

Untersuchungen zur Bedeutung der Schwermetallemission aus den Halden des Mansfelder Kupferschieferbergbaus als Ursache von Boden- und Fließgewässerbelastungen

GERD SCHMIDT; MANFRED FRÜHAUF

Abstract

SCHMIDT, G.; FRÜHAUF, M.: Examinations about the emission of heavy metals from dumps in the Mansfeld copper mining area as reason for the pollution of soils and river systems in the Mansfeld area - Hercynia N. F. 30 (1997): 177-193.

In 1990 was abandoned the 800 years during mining and smelting of copper slates in the Mansfeld area. Concerning the intensity of heavy metal pollution, the influence of the mining dumps as the main elements for the cultural scenery in the Mansfeld area was valued by several environmental studies in this area in a different way up to now. In order to comprehend and estimate the potential of danger and the spatial dimension of possible heavy metal issues of these different structured mining dumps it was necessary to develop and lead special field studies. As one of the main results it turned out that the analysed mining dumps are not the only and most important sources of the recognized heavy metal loading of the environment in this area. The highest values of heavy metal loading could be found only in a small distance around the observed objects. They are not responsible for the high heavy metal rates the environment of the Mansfeld area is charged with. The water path can be called as the main transport way for the heavy metal issues dissolved from the mining dumps. Further chemical processes especially the good to very good properties of the local soils in order to filter heavy metal compounds are the essential cause for the directly fixing of the issues along the edge of the examined mining dumps.

Keywords: Bergbauhalden, Schwermetallemissionen, Schwermetallmigration, Umweltgefährdung, Mansfelder Land

1. Problemstellung

Obwohl der Abbau und die Verhüttung des Kupferschiefers im Mansfelder Land (Abb.1) seit der „Wende“ eingestellt wurde, treten gegenwärtig in diesem Raum - aber auch darüber hinaus - vielfältige „Nachwirkungen“ dieser Ressourcennutzung in Form von verschiedenartigsten Umweltproblemen und hierdurch bedingter Beeinträchtigungen der sich heute in diesen Räumen realisierenden Nutzungsansprüche (Abb 2) auf. Nicht selten reichen die Auswirkungen der historischen Erzbergbau- und Verarbeitungsaktivitäten mehr oder weniger weit über den ursprünglichen Eingriffsraum hinaus und belasten dadurch auch Ökosysteme, die ursächlich kaum einen direkten geographischen Zusammenhang mit den Verursacherräumen erkennen lassen.

In diesem Zusammenhang spielt die Schwermetallbelastung der verschiedenen Umweltmedien eine bedeutende Rolle. Für eine objektive Beurteilung des dadurch bedingten - insbesondere für den Menschen selbst

relevanten - Gefährdungspotentials ist eine Charakteristik der unterschiedlichen Schwermetallquellen, Transportpfade, aber auch der verschiedenen „Stoffsinken“ unter dem Blickwinkel ihrer natürlichen oder/und anthropogenen Herkunft zwingend. Obwohl Untersuchungen zu Umweltbelastungen im Großraum Mansfeld nach 1990 wiederholt durchgeführt wurden (vgl. u.a. TÜV Bayern 1991), sind die hieraus entnehmbaren Angaben zur Bedeutung der verschiedenen (natürlichen und anthropogen) Schwermetallquellen ebenso wie Aussagen

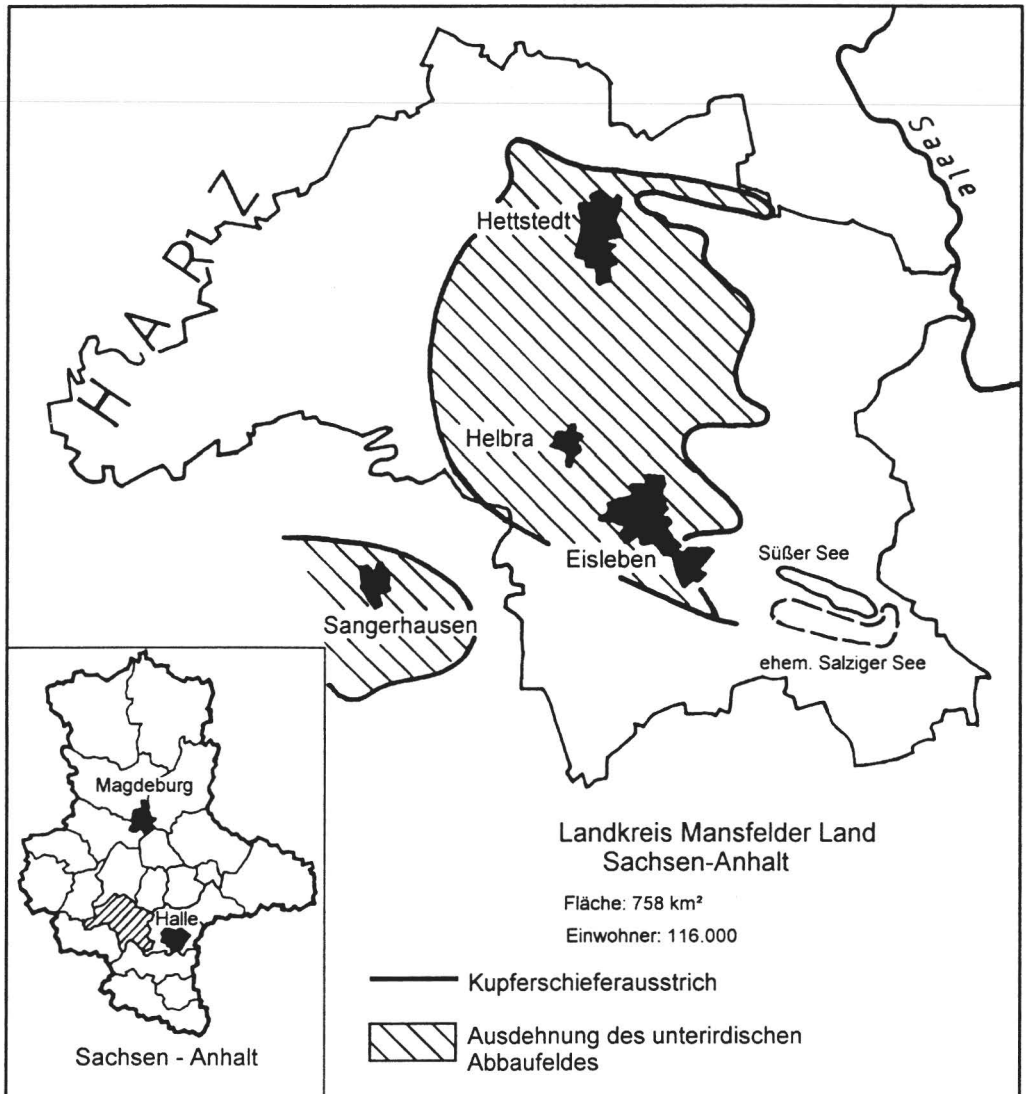


Abb. 1: Lage des Mansfelder Kupferschieferbergbaugesbietes und Ausdehnung des Abbaufeldes

zu den unterschiedlichen „Transportmechanismen“, aber auch zur zeitlichen und räumlichen Varianz der Stoffsenkenfunktion der verschiedenen Umweltmedien kaum in ausreichender Quantität und Qualität repräsentiert.

