

Charakter und Genese anthropogener Veränderungen der Geochemie der Landschaft – ein Beitrag zur Umweltgeochemie

Vom Wissenschaftlichen Rat der Bergakademie Freiberg genehmigte Dissertation zur Erlangung des Grades Dr.sc.nat.

vorgelegt von Dr.rer.nat. Bernd Voland, geboren am: 07.11.1939 in Jena

Tag der Verteidigung: 28.11.1984

Gutachter:

Prof. Dr.rer.nat.habil. H.J. Rösler, Freiberg

Prof. Dr.rer.nat.habil. G. Dässler, Tharandt

Prof. Dr.sc.nat. Ch. Hänsel, Leipzig

Inhaltsverzeichnis

Text	Seite
0. Einführung	6
1. Zum Gegenstand der Umweltgeochemie	7
1.1 Die weltverändernde Kraft des Menschen	7
1.2 Die allgemeinsten Aufgaben der Umweltgeochemie	9
1.3 Geochemische Evolution der Erde und Notwendigkeit der Umweltgeochemie	10
1.4 Die Hauptetappen der Geschichte der Gesellschaft in ihrem Verhältnis zur Natur und die Notwendigkeit der Umweltgeochemie	12
1.5 Zu einigen Konsequenzen, die sich aus der geochemischen Evolution der Erde für die Umweltgeochemie und darüber hinaus ergeben	14
1.6 Einige historische Aspekte der Entwicklung der Umweltgeochemie als angewandte Disziplin der Geochemie	17
2. Der umweltgeochemische Charakter der Elemente	22
2.1 Einleitung	22
2.2 Elementkreislauf und umweltgeochemischer Charakter	23
2.3 Natürlicher und anthropogener Anteil des Elementeintrages in die Atmosphäre und umweltgeochemischer Charakter der Elemente	25
2.4 Die Technophilie als umweltgeochemisches Charakteristikum der Elemente	27
2.5 Der "Index des relativen Verschmutzungspotentials" als umweltgeochemisches Charakteristikum der Elemente	28
3. Die Gesetzmäßigkeiten der chemischen Zusammensetzung von Aerosolen und der umweltgeochemische Charakter der Elemente	29
3.1 Allgemeine Faktoren, die die chemische Zusammensetzung von Aerosolen bestimmen	29
3.2 Gesetzmäßigkeiten der Ab- und Anreicherung von Elementen in Aerosolen	31
3.2.1 Die Berechnung von Clark-Konzentrationen zur Charakterisierung von Umweltstäuben	31
3.2.2 Der Zusammenhang zwischen Atombau und Clarke-Konzentrationen der Elemente in Aerosolen	33
3.3 Der Zusammenhang zwischen umweltgeochemischem Charakter der Elemente und ihrer Clarke-Konzentration in Aerosolen	35
3.4 Zur Bedeutung der erkannten Gesetzmäßigkeiten der chemischen Zusammensetzung von Aerosolen	36

4.	Lokale Besonderheiten der chemischen Zusammensetzung von Aerosolen als Ausdruck der umweltgeochemischen Situation, dargestellt am Beispiel des Buntmetallhüttengebietes Freiberg	39
4.1	Zum Umfang der Schwermetallemission im Raum Freiberg	39
4.2	Die chemische Zusammensetzung der Aerosole als Charakteristikum der umweltgeochemischen Situation	41
4.2.1	Probegewinnung und Analytik	41
4.2.2	Allgemeine chemische Charakteristik der Aerosole aus dem Raum Freiberg	42
4.2.3	Der jahreszeitliche Gang der Elementkonzentration in Aerosolen	44
4.2.4	Die territoriale Variabilität der chemischen Zusammensetzung von Aerosolen in der Umgebung von Emittenten	49
5.	Die aerosolgebundenen Elementgehalte der Luft als Ausdruck der "atmosphärischen Last" im Raum Freiberg	54
5.1	Zum Umfang der Schwebstaubbelastung im Raum Freiberg	54
5.2	Elementgehalte der Luft im Raum Freiberg	54
5.2.1	Die Bleigehalte der Luft	55
5.2.2	Die Zinkgehalte der Luft	58
5.2.3	Die Cadmiumgehalte der Luft	59
5.2.4	Die Arsengehalte der Luft	62
6.	Der Elementaustrag aus der Atmosphäre und seine Widerspiegelung in den Sedimentationsraten von Blei, Zink, Cadmium und Arsen	63
6.1	Das Sedimentationsstaubmessnetz im Raum Freiberg	63
6.2	Das Ausbreitungsverhalten schwermetallführender Umweltstäube und dessen Widerspiegelung in den Sedimentationsstaubanomalien	67
6.2.1	Der Einfluss der Orographie des Geländes auf die Lage der Anomalien	67
6.2.2	Der Einfluss der Windrichtung auf die Lage der Anomalien	67
6.2.3	Der Einfluss der Windgeschwindigkeiten auf die Höhe der Sedimentationsraten	68
6.2.4	Äolische Separation und Gebiete maximaler Sedimentation als Ausdruck der relativen mittleren Verweilzeit der Elemente Blei, Zink, Cadmium und Arsen	71
6.3	Sedimentationsraten als Ausdruck der Belastung eines Gebietes	72
6.4	Der Elementaustrag aus der Atmosphäre als Hauptursache der Kontamination von Böden	74
6.5	Abschätzung des geogenen Anteils an den Sedimentationsraten von Blei, Zink, Cadmium und Arsen	76

7.	Die festen Phasen der Umweltstäube und ihr Lösungsverhalten - die Bedingungen der Migration und Fixierung von Blei, Zink, Cadmium und Arsen	78
7.1	Einführung	78
7.2	Blei	79
7.2.1	Die festen Phasen des Bleis in Umweltstäuben	79
7.2.2	Die Löslichkeit des Massicotits	80
7.2.3	Das Lösungsverhalten der Bleiphasen im System Sedimentationsstaub und Niederschlagswässer	81
7.2.4	Die Eh-pH-Bedingungen der Fixierung des Bleis und Möglichkeiten zur gesteuerten Einschränkung der Migrationsfähigkeit	82
7.3	Zink	84
7.3.1	Die festen Phasen des Zinks in Umweltstäuben	84
7.3.2	Die Löslichkeit des Zinkits	85
7.3.3	Die Löslichkeit des Franklinits ($ZnFe_2O_4$)	85
7.3.4	Das Lösungsverhalten der Zinkphasen im System Sedimentationsstaub und Niederschlagswässer	86
7.3.5	Die Eh-pH-Bedingungen der Fixierung des Zinks und Möglichkeiten zur gesteuerten Einschränkung der Migrationsfähigkeit	87
7.4	Cadmium	89
7.4.1	Die festen Phasen des Cadmiums in Umweltstäuben	89
7.4.2	Die Löslichkeit des Monteponits (CdO)	89
7.4.3	Das Lösungsverhalten der Cadmiumphasen im System Sedimentationsstaub und Niederschlagswässer	89
7.4.4	Die Eh-pH-Bedingungen der Fixierung des Cadmiums und daraus resultierende Möglichkeiten zur gesteuerten Einschränkung der Migrationsfähigkeit	90
7.5	Arsen	93
7.5.1	Die festen Phasen des Arsens in Umweltstäuben	93
7.5.2	Das Lösungsverhalten der Arsenphasen im System Sedimentationsstaub und Niederschlagswässer	93
7.5.3	Die Eh-pH-Bedingungen der Fixierung des Arsens	94
8.	Der Zusammenhang zwischen sauren Niederschlägen und Flächenkontamination	96
8.1	Die Widerspiegelung des Ausbreitungsverhaltens saurer Niederschläge in den pH-Werten der Niederschlagslösungen	96

8.2	Die zwei Typen von Elementanomalien, die im Gefolge des Zusammenwirkens saurer Niederschläge und schwermetallführender Umweltstäube in der anthropogen veränderten geochemischen Landschaft entstehen	97
9.	Zusammenfassung	104
10.	Literatur	110

0. Einführung

Menschliche Tätigkeit führt seit ihrer Existenz zur bewussten und unbewussten Veränderung der Umwelt.

Während in allen vorindustriellen Gesellschaftsordnungen der Einfluss des Menschen auf die Natur relativ gering und ohne schwerwiegende Wirkungen blieb, führt seit Beginn der industriellen Revolution menschliche Tätigkeit verstärkt zur gewollten, insbesondere aber ungewollten Beeinflussung der stofflichen Sphären unserer Umwelt.

Die über geologische Zeiträume herausgebildete dialektische Einheit zwischen der natürlichen geochemischen Evolution der Erde und der Entwicklung des Lebens erleidet auf diese Weise Störungen, deren Konsequenzen gegenwärtig in ihrer ganzen Tragweite nicht voll überschaubar sind. So werden im Rahmen menschlicher Tätigkeit nahezu alle chemischen Elemente durch unterschiedlichste technologische Prozesse in die natürlichen geochemischen Kreisläufe eingetragen und geochemische Gleichgewichte beeinflusst.

Es gehört heute zu den dringenden Aufgaben, die auf diesem Gebiet existierenden Gesetzmäßigkeiten und das Verhalten der chemischen Elemente in der Umwelt zu untersuchen, um auf der Basis gesicherter Erkenntnisse bewusste Umweltgestaltung zu betreiben.

Mit der vorgelegten Arbeit wird der Versuch unternommen, zunächst jene Aufgaben herauszuarbeiten, die die Geochemie und ihre neu entstehende angewandte Disziplin, die Umweltgeochemie, bei der Erforschung der in dieser Ebene wirkenden Gesetzmäßigkeiten zu leisten hat. Mit der Gegenstandsbestimmung der Umweltgeochemie sollen einerseits die Grenzen, andererseits die Notwendigkeit des interdisziplinären Übergreifens in andere Wissenschaftsdisziplinen, insbesondere in die geochemische Ökologie, aufgezeigt werden.

Dem grundlegenden Bedürfnis nach Kenntnissen darüber, welche Elemente durch anthropogene Tätigkeit in beträchtlichem Umfang die natürlichen Kreisläufe belasten und geochemische Gleichgewichte beeinflussen, dienen die Untersuchungen zum umweltgeochemischen Charakter der Elemente. Da anthropogene Veränderungen der Geochemie der Landschaft in erheblichem Umfang auf dem Wege von Elementeintrag, Transport und Elementaustrag über die Atmosphäre realisiert werden, wird dieser Seite in der vorliegenden Arbeit besondere Beachtung beigemessen. Dabei galt es zu klären, welche Prozesse in welchem Umfang den Elementeintrag in die Atmosphäre bestimmen und welche Gesetzmäßigkeiten die chemische Zusammensetzung von Aerosolen determinieren.

Am Beispiel der anthropogenen bzw. technogenen Veränderungen der Geochemie der Landschaft im Buntmetallgebiet Freiberg sollen die wesentlichsten Prozesse aufgeklärt werden, die zur Veränderung des geochemischen

Inventars der Umwelt führen. In einem Gebiet mit Jahrhunderte alter und gegenwärtig sehr moderner Hüttenindustrie ist die Beurteilung der umweltgeochemischen Situation von besonderer Bedeutung, da nur die genaue Kenntnis dieser Prozesse die Grundlage für gezielte Maßnahmen im Sinne des Umweltschutzes bietet.

Im Untersuchungsgebiet dominiert der technogene Eintrag von schwermetallhaltigen Stäuben in die Atmosphäre. Nach ihrer Emission aus verschiedenen Quellen der Hüttenindustrie und anderer Bereiche fällt ein großer Teil dieser Stäube nach einer Luftpassage als Sedimentationsstaub wieder aus. Die chemische und die Phasenzusammensetzung der Aerosole, ihr Ausbreitungsverhalten, der Sedimentationsmechanismus und ihr Lösungsverhalten bestimmen im Untersuchungsraum im Wesentlichen die Kontamination der Böden, Wässer und Pflanzen. Technogen emittierte Elemente treten auf diese Weise in die Nahrungskette ein und können so unter Umständen Ursache für Funktionsstörungen im tierischen und menschlichen Organismus sein.

