

Einschätzung der Schwermetallbelastung der Böden im Freiburger Raum

BERND VOLAND, ANDREAS KLUGE, UWE SCHLENKER, THOMAS HOPPE,
INES METZNER, WERNER KLEMM, GISELA BOMBACH, Freiberg

Veröffentlichung des Institutes für Mineralogie, Geochemie und Lagerstättenlehre der Bergakademie Freiberg

Bewertung von Bodenbelastungen

Die Beurteilung der Schwermetallbelastung eines Umweltmediums wie es der Boden darstellt, erfolgt im Allgemeinen anhand von speziell festgelegten Werten.

Diese Richtwerte, Schwellenwerte oder Höchstmengenwerte werden auf wissenschaftlicher Grundlage erarbeitet und dienen letztlich dem Schutz der menschlichen Gesundheit vor Schadstoffen. Erlangen Höchstmengenwerte Gesetzeskraft spricht man von Grenzwerten.

Für die Beurteilung von Bodenbelastungen bzw. die Bewertung von Bodenaltlasten gibt es allerdings zur Zeit noch keine gesetzlich verbindlichen Grenzwerte.

Von verschiedenen Autoren wurden sehr unterschiedliche Richtwerte für Schwermetallhöchstmengen in Böden angegeben.

So empfehlen KLOKE u.a. (1984) für die hier untersuchten Elemente folgende tolerierbare Höchstgehalte in lufttrockenen Böden:

Pb =	100 ppm	Zn =	300 ppm
As =	20 ppm	Cu =	100 ppm
Cd =	3 ppm	Sn =	50 ppm

In Form der Klärschlammverordnung (1982) haben die oben angegebenen Werte für die Elemente Pb, Cd, Cu und Zn Gesetzeskraft angenommen. Die Klärschlammverordnung verbietet aber lediglich das Aufbringen von Klärschlamm auf landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzte Böden, deren Gehalt mindestens einen der angegebenen Werte überschreitet.

Weitere Empfehlungen für Höchstmengenwerte werden z.B. in der Englischen Liste, der Schweizer Liste, der New Jersey Liste, der Niederländischen Liste, der LÖLF-Liste und der Hamburger Liste angegeben (BDG; 1990).

Aus geowissenschaftlicher Sicht ist die Beurteilung der Bodenbelastung nur in Zusammenhang mit dem natürlichen geochemischen Background möglich.

Einen gewissen Anhaltspunkt geben dafür bereits die sogenannten Boden-Clarke-Werte. Diese Werte stellen den Durchschnittsgehalt der Böden der gesamten Erde dar (VINOGRADOW; 1954):

Pb =	12 ppm	Zn =	50 ppm
As =	5 ppm	Cu =	20 ppm
Cd =	0.5 ppm	Sn =	10 ppm

In Abhängigkeit von der betreffenden geochemischen Provinz können die regionalen natürlichen Backgroundwerte jedoch noch stark

schwanken. Bestimmte Empfehlungen wie z.B. die Niederländische Liste berücksichtigen in ihrer Richtwertfestlegung solche regionalen Boden-Clarke-Werte

Es sei auch noch darauf hingewiesen, daß die empfohlenen Höchstmengen Sicherheitswerte sind, bei deren Unterschreitung

nach dem augenblicklichen Kenntnisstand Schädigungen der menschlichen Gesundheit ausgeschlossen sind. Ob bei Überschreitung der Höchstmengenwerte Schädigungen auftreten können, hängt unter anderem von der Bioverfügbarkeit der vorliegenden Schwermetalle und damit ihrer Bindungsart im Boden ab.

Flächendeckende Bodenuntersuchungen im Raum Freiberg

Zur Durchführung detaillierter bodengeochemischer Untersuchungen im Rahmen der umweltgeochemischen Grundlagenforschung wurde ein Modellgebiet im Raum Freiberg abgesteckt. In Abb. 1 ist die Topographie des betreffenden Kartenausschnittes dargestellt.

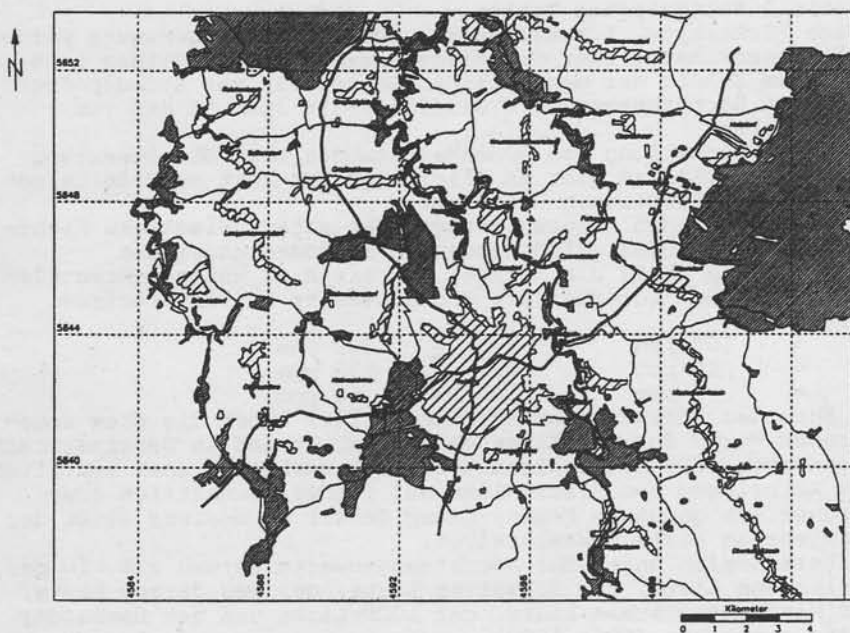


Abb. 1: Topographische Übersichtskarte des Modellgebietes

An den Kartenrändern sind die Gauß-Krüger-Koordinaten angegeben: auf der linken Seite der Hochwert; unter dem Kartenausschnitt der Rechtswert. Der Abstand zwischen zwei Markierungen am Kartenrand entspricht in der Natur einem Abstand von einem Kilometer.

Dieses Modellgebiet ist von folgenden, für die Bergbauggebiete des Erzgebirges allerdings typischen Besonderheiten geprägt:

- Aufgrund der verzweigten Erzgangssysteme weisen die Böden bereits natürlich entstandene, räumlich stark schwankende anomale Schwermetallgehalte auf. Diese spiegeln sich auch in den fließenden Gewässern wider.

