiten durch Vorgabe eines standardisierten Auswerte- und Bewertungsverfahrens auszuschließen.

• Bewertungsmodell

Das Bewertungsmodell stellt für jeden Beurteilungsstandort den Meßwert (x_i) jedes Teilmodells als Teilmodellgüte (G_{TM}) dar (Abb. 61). Diese Teilmodellgüte berechnet sich aus dem Produkt des standardisierten Meßwertes (x_s), der ökologischen Gewichtung (G_{δ}) und der methodischen Gewichtung (G_m).

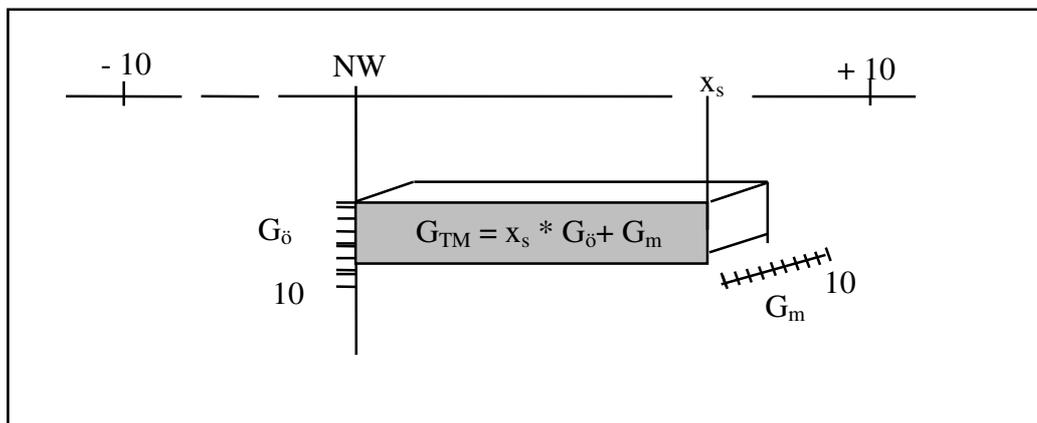


Abb. 61: Ermittlung der Teilmodellgüten.

Die Standardisierung der Meßwerte erfolgt, indem der Normalwert auf einer Skala von -10 bis +10 als 0 gesetzt wird (Abb. 62). Der Maximalwert wird -10 und der Minimalwert +10. Bei dieser Vorgehensweise wird davon ausgegangen, daß der Maximalwert eine negative Auswirkung (z.B.

Akkumulation von Schadstoffen) auf den Bioindikator hat. Für die Datenbereiche = NW (Normalwert) und > NW (Normalwert) werden die Meßwerte mit Hilfe von linearen Funktionen standardisiert. Der Maximal- (x_{max}) und

Minimalwert (x_{min}) wird aus dem gleichen Datenkollektiv (N) wie der Normalwert berechnet. Die **ökologische Gewichtung** (G_{δ}) der verschiedenen Teilmodelle erfolgt nach deren Funktionalität und Repräsentativität für das Ökosystem. Als maximaler Gewichtungsfaktor wird 10 festgelegt, wobei eine ganzzahlige Stufung zulässig ist. Zur Durchführung dieser Gewichtung sind festgelegte Regeln notwendig, die als Entscheidungsgrundlagen einzusetzen sind. Dieses Regelwerk ist noch in Entwicklung. Nachfolgend soll beispielhaft das Problem der Gleichsinnigkeit von Meßwerten einzelner Teilmodelle dargestellt werden. In verschiedenen Teilmodellen wird die Akkumulation von Pb untersucht. Die Ergebnisse von drei verschiedenen Teilmodellen korrelieren sehr eng. Es ist davon auszugehen, daß die Akkumulation einzelner Teilmodelle sich gegenseitig beeinflussen oder gleiche Ursachen haben.