In diesem Zusammenhang wurden, wenn überhaupt, nur undifferenzierte Aussagen - besser Vermutungen - zur Bedeutung der verschieden großen sowie unterschiedlich alten und zusammengesetzten Bergbauhalden als - aktuelle - Schwermetallemissionsquellen getroffen. Das Spektrum dieser insgesamt sehr widersprüchlichen Angaben reicht von dadurch bedingten überaus hohen Kontaminationswirkungen auf die umgebenden Böden und Gewässern bis hin zu totalen „Vernachlässigungen“ dieser Problematik. Wenn überhaupt, so wird in diesem Sachzusammenhang immer wieder auf windbedingte Austräge verwiesen, ohne daß hierfür allerdings Belege vorgelegt werden können.

Zu diesen zuletzt genannten Fragestellungen werden im Folgenden Untersuchungsergebnisse vorgestellt, wobei gleichzeitig darauf verwiesen werden soll, daß sie nur Teilergebnisse aus einem umfangreicheren Forschungsprojekt (FRÜHAUF et SCHMIDT 1996) darstellen.

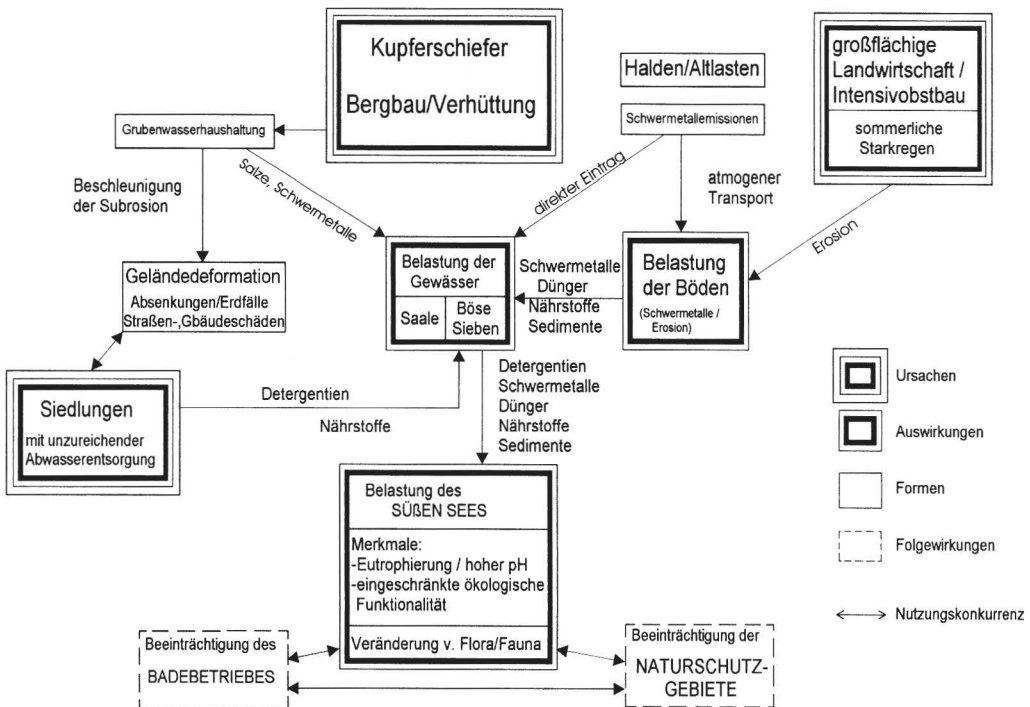


Abb. 2: Ursachen, Formen und Auswirkungen von Umweltproblemen sowie auftretende Nutzungskonkurrenzen im Mansfelder Land

2. Untersuchungsergebnisse

2.1. Verbreitung und Zusammensetzung der Halden

Die für die Problemlösung notwendigen Informationen zum „Schwermetallemissionspotential“ der unterschiedlich alten sowie verschiedenartig zusammengesetzten Halden wurden sowohl aus bergbaulichen Dokumentationen als auch durch eigene Beprobungen und Analysen erbracht (SCHMIDT 1997). Sie zeigen, daß hinsichtlich des Emissionspotentials dieser für diesen Raum so charakteristischen Zeugen der Kulturlandschaftsentwicklung neben der unmittelbaren Abhängigkeit zum Abbaualter, den Abbaubedingungen und -technologien auch solche zur Art und Intensität der Verwitterung, dem Feinerdeanteil sowie dem Grad der Vegetationsbedeckung von Bedeutung sind (JANKOWSKI 1996, FRÜHAUF et SCHMIDT 1996).

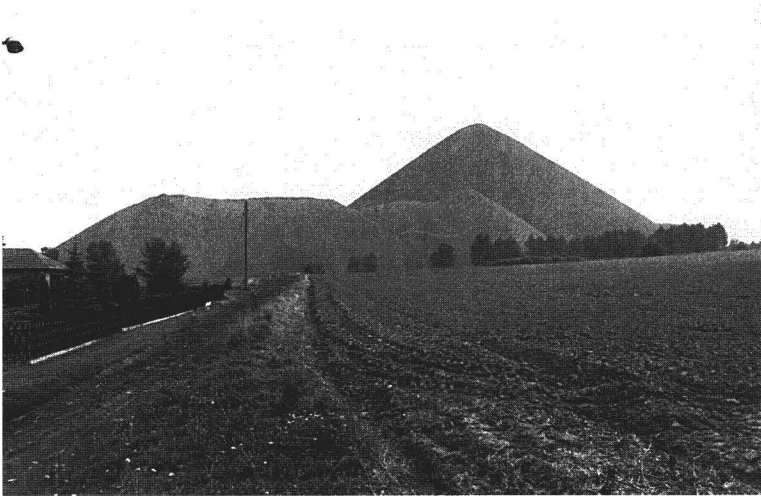


Abb. 3: Spitzhalde des Fortschrittschachtes südöstlich Volkstedt

Zusammenfassend läßt sich eine (annäherungsweise) altersmäßige Zuordnung der bis 145 m hohen Spitzhalden (Abb. 3) in die letzte Abbauperiode (bis 1969) treffen. Hier wurde das Kupferschiefererz teilweise schon aus einer Teufe von 800 m gefördert. Die Flachhalden (Abb. 4) entstanden im letzten Teil des 19. und im beginnenden 20. Jahrhundert.

Die zahlreichen Kleinsthalden (Abb. 5) stammen aus der mittelalterlichen bis frühneuzeitlichen Förderperiode, in der das Erz - entsprechend den geologischen Lagerungsverhältnissen (NEUSS et ZÜHLKE 1982, JANKOWSKI



Abb. 4: Flachhalde des Martinschachtes in der Ortslage Wimmelburg



Abb. 5: Kleinhalden westlich der Ortslage Wimmelburg

1995) - aus noch nicht „allzugroßer“ Teufe geholt werden mußte. Diese die Anfänge des Kupferschieferbergbaus prägenden Kleinsthalden nehmen nicht nur unbedeutende Flächen in Anspruch (in den ehemaligen Kreisen Eisleben 7 900 ha, Hettstedt 1 800 ha, Sangerhausen 2 200 ha), sondern überdecken dadurch auch die hier vorkommenden Böden, wodurch deren landschaftsökologische Funktionen im Stoffhaushalt fast vollständig „ausgeschaltet“ wurden.