In der vorgelegten Arbeit werden deshalb am Beispiel des Buntmetallhüttengebietes Freiberg Prozesse untersucht, die zur anthropogenen Veränderung der Geochemie der Landschaft führen.

1. Zum Gegenstand der Umweltgeochemie

1.1 Die weltverändernde Kraft des Menschen

Die weltverändernde Kraft des Menschen ist im 20. Jahrhundert in einem Maße angestiegen, dass kein einziger Lebensbereich davon unbeeinflusst geblieben ist. Die bewusste Anwendung in der Gesellschaft existierender und durch den Menschen erkannter Gesetze führte auf diesem Gebiet zu einer für alle sichtbaren erfolgreichen Entwicklung.

Sichtbar sind auch für alle die Ergebnisse der bewussten Anwendung der in der Natur existierenden Gesetze. Eingriffe des Menschen in die Natur nehmen heute, da der Mensch mit Wissenschaft und Technik ausgerüstet ist, immer größere Dimensionen an (SIDORENKO, 1968).

Eine Reihe von Veränderungen, die in der Natur durch die Tätigkeit des Menschen entstanden sind, weisen uns aber auch in aller Deutlichkeit darauf hin, dass wir die Gesetze der Wechselwirkung zwischen Gesellschaft und Natur noch nicht umfassend genug kennen und beherrschen. Grundlage für die Lösung solcher entstehender Widersprüche in der Wechselwirkung Natur/Mensch bietet die Analyse durch F. ENGELS (Marx-Engels-Werke, Bd. 20, S. 452-453), die er in seiner Arbeit "Der Anteil der Arbeit an der Menschwerdung des Affen" im Jahre 1876 gegeben hat:

„...das Tier benutzt die äußere Natur bloß und bringt Änderungen in ihr einfach durch seine Anwesenheit zustande; der Mensch macht sie durch seine Änderungen seinen Zwecken dienstbar, beherrscht sie;...“

„Schmeicheln wir uns indes nicht zu sehr mit unseren menschlich Siegen über die Natur. Für jeden solchen Sieg rächt sie sich an uns. Jeder hat in erster Linie zwar die Folgen, auf die wir gerechnet, aber in zweiter und dritte Linie hat er ganz andere, unvorhergesehene Wirkungen, die nur zu oft jene ersten Folgen wieder aufheben.“

Einige Sätze weiter schreibt ENGELS: "Und so werden wir bei jedem Schritt daran erinnert, dass wir keineswegs die Natur beherrschen, wie ein Eroberer ein fremdes Volk beherrscht, wie jemand, der außer der Natur steht - sondern dass wir mit Fleisch und Blut und Hirn ihr angehören und mitten in ihr stehen, und dass unsere ganze Herrschaft über sie darin besteht, im Vorzug vor allen anderen Geschöpfen ihre Gesetze erkennen und richtig anwenden zu können. Und in der Tat lernen wir mit jedem Tag ihre Gesetze richtiger verstehen und die näheren und entfernteren Nachwirkungen unserer Eingriffe in den herkömmlichen Gang der Natur erkennen. Namentlich seit den gewaltigen Fortschritten der Naturwissenschaft in diesem Jahrhundert werden wir mehr und mehr in den Stand gesetzt, auch die entferntesten natürlichen Nachwirkungen wenigstens unserer gewöhnlichsten Produktionshandlungen kennen und damit beherrschen zu lernen.“

„Je mehr dies aber geschieht, desto mehr werden sich die Menschen wieder als Eins mit der Natur nicht nur fühlen, sondern auch wissen, und je unmöglicher wird jene widersinnige und widernatürliche Vorstellung von einem Gegensatz zwischen Geist und Materie, Mensch und Natur, Seele und Leib, ...“.

Die Wirkung der Gesetze richtig zu erkennen und anzuwenden ist eine Herausforderung an die Wissenschaften in ihrer Gesamtheit. Die Lösung dieser Aufgaben erfordert eine neue Qualität der Zusammenarbeit von Natur-, Technik- und Gesellschaftswissenschaften; sie erfordert zugleich, dass die Einzelwissenschaften ihren spezifischen Beitrag leisten.

Davon ausgehend, dass die Beziehungen zwischen Mensch und Natur sehr vielfältiger Art sind, dass die gesamte Lebenstätigkeit des Menschen zugleich und letztlich ein Stoffaustausch (MARX: in Marx-Engels-Werke, Bd. 23, S. 188) - unmittelbar oder über verschiedene indirekte Verbindungsstationen zwischen menschlichem Organismus und Erdkruste in Form belebter und unbelebter Materie ist, erscheint es notwendig, den Anteil herauszuarbeiten, den die Geochemie mit ihrem angewandten Bereich der Umweltgeochemie dabei zu leisten hat.

Die Erkenntnisse der Einzelwissenschaften und ihre gesellschaftliche Nutzung müssen dabei in dem großen Ziel zusammenlaufen, wie es KARL MARX im Kapital (K. Marx: Das Kapital, Bd. III. in: Marx-Engels-Werke, Bd. 25, S. 828, Dietz-Verlag, Berlin 1964) in anderem Zusammenhang formulierte:

„dass der vergesellschaftete Mensch, die assoziierten Produzenten, diesen ihren Stoffwechsel mit der Natur rationell regeln, unter ihre gemeinschaftliche Kontrolle bringen, ... ihn mit dem geringsten Kraftaufwand und unter den, ihrer menschlichen Natur würdigsten und adäquatesten Bedingungen vollziehen.“

1.2 Die allgemeinsten Aufgaben der Umweltgeochemie

Um im Sinne von MARX den Stoffwechsel des vergesellschafteten Menschen mit der Natur rationell und würdig zu regeln, bedarf es zunächst der Kenntnisse der Gesetze, die in diesem Bereich wirken. Dabei ist zu beachten, dass es sich um Wechselbeziehungen Gesellschaft - Natur handelt. Es erscheint daher methodologisch sinnvoll, die Beantwortung für die Umweltgeochemie einerseits aus der Analyse der geochemischen Evolution der Natur heraus zu geben und andererseits aus der Analyse der Hauptetappen der Geschichte der Gesellschaft in ihrem Verhältnis zur Natur.

Es versteht sich dabei von selbst, dass die Einzelwissenschaft Geochemie mit ihrem angewandten Bereich Umweltgeochemie den von MARX sehr breit verstandenen Begriff "Stoffwechsel" auf die chemischen Elemente und ihre Isotope einengt.

Die Umweltgeochemie ist in diesem Zusammenhang keine Wissenschaft, die von sich in Anspruch nimmt, etwa alle Seiten der auf diesem Gebiet notwendigerweise existierenden Wechselwirkungen Gesellschaft - Natur zu erfassen.

Ihr Hauptgegenstand ist die Erforschung der Gesetze der Migration und Fixierung der chemischen Elemente und Isotope in den die Lebensumwelt des Menschen beeinflussenden Sphären und in den durch die Tätigkeit des Menschen beeinflussten Sphären (Geosphäre, Pedosphäre, Hydrosphäre, Atmosphäre, Biosphäre).

Die Umweltgeochemie hat also besonders die geochemische und biogeochemische Bewegungsform der Materie zum Gegenstand. Erst mit den Erkenntnissen über diese Bewegungsform der Materie und ihrer Nutzung wird sie auf die soziale Bewegungsform der Materie Einfluss nehmen und die entsprechende Rückkopplung im Sinne einer Umweltgestaltung ermöglichen.

Aus dieser allgemeinsten Gegenstandsbestimmung der Umweltgeochemie wird ersichtlich, dass sie zwei Seiten zu beachten hat. Einerseits werden die stofflichen Sphären unserer Umwelt durch die natürliche geochemische Evolution der Erde geprägt und differenziert. In Einheit und Auseinandersetzung mit dieser Entwicklung hat sich die Entwicklung des Lebens vollzogen. Andererseits führt menschliche Tätigkeit mit Beginn der industriellen Revolution zur verstärkten Beeinflussung der stofflichen Sphären unserer Umwelt (VINOGRADOV, 1972 und 1973). Bleibt dieser Zusammenhang unberücksichtigt, oder wird die eine oder andere Seite überbetont oder gar getrennt

voneinander behandelt, so wird die Umweltgeochemie einseitig reduziert bzw. in ihren Aufgaben eingeengt.

1.3 Geochemische Evolution der Erde und Notwendigkeit der Umweltgeochemie

Die geochemische Evolution der Erde kann stark verallgemeinert in 3 Etappen gegliedert werden. Diese Gliederung auf geochemischer Grundlage stimmt nahezu vollständig mit der von FADEEV (1964) aufgezeigten Reihenfolge der Hauptentwicklungsstufen der Materie, nämlich der planetaren, der biologischen und der sozialen Stufe überein. Übereinstimmung kann man weitestgehend auch in den allgemeinsten Gesetzmäßigkeiten, die diese Etappen bestimmen, feststellen. FADEEV (1964) weist darauf hin, „dass sich auf der sozialen Stufe eine grundlegende Wendung in der Entwicklung der Materie vollzieht. Mit der Erhöhung des Organisationsniveaus beginnen im Prinzip die quantitativen Parameter der entsprechenden Stufe unbeschränkt anzuwachsen im Gegensatz zum Verhalten dieser Dinge in den vorsozialen Entwicklungsstufen der Materie.“

Wie widerspiegelt sich diese allgemeine Gesetzmäßigkeit in der Entwicklung geochemischer Gesetzmäßigkeiten?

1. In der ersten Etappe vor dem Auftreten des Lebens auf der Erde sind die Prozesse der geochemischen Evolution in erster Linie durch das Streben der Elemente nach einem thermodynamischen Gleichgewicht bestimmt. Die Elementmigration und -fixierung wird im Wesentlichen durch Vorgänge in silikatischen Schmelzen und der Bildung mechanischer und chemischer Sedimente charakterisiert. Die Elementfixierung ist immer mit der Erlangung des niedrigsten möglichen Energiepotentials verbunden.
2. Die zweite Etappe der geochemischen Evolution ist mit dem Auftreten organischer Materie verknüpft. Etwa ab dem Mittleren Präkambrium (TUGARINOV, 1968) hat die geochemische Evolution der Erde zusätzlich zu den schon wirkenden Faktoren eine enorme Bereicherung erfahren. Der bis dahin reduzierende Charakter der Atmosphäre wird grundlegend verändert, indem mit der Entwicklung des Lebens ein starker Faktor für die Erzeugung von Sauerstoff zu wirken beginnt. Mit der Fotosynthese tritt zum ersten Mal ein Faktor in der geochemischen Evolution auf, der zur Verringerung der Entropie, also zur Bildung instabiler Systeme führt. Ihr Eintritt in den geochemischen Kreislauf löst eine Vielzahl bisher nicht vorhandener geochemischer Möglichkeiten der Migration und Fixierung der Elemente aus. Die Intensivierung der Karbonatbildung, die Erhaltung bedeutender Massen von Kohlenstoff in Form von Organismenresten sowie die schnelle Entwicklung von Verwitterungsprozessen, hat die geochemische Situation und den Ablauf der geologischen Prozesse auf der Erde radikal ver-

ändert. Bisher nicht mögliche Formen der Elementmigration und Fixierung, z.B. durch metallorganische Verbindungen, treten auf. Die biogenen Faktoren wurden seit Eintritt der organischen Materie in den Prozess der Evolution der Erde im ständig steigenden Maß zu bestimmenden Faktoren der Elementmigration und Fixierung. Nicht nur die Quantität, sondern insbesondere die Qualität der geochemisch wirksamen Faktoren hat sich mit dem Eintritt organischen Materials enorm verändert und führte zur Entwicklung einer immer komplizierter werdenden chemischen Differentiation der Erdkruste.