Würde man in diesem Fall die Teilmodelle, die in einem Zusammenhang stehen, genau so hoch gewichten wie Teilmodelle, die in keinem Zusammenhang mit anderen stehen, würde sich daraus eine Überlagerung der zusammenfassenden Bewertung durch gleichsinnige Teilmodelle ergeben. Daraus ist die Regel abzuleiten, daß die Summe der Gewichtung gleichsinniger Teilmodelle maximal 10 betragen darf.

Die **methodische Gewichtung** (G_m) der verschiedenen Teilmodelle kann anhand der eingesetzten Methoden durchgeführt werden. Als maximaler Gewichtungsfaktor wird 10 festgelegt, wobei eine ganzzahlige Stufung zulässig ist. Auch hier müssen in der Praxis Regeln abgeleitet werden, um für die entsprechenden Methoden einen Gewichtungsfaktor abzuleiten.

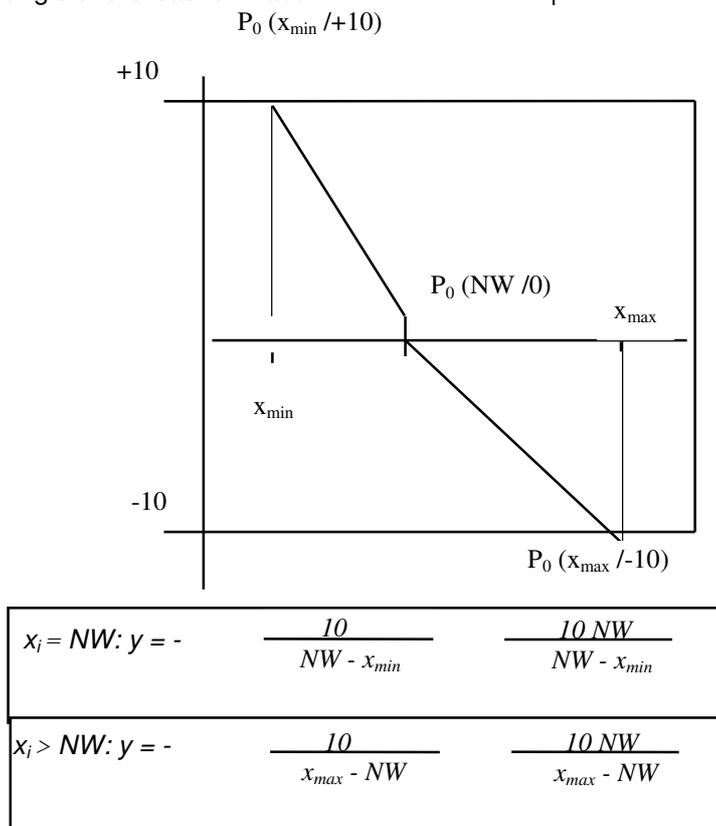


Abb.62: Standardisierungsverfahren mit negativem Zusammenhang.

Die maximale Güte (G_{max}) berechnet sich aus der Summe aller maximalen Teilmodellgüten $G_{(TMi)max}$. Diese ergeben sich aus dem Produkt aus ökologischer Gewichtung, methodischer Gewichtung und x_{max} bzw. x_{min} (da die Maximal- bzw. Minimalwerte der Teilmodelle 10 entsprechen).