- Der jahrhundertelange Bergbau hat zu einer weiteren Dispersion der vorher in Erzgängen konzentrierten Schwermetalle geführt.
Noch heute werden durch in Stollen abfließende Grubenwässer sowie durch Laugungserscheinungen in Halden erhebliche Mengen von Schwermetallen in weniger belastete Gebiete eingetragen.
- Der Bergbau zog eine ebenfalls seit Jahrhunderten währende Hüttenindustrie nach sich. Zum Teil, wie auch im Freiburger Raum existieren noch heute große Hüttenwerke.

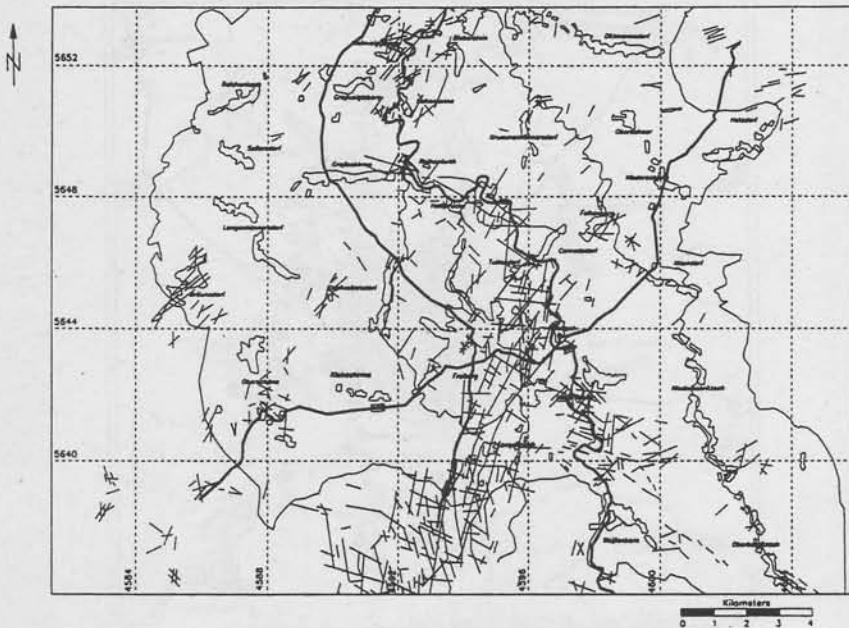


Abb. 2: Karte des Freiburger Erzgangsystems

Über gasförmige Emissionen, schwermetallbelastete Abwässer, Schlacken- und Flugstaubhalden tragen und trugen sie in erheblichem Maße zur Erhöhung der Schwermetallgehalte in den natürlich weniger belasteten Gebieten bei.

- Für das Freiburger Gebiet sind von besonderer Bedeutung:
- Das Erzgangssystem (siehe Karte), dessen Einfluß spiegelt sich besonders in den Schwermetallgehalten im Unterboden wider.
 - Die Hüttenbetriebe in Freiberg (Zink- und Zinnverhüttung), in Muldenhütten (Bleischrottverhüttung und Arsengewinnung) und Halsbrücke (Feinblei- und Legierungshütte) mit Hüttenstaubemissionen, Schlacken- und Flugstaubhalden.
 - Standorte von historischen Hüttenbetrieben im Mittelalter mit zum Teil noch auffindbaren Schlackehalden

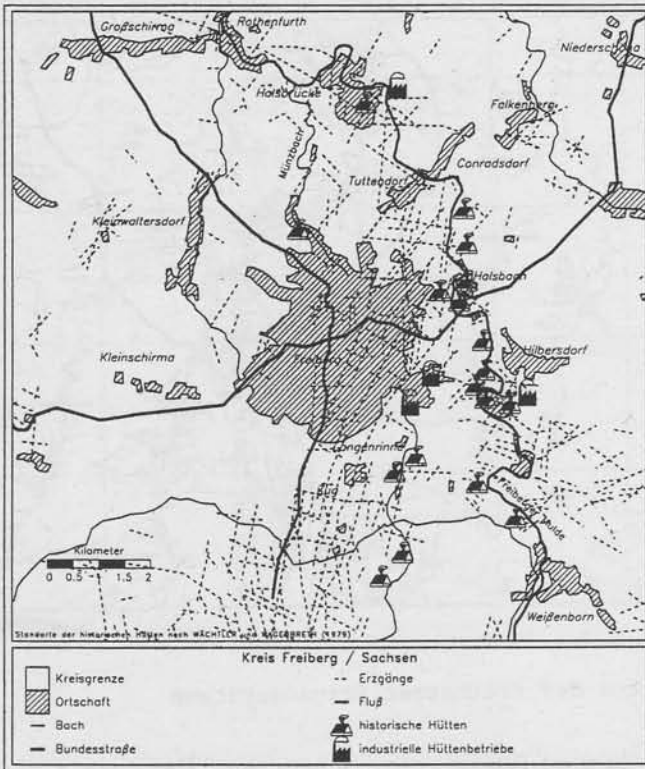


Abb. 3: Darstellung der historischen und noch existierenden Hüttenwerke im Modellgebiet (nach WAGENBRETH und WÄCHTLER , 1988)

- Altbergbaugebäude mit Halden und Entwässerungstollen
- Zusätzlich spielt die Umweltbelastung durch lokale und weiter entfernte bergbaufremde Industriestandorte sowie durch den Hausbrand eine Rolle

Durchgeführte Untersuchungen

Um die obengenannten Quellen zu charakterisieren, eine Bestandsaufnahme der Schwermetallbelastung und des Spurenelementstatus der Freiburger Böden zu gewinnen und Schlußfolgerungen für Nutzungskonzeptionen und Sanierungsmaßnahmen ziehen zu können, wurde in den Jahren 1984-89 als Folge vorangegangener Arbeiten eine flächendeckende umweltgeochemische Prospektion in einem 550 km² großen Gebiet vom Wissenschaftsbereich Geochemie/Mineralogie der Bergakademie Freiberg durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Untersuchung wurden 1989 in einem Forschungsbericht zusammengefaßt.

Beprobt wurden zwei Bodenhorizonte (Ober- und Unterboden) mit insgesamt 1100 Proben. Die Probenahme erfolgte in einem rechtwinkligen Netz mit 1 km Abstand der Probenahmepunkte.

Bestimmt wurden die Elemente Arsen, Silber, Bor, Barium, Beryllium, Cobalt, Chromium, Kupfer, Gallium, Mangan, Niobium, Nickel, Blei, Zinn, Titan, Vanadium, Zirkonium als Totalgehalte sowie die Elementgehalte von Blei, Kupfer, Zink, Cadmium, Mangan und Chromium im HNO₃-Auszug (nach Grün, 1987). Außerdem wurde der pH-Wert an den Proben beider Horizonte bestimmt. In den folgenden Karten ist ein ca. 400 km² großer Ausschnitt dargestellt.