3. Die dritte Etappe ist mit dem Auftreten des Menschen verbunden. Seine Wirksamkeit als biologisches Wesen auf die geochemische Evolution ist vernachlässigbar klein. Seine Wirksamkeit als soziales, insbesondere als bewusst die Natur nutzendes Wesen ist hingegen im ständigen Ansteigen begriffen. Ausgehend von den Arbeiten FERSMANs (1924) und PERELMANs (1977) kann man aus heutiger Sicht den Einfluss des Menschen in dieser Etappe der geochemischen Evolution dadurch charakterisieren,
 - dass er Prozesse in Gang setzt, die auf die Verringerung der freien Energie und die Bildung stabiler Verbindungen ausgerichtet sind (z.B. durch Verbrennung fossiler Brennstoffe mit allen Folgeerscheinungen),
 - dass er Prozesse in Gang setzt, die mit dem Verbrauch von Energie einhergehen, die die Entropie verringern und zur Bildung instabiler Systeme führen, die reich an freier Energie sind (z.B. alle Bereiche der Metallurgie),
 - dass er als Faktor auftritt, der die geochemische Migration der Elemente bewusst beeinflusst, indem er aus natürlichen Konzentrationen Elemente entnimmt und danach dispergiert (z.B. Bergbau, Düngemittel) bzw. konzentriert,
 - und dass der Mensch Substanzen synthetisiert, die die Natur bisher nicht erzeugte, die aber beginnen, am geochemischen Kreislauf teilzunehmen.

Es wird deutlich, dass der Mensch Reaktionen in Bewegung setzt, die es in diesem Ausmaß in der ganzen geochemischen Evolution der Erde nicht gegeben hat.

Wir erkennen, dass mit der bewussten Tätigkeit des Menschen wiederum zu den bisher schon wirkenden geochemischen Faktoren neue hinzutreten, die die geochemische Evolution der Erde in neuer Art beeinflussen und unter Umständen auch neue Richtungen ermöglichen. Die dabei existierenden Gesetzmäßigkeiten zu erkennen, gehört zum Gegenstand der Umweltgeochemie.

Alle diese Prozesse sind gewollt, aber meist ungewollt damit verbunden, dass chemische Elemente zur Migration angeregt werden und zusätzlich zu den von unserem Willen unabhängigen natürlichen Migrationsprozessen am geochemischen Kreislauf teilnehmen. Die Gewinnung von Erkenntnissen über die Gesetzmäßigkeiten innerhalb dieser, im Sinne von VYSOCKIJ (1970) technoplagenen Prozesse, ist von außerordentlicher Bedeutung. Nur auf diese Weise können wir uns der Beantwortung der Frage nähern: Wo ist ein über lange geologische Zeiträume eingestelltes geochemisches Gleichgewicht durch anthropogene Tätigkeit gestört bzw. wie hoch ist ein solches System belastbar?

1.4 Die Hauptetappen der Geschichte der Gesellschaft in ihrem Verhältnis zur Natur und die Notwendigkeit der Umweltgeochemie

Untersucht man die geochemische Wirksamkeit der Tätigkeit des Menschen im Verlauf der Geschichte der Wechselwirkung von Gesellschaft und Natur, so kann man feststellen, dass sie in allen vorindustriellen Etappen zunächst vernachlässigbar klein war.

- In der ältesten Etappe, charakterisiert durch die unmittelbare Aneignung und Anwendung fertiger Naturprodukte durch Sammeln, Jagen und Fischen, werden mit der Besitznahme des Feuers erste geochemische Prozesse durch den Menschen in Gang gesetzt. Ihr Ausmaß bleibt zunächst gegenüber natürlich ablaufenden Prozessen klein.
- In der darauf folgenden Etappe, charakterisiert durch zunehmende Arbeitsteilung, Vervollkommnung von Ackerbau, Herausbildung des Handwerks, der Manufaktur und der einfachen Warenproduktion, wird der Umfang der durch den Menschen genutzten Naturressourcen vielgestaltiger. Charakteristisch ist aber, dass die Vorräte und die natürliche Reproduktion der Naturressourcen im Vergleich zum Verbrauch durch die Gesellschaft praktisch unendlich groß bleiben.
- Erst mit der industriellen Etappe ist ein grundsätzlicher Umschwung des Verhältnisses der Gesellschaft zur Natur verbunden. Mit der Erfindung der Dampfmaschine und der Nutzung der Elektroenergie ist der Eingriff des Menschen z.B. in den Kohlenstoffkreislauf verbunden, der heute durch globale geochemische Veränderungen unserer Umwelt sichtbar wird. Die Veränderungen des Inventars geochemischer Landschaften seit Beginn der industriellen Revolution sind durch die Geochemie nachgewiesen. Als Beispiel sei hier auf die enorme Erhöhung der Sedimentationsraten von Blei und Zink seit etwa 1850 in Sedimenten der Ostsee verwiesen (ERLENKEUSER, SÜSS u. WILLKOMM, 1974 und SÜSS u. ERLENKEUSER, 1975). Selbst im gut daterbaren Eis Grönlands wurden von HERBON, LANGWAY, WEISS u. CRAGIN (1977) unterschiedliche Spurenelementgehalte für Proben, die vor dem Jahr 1900 zur Bildung kamen gegenüber denen, die nach 1900 und in jüngster Zeit zur Ablagerung kamen, nachgewiesen. Bilanzen über die Ent-

nahme von Rohstoffen aus der Erdkruste zeigen, dass weltweit in den letzten 30 Jahren soviel Rohstoffe entnommen wurden, wie in der gesamten historischen Entwicklung der Menschheit bis zu diesem Zeitpunkt (NICK, 1979).

Wenn der Mensch zu Beginn des 18. Jahrhunderts etwa 20 chemische Elemente und zu Beginn des 19. Jahrhunderts 50 zur Befriedigung individueller und gesellschaftlicher Bedürfnisse nutzte, so sind es heute im Zeitalter der wissenschaftlich-technischen Revolution praktisch alle Elemente des Periodensystems.

Es gibt heute keinen Bereich der menschlichen Tätigkeit, der nicht Einfluss nähme auf den natürlichen geochemischen Kreislauf der Elemente. Das ist möglich geworden durch die massenhafte Ausnutzung von Erkenntnissen der Wissenschaft und Technik durch den Menschen. Mit der industriellen Revolution und ihrer Konsequenzen hinsichtlich der Veränderung der geochemischen Verhältnisse in der Lebensumwelt (Atmosphäre, Hydrosphäre, Lithosphäre, Biosphäre) ist gleichzeitig ein neuer Widerspruch herangereift. Die Tätigkeit des Menschen zur Befriedigung seiner Lebensbedürfnisse hat einen solchen Umfang angenommen, dass sie nicht mehr ohne tief greifende Auswirkungen auf die Natur bleibt.

Bestimmte Erscheinungen dieses Widerspruches, wie die bereits im globalen Maßstab registrierte Veränderung der Zusammensetzung der Atmosphäre (VINOGRADOV, 1972), die Erhöhung der Schwermetallgehalte in Flüssen, Seen und Meeren (FÖRSTNER, MÜLLER, 1974) oder die Anreicherung toxischer Elemente in Böden (RÖSLER, BEUGE, MÜLLER, 1969) zeigen, dass der Mensch nicht mehr ungestraft in immer größerem Umfang unkontrolliert und spontan die Natur nutzen kann.

Von einigen bürgerlichen Ideologen wird übrigens diese Tatsache ausgenutzt, um fatalistische "Weltmodelle" zu entwickeln oder "Theorien des Nullwachstums" zu begründen. Abgesehen davon, dass auf diese Weise reaktionäre Gesellschaftstheorien entwickelt werden, werden so den Umweltwissenschaften lediglich auf Umweltkontrolle bezogene einseitige und engstirnige Aufgaben zugewiesen.

Wie es in Zukunft gelingen wird, spontane und ungewollte Entwicklungen in der geochemischen Evolution der Natur zu vermeiden, wie es gelingen wird, die Umwelt nicht als schicksalhaft naturgegeben hinzunehmen, sie rationell zu nutzen und zu verbessern, das wird im Wesentlichen von zwei Faktoren abhängen:

1. Wie reagieren wir als subjektiver Faktor auf diese objektiv existierende Entwicklung und wie schnell gelingt es uns, die Gesetzmäßigkeiten zu erkennen, die diese Wechselwirkungen zwischen Gesellschaft und Natur determinieren.
2. Da es sich um Gesetze handelt, die die Wechselwirkung Gesellschaft - Natur betreffen, diese also durch eine Gesellschaftsstruktur realisiert werden,

besteht eine Abhängigkeit von der Gesellschaftsordnung (TRUSOV, 1970).

Das Privateigentum an Produktionsmitteln, die kapitalistische Gesellschaftsordnung, deren gesamte Tätigkeit auf Befriedigung des Bedürfnisses einer Klasse nach Maximalprofit orientiert ist, schafft prinzipielle Schwierigkeiten für eine rationelle Organisation der Wechselwirkung zwischen Gesellschaft und Natur im Interesse der Menschen. Die sozialistische und noch mehr die klassenlose kommunistische Gesellschaftsordnung eröffnet diesem Verhältnis hingegen einen weiten Spielraum, da ihre gesamte Tätigkeit auf die optimale Befriedigung der Bedürfnisse aller Menschen gerichtet ist. Damit wird nicht behauptet, dass im Kapitalismus Akte einer rationellen Naturnutzung überhaupt unmöglich wären. Das bedeutet aber gleichzeitig nicht, dass mit der Errichtung des Sozialismus eine rationelle Naturnutzung und Naturgestaltung automatisch entsteht, sich sozusagen im Selbstlauf vollzöge.

Unsere Erfolge in der optimalen Gestaltung des Wechselverhältnisses Gesellschaft - Natur werden also ganz wesentlich mit davon abhängen, wie es uns gelingt, die Vorzüge des Sozialismus in dieser Frage zur Wirksamkeit zu bringen. Das ist eine Aufgabe, die alle Wissenschaften in gleicher Weise herausfordert.

Für die Umweltgeochemie heißt das aber zunächst nichts anderes, als die auf dieser Ebene wirkenden Gesetze zu erforschen, sie zu erkennen und schließlich im Sinne der Menschen anzuwenden und auszunutzen.

1.5 Zu einigen Konsequenzen, die sich aus der geochemischen Evolution der Erde für die Umweltgeochemie und darüber hinaus ergeben

Für die Umweltwissenschaften ist als Ausgangspunkt die Einheit zwischen geochemischer Evolution der Erde und der Entwicklung des Lebens von besonderer Bedeutung. Die Biosphäre stellt ein ökologisches System dar, in dem alle Organismen und ihre Lebensgemeinschaften in Wechselbeziehung zur geochemischen Umwelt stehen. Die geochemischen Verhältnisse der Umwelt müssen sich also gleichsam "durchgepaust" in den in ihr lebenden Organismen wieder finden, worauf RÖSLER (1973, 1974, 1976) mehrfach aufmerksam machte. Dies ist zugleich ein Faktor, den die geochemische Prospektion schon sehr lange bei der Suche von Lagerstätten nutzt (ROSE, HAWKES, WEBB, 1979), sei es die Verwendung von pflanzlichem Probematerial (IVANOV, 1975), tierischem Probematerial (BOLLINGBERG, 1975) oder im Rahmen der Fernerkundung (BØLVIKEN, HONEY, LEVINE u.a., 1977).

Die Erforschung dieser Wechselverhältnisse kann die Geochemie und die Umweltgeochemie allein schon nicht mehr besorgen, hier bedarf es der Zusammenarbeit mit der geochemischen Ökologie, also jener Wissenschaft von der Wechselwirkung der Organismen und ihrer Populationen mit der natürlichen und der anthropogen beeinflussten geochemischen Umwelt (KOVALSKIJ, 1977). Aus dieser Gegens-

tandsbestimmung wird deutlich, dass es enge Beziehungen zwischen Umweltgeochemie und biogeochemischer Ökologie gibt.

Die geochemische Evolution der Erde hat zu einer starken chemischen Differenziertheit der Erdoberfläche geführt. In ihrem Charakter sehr unterschiedliche geochemische Provinzen sind entstanden. Auf der Grundlage dieser geochemischen Mannigfaltigkeit haben sich auch unterschiedliche biogeochemische Regionen entwickelt. Wenn also die chemische Seite der Wechselbeziehungen zwischen natürlicher geologischer Umwelt und ökologischem System aufzuklären ist, muss am Anfang die geochemische Regionalisierung als grundlegende Aufgabe stehen.