Hinsichtlich des „Metallpotentials“ der verschiedenen Haldentypen wurde ersichtlich, daß - die direkten Schlackehalden außer Betracht lassend - sich insbesondere die Flach- und Spitzhalden in Stollen- und Abbauhalden mit unterschiedlichem Stoffbestand klassifizieren lassen. Neben nahezu metallfreiem (Dach-) Bergematerial (Zechsteinkalk, -anhydrit, -konglomeraten, -steinsalz) sind auch metallführende Materialkomponenten (sogenannte Ausschläge) in den Halden anzutreffen. Bei letzteren handelt es sich um Kupferschiefer, bei dem infolge der geringen Kupferkonzentrationen die sogenannte Kläubegrenze (6 000 kg Kupfer je Tonne) unterschritten war (Tab 1).

Tabelle 1: Schwermetallgehalte im Haldenmaterial ausgewählter Halden des Mansfelder Kupferschieferbergbaus in mg/kg (NOELL 1993)

Halden	Lichtloch 26	Niewandtschacht	Schneiderschacht
	Ausschläge		
Cu	1.932	969	2.316
Pb	16.000	17.000	13.000
Zn	17.000	16.000	14.000
	Berge		
Cu	184	90	133
Pb	1.490	466	974
Zn	5.182	681	2.506

Die Kleinsthalden weisen gegenüber den Flach-, insbesondere aber gegenüber den Spitzhalden, die zum großen Teil aus Bergematerial bestehen, die höchsten Schwermetallgehalte im Feinboden auf. In Abhängigkeit vom Alter und Verwitterungszustand ließen sich hierin Kupfergehalte von 800 - 9 000 mg/kg nachweisen. Ist die Verwitterung besonders intensiv oder/und sind diese Kleinsthalden wald- bzw. gebüschbedeckt, liegen die Metallgehalte im Feinboden sogar noch höher (Pb bis 43 000 mg/kg, Zn bis 41 000 mg/kg, Cu bis 14 000 - KLINGER 1996). Ursächlich spielt hierfür der „Beschleunigungseffekt“ der Vegetation für den Verwitterungs- und Metallfreisetzungsvorgang die entscheidende Rolle.

2.2. Schwermetallaustrag

Wie Abb. 6 verdeutlicht, muß bei den Halden von unterschiedlichen Emissionspfaden ausgegangen werden. Diese galt es mittels verschiedener Untersuchungsanordnungen hinsichtlich ihrer Quantitäten und Qualitäten zu bewerten.

Zum einen betraf das den **äolischen Schwermetallaustrag**. Die hierzu von CÖSTER (1993) im Rahmen einer Diplomarbeit an verschiedenen Haldentypen durchgeführten Untersuchungen ergaben allerdings nur unbedeutende Emissionwirkungen. Auch die von ihm in der Umgebung der Kleinsthalden festgestellten sehr starken Metallanreicherungen lassen sich weniger durch Windeintrag, als vielmehr durch eine in historischer Zeit erfolgte „Aufarbeitung“ von Halden und die Integration von kupferschieferhaltigem Haldenmaterial in den heutigen Ap-Horizont erklären.

Auch für die großen Spitzhalden konnten kaum signifikante äolische Schwermetallausträge belegt werden. Ursächlich spielt hierfür neben ihrem (geringen) Alter und einem dadurch bedingten minimalen Verwitterungsgrad vor allem das „Metallpotential“ der Halden selbst eine entscheidende Rolle. Da diese kaum aus metallführenden Bestandteilen, sondern hauptsächlich aus Zechsteinkalk-, -gips und -salz bestehen, ist die „Gefahr“ eines Metallaustrages als sehr gering anzusehen. Zudem wird er durch die aus der Zusammensetzung bedingte haldeninterne Pufferung weiter minimiert (FRÜHAUF et SCHMIDT 1996).

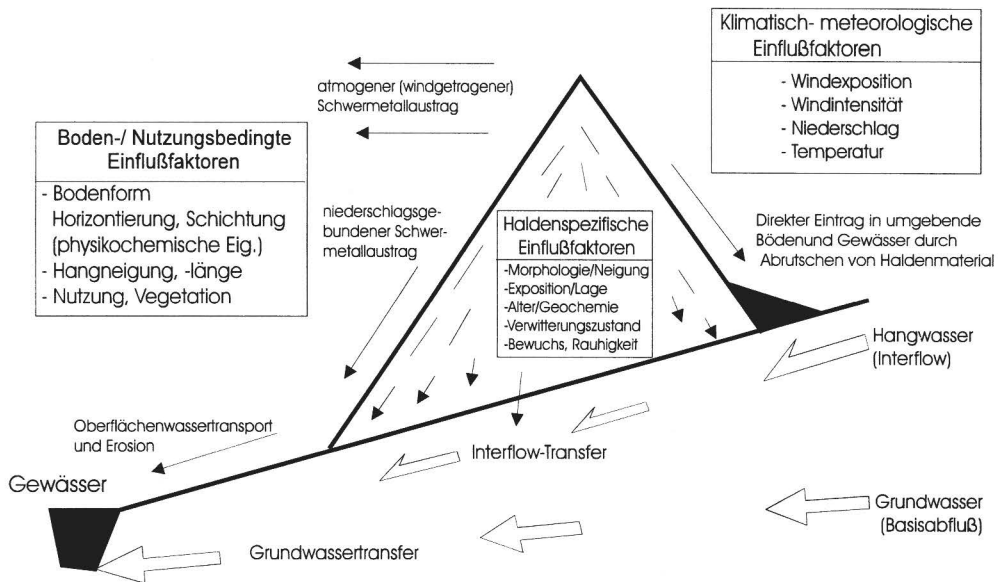
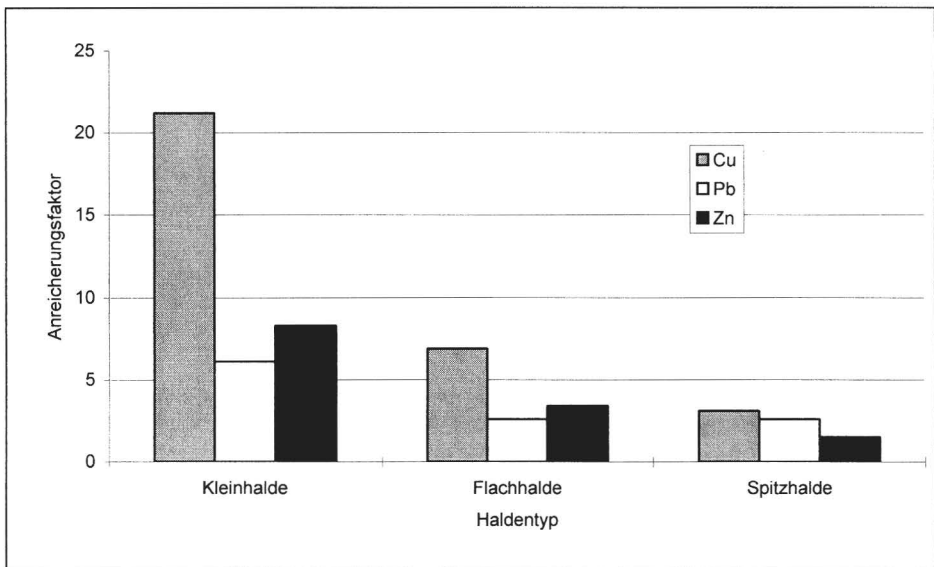


Abb. 6: Halden des Mansfelder Kupferschieferbergbaus als potentielle Schwermetallemitenten

Nachdem die Bedeutung des äolischen Metallaustrages als sehr gering erkannt worden war, zeigte sich, daß die Bestimmung der *wassergetragenen Metallemission* den Hauptuntersuchungsschwerpunkt bilden muß. Dabei wurden sowohl die partikulären als auch die gelösten Transportfrachten ermittelt (über den diesbezüglich gewählten methodischen Ansatz und die Versuchsanordnungen wurde schon an anderer Stelle berichtet (SCHMIDT, ZIERDT et FRÜHAUF 1992, SCHMIDT 1993).