Zur Charakterisierung der Stoffbilanzen im untersuchten Gebiet wurden zusätzlich Sedimentationsstaubdaten des Meßnetzes der Saxonia Metallhütten AG Freiberg ausgewertet.

Die Gehalte an Schwermetallen in den Böden sind im folgenden mit ppm (parts per million) angegeben, 1 ppm entspricht 1 g pro Tonne.

Die chemische Analysen wurden an der Bodenfeinfraktion < 63 µm Korngröße durchgeführt.

Dieser Korngrößenbereich repräsentiert sehr gut den Spurenelementstatus eines Bodens.

Durch den Ausschluß größerer Partikel gewinnt man eine relativ einheitliche Bezugsbasis und schließt Verdünnungseffekte durch von Probe zu Probe wechselnde Anteile an inertem Material (Quarzkörner) aus.

Die gefundenen Gehaltswerte werden in der Diskussion mit den Richtwerten der Niederländischen Liste verglichen.

Diese Liste ist in der Bundesrepublik nicht verbindlich, wird aber seit ca. 1985 bei der Verdachtsflächenbewertung sehr häufig angewendet. Bei ihrer Anwendung auf die Freiburger Böden muß darauf hingewiesen werden, daß die Richtwertfestlegung von den durchschnittlichen geogenen Grundkonzentrationen in den Niederlanden ausgeht, die zum Teil weit unter den hier anzunehmenden geogenen Grundkonzentrationen liegen. Für die ökotoxikologische Bewertung von Schwermetallgehalten in Böden über entsprechenden Lagerstätten gibt es zur Zeit keine allgemein anerkannten Bewertungsmaßstäbe.

Aufgrund dieser Tatsache und der relativ großen Probenabstände muß darauf hingewiesen werden, daß mit den, den Karten zugrunde liegenden Meßwerten lediglich auf Altlastverdachtsflächen geschlossen werden kann.

Geochemische Gehaltskarten der Freiburger Böden

Blei in beiden Bodenhorizonten

Für das Element Blei legt die Niederländische Liste einen B-Wert (Beginn detaillierter Untersuchungen) von 150 ppm und einen C-Wert (Sanierungsmaßnahmen im allgemeinen erforderlich) von 600 ppm fest. Der B-Wert wird im Freiburger Raum großflächig überschritten. Zur Überschreitung des C-Wertes kommt es in folgenden Gebieten:

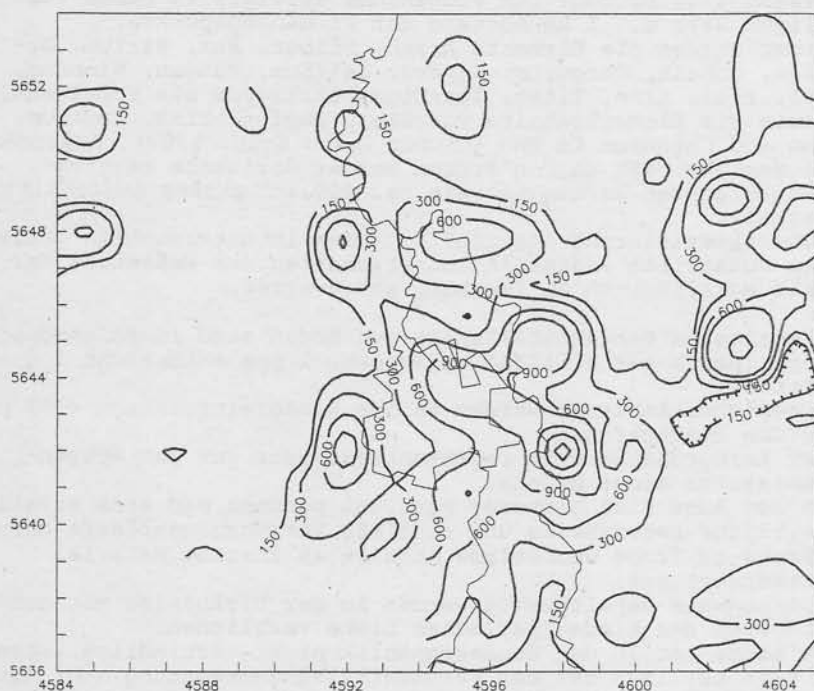


Abb. 4: Bleigehalte im Oberboden [ppm]

- Böden in unmittelbarer Nähe von Hüttenwerken (Halsbrücke und extrem stark in Muldenhütten, bis zu 7-fach)
- Böden direkt in der Hauptstreichrichtung von Erzgängen (bis etwa 2-fach)
- Waldböden mit niedrigen pH-Werte und hohen Huminstoffgehalten auch in der weiteren Umgebung der Emittenten (im Extremfall bis 6-fach)

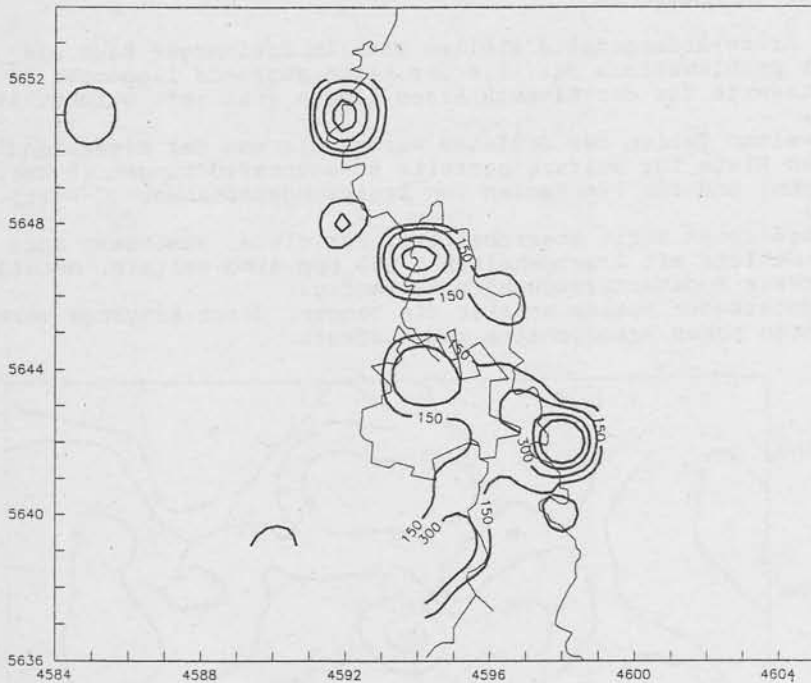


Abb. 5: Bleigehalte im Unterboden [ppm]

Die Karte des Unterbodens widerspiegelt stärker die geogene Belastung. Die anomalen Bleigehalte stehen hier in deutlichem Zusammenhang zum Streichen der Erzgänge. Lediglich an den Hüttenstandorten wird die geogene Belastung in beträchtlichem Maße von anthropogenen Einflüssen überlagert.