Arbeiten zur geochemischen Regionalisierung im Sinne einer Geochemie der Landschaft sind auf der Grundlage geochemischer Karten mit der Gliederung geochemischer Provinzen in der UdSSR am weitesten vorangeschritten (PERELMAN, 1970). Solche Karten sind sowohl für die Lagerstättensuche, als auch für die Beantwortung umweltgeochemischer Fragestellungen von grundlegender Bedeutung.

Die weitergehende umweltgeochemische Regionalisierung basiert auf der geochemischen Charakteristik der Gesteine, der Böden, der Wässer, der Luft, der Pflanzen und Tiere, einschließlich ihrer kartenmäßigen Darstellung, wie durch die Arbeiten des Biogeochemischen Labors des Instituts für Geochemie und analytische Chemie „V.I. VERNADSKIJ“ der Akademie der Wissenschaften der UdSSR (KOVALSKIJ u.a., 1981) für eine Reihe natürlicher geochemischer Provinzen der UdSSR dargestellt wurde.

In der DDR wurden solche Arbeiten erstmals durch die "Interdisziplinäre Arbeitsgruppe Spurenelemente" unter Leitung von H.J. RÖSLER (1982) für eine anthropogen veränderte geochemische Provinz realisiert.

Da die Organismen über die biogeochemische Nahrungskette und der sich über sie vollziehenden biogenen Migration der chemischen Elemente mit der geochemischen Umwelt verbunden sind, kommt in einem weiteren Schritt der Untersuchung dieser Beziehung eine große Bedeutung zu (HENNIG u.a., 1976). Es gilt also aufzuklären, wie die Elemente in der Nahrungskette vererbt werden. Hier sind die Gesetze zu erkennen, die auf der einen Seite die Aufnahme von Elementen durch lebende Materie bei entsprechendem Angebot durch die natürliche und auch durch die anthropogen geochemisch veränderte Umwelt bestimmen. Auf der anderen Seite sind die arteigenen Bedingungen und Gesetze aufzuklären, die die unterschiedliche Aufnahme von Elementen bedingen. Das Aufdecken der Gesetzmäßigkeiten der arteigenen Differenzierung der lebenden Materie ist von größter Bedeutung. Gerade in diesem Bereich ist ja die Variabilität sehr groß und wird sowohl durch die geochemische Umwelt selbst, als auch auf genotypischer und phänotypischer Grundlage geregelt (KOVALSKIJ, 1977).

Da die Entwicklung des Lebens und die geochemische Evolution der Erde als Einheit betrachtet werden müssen, ist davon auszugehen, dass sich die

Entwicklung des Lebens in Auseinandersetzung mit allen chemischen Elementen und ihrer entsprechenden Häufigkeit in der Erdkruste bzw. in einer geochemischen Provinz vollzogen hat. Es erscheint deshalb als nicht ausreichend, die chemischen Elemente nach lebensnotwendigen (essentiellen), nichtlebensnotwendigen (nichtessentiellen) und giftigen (toxischen) Gesichtspunkten allein zu gliedern. Vielmehr kommt der Ermittlung von Schwellenwertkonzentrationen große Bedeutung zu, also jener unteren und oberen Elementkonzentration, innerhalb derer die Regulationsprozesse der Organismen, seien es pflanzliche oder tierische, keine abnormen Abweichungen zeigen. In diesem Zusammenhang wird deutlich, dass die Frage nach Art, Umfang und Charakter des Anteils der Elemente an den Regulationsprozessen grundlegender Natur ist.

Gleichzeitig bedarf es der Erforschung der biologischen und chemischen Anpassung bzw. Nichtanpassung der Organismen an die jeweiligen Umweltbedingungen.

Die Untersuchung der Regulationsprozesse bei Mangel- bzw. Überschussversorgung der Organismen mit bestimmten Elementen führt in den Bereich endemischer Erkrankungen (MEŠČENKO, 1974). Solche geochemisch bedingten Endemien können bei Pflanzen (BERGMANN, 1976), Tieren (ANKE u. Mitarbeiter in zahlreichen Arbeiten, 1976, 1979, 1980 u. 1982) und Menschen (ZUR HORST-MEYER u.a., 1976) sowohl in natürlichen als auch in anthropogen veränderten geochemischen Landschaften auftreten. Folglich ist dieses Gebiet Forschungsgegenstand von Phytopathologen, Veterinärmedizinern, Ernährungswissenschaftlern und Medizinern, die nur erfolgreich mit Vertretern der geochemischen Ökologie und der Geochemie interdisziplinär wirksam werden können.

Als Ursachen des Auftretens von Endemien kommt aber nicht nur ein bestimmter geochemischer Charakter einer Landschaft in Frage. KOVALSKIJ (1977) weist darauf hin, dass so wie die ökologische auch die genetische Heterogenität der Population Ursache endemischer Erkrankungen sein kann. Der Umfang des Auftretens letztlich geochemisch bedingter Endemien hängt also nicht nur von der Konzentration der Elemente in der Umwelt ab, sondern auch von der Anpassungs- bzw. Nichtanpassungsfähigkeit der Organismen.

Es erweist sich, dass ein erheblicher Umfang an Grundlagenkenntnissen notwendig ist, um Fragen wissenschaftlich fundiert beantworten zu können, die heute zumeist aus der Sicht des Umweltschutzes gestellt werden. Dabei läuft ihr Grundinhalt darin zusammen, dass Antworten auf die Fragen erwartet werden:

Welcher geochemische Charakter einer Landschaft ist unschädlich und welcher ist für uns Menschen schädlich, sei es nun eine natürliche oder eine anthropogen geochemisch beeinflusste Landschaft? Wie hat der Mensch zur Veränderung geochemischer Landschaften beigetragen, welche Gesetzmäßigkeiten wirken dabei, wie können sie im Sinne einer rationellen Regelung des Stoffwechsels des Menschen mit der Natur genutzt werden?

1.6 Einige historische Aspekte der Entwicklung der Umweltgeochemie als angewandte Disziplin der Geochemie

Die Geochemie, deren Gegenstand die Verteilungsgesetze der chemischen Elemente und Isotope in der Vergangenheit und Gegenwart der Erde sind (LANGE, 1965), hat in ihrer bisherigen Wissenschaftsentwicklung vorwiegend die Gesetze der Migration und Fixierung der Elemente unter dem Aspekt untersucht, Bereiche nutzbarer Konzentrationen aufzufinden. Die Ursachen dafür sind hauptsächlich im sich ständig quantitativ und qualitativ erweiternden gesellschaftlichen Bedürfnis der Nutzung der Erdkruste und ihrer natürlichen Elementkonzentrationen einerseits und ihrer immer komplizierter werdenden Befriedigung andererseits begründet. Die immer wieder aufs Neue notwendige Lösung dieses Widerspruches hat konsequenterweise dazu geführt, dass der Schwerpunkt der wissenschaftlichen Arbeit der Geochemie im Bereich der Wirksamkeit geochemischer Gesetzmäßigkeiten lag, die in den ersten beiden Etappen der Evolution der Erde ihre Gültigkeit haben.

Im Gegensatz dazu sind in der etwa 100 jährigen Geschichte der Entwicklung der Geochemie als Wissenschaft die geochemischen Faktoren der Migration und Fixierung der Elemente in der sozialen Stufe der Entwicklung der Materie kaum Gegenstand der Forschung gewesen.

Das aber steht im offenen Widerspruch zu der Tatsache, dass gerade in dieser 3. Etappe zu den bereits wirkenden geochemischen Faktoren quantitativ und qualitativ neue hinzutreten, die die geochemische Evolution der Erde in neuer Art und damit unser Leben beeinflussen. Um ihrer Verantwortung als Wissenschaft gerecht zu werden, muss sich also die Geochemie neben der weiteren Erforschung der geochemischen Gesetzmäßigkeiten in den ersten beiden Etappen auch den weit komplizierteren der dritten Etappe, der sozialen Stufe der Entwicklung der Materie zuwenden.

Trotz der Tatsache, dass die Umweltgeochemie erst in den letzten Jahren eine aktuelle Notwendigkeit geworden ist, hat sie eine relativ lange Vorbereitungsphase durchlaufen. Praktische wissenschaftliche Arbeiten und Ergebnisse sind mit der Herausbildung des industriellen Zeitalters verbunden. Die Folgen der industriellen Revolution haben wissenschaftliche Arbeiten im Sinne der Umweltgeochemie gewissermaßen erzwungen.

Bis zu Beginn des 20. Jahrhunderts waren die meisten Wissenschaftler der Ansicht, dass die anthropogenen Prozesse nicht mit den natürlichen Kräften konkurrieren können. Dies schloss nicht aus, dass mit den technischen Fortschritten des Buntmetallhüttenwesens in der Mitte des 19. Jahrhunderts in Freiberg die lokalen Umweltbelastungen ein solches Ausmaß erlangten, dass Forschungsarbeiten im Sinne der Umweltgeochemie und geochemischen Ökologie hier ihren Ausgangspunkt nahmen (VOLAND, 1982).

Eine erste systematische Einschätzung der Rolle des Menschen als geologischer Faktor finden wir bei dem deutschen Geologen Ernst FISCHER (1915). Er unterscheidet die "direkt in die Erdkruste eingreifende Tätigkeit des Menschen" und den "Mensch als auslösenden Faktor natürlicher Vorgänge". Zu ersteren stellt er die Produktion wichtiger Metalle, die Gewinnung von Baumaterial und die Bewegung von Erdmassen. Die vom Menschen ausgelösten natürlichen Vorgänge beurteilt er als "in ihrer ganzen Richtung und Dimension von ihm sehr unabhängig" und nach "eigenen Gesetzen" verlaufende. "Trotzdem ist der Mensch ihr Veranlasser, sofern sie ohne ihn vielleicht niemals gerade dann und gerade so sich abgespielt hätten als es nun geschah". "Ihre Folgen sind meist nicht beabsichtigt, oft der Absicht gerade entgegengesetzt, häufig dem Menschen schädlich, ja verderblich. Unter diesem Aspekt beschreibt FISCHER (1915) die Einflüsse auf Wasser, Luft und Klima, auf die Böden und auf die Pflanzen- und Tierwelt. FISCHER untersuchte diese Zusammenhänge vorwiegend aus geologischer Sicht, kommt aber zum Schluss zu der Feststellung, dass "das Wesen der menschlichen Wirksamkeit zum größten Teil in einer chemischen Auslese bestimmter Stoffe und deren Anreicherung auf der Oberfläche zu bestehen scheint" (FISCHER, 1915, S. 144).

Eine neue Etappe in der Umweltgeochemie wurde mit den bedeutenden Arbeiten des berühmten sowjetischen Geochemikers VERNADSKIJ (1930) eingeleitet. Er erkannte in der geochemischen Betätigung der Menschheit einen Faktor von allergrößter geochemischer Bedeutung.

"Von diesem Einfluss der Menschheit werden alle chemischen Elemente betroffen. Er (der Mensch, Anm. d. Verfass.) verändert die Geochemie sämtlicher Metalle, er lässt neue Verbindungen entstehen und zwar in Mengen, die der Größenordnung nach denjenigen der Minerale und Naturprodukte gleichkommen. Diese Tatsache ist für die Geochemie aller Elemente von außerordentlicher Bedeutung. Zum ersten Mal können wir in der Geschichte unseres Planeten neue Verbindungen sich bilden sehen; es handelt sich also um eine noch nie da gewesene Wandlung im Antlitz der Erde. Alle diese Produkte, die in großen Mengen erzeugten freien Metalle, wie Eisen, Kupfer, Zinn oder Zink, die beim Brennen von Kalk oder Steinkohle erzeugte Kohlensäure, die bei den verschiedensten chemischen und metallurgischen Prozessen in gewaltigen Mengen sich bildende schwefelige Säure und Schwefelwasserstoff, wie auch die immer größere Ausmaße erreichenden anderen technischen Produkte - sie alle unterscheiden sich vom geochemischen Standpunkt keineswegs von den üblichen Mineralen. Sie führen die seit undenklichen Zeiten bestehenden geochemischen Zyklen in neue Bahnen. Mit der Weiterentwicklung der Zivilisation muss der Einfluss dieser Prozesse dauernd zunehmen...". "Das Gleichgewicht, das sich in der Migration der Elemente im Verlauf geologischer Zeiten eingestellt hatte, ist durch den Geist und die Tätigkeit der Menschen gestört worden. Wir befinden uns zurzeit in einer Periode umwälzender Änderungen der thermodynamischen Gleichgewichtsbedingungen innerhalb der Biosphäre". VERNADSKIJ (1972) prägte bereits im Jahre 1944 aus geochemischer und biogeochemischer Sicht für die Sphäre

der Wechselwirkung von Natur und Gesellschaft den Begriff der "Noosphäre". Er betonte damit die Notwendigkeit der aktiven Rolle des Bewusstseins, der Vernunft, um spontane Entwicklungen in diesem Bereich von Wechselwirkungen einzuschränken.