Die Ergebnisse verdeutlichen - im Vergleich zum atmogenen Pfad - eine viel stärkere, allerdings unmittelbar vom Haldentyp abhängige Metallemission. So konnten auch hier von den Spitzhalden nur sehr geringe Schwermetallausträge nachgewiesen werden. Bei den Flachhalden waren die festgestellten Metallausträge - insbesondere für Cu und Zn, lokal auch Pb - wesentlich größer (Abb. 7).

Abb. 7: Schwermetallanreicherung im Haldensickerwasser ausgewählter Haldentypen im Mansfelder Kupferschieferbergbaurevier



Der von den Kleinsthalden „erwartete“ erhöhte Schwermetallaustrag konnte schon durch die Analyse der Sickerwässer belegt werden (KLINGER 1996). Hierbei war ein unmittelbarer Bezug zwischen der Verwitterungsintensität und dem dadurch bedingten Feinerdeanteil auf der einen Seite sowie der Höhe der sickerwasser-gebundenen Metallfreisetzung belegbar. Vergleicht man die Schwermetallwerte der Sickerwässer mit den „Eingangswerten“, d. h. den im Niederschlagswasser enthaltenen Metallanteilen (KLINGER 1996) so verdeutlichen sie eine Anreicherung während der „Haldenpassage“, die für Cu das 2,5- bis 22-fache, für Pb das 1,3- bis 3-fache und für Zn das 1,2- bis 8-fache gegenüber den „Ausgangswerten“ betragen.

Obwohl eigene Untersuchungen an den hier ebenfalls großflächig verbreiteten Schlackehalden nicht vorgenommen wurden, zeigen doch die Befunde von SCHRECK (1996) in der Umgebung solcher Standorte sowie in der Nachbarschaft von Theisenschlammteichen teilweise extreme Schwermetallbelastung von Sickerwässern. Als besonders problematisch werden von ihm die Verhältnisse im Stadtborn bei Hergisdorf bezeichnet.

2.3. Die Böden der Haldenumgebung als Schwermetallsenken und -quellen

Nach der Bestimmung der Metallausträge aus den Halden galt es zu klären, welche Bedeutung hieraus für die Böden der Haldenumgebung unter dem Blickwinkel ihrer Funktion als „Stoffsenke“, aber auch als „Stoffquelle“ erwächst. Letztere galt es vor allem hinsichtlich des Metalltransfers in die benachbarten Fließgewässer zu untersuchen.

Bevor auf diese Fragestellungen näher eingegangen wird, muß das Problemfeld der Bodenschwermetallbelastung in diesem Raum generell etwas „beleuchtet“ werden. Zweifelsohne wird aus der Vielzahl der vorliegenden, auch eigenen Untersuchungsbefunde erkennbar, daß insbesondere die Böden in der näheren Umgebung der ehemaligen Verhüttungseinrichtungen teilweise sehr stark mit Schwermetallen belastet sind.

Allerdings muß in diesem Zusammenhang auch vor einer „Katastrophenhysterie“ gewarnt werden, denn:

Schon die Ergebnisse der durch den TÜV Bayern durchgeführten großflächigen Analyse der Bodenschwermetallbelastung verdeutlichen, daß 90 % des untersuchten Territoriums - bei fast allen Schwermetallen - nur der Belastungsklasse I zugeordnet werden können und somit eine gewisse Relativierung des Belastungsgrades vorgenommen werden kann. Die Größenordnung der Belastung ist damit vergleichbar mit der anderer (deutscher) Hüttenstandorte. Nutzungseinschränkungen (Belastungsklasse 3 und 4) erscheinen - element- und nutzungsabhängig - nur für wenige Flächen zwingend. Diese betreffen vor allem die unmittelbaren Hüttenstandorte selbst sowie Bereiche in direkter Nachbarschaft selbiger. Als besonders brisant erscheint diesbezüglich die Situation in einigen Kindereinrichtungen. Da hier ein unmittelbares humanökologisches Gefahrenpotential durch eine verstärkte orale Aufnahme von schwermetallhaltigem Bodenmaterial besteht, wurden Empfehlungen für einen Bodenaustausch gegeben.

Die günstigen Eigenschaften (hohe Sorptionsleistung, pH-Werte knapp unterhalb oder im Neutralbereich) der hier vorkommenden Böden (hauptsächlich degradierte Löß-, Schwarz-/Griserden, Lößlehm-Parabraunerden, Lehm-Pararendzinen) bedingen eine hohe Immobilität der im Boden vorhandenen Schwermetalle. Nur bei den sehr stark kontaminierten Standorten vollzieht sich deshalb ein stärkerer Schwermetalltransfer von den Bodenkolloiden in die (Kultur-)Pflanzen oder in tiefere Bodenschichten und führt dadurch über die Nahrungskette zu Gefährdungen des Menschen. Eine signifikante Schwermetallbelastung des Grundwassers konnte daher allerdings nur lokal (partielles Überschreiten der C-Werte der Hollandliste für Zn, As, Cu, Pb und Cd) und dann auch nur in unmittelbarer Nähe der Verhüttungseinrichtungen belegt werden (TÜV Bayern 1991).

Obwohl hieraus eine „gewisse Entwarnung“ ablesbar wird, muß gleichzeitig darauf verwiesen werden, daß für eine wirkliche Gefährdungsbeurteilung - vor allem hinsichtlich des Mobilisierungspotentials - die Ergebnisse der oftmals nur (im Königswasseraufschluß) ermittelten Gesamtgehalte nur eine eingeschränkte Aussagekraft besitzen. Wichtiger sind hierfür die pflanzenverfügbaren oder/und wasserlöslichen Metallkomponenten bzw. ihre Anteile zu den Gesamtgehalten.

Auch bei den eigenen Untersuchungen galt es deshalb in einem ersten Arbeitsschritt zu ermitteln, welche Bodenverhältnisse in der Haldenumgebung vorkommen und inwieweit durch die pedologischen Eigenschaften eine - wie auch immer geartete - Beeinflussung der Mobilität bzw. Immobilität der Schwermetalle gegeben ist. Über Bodenaufschlüsse und angelegte Catenen wurden das Bodeninventar ermittelt, Beprobungen durchgeführt und die den Schwermetallhaushalt bestimmenden Bodeneigenschaften (insbesondere Gehalte an organischer Substanz und Ton, die pH-Werte sowie die Kationenaustauschkapazität) im Labor bestimmt.