Arsen im Oberboden

Die Arsen-Bodengehalte stellen sich im Freiburger Raum als sehr problematisch dar. Die der Karte zugrunde liegenden Gehaltswerte für das Element Arsen liegen erst seit Oktober 1990 vor.

In weiten Teilen des Gebietes werden die von der Niederländischen Liste für weitere gezielte Bodenuntersuchungen (B-Wert: 30 ppm) und für den Beginn von Sanierungsmaßnahmen (C-Wert: 50 ppm)

festgelegten Werte überschritten. Für diese, zumindest aber die Gebiete mit Arsengehalten > 100 ppm sind weitere, detailliertere Bodenuntersuchungen notwendig.

Im Unterboden kommen stärker die geogen, durch Erzgänge verursachten hohen Arsengehalte zum Ausdruck.

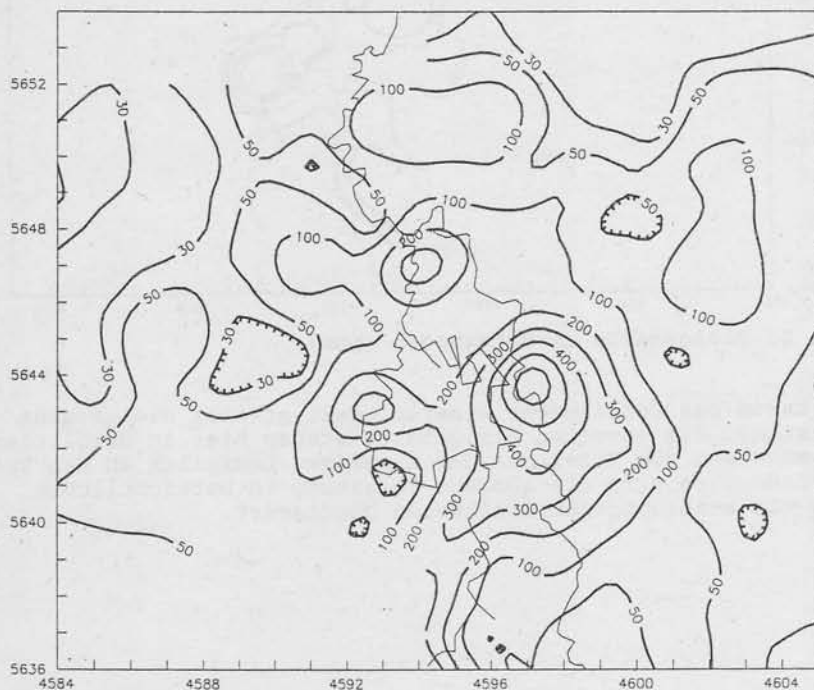


Abb. 6: Arsen im Oberboden [ppm]

Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, daß zwischen Bodenhorizonten eine Wechselbeziehung besteht und ein Stoffaustausch in beide Richtungen erfolgt.

Cadmium im Oberboden (HNO_3 -Auszug)

Für das Element Cadmium schlägt die Niederländische Liste einen

B-Wert von 5 ppm und einen C-Wert von 20 ppm vor. Nach Untersuchungen von GRÜN (1987) liegt der pH-Wert- und bodengruppenabhängige Grenzwert zwischen 1 (pH 4,5) und 3 ppm (pH 6,5), der HNO_3 -Auszug repräsentiert 100% der verfügbaren Cd-Menge.

Zur Überschreitung des 1 ppm-Wertes kommt es im Oberboden des Freiburger Raumes großflächig, insbesondere entlang des Muldetales. Kritisch zu betrachten ist dieser Wert aufgrund sehr niedriger Boden-pH-Werte lediglich in Randlagen des Tharandter Waldes und im Freiburger Stadtwald.

Der 3 ppm-Wert wird im Stadtgebiet und im Lagerstättengebiet von Freiberg weiträumig (bis 2-fach) sowie im Gelände der Hütten (östlich der Stadt) bis zu 20-fach überschritten. Der C-Wert der Niederländischen Liste wird nur dort bis zu 3-fach überschritten.

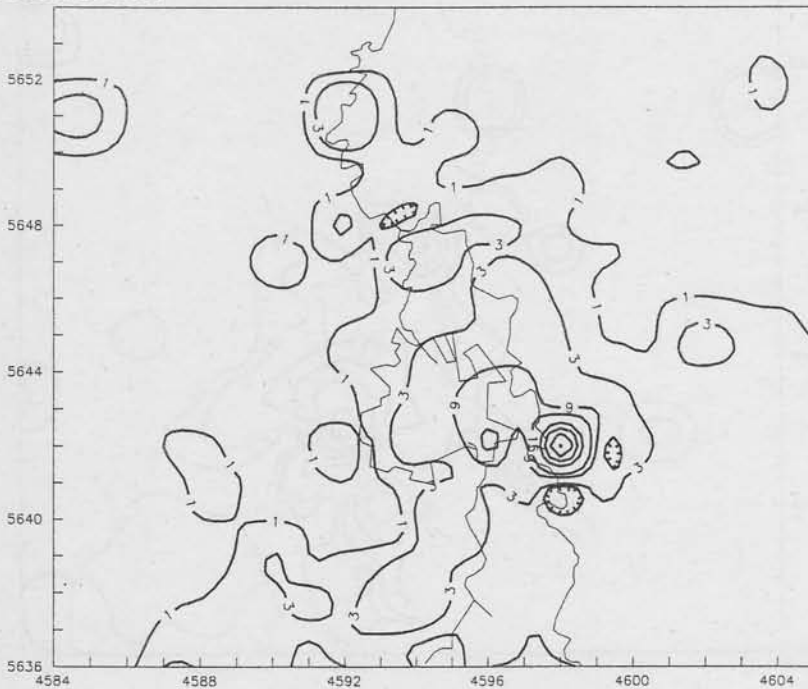


Abb. 7: Cadmiumgehalte im Oberboden [ppm]

In Auswertung der Daten des Unterbodens deutet sich an, daß sich das Streichen der Erzgänge stärker als im Oberboden widerspiegelt.

Zink im Oberboden (HNO_3 -Auszug)

Die Niederländische Liste gibt als B-Wert 500 ppm und als C-Wert 3000 ppm an. KLOKE (1984) sowie HERMS und BRÜMMER (1980) geben als Grenzwert 300 ppm an, letztere bei niedrigen pH-Werten entsprechend geringere Grenzwerte. Aufgrund der hohen Mobilität des Zinks bei niedrigen pH-Werten bedürfen im Freiburger Raum schon Boden-Zink-Werte über 200 ppm einer kritischen Betrachtung. Der HNO_3 -Auszug repräsentiert nach GRÜN (1987) 80% des Total-Zink-Gehaltes.