In jüngerer Zeit (VYSOCKIJ, 1970) ist der Begriff "Noosphäre" teilweise von Philosophen kritisiert worden, da er die Rolle bewusster, zielgerichteter Prozesse überbetone. Der gleiche Autor wendet sich ebenfalls gegen den auf diesem Gebiet verwendeten Begriff der „Technosphäre“ (dieser Begriff wurde von FERSMAN begründet und von PERELMAN, 1977, inhaltlich weiterentwickelt), da mit diesem Terminus unzureichend die richtungweisende Rolle der Gesellschaft hervorgehoben werde.

VYSOCKIJ (1970) bevorzugt den Begriff "Soziosphäre", wobei er davon ausgeht, dass in der Sphäre der Wechselbeziehungen zwischen Gesellschaft und Natur eine bleibende Einheit bewusster und spontaner Prozesse existiert. Er wendet den Begriff auf "jenen Teil der Erdhülle an, in dem die geologischen Prozesse wirksam (Geologie hier im weiten Sinne als Wissenschaft von der Erde verstanden, in welcher Geochemie, Geophysik, Biogeochemie usw. integriert sind) und diese sozial bedingt sind, d.h. durch die technische Tätigkeit der Gesellschaft hervorgerufen werden“.

Als Aufgaben und Probleme der "Geologie der Soziosphäre", in die die "Geochemie der Soziosphäre" eingeschlossen ist, arbeitete VYSOCKIJ (1970) drei Komplexe heraus:

1. Das Studium der irdischen anthropogenen Prozesse, das den Hauptinhalt der Disziplin bestimmt. Innerhalb der anthropogenen Prozesse trennt er methodologisch die "technogenen Prozesse" von den "technoplastischen Prozessen". Erstere sind jene, die die unmittelbare technische Einwirkung auf die Natur und ihre direkten Folgen betreffen. Als technoplastische Prozesse werden solche charakterisiert, die durch menschliche Tätigkeit angestoßen werden und sich in der Folge spontan durch Naturkräfte weiterentwickeln.
2. Als zweiter Schwerpunkt wird das Problem der Mineralvorräte und ihrer Ausnutzung herausgestellt.
3. Als dritter Komplex, der mit dem ersten und zweiten eng verbunden ist, wird das Problem von Umbildung und Erhaltung der Natur betrachtet. VYSOCKIJ geht davon aus, dass eine Einheit zwischen Erhaltung und Umbildung der Natur gewährleistet werden muss.

VYSOCKIJ (1970) schließt also den Einfluss der natürlichen und sehr differenziert entwickelten Umwelt auf das Leben aus seiner "Geologie der Soziosphäre" aus und betrachtet nur die anthropogenen Veränderungen und deren Folgen als Bestandteil der in diesem Rahmen zu lösenden Aufgaben und Probleme.

Aufbauend auf den Arbeiten FERSMANs (1922), der die geochemische Tätigkeit der Menschheit in der "Geochemie der Technogenese" zusammenfasste und die Technogenese von der methodologischen Gesamtposition der Geochemie aus analysierte, stellte PERELMAN (1977) klar heraus, dass das Forschungsobjekt der Geochemie der Technogenese die Prozesse der technologischen Migration der chemischen Elemente bzw. die technologischen geochemischen Systeme sind. Als größtes technologisches System wird dabei die gesamte Noosphäre der Erde aufgefasst; kleinere Systeme können die Umgebung von Grubenbetrieben, Hüttenbetrieben, Kraftwerken, landwirtschaftliche Bereiche, Städte usw. sein, die in einer bestimmten Hierarchie miteinander verbunden sind.

PERELMAN (1977) schlägt in gleicher Weise vor, wesentliche Teile des Begriffsapparates der Geochemie auf die Geochemie der Technogenese zu übertragen. Das beinhaltet zugleich die Übernahme der konkreten Untersuchungsmethodik.

Als zentraler Begriff wird die "technogene geochemische Anomalie" vorgeschlagen, "worunter der Abschnitt der Noosphäre mit erhöhtem oder verringertem Gehalt an chemischen Elementen (in Bezug auf den territorialen natürlichen geochemischen Untergrund) verstanden wird". Damit wird klar herausgestellt, dass als Bezugspunkt die Verhältnisse der natürlichen geochemischen Landschaft gelten, was von außerordentlicher methodologischer Bedeutung ist. Damit wird zugleich das methodische Repertoire der geochemischen Prospektion einschließlich der dabei ausgearbeiteten Auswertungsverfahren erschlossen.

So werden positive und negative technologische Anomalien entsprechend dem erhöhten und verringerten Gehalt der Elemente gegenüber dem natürlichen Inventar unterschieden.

Nach regionalen Gesichtspunkten lassen sich globale, regionale und lokale technologische Anomalien, hinsichtlich ihrer Wirkung auf das Ökosystem nützliche, schädliche und neutrale und hinsichtlich der Umgebung, in der sich technologische Anomalien entwickeln, lithochemische bzw. pedochemische, hydrochemische, atmochemische und biogeochemische technologische Anomalien unterscheiden.

Zum Begriffsapparat der Geochemie gehört auch die Philie der Elemente, also jene geochemische Charakteristik, die die allgemeinsten Gesetzmäßigkeiten des geochemischen Verhaltens zum Ausdruck bringt. PERELMAN (1972) führte in diesem Zusammenhang in die Geochemie der Technogenese den Begriff der "Technophilie" der Elemente ein. Die Technophilie entwickelte sich zum speziellen Forschungsgegenstand, da sie Aussagen darüber erlaubt, welche Elemente bevorzugt durch anthropogene Tätigkeit zur Veränderung der Kulturlandschaft beitragen.

Große Bedeutung misst PERELMAN (1977) dem Problem der Untersuchung technologischer geochemischer Barrieren bei, also jener Bereiche, in denen

Elemente konzentriert bzw. fixiert werden. Hier geht es um die Ausarbeitung einer allgemeinen Theorie, die hinsichtlich ihrer Anwendung sowohl eine technologische Bedeutung hat, als auch im Sinne des Umweltschutzes wichtige Nutzungsmöglichkeiten ergibt.

Das Gleiche trifft für das Gegenstück, die technogenen Auslaugungszonen, aus denen heraus Elemente mobilisiert werden, zu.

Eine noch zu schaffende allgemeine Theorie der Barrieren und Auslaugungszonen hat größte Bedeutung für die Klärung aller der Fragen und Probleme, die z.B. mit der richtigen Anlage von Deponien im Zusammenhang stehen.

PERELMAN (1977) macht auf zwei weitere, bisher so gut wie nicht beachtete Probleme aufmerksam. In die Untersuchungen muss die Energetik der Technogenese einbezogen werden. Die zunehmende Nutzung von Energie bedingt eine "Aufwärmung" oder "Wärmeverschmutzung" der Kulturlandschaft und kann Anlass zu Veränderungen des geochemischen Verhaltens von Elementen sein. In diesem Fall handelt es sich also um Aufgaben, die die Geophysik und die Klimatologie tangieren.

Zusammen mit der stofflich-energetischen Untersuchung technogener Systeme wird in Zukunft die Untersuchung der Informationsbesonderheiten technogener Systeme eine besondere Bedeutung erlangen. Es geht dabei um die Erforschung solcher Informationscharakteristika wie Kompliziertheit, Regelbarkeit, Selbstorganisation und Rückkopplung, deren Kenntnisse von grundlegender Bedeutung im Sinne einer Gestaltung der Umwelt sind.

In diesem Sinne stellen die Begriffe Umweltgeochemie, Geochemie der Noosphäre und Geochemie der Technogenese weitestgehend identische Inhalte dar.

2. Der umweltgeochemische Charakter der Elemente

2.1 Einleitung

Zahlreiche Untersuchungen haben in der Vergangenheit den Nachweis erbracht, dass anthropogene Tätigkeit zur grundlegenden Veränderung des geochemischen Inventars der Landschaft geführt hat. Spektakuläre Katastrophen (Itai-Itai-Krankheit, verursacht durch Cadmium, (KOBAYASHI, 1969 u. 1971) und Minamata-Krankheit, verursacht durch Quecksilber, (TAKEUCHI u.a., 1962), die mit schweren Erkrankungen beim Menschen verbunden waren und auf ungewöhnliche Anreicherungen bestimmter Elemente in lokalen Bereichen der Umwelt zurückgeführt wurden, haben u.a. das grundlegende Bedürfnis nach Kenntnissen darüber geweckt, wie sich die chemischen Elemente, die durch anthropogene Tätigkeit zur Migration angeregt wurden, in der Umwelt verhalten. Es geht dabei zunächst um die allgemeinsten Gesetzmäßigkeiten ihres Verhaltens.

Auch in diesem Fall ist es sinnvoll, das methodische Repertoire der Geochemie zu nutzen.

Eine in der Geochemie verbreitete und von GOLDSCHMIDT (1926, 1930) begründete Methode der Beschreibung der allgemeinsten Gesetzmäßigkeiten der Verteilung von Elementen im geologischen Material stellt die geochemische Charakteristik, die "Philie der Elemente", dar.

Bereits im Jahre 1923 hatte GOLDSCHMIDT begonnen, die Elemente in:

atmosphile: O, N, H, He, Ne, Ar, Kr, Xe, Rn,

lithophile: Li, Na, K, Ca, Rb, Mg, Al, Si, Sr, Be, SE, Ga,

siderophile: Fe, Co, Ni, Platinmetalle und

chalkophile: Cu, Zn, As, Hg, Cd, Pb, As, Sb, Se zu klassifizieren.

Diese Einteilung weist auf die Hauptbereiche der Fixierung und geochemischen Anreicherung hin. Sie beschreibt die allgemeinsten geochemischen Verteilungsgesetzmäßigkeiten der Elemente, wie sie im Ergebnis natürlich ablaufender geologischer Prozesse gültig sind und vorwiegend im so genannten großen Kreislauf Magmatismus - Verwitterung - Sedimentation - Diagenese - Metamorphose - Magmatismus im Verlauf geologischer Zeiträume realisiert werden.

Anthropogen veranlasste Veränderungen der geochemischen Landschaft verlaufen im Vergleich dazu wesentlich schneller. Die Verteilungsgesetze der Elemente in diesem Bereich werden ferner vorwiegend durch Verhältnisse bestimmt, die im so genannten kleinen geochemischen Kreislauf existieren,

also jenem Kreislauf, der durch den Eintrag, Transport und Austrag der Elemente aus der Hydrosphäre und der Atmosphäre bestimmt wird.

Aus diesem Grund ist eine einfache Übertragung der von GOLDSCHMIDT ausgearbeiteten geochemischen Charakteristik der Elemente auf die umweltgeochemische Charakteristik nicht sinnvoll.

Dennoch gibt es eine Reihe von Versuchen, eine solche Klassifikation aus umweltgeochemischer Sicht vorzunehmen. Dabei sind gegenwärtig zwei Tendenzen festzustellen, eine dritte soll im Rahmen dieser Arbeit neu vorgestellt werden. Die eine Richtung unternimmt den Versuch der Charakteristik aus der für die Umweltgeochemie bedeutenden Seite der Migration in den beiden Haupttransportmedien Atmosphäre und Hydrosphäre. Modifizierungen dieses Weges beachten dabei die Quellen des Elementeintrages, wodurch das Verhältnis zwischen natürlicher und anthropogen veranlasster Migration deutlich wird.