Die Ergebnisse zeigen, daß die überwiegend in der Umgebung der Halden vorkommenden Böden (vor allem Löß-Schwarzerden verschiedenster Degradierungsform, Lößlehm-Parabraunerden und Pararendzinen) hohe Kolloidanteile bis in größere Profiltiefen aufweisen, so daß sehr günstige Werte für die Kationenaustauschkapazität (KA_{Keff} teilweise über 150 mval/kg) charakteristisch sind.

Da die pH-Werte in den die Halden umgebenden Böden, der überwiegend landwirtschaftlich genutzten Standorten zwischen 6,7 und 8,1 liegen, sind Mobilisierungen der über den Luftpfad und aus den Halden über den „Wasserpfad“ in den Böden eingetragenen Schwermetalle nur eingeschränkt möglich.

Ausnahmen hiervon bilden die Standorte unter Wald sowie Auenstandorte, bei denen das Mobilisierungspotential - vor allem aufgrund des hier anzutreffenden niedrigeren pH-Milieus - wesentlich größer ist.

Da die im Königswasser-Aufschluß gewonnenen Angaben zu den Schwermetallgesamtgehalten nur eine eingeschränkte Aussage zum ökologischen Gefährdungspotential ermöglichen, galt es, auch die leichter verfügbaren Anteile zu bestimmen (FRÜHAUF et SCHMIDT 1996). Diese Ergebnisse zeigen besonders an den in diesem Zusammenhang auch ermittelten wasserlöslichen Schwermetallanteilen, daß hierbei kaum von einer größeren Gefährdung ausgegangen werden kann. Die so bestimmten Werte liegen in der Regel bei unter 1 % der Gesamtgehalte und dokumentieren somit, daß nahezu fast alle Schwermetalle immobilisiert vorliegen. So konnten bei Blei in 62 Proben überhaupt keine wasserlöslichen Anteile nachgewiesen werden; ansonsten liegen die wasserlöslichen Gehalte in 99 % der Fälle unter 1 mg/kg. Ähnlich ist die Situation bei Zink, wo wasserlösliche Metallanteile nur in 7 % der Proben > 1 mg/kg aufweisen. Auch für Kupfer liegen nahezu vergleichbare Minimalgehalte an wasserlöslichen Schwermetallen vor (Abb. 8).

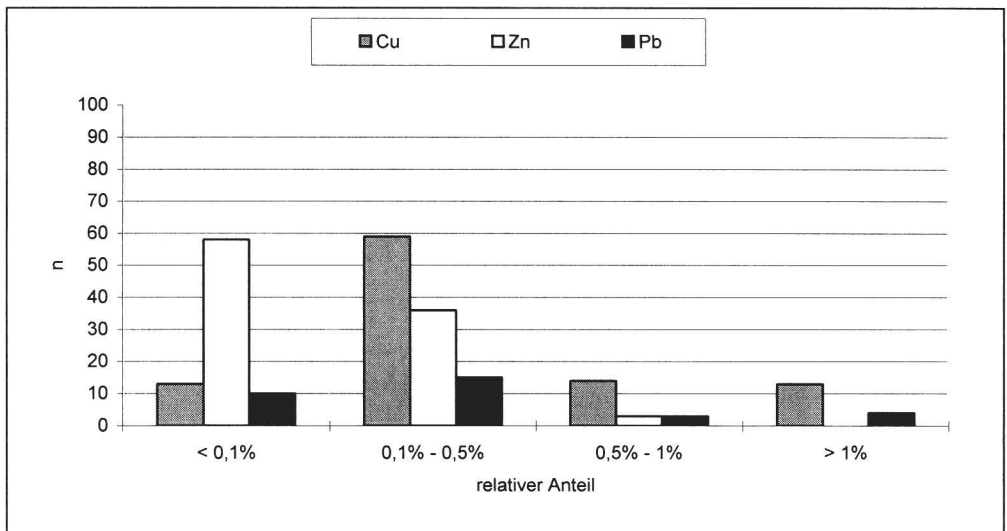


Abb. 8: Prozentualer Anteil wasserlöslicher Schwermetallgehalte an der Gesamtschwermetallbelastung von Böden in der Umgebung ausgewählter Halden

Ausnahmen hiervon liegen nur in der von CÖSTER (1993) untersuchten Umgebung der Kleinsthaldenfelder vor. Hier konnte er auf sehr stark belasteten Bereichen auch hohe wasserlösliche und im NH₄Cl-Auszug ermittelte Schwermetallgehalte feststellen, die - im Vergleich mit den Prüfwerten der „Hollandliste“ - die B-Werte für Pb und sogar die C-Werte für Cu und Cd erreichen. Dies erklärt wiederum auch die in den Kulturpflanzen dieser Gebiete festgestellten Überschreitungen der Futter- bzw. Lebensmittelgrenzwerte (bei Weizen und Roggen) sowie die starke Belastung von Blattgemüse, Küchenkräutern und Wurzelgemüse in den Kleingartenanlagen (TÜV BAYERN 1991, OPP, NAGEL et FRÜHAUF 1991).

Um die Beziehungen zwischen den Schwermetallgehalten (Schwerpunkt: Kupfer in seinen Gesamtgehalten sowie den wasserlöslichen und pflanzenverfügbaren Anteilen) die Mobilität bzw. Immobilität bestimmenden Bodeneigenschaften (organische Substanz, pH-Wert, Tongehalt sowie Sulfatanteil - weil Cu im Schiefer hauptsächlich in Schwefelverbindungen fixiert ist) zu verdeutlichen, wurde eine Korrelationsanalyse (nach SPEARMEN) durchgeführt. Dabei lassen die bei FRÜHAUF et SCHMIDT (1996) dargestellten Ergebnisse einen besonders klaren Zusammenhang zwischen dem Kupfergehalt und der organischen Substanz deutlich werden (Abb. 9).

--- SPEARMAN CORRELATION COEFFICIENTS ---

Cu _{GES} ¹							
	,2587**						
Cu _{H₂O} ²		,4818**					
OS ³			,3794**	,6162**			
pH _{H₂O}	,4894**			-,2509*	-,4348**		
pH _{KCl}	,5295**			-,4103**	-,4059**	-,8728**	
Sulfat		-,2420*	-,4553**			-,2649**	
Ton	-,4848**		,3102**			-,2858**	-,4263**
	CaCO	Cu _{GES}	CU _{H₂O}	OS	PH _{H₂O}	PH _{KCL}	Sulfat

1 - Gesamtgehalt an Kupfer, 2 - wasserlösliche Kupfergehalte, 3 - organische Substanz

* - Signif. LE ,05 / ** - Signif. LE ,01 (2-tailed)

"," is printed if a coefficient cannot be computed

Abb. 9: Abhängigkeit der Wasserlöslichkeit des Kupfers von ausgewählten Bodeneigenschaften (FRÜHAUF, SCHMIDT 1996)

Wie schon bei früheren Untersuchungen (SCHMIDT, ZIERDT et FRÜHAUF 1992), so wurde auch hier eine intensive Einbeziehung des Kupfers in den biogenen Kreislauf erkennbar. Die festgestellten überaus geringen wasserlöslichen Kupferwerte signalisieren damit die Bildung schwerlöslicher metallorganischer Komplexe.