Die 200 ppm-Linie im Oberboden verdeutlicht den großräumigen Einflußbereich der Freiburger Lagerstätte im Untergrund. Diese geogen verursachten Gehalte werden in der Umgebung der Freiburger Hütte anthropogen erhöht. Nur unmittelbar an der Freiburger Hütte werden ca. 80 % des C-Wertes der Niederländischen Liste erreicht.

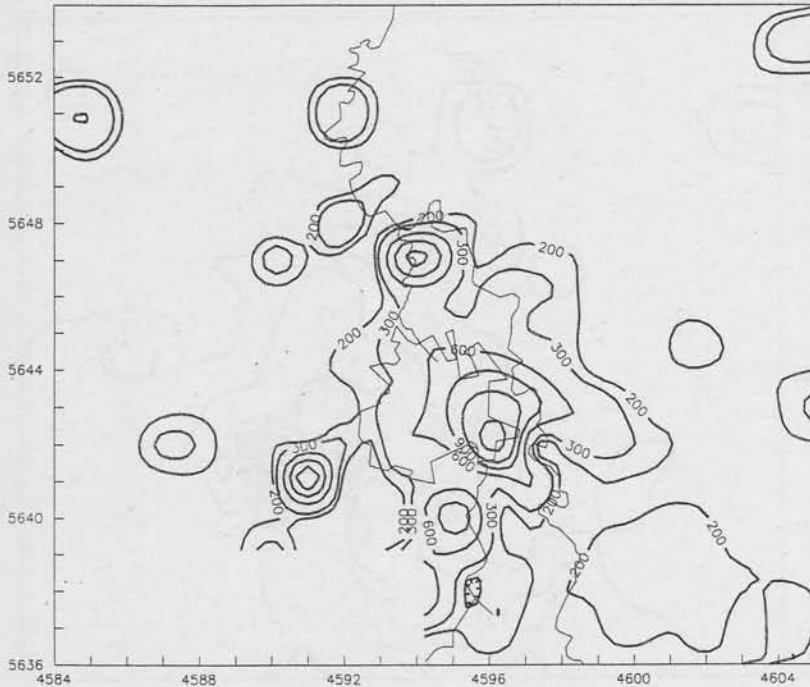


Abb. 8: Zinkgehalte im Oberboden [ppm]

Kritisch zu betrachten sind die Zink-Gehalte im Oberboden lediglich in der Nähe der Freiburger Hütte.

Im Unterboden wird der Verlauf der Erzgänge im Freiburger Revier noch detaillierter wiedergespiegelt.

Kupfer im Oberboden

Die Niederländische Liste gibt für Kupfer einen B-Wert von 100 ppm und einen C-Wert von 500 ppm vor.

Der Lagerstättenbereich wird hier bereits mit der 50 ppm-Linie umgrenzt. In den Böden über den Haupterzgängen ist Kupfer auf Gehalte von 100 - 300 ppm angereichert. Nur in unmittelbarer Nähe der Hütte Muldenhütten werden wird mit ca. 600 ppm der C-Wert der Niederländischen Liste überschritten.

Im nördlichen Teil des Untersuchungsgebietes treten einige kleinere Bereiche auf, in denen die Kupfergehalte bis in die Nähe der unteren Schwellenwerte absinken. Das deutet darauf hin, daß der Freiburger Raum ohne Buntmetallagerstätte ein potentielles Kupfermangelgebiet wäre.

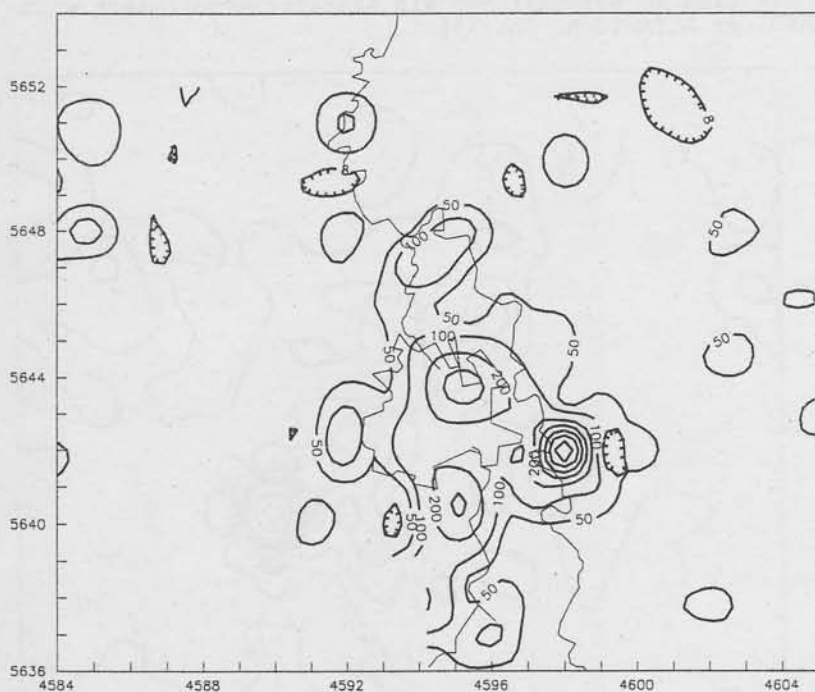


Abb. 9: Kupfergehalt im Oberboden [ppm]

Zinn im Oberboden

Die Niederländische Liste gibt als B-Wert 50 ppm und als C-Wert 300 ppm an. Der B-Wert wird in der Umgebung der Emittenten sowie in weiter entfernten Waldgebieten überschritten (bis zu 2-fach).

Nur in unmittelbarer Umgebung der Hütte Muldenhütten wird der C-Wert 6-fach überschritten.

Im Freiburger Raum ist Zinn aus umweltgeochemischer Sicht weniger problematisch. In den Freiburger Erzgängen kommt es nur untergeordnet vor und liegt dann zumeist in verwitterungsresistenter Form als Kassiterit (SnO_2) vor. Zinn wird in Freiberg seit 1937 aus ortsfremden Erzen gewonnen. Untersuchungen an Hüttenstäuben aus den drei Hüttenbetrieben ergaben, daß auch hier das Zinn im wesentlichen als Kassiterit emittiert wird (VOLAND, B; ALTANTUJA, Ch.;1984).