Die zweite Richtung versucht durch die Bestimmung der zahlenmäßigen Größe, der so genannten "Technophilie", das Verhältnis der natürlichen Häufigkeit der Elemente zur anthropogenen Nutzung als Charakteristikum herauszustellen. Die dritte neu ausgearbeitete Methode nutzt die Gesetzmäßigkeiten der chemischen Zusammensetzung von Aerosolen, um die umweltgeochemische Bedeutung der Elemente zu charakterisieren.

2.2 Elementkreislauf und umweltgeochemischer Charakter

Grundlage für die erste Richtung ist der Kreislaufcharakter und die Berechnung von Massebilanzen der Elemente. Unsere Kenntnisse über die Gesamtmasse der in der Atmosphäre und durch die Hydrosphäre transportierten Substanzmengen können durch Arbeiten von KALLE (1943), MENARD und SMITH (1966), DYCK (1968), GARRELS und MACKENZIE (1971), GOLDBERG (1971) und VALJASKO (1981), wie sie in Abb. 2.2 zusammengefasst wurden, als relativ gesichert angesehen werden. Auf ihrer Grundlage ist in Verbindung mit zahlreichen Elementgehaltsbestimmungen eine Abschätzung der jährlich transportierten Elementmengen möglich.

Um die Bedeutung des atmosphärischen Transports auf der einen und des Transportes durch die Hydrosphäre auf der anderen Seite für die einzelnen Elemente abzuschätzen, unternahm LANTZY und MACKENZIE (1979) den Versuch einer Bilanzrechnung. Daraus wird ersichtlich, dass der Massetransport für die Elemente Al, Ti, Sm, Fe, Co, Mn, Cr, Ag, V und Ni durch die Hydrosphäre viel bedeutender als der atmosphärische Transport ist. Für solche Elemente wie Cu, Sb, Zn, Cd, Mo und As gewinnt der atmosphärische Transport im Vergleich zum fluviatilen bereits an Bedeutung. Bei solchen Elementen wie Se, Pb und Hg überwiegt sogar der atmosphärische Transport.

Folgerichtig wurde zur Charakterisierung des umweltgeochemischen Verhaltens vorgeschlagen, die Elemente Cu, Cd, Zn, As, Se, Sb, Mo, Hg und Pb als

atmosphärisch zu klassifizieren, während solche Elemente mit dominierendem Transport durch die Hydrosphäre im umweltgeochemischen Sinne als lithophil klassifiziert werden.

Die hier kurz angedeuteten ersten Schritte zu einer umweltgeochemischen Charakterisierung der Elemente treffen keine Unterscheidung hinsichtlich der Quellen, aus denen die Elemente in den Kreislauf eingetragen werden. Natürlicher und anthropogener Anteil werden nicht unterschieden, sie unterliegen ja auch den gleichen Gesetzmäßigkeiten der Migration in der Natur. Wäre in der Bilanz der Transport der Aerosole und ihr trockener Austrag im Sedimentationsstaub berücksichtigt worden, würde die große Bedeutung des Transports einer Reihe von Elementen durch die Atmosphäre noch deutlicher. Unabhängig von dieser Kritik, zeigt die Abschätzung, dass insbesondere die geochemisch leichtflüchtigen, volatilen Elemente bevorzugt durch die Atmosphäre transportiert werden. Unter diesen Elementen befindet sich zugleich die größere Anzahl toxikologisch bedeutsamer Elemente, wie z.B. Cd, As, Zn, Pb, Hg usw., die der besonderen umweltgeochemischen Beachtung bedürfen.

Das ist auch ein Grund dafür, dass sich die vorliegende Arbeit stärker dem atmosphärischen Transport der Elemente zuwendet, da er offensichtlich von grundlegender Natur für die anthropogenen Veränderungen der Geochemie der Landschaft ist.

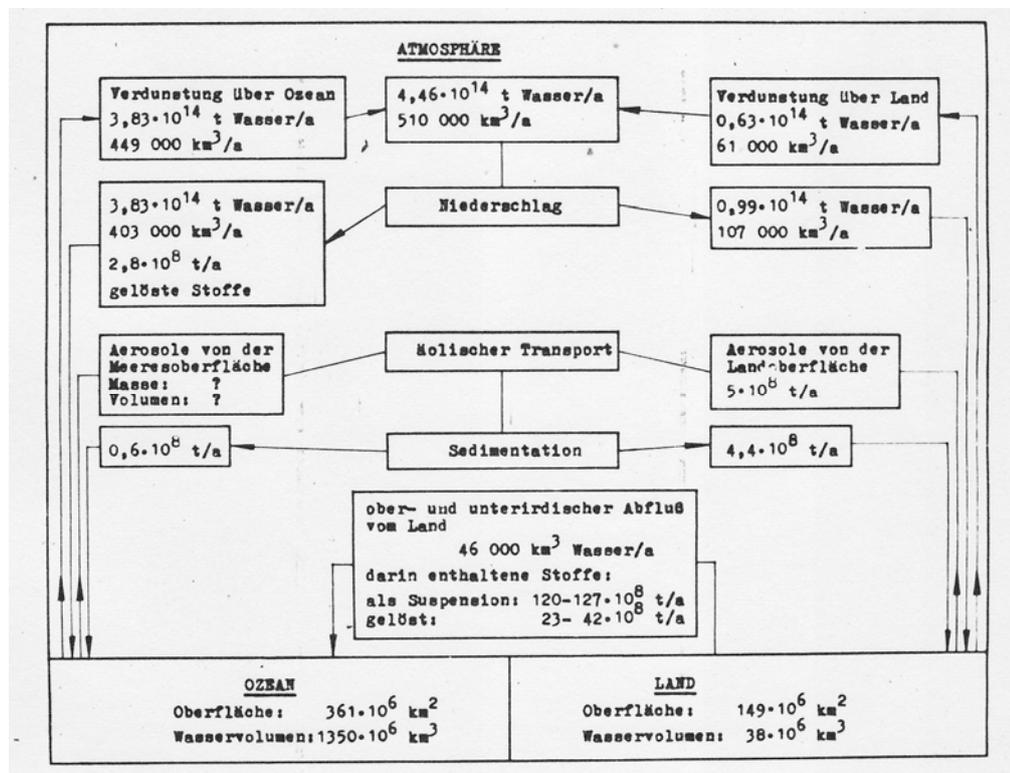


Abb. 2.2: Stoffbilanzen Atmosphäre/Hydrosphäre (zusammengestellt nach: DYCK; 1968; GARRELS u. MACKENZIE, 1971; GOLDBERG, 1971; KALLE, 1943; MENARD u. SMITH, 1966; VALJAŠKO, 1981)

2.3 Natürlicher und anthropogener Anteil des Elementeintrages in die Atmosphäre und umweltgeochemischer Charakter der Elemente

Einen wichtigen Schritt für die umweltgeochemische Charakteristik der Elemente stellt der Versuch dar, auf der Basis von Bilanzrechnungen die natürlichen und die anthropogenen Anteile der durch die Atmosphäre transportierten Elementmengen zu trennen. Auf diese Weise ist es möglich, die Bedeutung des anthropogenen Einflusses auf den Umfang der zur Migration angelegten Elemente einzuschätzen. Solche Abschätzungen sind nicht nur von prinzipieller Bedeutung hinsichtlich der Beurteilung von Störungen des natürlich eingestellten geochemischen Gleichgewichtes durch anthropogene Tätigkeit, sie sind ebenso unentbehrliche Grundlagen für die weitere Ausarbeitung von Forschungsstrategien auf diesem Gebiet.

Der Eintrag von Elementen in die Atmosphäre erfolgt sowohl in fester (Staub) als auch in gasförmiger Form. Während die gasförmigen Emissionen in die Atmosphäre relativ gut untersucht sind, so z.B. für Stickstoff und seine Verbindungen durch NIELSEN und MAC DONALD (1978), HAHN (1979), Mc ELROI, WOFSY und YUNG (1977) und durch SÖDERLUND und SVENSSON (1976), für Kohlenstoff und seine gasförmigen Verbindungen durch BOLIN, DEGENS u.a. (1979), BRAMYD (1979), KEELING (1973) und REVELLE und MUNK (1977) und für Schwefel und seine gasförmigen Verbindungen durch MÖLLER (1981), wurde der staubförmige Eintrag erst in den letzten Jahren intensiver bearbeitet. Dabei sind die Arten der Quellen des Elementeintrages in die Atmosphäre außerordentlich vielfältig. Sie lassen sich wie folgt gliedern:

1. Natürliche Quellen

- Kontinentaler Staubfluss
- Vulkanogener Staubfluss
- Vulkanogene Gase
- Verbrennende Vegetation
- Emissionen von der Pflanzenoberfläche
- Aerosolbildung an der Meeresoberfläche

2: Anthropogene Quellen

- Emissionen aus der industriellen Tätigkeit
- Emissionen aus der Verbrennung fossiler Energieträger

Aus Untersuchungen des Beitrages der einzelnen Quellen zum Elementeintrag in die Atmosphäre wird eine Abschätzung des Einflusses anthropogener Einträge im Verhältnis zu natürlichen Einträgen in die Atmosphäre durch einfache Quotientenbildung möglich. Die Quotienten sind ein Charakteristikum dafür, in welchem Umfang die einzelnen Elemente den natürlichen Kreislauf durch anthropogene Tätigkeit beeinflussen. Es können also jene Elemente umweltgeochemisch charakterisiert werden, die einen besonders großen An-

teil zur Veränderung der natürlichen geochemischen Landschaft im Gefolge anthropogener bzw. technogener Tätigkeit liefern können.

In der Tabelle 2.3 sind für einige Verbindungen (nach MÖLLER, 1981) und für 20 Elemente (nach LANTZY u. MACKENZIE, 1979) die entsprechenden Daten zusammengestellt.

Quotienten <1 sprechen für das Überwiegen natürlicher Prozesse, Quotienten >1 drücken das Überwiegen anthropogener Prozesse aus.

Aus der Tabelle 2.3 wird ersichtlich, dass für die Elemente Al, Ti, Sm, Fe, Mn und Co der anthropogene Einfluss unter dem natürlichen liegt, während die Elemente Cr, V und Ni in etwa gleichem oder nur leicht erhöhtem Umfang in die Atmosphäre emittiert werden. Die große Bedeutung anthropogener Prozesse wird für die Elemente Sn, Cu, Cd, Zn, As, Se, Sb, Mo, Ag, Hg und Pb deutlich, die aus anthropogenen Quellen in einem weit höheren Umfang als aus natürlichen Quellen emittiert werden. Während z.B. die anthropogenen Emissionen von Cd, Zn und As 19 bis 27 mal die natürlichen überwiegen, liegen diese Werte für Hg 275-fach und für Pb 345-fach über dem natürlichen Emissionsanteil. Um gleichzeitig die enorme Bedeutung der anthropogenen Anregung zur Migration durch die Atmosphäre für die Schwermetalle deutlich zu machen, wurden in der Tabelle 2.3 entsprechende Werte für eine Reihe gasförmiger Verbindungen aufgenommen.

Die Abschätzungen, die die Bilanzen erlauben, weisen darauf hin, dass durch anthropogene Tätigkeit die Elemente nicht gleichförmig mobilisiert werden. Es findet eine starke Fraktionierung zugunsten der volatilen Elemente statt. Größere Quotienten (in Prozent ausgedrückt wird zuweilen der Begriff "atmosphärischer Interferenzfaktor" verwendet) charakterisieren im umweltgeochemischen Sinne jene Elemente, die durch anthropogene Tätigkeit in besonderem Maße zur Veränderung der Geochemie von Landschaften beitragen. Es erweist sich, dass die meisten dieser Elemente gleichzeitig von toxikologischer Bedeutung sind.