Aus der nachgewiesenen hochsignifikant negativen Korrelation zwischen diesen wasserlöslichen Kupfergehalten und den pH-Werten läßt sich ein weiterer Beleg für den bekannten Zusammenhang zwischen Bodenreaktion und Mobilität der Schwermetalle und dem Kupfer im Speziellen ableiten (SCHEFFER et SCHACHTSCHABEL 1993).

Die gleichfalls hoch signifikante negative Korrelation zwischen diesen wasserlöslichen Kupferanteilen und dem Sulfatgehalt wiederum läßt offensichtlich werden, daß mit zunehmendem Sulfatgehalt die Wasserlöslichkeit des Kupfers (unter den gegebenen Bedingungen) reduziert wird. Als weitere wichtige Einflußgrößen, die den Anteil des verfügbaren Kupfers bestimmen, erweisen sich der Kupfergesamtgehalt, aber auch der Tonanteil.

Diese Ergebnisse zugrundelegend, wurde mittels einer vereinfachten Untersuchungsanordnung (FRÜHAUF et SCHMIDT 1996) versucht, einen (eventuellen) „Barriereeffekt“ von Sulfat auf die Schwermetallemission aus den Halden nachzuweisen. Die nach einer Exposition von einem Jahr an einem „Gipsgürtel“ gewonnenen Befunde bestätigen diese Annahme allerdings nur teilweise. Die stärkste Anreicherung im „Gipsgürtel“ konnte dabei für Blei, weniger jedoch für Zink und Kupfer nachgewiesen werden. Auffallend war dabei jedoch die auch schon in den „normalen“ Böden festgestellte Tiefenverlagerung des Zinks, das in den untersten Schichtabschnitten des Anhydrits ein deutliches Konzentrationsmaximum aufwies.

Bei den anderen der untersuchten Schwermetalle zeigen die Korrelationsanalysen folgendes Bild:

Für Blei konnte ebenfalls eine sehr starke Bindung an die organische Substanz nachgewiesen werden. Dadurch werden wiederum auch die gleichfalls nur geringen wasserlöslichen Bleianteile „verständlich“.

Bei Zink wird erkennbar, daß die Verfügbarkeit besonders intensiv durch die Zinkgesamtgehalte bestimmt wird. Je höher diese sind, desto höher ist auch der wasserlösliche Zn-Anteil. Markant ist bei diesem Metall auch der starke Einfluß des pH-Wertes auf die Mobilität.

2.4. Schwermetallbelastung der Fließgewässer

Bei der ursächlichen Beurteilung der Schwermetallbelastung in den Fließgewässern des Untersuchungsgebietes mußten wiederum neben unterschiedlichen Transportpfaden auch die Entfernung zwischen den Bergbau- bzw. Verhüttungsrelikten und den Fließgewässern berücksichtigt werden.

Deshalb wurden folgende ursächlich differenzierte Schwermetalltransportpfade untersucht.

2.4.1. Die Schwermetallemission aus Verhüttungseinrichtungen in die Vorfluter

Es konnte nachgewiesen werden, daß Metalleinträge in die Gewässer zum einen aus den Verhüttungseinrichtungen - auf mehr oder weniger direktem Wege - über den Abwasserpfad erfolgen. Die Belastungswirkung zeigt sich dabei besonders in den Flußsedimenten von Wipper und Glume, wobei letztere sogar im Bereich des (ehemaligen) Hüttenstandortes Helbra entspringt. Während im Flußwasser selbst kaum eine signifikante Schwermetallbeeinträchtigung erkennbar ist, wurden in den Flußsedimenten hohe bis sehr hohe Schwermetallwerte ermittelt (Maximalgehalte von 31 g/kg Pb, 28,5 g Zn, 21,1g Cu, 4,3 g As und 240 mg Cd - nach TÜV BAYERN 1991).

2.4.2. Die Schwermetallemission aus (Relikten) der Grubenentwässerung

Den Grubenentwässerungsstollen kommt als weiteren Schwermetalleintragsquellen in die Fließgewässer ebenfalls eine gewisse Bedeutung zu. Bei vielen ist allerdings die Metallkonzentration überaus gering, so daß deren Wasser teilweise sogar Trinkwassercharakter hat und als solches auch genutzt wurde (z. B. Froschmühlentollen).

Etwas anders sieht die Situation beim Schlüsselstollen aus, der bei Friedeburg in die Schlenze und mit dieser unmittelbar darauf in die Saale mündet. Obwohl hier die Metallgehalte der Sedimente deutlich niedriger (Pb 5 g/kg, As 410 mg/kg - TÜV Bayern, 1991) sind bzw. waren und die Jahresfracht dieses 31 km langen Stollens sich in den 80er Jahren verringerte (Umweltbericht Bezirk Halle 1989), wurden noch 1990 folgende „beachtenswerte“ Jahresfrachten und damit „Saale-Inputs“ ermittelt :

- 410 000 t Chlorid
- 34 000 t Sulfat
- 17 800 t Ca
- 5 400 t Mg
- 200 kg As
- 2,5 t Cd
- 8,4 t Cu
- 370 t Zn

Die Auswirkungen dieser Stoffeinträge für die bis hierher durch die flußoberhalb befindlichen „Anlieger“ (z.B. Einträge über die Unstrut aus dem Süddarzer Kalirevier und die Inputs aus den Industriestandorten zwischen Weißenfels und Halle) schon überaus stark beeinträchtigte Saale (Umweltbericht Bezirk Halle, 1989) waren fatal. Sie reichten nicht nur weit saaleabwärts, sondern trugen auch massiv zu einer weiteren Schädigung der Elbe bei.

Über die an dieser Stelle ebenfalls mit zu erwähnenden karst- und ingenieurgeologischen Folgen der Grubenwasserhaushaltung ist an anderer Stelle berichtet worden (BRENDDEL et SUDERLAU 1980; FRÜHAUF 1995).

2.4.3 Der Schwermetalleintrag aus den Halden über den „Bodenpfad“ in die Vorfluter

Aus den unter 2.3 diskutierten Ergebnissen wird ersichtlich, daß trotz der lokal hohen Schwermetallgesamtgehalte in den Oberböden bei gleichzeitig überwiegend nur geringen Anteilen an ökologisch „brisanten“ Schwermetallen, die „Gefahr“ eines horizontalen und vertikalen Metalltransfers in die Pflanzen oder/und das Grundwasser existiert.

Dies trifft auch für Schwermetalltransfer über den Oberflächenabfluß und oberflächennahen Interflow in die Vorfluter zu. Ursächlich spielt als diesbezüglicher „Hemmfaktor“ die hohe Filter-/Puffer-/Sorptionskapazität der hier vorkommenden Böden die entscheidende Rolle.

Obwohl dem Schwermetalltransfer aus den und über die Böden zu den Vorflutern i.d.R. eine nur geringe Bedeutung zukommt, zeigen sich dabei jedoch elementspezifische horizontale und vertikale Entfernungs-

gradienten, die letztlich für den Stoffeintrag in die Fließgewässer von Bedeutung sind (SCHMIDT, ZIERDT et FRÜHAUF 1992; FRÜHAUF et SCHMIDT 1996).

Ausnahmen hiervon treten zum einen bei dem untersuchten Waldstandort auf, bei dem die niedrigen pH-Werte (3,5) eine höhere Mobilität der Schwermetalle bedingen. Trotz einer Entfernung von 70 m zwischen Halde und Vorfluter wurden hier als Lösungseinträge relativ hohe Zink-, z.T. auch Bleiwerte ermittelt.