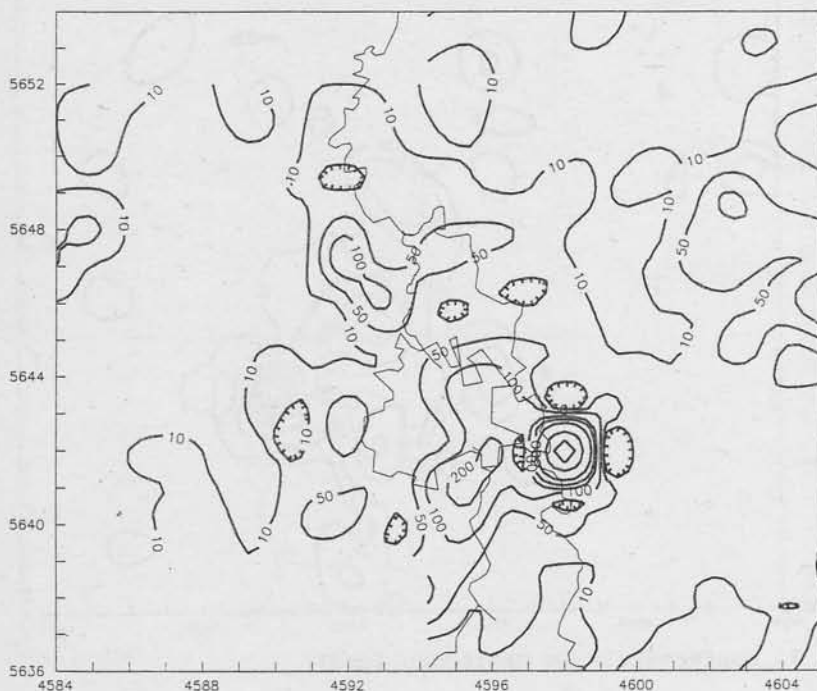


Abb. 10: Zinngehalte im Oberboden [ppm]

Zinn ist aufgrund seiner geringen Mobilität aus der Lagerstätte heraus besser geeignet, den anthropogenen Eintrag über die Atmosphäre zu indizieren.

Der pH-Wert des Oberbodens

Der pH-Wert des Bodens steht in engem Zusammenhang zur Mobilisierbarkeit und damit zur Pflanzenverfügbarkeit von Schwermetallen. Dieser Zusammenhang wird am Beispiel des Kupfers in der Abbildung 14 dargestellt.

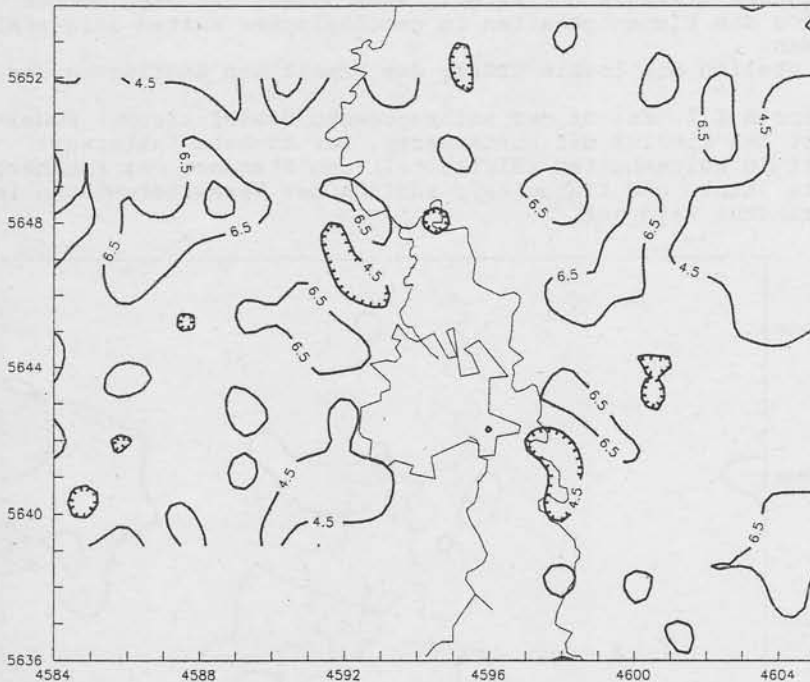


Abb. 11: pH-Wert (Bodenreaktion) im Oberboden

Die pH-Wertkarte zeigt Bereiche mit sehr niedrigen, sauren ($\text{pH} < 4.5$) sowie Gebiete mit neutralen pH-Werten. Die sehr sauren Gebiete sind größtenteils Waldgebiete. Hier kommt es infolge der Nadelhumusaufgabe zur verstärkten Bildung von Huminsäuren, diese führen zu einer tiefreichenden natürlichen Bodenversauerung. Verstärkt wird dieser Prozeß durch die Säurzufuhr infolge der SO_2 -Auswaschung aus Industrieabgasen. Die meisten Schwermetalle (bis auf Arsen) besitzen ihr Maximum an Löslichkeit in diesem pH-Wert-Bereich und werden damit einer Aufnahme durch Pflanzen zugänglich. Die Flächen mit höheren pH-Werten sind zumeist gut gekalkte ackerbaulich genutzte Böden.

Untersuchungen zur Differenzierung der Belastungsursachen im Freiburger Gebiet

Mit Hilfe multivariater statistischer Untersuchungsmethoden ist es möglich, Belastungsursachen zu differenzieren. Im vorliegenden Fall wurde die Faktorenanalyse angewendet. Dabei werden Faktoren berechnet, die Gruppen sich gleichartig verhaltender Elemente charakterisieren. Diese Faktoren können analog den Elementgehalten in geochemischen Karten dargestellt werden.

Sie stellen die lokale Stärke des jeweiligen Einflusses dar.

Faktor A I 1 (Faktor der anthropogenen Beeinflussung) modelliert den Einfluß der Hüttenwerke. Der höchste Faktorwert tritt in Muldenhütten (Bleihütte), dem Standort der Freiburger Hütte (Zink- und Zinnhütte), südlich des Wasserberges und im Tharandter Wald auf.