Tabelle 2.3: Umfang des jährlichen natürlichen und anthropogenen Element-eintrages in die Atmosphäre (in t/a) (nach Daten von LANTZY und MACKENZIE, 1979 und MÖLLER, 1981)

Element bzw. Verbindung	natürlicher Eintrag	anthropogener Eintrag	Quotient anthr./natürl.
N ₂ O	200.000.000	3.000.000	0,02
NH ₃	250.000.000	5.000.000	0,02
Kohlenwasserstoffe	1.500.000.000	90.000.000	0,06
CO ₂	200.000.000.000	16.000.000.000	0,08
Al	48.925.840	7.200.000	0,15
Ti	3.500.000	520.000	0,15
Sm	4.100	1.200	0,29
NO ₂	60.000.000	20.000.000	0,33
Fe	27.775.370	10.700.000	0,39
Mn	605.210	316.000	0,52
Co	7.000	4.400	0,63

Element bzw. Verbindung	natürlicher Eintrag	anthropogener Eintrag	Quotient anthr./natürl.
H ₂	8.000.000	13.000.000	1,60
Cr	58.000	94.000	1,61
S-Verb.(als S elementar)	23.000.000	70.000.000	3,00
V	65.000	210.000	3,23
Ni	28.300	98.000	3,46
Sn	5.240	43.000	8,21
CO	33.000.000	350.000.000	10,60
Cu	19.300	263.000	13,63
Cd	290	5.500	18,97
Zn	35.800	840.000	23,46
As	2.810	78.000	27,86
Se	410	14.000	33,90
Sb	990	38.000	38,78
Mo	1.140	51.000	44,74
Ag	60	5.000	83,33
Hg	40	11.000	275,00
Pb	5.970	2.030.000	345,00

2.4 Die Technophilie als umweltgeochemisches Charakteristikum der Elemente

Eine ganz andere Methode und ganz andere Art der umweltgeochemischen Charakterisierung der Elemente wurde von dem sowjetischen Geochemiker FERSMAN begründet und von PERELMAN (1977) ausgebaut.

Bei dieser Methode wird der Umfang der Nutzung der Elemente durch den Menschen zur Häufigkeit in der Erdkruste (zu den Clarke-Werten) relativiert, d.h. die anthropogene Seite wird besonders hervorgehoben. PERELMAN (1977) schlug bereits 1972 vor, "in die Geochemie eine neue Funktion einzuführen", die er die "Technophilie" der chemischen Elemente nannte.

Ein zahlenmäßiger Ausdruck für die Technophilie eines Elementes errechnet sich aus der jährlichen Gewinnung des Elementes in Tonnen zu seinem Clarke-Wert in der Erdkruste (Tabe 2.4).

Die Technophilie im Sinne PERELMANs stellt also eine ganz bestimmte Seite des umweltgeochemischen Charakters der Elemente heraus. Sie ist ein Ausdruck dafür, in welchem Umfang der Mensch ein Element im Verhältnis zu seiner Häufigkeit in der Erdkruste nutzt. Die Clarke-Werte stellen hier das einheitliche Bezugssystem dar.

Die Technophilie erweist sich als ein wichtiger Begriff zur umweltgeochemischen Charakterisierung der Elemente. Sie ist als historische Größe ein sehr dynamisches Charakteristikum, das sich für viele Elemente seit dem 19. Jahrhundert um das hundertfache änderte (PERELMAN, 1977, S. 114), Die Technophilie der Elemente gibt zugleich einen sehr schnellen Überblick über die jeweilige umweltgeochemische Situation. Insbesondere Elemente mit ho-

her Technophilie bedürfen besonderer umweltgeochemischer Beachtung, da hohe Technophilie gleichzeitig ein Ausdruck dafür ist, dass diese Elemente durch anthropogene Tätigkeit in der Kulturlandschaft angereichert werden, sie also nicht mehr dem natürlichen geochemischen Gleichgewicht entsprechen.

Tabelle 2.4: Die Technophilie der Elemente (nach PERELMAN, 1977)

Technophilie	Element
10^{10}	C
10^9	Cl, Au, Bi, Pb, Te, Hg, Ag, Cu, Sb, Cd
10^8	Sn, Br, Mo, Zn, S, W, Cr, As, Ca, Se, P, U
10^7	J, Ni, Fe, Mn, Ba, F, Na, P, B, Be
10^6	Co, Zr, K, Mg, Ti, Ta
10^5	V, Al, Be, Ge, Nb, Hf, Li, In, Te, Sr, Rb, Ga, Cs, Th

2.5 Der "Index des relativen Verschmutzungspotentials" als umweltgeochemisches Charakteristikum der Elemente

FÖRSTNER und MÜLLER schlugen 1974 zur umweltgeochemischen Charakteristik der Elemente den so genannten "Index des relativen Verschmutzungspotentials" vor. Dieser Index beruht im Prinzip auf der gleichen Basis wie die Technophilie. Man relativiert den Verbrauch an Schwermetallen mit den natürlichen Gehalten dieser Elemente in den verschiedenen Sphären unserer Umwelt (Lithosphäre, Pedosphäre, Hydrosphäre und Atmosphäre). Während PERELMAN (1977) die Clarke-Werte für die Lithosphäre in ihrer Gesamtheit zur Berechnung der Technophilie verwendet, beziehen FÖRSTNER und MÜLLER sich besonders auf die Boden-Clarkes. Sie gehen dabei davon aus, dass der Bodenbereich große Bedeutung für eine Anzahl wichtiger Lebensprozesse und insbesondere für die menschliche Ernährung hat.

Wie aus der folgenden Tabelle 2.5 ersichtlich wird, entsprechen die möglichen Aussagen voll und ganz denen, die der Technophilie entsprechen.

Die Kategorien Technophilie und relatives Verschmutzungspotential sind als vom Charakter her gleiche Größen geeignet, die allgemeinsten Züge der umweltgeochemischen Charakteristik eines Elementes zu widerspiegeln.

Tabelle 2.5: Index des relativen Verschmutzungspotentials (nach FÖRSTNER und MÜLLER, 1974)

Element	Metallverbrauch (x 1.000 t/a)	Boden-Clarke (ppm)	Index
Co	19	8	0,2
Fe	400.000	38 000	1
Mn	9 200	850	1
Ni	493	40	1
Cr	1.700	100	2
Mo	57	2	3
Zn	4.600	50	10
Cd	15	0,06	25
Cu	6.400	20	30
Hg	10	0,03	30
Pb	3.500	10	35

3. Die Gesetzmäßigkeiten der chemischen Zusammensetzung von Aerosolen und der umweltgeochemische Charakter der Elemente

3.1 Allgemeine Faktoren, die die chemische Zusammensetzung von Aerosolen bestimmen

Für die Einschätzung der umweltgeochemischen Situation im globalen Rahmen aber auch in einem Territorium sind Kenntnisse über die chemische Zusammensetzung von Umweltstäuben notwendig.

Gleichzeitig ist die Kenntnis der chemischen Zusammensetzung von Aerosolen aus kommunalhygienischer Sicht von größter Bedeutung, da eine Reihe von Elementen in unterschiedlichem Umfang pulmonal aufgenommen und resorbiert werden und auf diese Weise ein weiterer Weg der Aufnahme von Elementen in den menschlichen Organismus gegeben ist.

Hinsichtlich der Aerosole ist zu erwarten, dass sie stark, aber nicht ausschließlich in ihrer chemischen Zusammensetzung die Verhältnisse widerspiegeln, die durch die Bedingungen des Eintrages charakterisiert sind.

Die Atmosphäre stellt für umweltgeochemische Prozesse ein außerordentlich dynamisches System dar. Sie wirkt wie ein riesiges geochemisches Puffersystem, das in der Lage ist, erhebliche Mengen aller Elemente aufzunehmen und wieder abzugeben. Nach dem Eintrag der Elemente aus den unterschiedlichsten Quellen halten sich die Elemente bzw. ihre festen Phasen mit einer bestimmten mittleren Verweilzeit in der Atmosphäre auf, um danach über zwei wesentliche Prozesse die Atmosphäre wieder zu verlassen.

Der Austrag der Elemente aus der Atmosphäre erfolgt hauptsächlich über den Regen in gelöster und fester Form (Staub als Kondensationskeim für Regentropfen) und durch Sedimentation fester Phasen im quasi trockenen System.

Die mittleren Verweilzeiten der Elemente bzw. ihrer Verbindungen in der Atmosphäre stellen im dynamischen Modell der Verteilung eine Konstante dar. Ihre Kenntnis ist für das Erkennen von Elementdifferenzierungsprozessen im System des Umfangs des Elementeintrages, der atmosphärischen Elementlast und des Umfangs des Elementaustrages von Bedeutung.

Hohe mittlere Verweilzeiten führen folglich zu einer weiteren Anreicherung des betreffenden Elementes in den Aerosolen. Die mittlere Verweilzeit eines Elementes in der Atmosphäre ist von einer Vielzahl von Faktoren abhängig. Geht man vom Austrag fester Phasen im quasi trockenen System aus, so ist die Sinkgeschwindigkeit der Teilchen wesentlich von ihrer Dichte, der Dichte der Luft, von der Teilchengröße und -form und weiteren Faktoren wie z.B. der Windgeschwindigkeit abhängig.

Bei Austrag im feuchten System spielt zusätzlich die Löslichkeit der festen Phasen, die Löslichkeit der Gasphasen im Regenwasser und die Häufigkeit und der Umfang der Niederschläge eine Rolle. Die Verweilzeit der atmosphärischen Partikel variiert von 10 Tagen nach Angaben von GOLDBERG (1971) bis zu 30-40 Tagen nach Angaben von NEWELL u.a. (1969) und CHESTER u. STONER (1974). Relativ kurze mittlere Verweilzeiten errechneten GRAHAM u. DUCE (1979) für Phosphor. Ausgehend von Messungen der atmosphärischen Last und den Depositionsraten an verschiedenen Punkten der Erdoberfläche, berechneten sie für kontinentalen Phosphor eine mittlere Verweilzeit von 3 Tagen und für ozeanischen Phosphor von einem Tag. Eine gleiche Verweilzeit von 3 Tagen für Phosphor über den Kontinenten gaben schon ROBINSON u. ROBBINS (1971) an.

Auf einen weiteren Faktor, der die chemische Zusammensetzung von Aerosolen offensichtlich auch beeinflusst, weisen die Untersuchungen von FENNELLY (1976) hin. Aus seinen Untersuchungen geht hervor, dass anthropogen bzw. technogen in die Atmosphäre emittierte Teilchen gewöhnlich kleiner sind, als die geogen emittierten. Diese Tatsache hat eine durchschnittliche Verdopplung der Verweilzeit anthropogener Teilchen in der Atmosphäre zur Folge. Aufgrund der längeren Verweilzeit anthropogener Teilchen ist die atmosphärische Last durch einen höheren Anteil aus anthropogenen Quellen charakterisiert.

Diese Erkenntnis hat einerseits außerordentliche Bedeutung für Maßnahmen seitens der Umweltschutztechnik. Die Anwendung von Technologien zur Kornvergrößerung anfallender Stäube würde zur Verminderung der "atmosphärischen Last" führen, selbst wenn diese Stäube weiterhin in die Atmosphäre entweichen. Grobkörnigere Stäube lassen sich darüber hinaus technologisch leichter abtrennen als feinkörnigere.

Andererseits lässt diese Erkenntnis erwarten, dass die chemische Zusammensetzung von Aerosolen in sehr starkem Maße den anthropogenen Einfluss widerspiegelt. Aerosole dürften daher in sehr starkem Maße den umweltgeochemischen Charakter der Elemente als Information beinhalten.

3.2 Gesetzmäßigkeiten der Ab- und Anreicherung von Elementen in Aerosolen

3.2.1 Die Berechnung von Clark-Konzentrationen zur Charakterisierung von Umweltstäuben

Sowohl aus der Sicht der Umweltgeochemie, als auch aus der Sicht der Kommunalhygiene ist es von Interesse, eine Aussage darüber zu erhalten, in welchem Maße die chemische Zusammensetzung von Umweltstäuben bzw. Aerosolen von einer zu erwartenden natürlichen Zusammensetzung abweicht. Obwohl in der Literatur zahlreiche Untersuchungen zu einzelnen Elementgehalten in der Luft vorliegen, sind erstaunlicherweise Angaben zur chemischen Zusammensetzung von Aerosolen relativ selten.

Die zahlreichen Untersuchungen zur chemischen Zusammensetzung von Aerosolen aus dem Raum Freiberg, die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführt wurden (siehe Kapitel 4), konnten mit entsprechenden Ergebnissen an Aerosolen aus dem Raum Karlsruhe, BRD (VOGG u. HÄRTEL, 1981) und von 7 englischen Stationen (CAVISE, 1974) verglichen werden. VOGG u. HÄRTEL kamen bereits zu der Feststellung, dass im allgemeinen Rahmen eine relativ große Übereinstimmung der von ihnen untersuchten Karlsruher Stäube mit denen aus England besteht.