$$G_{max} = \sum_{i=1}^n G_{TMi[max]}$$

$$G_{TM} = \sum_{i=1}^n G_{TMi}$$

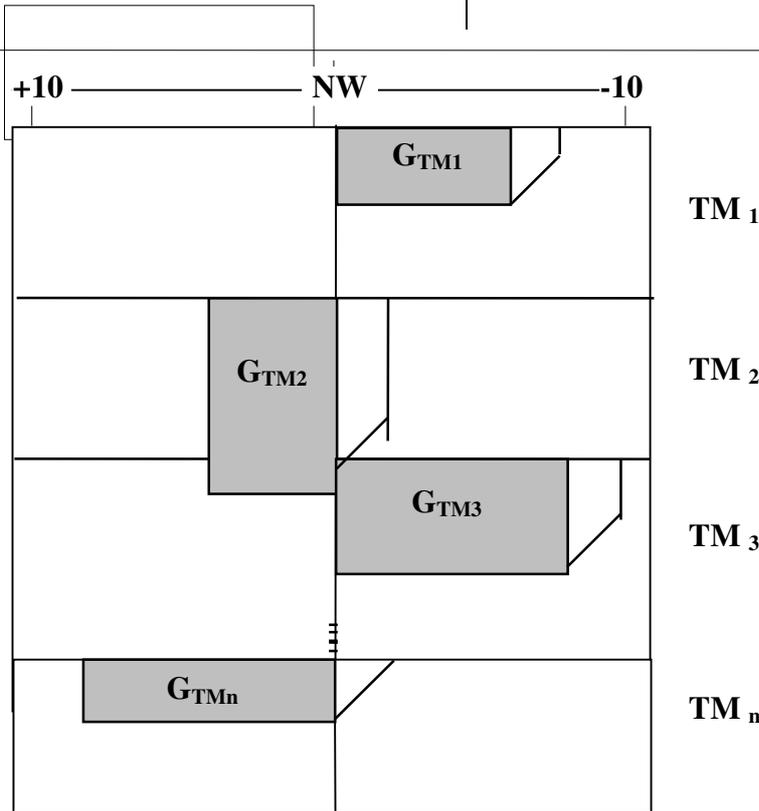


Abb.63: Bewertungsmodell zur Ermittlung einer Gesamtgüte (ökologischen Güte) aus n Teilmodellen.

Die Zusammenfassung der Teilmodellgüten (G_{TMi}) zu einer Gesamtgüte (ökologische Güte) (G_{ges}) erfolgt, indem man die Summe der Teilmodellgüten (Abb. 63) einer maximal erreichbaren Güte (G_{max}) gegenüberstellt.

Die Summe der einzelnen Teilmodellgüten wird berechnet und deren prozentualer Anteil an der maximalen Güte bestimmt.

$$G_{ges} = \frac{G_{TM} * 100}{G_{max}}$$

Somit ergeben sich für alle Probenentnahmestandorte prozentuale Güteangaben. Eine

Klassifizierung wird so vorgenommen, daß man den absoluten Betrag zwischen der maximalen und minimalen ermittelten Güte durch die Anzahl der Güteklassen dividiert und somit den prozentualen Güteangaben Güteklassen zuordnet. Für die einführend aufgelisteten Teilmodelle (TM 1-12) wurden die „Normalwerte“ (NW) verwendet, die nach dem Verfahren von ERHARDT et al. (1996) berechnet wurden (Tab. 25).

Mit Hilfe dieser Normalwerte und dem vorgestellten Bewertungsmodell wird für die aufgelisteten Teilmodelle (Tab. 23) zusammenfassend aus allen Moosanalysen die Immissionsituation

ermittelt („Immissionsgütekarte“) (Abb. 64). Da derzeit noch keine Regelwerke für die Gewichtungsfaktoren vorliegen, werden diese für alle Teilmodelle gleich gewichtet.

- **Zusammenfassende Bewertung und Darstellung aller untersuchten Teilmodelle**

Mit dem oben beschriebenen Bewertungskonzept auf der Basis aller untersuchten Elemente wird die Umweltqualität (Güte) in Deutschland in Form von Güteklassen dargestellt. Diese Klassen stellen vorerst ein integrierendes Gütemaß für das Medium Luft dar.

Z. B. zeigen Standorte in Nordrhein-Westfalen und Sachsen die Güteklasse 5, wodurch in diesen Bereichen eine schlechte Umweltqualität aufgrund hoher atmosphärischer Schwermetalleinträge abgeleitet werden kann. Demgegenüber finden sich in Bayern Standorte mit der Güteklasse 2, die sich anhand der untersuchten Parameter (TM 1-12) deutlich von Standorten in Nordrhein-Westfalen oder Sachsen durch eine bessere Luftqualität abheben.

Abb. 64 : Moos - Index mit standardisierten Elementgehalten