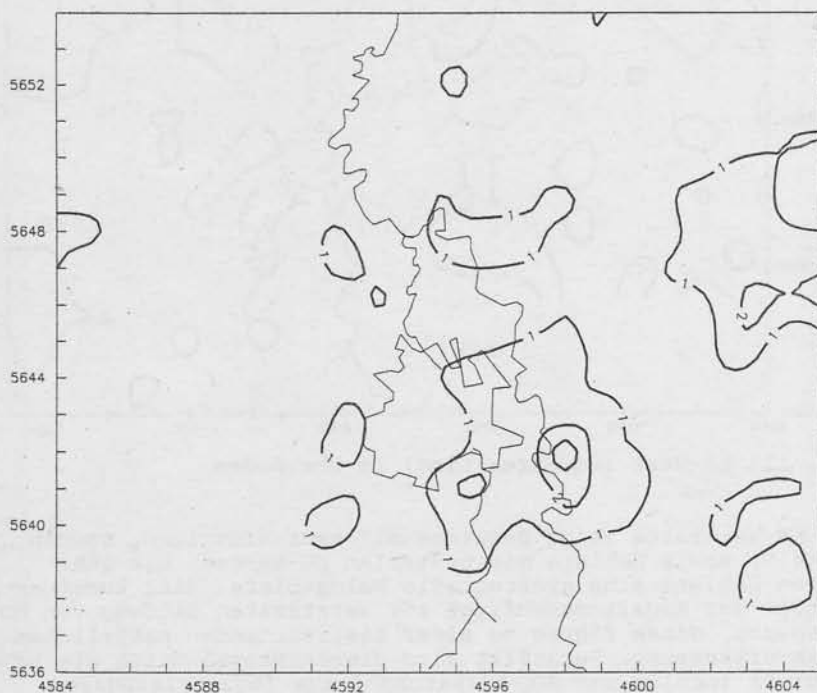


Abb. 12: Faktor der anthropogenen Beeinflussung (Faktor A I 1)

Faktor A I 2 (Faktor der geogenen Beeinflussung) kann dem restlichen Anteil der Gesamtanomalie, der vorwiegend geogen verursacht ist, zugeordnet werden. Alle Anomalien können auf bekannte Vererzungen zurückgeführt werden.

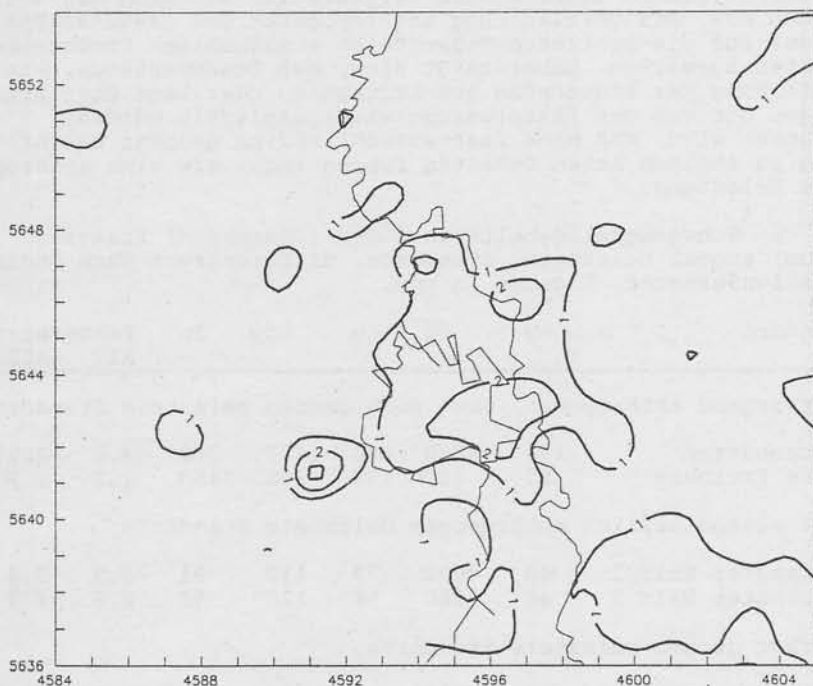


Abb. 13: Faktor der geogenen Beeinflussung (Faktor A I 2)

Die anomalen Bereiche liegen nebeneinander und überdecken sich nicht. Dagegen gibt es Überschneidungen in den Randbereichen der Anomalien.

Aufgrund der gefundenen Trennung lassen sich folgende Aussagen ableiten:

1. Die durch die Hüttenwerke verursachte Anomalie ist mit 56.4 % Varianzanteil die mit Abstand stärkste Anomalieursache im Untersuchungsgebiet.
2. Die geogen verursachte Anomalie ist im Untersuchungsgebiet ausgedehnter (mindestens 16 geogen anomale Proben gegenüber 12 anthropogen anomalen Proben).
3. Die anthropogen verursachten Anomalien erstrecken sich auf den Bereich um die Freiburger, Muldenhüttener und Halsbrücker Hüttenbetriebe sowie auf Waldgebiete im etwa 10 km Umkreis der Hütten.

Die stärker anthropogen verursachten Anomalien besitzen deutlich höhere Sn-Gehalte sowie etwas erhöhte Pb und Ag-Gehalte gegenüber den geogenen Anomalien.

Daraus läßt sich ableiten, daß die Elemente dieser Anomalien vorwiegend über die Kette: Zinnerzkonzentrat/Blei und Edelmetalle tallsekundärrohstoffe -> Verhüttung -> Aerosol -> Deposition im Umkreis der Hütten bzw. Auskammen des Aerosols durch Wald gebiete -> Fixierung im Boden eingetragen werden.

In der folgenden Tabelle wird dargestellt, wie sich das Überwiegen bzw. die Überlagerung anthropogener und geogener Einflüsse auf die konkreten Meßwerte an ausgewählten Probenahmepunkten auswirken. Dabei zeigt sich, daß Zusammenhänge, wie Entfernung des Standortes vom Emittenten oder Lage über Erzgängen gut von den Faktorwerten widergespiegelt werden. Sichtbar wird, daß eine fast ausschließlich geogene Beeinflussung zu ähnlich hohen Gehalten führen kann, wie eine anthropogene Belastung.

Tab. 1: Schwermetallgehalte in Böden (Oberboden; Fraktion <63µm) anomal belasteter Standorte, differenziert nach Kontaminationsursache, Angaben in ppm.

Standort	Ag	Pb	Cu	Sn	Zn	Faktorwert	
						AI1	AI2
überwiegend anthropogen, aber auch geogen belastete Standorte							
Muldenhütten	230	4500	690	1800	260	3.5	-0.19
Hütte Freiberg	20	750	170	290	2450	2.1	2.9
fast ausschließlich anthropogen belastete Standorte							
Tharandter Wald 1	40	4000	79	110	91	2.9	-0.4
Tharandter Wald 2	40	580	56	120	58	2.5	-1.8
stärker geogen belastete Standorte							
Kleinschirma	20	450	31	30	1720	-0.5	3.5
Tuttendorf	30	300	58	6	482	-0.9	2.6
Münzbachtal	70	520	250	78	2070	0.3	3.2
Zug	100	800	390	150	1700	1.0	2.7
fast ausschließlich geogen belastete Standorte							
Goßberg	150	570	110	44	810	0.2	1.97
Hohentanne	80	510	170	55	865	0.4	1.96

Schlußfolgerungen für das Untersuchungsgebiet

Mit den bisher vorliegenden Ergebnissen wurden eine Zwischenstufe erreicht. Zur quantitativen Differenzierung der Stärke der Belastungsursachen sind weitere Untersuchungen zum Beispiel zu Bindungsformen der Elemente in Böden sowie zum Elementmetabolismus in den anderen Umweltkompartimenten nötig. Der Erfolg von Sanierungsmaßnahmen hängt in entscheidendem Maße von der Kenntnis dieser Zusammenhänge ab. Sanierungsmaßnahmen sind nur dort sinnvoll, wo nicht durch geogene oder weiter wirkende anthropogene Spurenelementquellen eine erneute Schwermetallzufuhr erfolgt. Darüber hinaus müssen für Gebiete mit erheblichem Anteil geogener Quellen am Spurenelementeintrag weitere Konzeptionen zum Schutz des Menschen und seiner natürlichen Umwelt realisiert werden.