Die größten Schwermetallimmissionen ließen sich bei unmittelbarer Nachbarschaft von Halden und Vorfluter feststellen, wobei es entweder durch oberflächenwassergetragenen oder sogar direkten Materialeintrag (durch Abbrüche o.ä.) zu einem hohen „Metallschub“ kam. Besonders hohe Metallkonzentrationen (im Wasser, aber auch in den Gerinnesedimenten) konnten (deshalb) in der Glume, die ihr Quellgebiet im Bereich der Halden der Rohhütte Helbra hat, festgestellt werden.

Auch an anderen haldennahen Vorflutern konnte durch den Vergleich der Schwermetallführung von Gerinnesedimenten von Standorten oberhalb und unterhalb ausgewählter Halden eine Metallerhöhung belegt werden. Dies betrifft insbesondere höhere Anreicherungen solcher „Bergbauindikatoren“, wie Cu, Pb aber auch Zn gegenüber den in diesem Raum als mehr geogenen Schwermetallen wie Cd, Ni und Cr.

Letztlich zeigte sich aber auch hier, daß für die Intensität dieser Form der Metallemission bzw. Einträge in die Vorflut die Haldenzusammensetzung, d. h. der Feinerdeanteil bzw. der Anteil metallführender Komponenten, eine ebenso wichtige „Steuergröße“ darstellt wie die Vegetationsdichte auf diesen Zeugen des Bergbaus.

2.4.5. Schwermetallgehalte (Lösungskonzentrationen) in Fließgewässern

Prinzipiell war bei der Beurteilung der Lösungskonzentration der Schwermetalle in den Gewässern berücksichtigt worden, daß sich die ermittelten Angaben nicht allein nur auf die „bergbaubürtigen“ Schwermetallgehalte beziehen können, da neben diesen auch solche aus anderen Quellen (kommunal, Industrie, Landwirtschaft u. a.) das Belastungsbild mitbestimmen.

Trotzdem zeigten die Untersuchungsbefunde recht deutlich (SCHMIDT 1997), daß die Schwermetallgehalte im Wasser der Bösen Sieben von ihren oberen Einzugsgebieten bis zum östlichen Stadtbereich Eislebens eine stetige Zunahme erkennen lassen.

Die Schwermetallkonzentration ist dabei in den einzelnen Quellbächen der Bösen Sieben und in ihr selbst recht unterschiedlich. Daneben treten auch nicht unbeträchtliche elementspezifische Variationen auf. Während die mittleren Kupferkonzentrationen Werte von 10 - 14 mg/l erreichen, liegen die Cd- und Pb-Gehalte oftmals sogar unter der Nachweisgrenze.

Ein völlig anderes Belastungsbild zeigen der Salzgraben und der Wilde Graben. Hier weisen die Zink-Gehalte gegenüber den Oberlaufabschnitten eine bis 10-fache Erhöhung auf. Ursächlich spielt hierfür die Zuleitung von (schwermetallführenden) Grubenwässern aus dem Mundloch des Froschmühlenstollens und die Einleitung von kommunalen Abwässern aus der Kläranlage Helbra eine entscheidende Rolle.

Östlich der Stadtgrenze von Eisleben nehmen die gelösten Metallanteile (aber auch die Sulfatgehalte) deutlich ab. Zu ähnlichen Befunden gelangte auch SCHRECK (1996). An der Mündung in den Süßen See liegen die Metallkonzentrationen bei etwa der Hälfte von denen des Salzgrabens bzw. Wilden Grabens.

Die Lösungskonzentration der Schwermetalle in den Vorfluter weist dabei einen klar erkennbaren elementspezifischen Jahresgang auf (FRÜHAUF et SCHMIDT 1996). Zink widerspiegelt dabei eine unmittelbare Abhän-

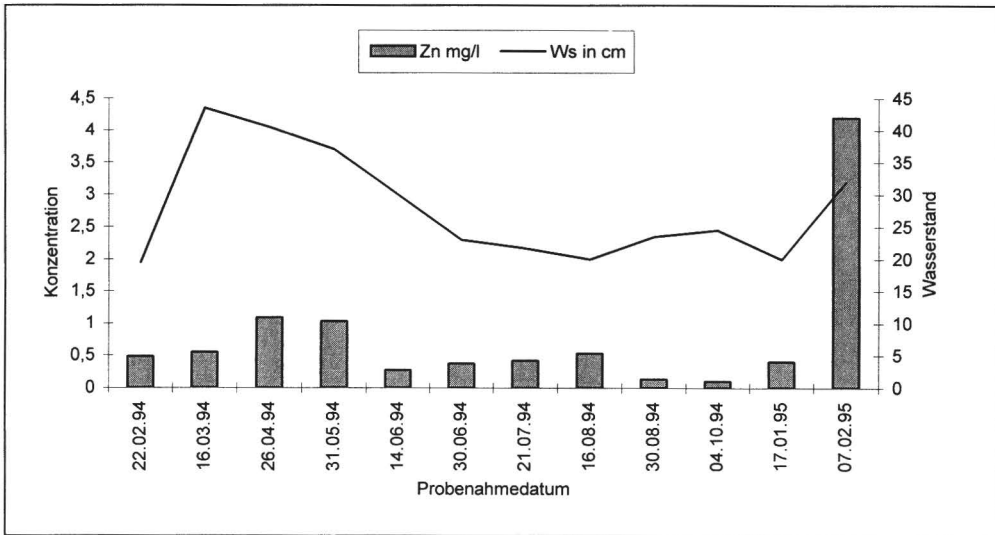


Abb. 10: Jahresgang von Abfluß und Zinkkonzentration im Salzgraben unterhalb der Einmündung des Froschmühlentollens

gigkeit vom hydrologischen Abflußgang (Abb. 10). Das Ergebnisbild verdeutlicht kontinuierliche Schwermetalleinträge bei variabler Wassermenge, woraus sich letztlich zeitvariable unterschiedliche Metallkonzentrationen ergeben.

Bei Zink werden neben bergbaubürtigen auch Einträge aus kommunalen Quellen erkennbar, so daß sich letztlich eine vom Wasserstand relativ unabhängige Metallkonzentration ergibt.

3. Schlußfolgerungen

Die Untersuchungsergebnisse lassen erkennen, daß von den Halden des Kupferschieferbergbaus über die verschiedensten Transferpfade eine insgesamt nur als gering einzuschätzende Schwermetallemission in die sie umgebenden terrestrischen und aquatischen Ökosysteme erfolgt. Hieraus resultierende Gefährdungen für die umgebenden Böden und Vorfluter haben i.d.R. oftmals nur lokalen Charakter.

Für die Art und Intensität der Schwermetallemission sind hauptsächlich das Alter, der Stoffbestand und Verwitterungsgrad sowie die Vegetationsbedeckung der Halden entscheidend. So haben i.d.R. ältere und daher meistens stärker verwitterte Haldenkörper auch einen größeren Anteil von metallführenden Materialkomponenten. Dadurch erklärt sich das erhöhte Metallemissionspotential von den Kleinst-, teilweise aber auch der Flachhalden gegenüber den hauptsächlich aus Bergematerial (mit überaus geringen Metallanteilen) bestehenden jungen Spitzhalden.