Notwendig sind Bodennutzungskonzeptionen in Abhängigkeit vom geochemischen Elementstatus, Maßnahmen zur Minimierung des

Spurenelementeintrages in die Nahrungskette (Anbauempfehlungen, Boden-pH-Werteinstellung durch gezielte Kalkung).

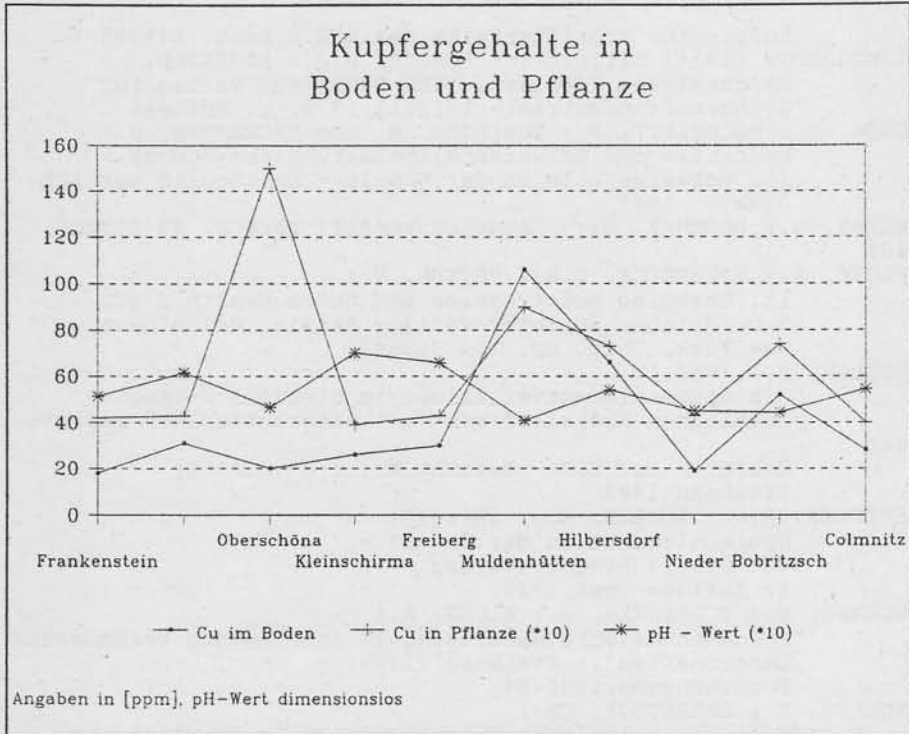


Abb. 14: Abhängigkeit der Kupferaufnahme einer Haferpflanze vom pH-Wert des Bodens

Die obenstehende Abbildung zeigt die in einem Laborversuch mit Freiburger Böden ermittelte Schwermetallaufnahme in Abhängigkeit vom pH-Wert. Dabei wird der negative Einfluß zu niedriger pH-Werte sichtbar.

Unserer Meinung nach ist es notwendig, in gefährdeten Gebieten eine permanente Kontrolle des Spurenelementmetabolismus von Organismen einschließlich epidemiologischer Untersuchungen von vorzunehmen.

LITERATUR:

- BDG - Schriftenreihe (BUND DEUTSCHER GEOLOGEN):
Höchstmengen für Schadstoffe in Boden, Grundwasser und
Luft.- In: Schriftenreihe des BDG.- Bonn: 5(1990)
- VINOGRADOV (1954) zitiert in: RÖSLER, H.J.; LANGE, H.
Geochemische Tabellen.- VEB Deutscher Verlag für
Grundstoffindustrie.- Leipzig 1975, 2. Auflage
- GRÜN; M.; MACHELETT, B.; PODLESAK, W. und KRONEMANN, H.:
Kontrolle der Schwermetallbelastung des Bodens.-
In: Schwermetalle in der Umwelt - Kolloquien des IPE
Jena.- 1987
- HERMS, U.; BRÜMMER, G.: - Landwirtschaftl. Forsch. 33 (1980)
408
- KLOKE, A.; SAUERBECK, D.R.; VETTER, H.:
In: Changing metal cycles and human health / ed.
J.O. Nriagu, Springer-Verlag; Berlin, Heidelberg,
New York, Tokyo pp. 113 (1984)
- RÖSLER, H.J. (Red.):
Die Spurenelementverteilung im biologisch-biogeo-
chemischen Kreislauf von zwei unterschiedlich belaste-
ten
Gebieten der DDR - Bericht Nr. 1 der IAGS.-
Freiberg 1982
- FIEDLER, H.J.; RÖSLER, H.J. (Hrsg.):
Spurenelemente in der Umwelt.-
VEB Gustav Fischer Verlag
1. Auflage Jena 1987.
- VOLAND, B.; SCHLENKER, U.; KLUGE, A.:
"Pedogeochemische Kartierung in anthropogen veränderten
Landschaften".- Freiberg (1989).-
Forschungsbericht G4
- VOLAND, B.; ALTANTUJA, Ch.:
Röntgenphasenanalytische Untersuchungen an Umweltstäuben.-
Freiberg 1984.- unveröffentlicht
- VOLAND, B.; KLUGE, A.; SCHLENKER, U.:
"Zur Unterscheidung anthropogener und geogener Anteile in
komplexen geochemischen Anomalien".- Zeitschrift für ange-
wandte Geologie.- (in Druck).
- WAGENBRETH, O.; WÄCHTLER, E.:
Der Freiburger Bergbau - Technische Denkmale und Geschich-
te.- VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie 2. Aufla-
ge, Leipzig 1988

verwendete Karten:

- WASTERNAK, J.; TISCHENDORF, G.:
Metallogenetisches Kartenwerk Erzgebirge/Vogtland - Karte
der Lagerstätten und Vorkommen mineralischer Rohstoffe (La-
gerstättenkarte).- ZGI Berlin 1981