Der von diesen Halden ausgehende Schwermetalltransfer erfolgt auf verschiedenen Transportpfaden. Dabei kommt dem wassergetragenen Metalltransfer in die umgebenden Böden gegenüber dem äolischen eine stär-

kere Bedeutung zu. Allerdings kann auch hier festgestellt werden, daß trotz der hierdurch bedingten lokalen „Belastungsspitzen“ in den umgebenden Böden ein Transfer der Metalle in die Kulturpflanzen, aber auch eine (vertikale und horizontale) Weiterverlagerung aufgrund der hier vorherrschenden günstigen Sorptionseigenschaften und der gleichfalls hohen pH- und Basensättigungswerte stark „unterbunden“ wird. Da auch die pflanzenverfügbaren und wasserlöslichen Metallanteile nur geringe Dimensionen aufweisen, sind Gefährdungen durch Belastungstransfer in (Kultur-)Pflanzen und das Grundwasser nur an wenigen Standorten gegeben.

4. Zusammenfassung

SCHMIDT, G.; FRÜHAUF, M.: Untersuchungen zur Bedeutung der Schwermetallemission aus den Halden des Mansfelder Kupferschieferbergbaus als Ursache von Boden- und Fließgewässerbelastungen. - *Hercynia N.F.* 30 (1997): 177-193.

Im Jahr 1990 wurde die 800 Jahre andauernde Kupferschiefergewinnung und -verhüttung im Mansfelder Land eingestellt. Hinsichtlich der Schwermetallbelastung einzelner Kompartimente der Landschaft wurde den Halden als prägenden Elementen der Kulturlandschaft in verschiedenen Studien zur Situation der Umweltbelastung im Mansfelder Land unterschiedlich hohe Bedeutung beigemessen. Mittels gezielter Felduntersuchungen zum Emissionsverhalten der unterschiedlich strukturierten Halden sollte dem Gefährdungspotential und die räumliche Relevanz von Schwermetallemissionen erfaßt und bewertet werden. Die Untersuchungen führten zu dem Ergebnis, daß die Halden für die aus einer Vielzahl von Emissionsquellen resultierenden Schwermetallbelastung von Umweltmedien des Gebietes nur eine untergeordnete Rolle spielen. Ihr räumlicher Einfluß auf das Belastungsbild ist auf die unmittelbare Haldenumgebung begrenzt. Es wurde festgestellt, daß der Transport über den Wasserpfad der wesentliche Prozeß der Metallemissionen aus den Bergbauhalden ist. So emittierte Metalle werden aufgrund der guten bis sehr guten Filter- und Puffereigenschaften der Böden jedoch unmittelbar am Haldenrand fixiert.

5. Literatur:

- BRENDEL, K. et G. SUDERLAU (1980): Senkungen und Bauschäden in der Stadt Eisleben. In: *Kurzreferate und Exkursionsführer (Tagung Geologie und Städteplanung/-sanierung, Leipzig 9.-11.9.1980)*. Gesellschaft für Geologische Wissenschaften DDR. Berlin. 86-91.
- CÖSTER, D. (1993): Ermittlung und Bewertung von Schwermetallgehalten ackerbaulich genutzter Böden in der Umgebung von Bergbauhalden des ehemaligen Mansfelder Kupferschieferbergbaues. Diplomarbeit. Inst. f. Geogr. Univ. Halle.
- FRÜHAUF, M. (1990): Neue Befunde zur Lithologie, Gliederung und Genese der periglazialen Lockermaterialdecken im Harz. *Petermanns Geogr. Mitt.* 134. Jg., H. 4: 249-256.
- FRÜHAUF, M. (1995): Landschaftliche Besonderheiten und Umweltprobleme im Mansfelder Land. In: *Schriftenreihe der Gesellschaft für Deutschlandforschung*, 46, 115-142.
- FRÜHAUF, M. et SCHMIDT, G. (1996): Abschlußbericht zum DFG-Vorhaben „Analyse und Modellierung von Stoffeintrag, -transport und Schwermetallbelastung im Einzugsgebiet von Böser Sieben und Salzgraben“. Inst. f. Geogr. Univ. Halle.

- JANKOWSKI, (1996): Zur Geschichte des Mansfelder Kupferschieferbergbaus. Clausthal-Zellerfeld.
- KLINGER, D.(1996): Halden des Altbergbaus im Mansfelder Land als Schwermetallemittenten. Diplomarbeit, Inst. f. Geographie Univ. Halle.
- NEUSS, E. et D. ZÜHLKE (1982): Mansfelder Land. Werte unserer Heimat. 38. Akademie Verlag. Berlin.
- NOELL (1993): Umweltschutzpilotprojekt Mansfeld AG
- OPP, C.; NAGEL, R. et M. FRÜHAUF (1991): Belastungssituation landwirtschaftlicher Nutzflächen im Kreis Eisleben hinsichtlich der Schwermetallbelastung der Böden. Anwendungsstudie für die Abt. Landwirtschaft beim damaligen Rat des Kreises Eisleben.
- SCHAEFFER F. et P. SCHACHTSCHABEL (1993): Lehrbuch der Bodenkunde. 13. Aufl., Stuttgart.
- SCHMIDT, G.; ZIERDT. M. et M. FRÜHAUF (1992): Die wassergebundene Schwermetallemission aus Halden des Mansfelder Kupferschieferbergbaues in das Vorflutungssystem des Süßen Sees. In: Geoökodynamik. Bd. XIII. 153-172.
- SCHMIDT, G. (1993): Bodenerosion und diffuser Stoffeintrag in das Vorflutsystem des Süßen Sees unter besonderer Berücksichtigung der Schwermetalldynamik. In: Veröffentlichung des Staatl. Amtes für Umweltschutz Halle (Saale). Heft 2, 40-51.
- SCHMIDT, G. (1997): Umweltbelastung durch Bergbau - Der Einfluß von Halden des Mansfelder Kupferschieferbergbaus auf die Schwermetallführung der Böden und Gewässer im Einzugsgebiet Süßer See. - Dissertation Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg; Inst. f. Geographie, 130 S., unveröff.
- SCHRECK, P. (1996): Zur Mobilisierung und Verbreitung von Schadstoffen aus den Halden des Kupferschieferbergbaus im Mansfelder Land. In: Bergbau- und Umweltgeschichte in Mitteldeutschland. Sammelband zum Kolloquium an der MLU am 7.3.1996, 111-116.
- TÜV BAYERN (1991): Abschlußbericht zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „Umweltsanierung Mansfelder Land“. Erstellt im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit von der AG TÜV Bayern/L.U.B. Lurgi-Umwelt-Beteiligungsges. Eisleben.
- UMWELTBERICHT DES BEZIRKES HALLE (1989): Hrsg.: Rat d. Bez. Halle, Fachorgan Umweltschutz, Naturschutz und Wasserwirtschaft. Halle/Saale.
- ZIERDT, K. (1991): Untersuchungen zur geogenen und anthropogenen Schwermetallbelastung ausgewählter Hallescher Böden. Dissertation. Inst. f. Geogr.Univ. Halle.

Manuskript angenommen: 21. August 1997

Anschrift der Verfasser: Prof. Dr. Manfred Frühauf, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Institut für Geographie, Domstraße 5, D-06108 Halle

Dr. Gerd Schmidt, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Institut für Geographie, Domstraße 5, D-06108 Halle