Wie in einem späteren Kapitel nachgewiesen wird, kann diese Übereinstimmung in wesentlichen Zügen auch für die Freiburger Stäube festgestellt werden.

Um die Gemeinsamkeiten und die Besonderheiten des chemischen Charakters solcher Aerosole, die für die Industrielandschaften Europas offensichtlich in bestimmter Form typisch sind, weiter zu untersuchen, wurden die Werte für 44 Elemente der Karlsruher Stäube, für 11 Elemente der englischen Stäube und für 26 Elemente der Freiburger Stäube auf die Clarke-Werte normiert und die entsprechenden Clarkekonzentrationen für insgesamt 49 Elemente berechnet.

Bei der Berechnung der Clarke-Konzentration wurde davon ausgegangen, dass sie eine bessere geochemische Charakterisierung der Stäube im Verhältnis zur durchschnittlichen Zusammensetzung der Erdkruste erlauben. Es wurde ferner davon ausgegangen, dass wesentliche Abweichungen der Zusammensetzung der Aerosole von der Krustenhäufigkeit auf jene Elemente hinweisen, die kommunalhygienisch von Bedeutung sind. Zur Berechnung

wurden die Clarke-Werte nach VINOGRADOV (1962) in RÖSLER und LANGE (1975) verwendet.

Die Ergebnisse sind in Tabelle 3.2 dargestellt.

Tabelle 3.2: Die durchschnittliche Clarke-Konzentration der Elemente in Aerosolen

Z	Element	Clarke-Wert in ppm bzw. g/t	Spannbreite der durchschnittlichen Clarke-Konzentration		durchschnittliche Clarke-Konzentration
			Min.	Max.	
3	Li	32	1,2	1,3	1,25
4	Be	3,8	0,57	1,28	0,92
5	B	12			
6	O	230			
7	N	19			
8	O	470.000			
9	F	600			
11	Na	25.000	0,048	1,0	0,31
12	Mg	18.700	0,11	0,5	0,38
13	Al	80.500	0,10	0,39	0,27
14	Si	295.000	0,10	0,38	0,27
15	P	930	1,37	2,4	1,88
16	S	470	3394	187	93,6
17	Cl	170			
19	K	25.000	0,18	0,6	0,46
20	Ca	29.600	0,33	2,98	1,65
21	Sc	10	0,20	0,9	0,39
22	Ti	4.500	0,16	1,18	0,67
23	V	90	1,11	8	2963
24	Cr	83	0,78	5	2,09
25	Mn	1.000	0,43	1,55	0,93
26	Fe	46.500	0,25	0,91	0,68
27	Co	18	0,83	1,38	1,33
28	Ni	58	1,63	12,4	4,12
29	Cu	47	4,61	43	18,4
3 ⁰	Zn	83	26,5	361	144
31	Ga	19	0,52	2,1	1,5
32	Ge	1,4			
33	As	1,7	50	2.700	738
34	Se	0,05	600	1.400	1.000
35	Br	2,1	190	1.525	619
37	Rb	150	0,2	0,53	0,36
38	Sr	340	0,17	1,41	0,86
39	Y	27	0,32	0,34	0,33
40	Zr	170	0,53	0,64	0,58
41	Nb	20			
42	Mo	191			
43	Tc	?			
44	Ru	0,005			
45	Rh	0,001			
46	Pd	0,13			
47	Ag	0,07	57	171	100
48	Cd	0,13	115	1.270	573

Z	Element	Clarke-Wert in ppm bzw. g/t	Spannbreite der durchschnittlichen Clarke-Konzentration		durchschnittliche Clarke-Konzentration
49	In	0,25	1,2	4	2,4
50	Sn	2,5			
51	Sb	0,5	120	280	170
52	Te	0,001			
53	J	0,4	37	175	87,5
55	Cs	3,7	1,35	2,7	2,16
56	Ba	650	0,26	4,5	2,57
57	La	29	0,24	0,86	0,51
58	Ce	70	0,21	0,57	0,35
59	Pr	9			
60	Nd	37			
61	Pm				
62	Sm	8	0,1	0,43	0,25
63	Eu	1,3	0,23	0,76	0,38
64	Gd	8			
65	Tb	4,3	0,01	0,13	0,05
66	Dy	5	0,08	0,4	0,24
67	Ho	1,7			
68	Er	3,3			
69	Tm	0,27			
70	Yb	0,33	0,6	4,54	2,42
71	Lu	0,8			
72	Hf	1	0,7	2,0	1,3
73	Ta	2,5	0,16	0,6	0,28
74	W	1,3	3,84	23	11,5
75	Re	0,0007			
76	Os				
77	Ir				
78	Pt				
79	Au	0,0043			
80	Hg	0,083	3,6	108,4	42,1
81	Tl	1			
82	Pb	16	80	3940	1.230
83	Bi	0,009			
84	Po				
85	At				
87	Fr				
88	Ra	10 ⁻⁶			
89	Ac	10 ⁻¹⁰			
90	Th	13	0,15	0,46	0,26
91	Pa	10 ⁻⁶			
92	U	1,5	0,32	2,4	1,2

3.2.2 Der Zusammenhang zwischen Atombau und Clarke-Konzentrationen der Elemente in Aerosolen

Ordnet man die berechneten Clarke-Konzentrationen der Elemente nach ihren Ordnungszahlen (Abb. 3.2), kommt man zu dem überraschenden Ergeb-

nis, dass die Anreicherung bzw. Verarmung von Elementen in den Aerosolen von der Stellung des betreffenden Elements im Periodensystem abhängig ist.

Ganz allgemein kann festgestellt werden, dass die Elemente, die am Anfang einer Periode stehen, meist in den Aerosolen gegenüber der Krustenhäufigkeit verarmt sind. Elemente, die in der 2. Hälfte der Periode stehen, werden z.T. sehr stark in den Aerosolen angereichert. Innerhalb der Gruppe kann man nach dem bisherigen Stand der Untersuchungsergebnisse für die Hauptgruppenelemente von der zweiten zur dritten Periode ein Sinken und nach der dritten Periode ein Ansteigen der Clarke-Konzentration zu den höheren Perioden hin feststellen.

Eindrucksvoll ist auch der Zusammenhang mit dem Ionisationspotential, der, wenn man die einzelne Periode untersucht, recht gut gegeben ist. Elemente mit niedrigem Ionisationspotential sind meist in den Aerosolen verarmt, während Elemente mit hohem Ionisationspotential angereichert sind.

So wie die Entwicklung des Ionisationspotentials sehr stark von der Elektronenkonfiguration abhängig ist, so zeigt sich auch für die Ab- bzw. Anreicherung der Elemente in den Aerosolen eine starke Abhängigkeit zur Elektronenkonfiguration der Elemente.

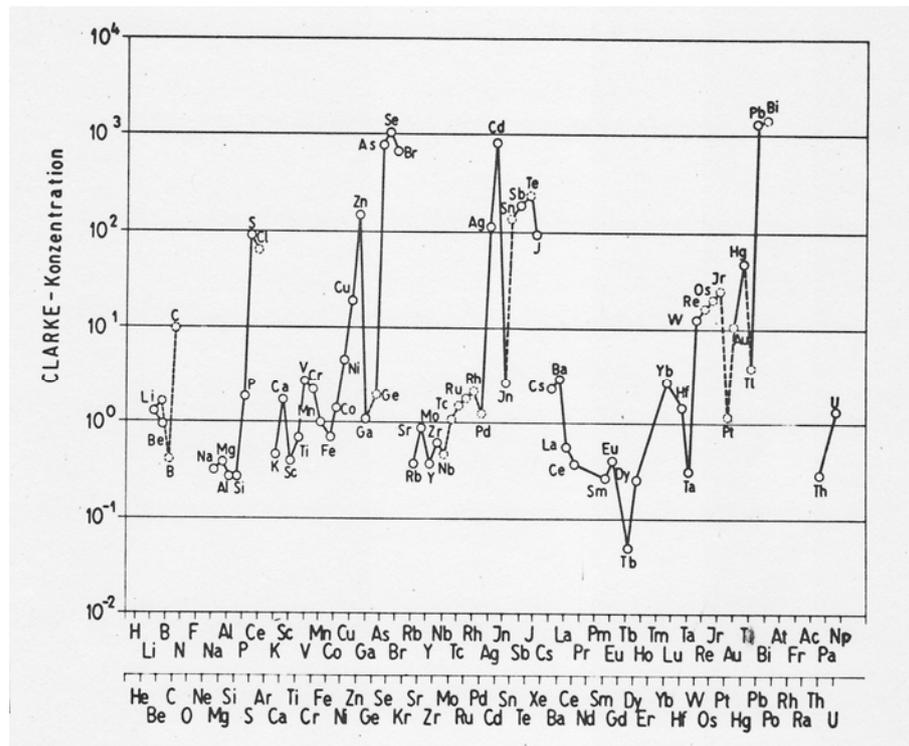


Abb. 3.2: Durchschnittliche Clarke-Konzentration der Elemente in Aerosolen der europäischen Industrielandschaft

Es lassen sich zwischen Elektronenkonfiguration und Clarke-Konzentration folgende Zusammenhänge aufzeigen:

1. Die Elemente, die ihren Bau mit der Besetzung einer neuen Schale durch ein Elektron beginnen, sind durch eine niedrige Clarke-Konzentration in Aerosolen charakterisiert.
2. Elemente, die ihren Bau mit der Besetzung eines neuen Energieniveaus innerhalb einer Schale beginnen, weisen eine niedrigere Clarke-Konzentration als Elemente in ihrer unmittelbaren Nachbarschaft auf.
3. Elemente, die durch Anbau eines Elektrons im gleichen Energieniveau charakterisiert sind, weisen in der Regel gegenüber dem vorangegangenen Element eine Erhöhung der Clarke-Konzentration auf.
4. Elemente, die unmittelbar vor dem die Periode abschließenden Edelgas stehen, erlangen eine hohe aber nicht die aus der Elektronenkonfiguration zu erwartende sehr hohe Clarke-Konzentration in Aerosolen. Als Ursache dürfte die Möglichkeit des Auftretens der Halogene als gasförmige Bestandteile der Atmosphäre anzusehen sein.

3.3 Der Zusammenhang zwischen umweltgeochemischem Charakter der Elemente und ihrer Clarke-Konzentration in Aerosolen

Der aufgezeigte Zusammenhang zwischen Atomeigenschaften bzw. Stellung des betreffenden Elementes im Periodensystem und seiner Ab- bzw. Anreicherung in den Aerosolen der Industrielandschaften Europas ist offensichtlich von grundsätzlicher Bedeutung für die Beurteilung der Rolle der einzelnen Elemente, die sie im umweltgeochemischen Sinne spielen.

Elemente mit relativ niedrigen Ionisationspotentialen und am Anfang einer Periode stehend, sind in den Aerosolen gegenüber der Krustenhäufigkeit verarmt. Dazu gehören die Elemente Na, Mg, Al, Si, K, Sc, Ti, Fe, Rb, Sr, Y, Zr und die Seltene Erden. Gemeinsam mit den Elementen, deren Konzentration in den Aerosolen etwa die gleiche Größe erreicht wie die Krustenkonzentration (dazu gehören Li, Be, Ca, Mn und Ga), werden sie aufgrund ihres bekannten geochemischen Verhaltens als lithophil charakterisiert. Ihre bekannte Neigung, in Silikaten fixiert zu werden, also im Krustenbereich zu verbleiben, dokumentiert sich durch ihre Verarmung in den Aerosolen auf eindrucksvolle Art und Weise.

Elemente mit höherem Ionisationspotential, entsprechender Elektronenkonfiguration und entsprechender Stellung in der 2. Hälfte der Periode werden in den Aerosolen angereichert. Für diese Elemente, die selbst nicht zu den gasförmig auftretenden Elementen der Atmosphäre gehören, wird die Einführung einer neuen Kategorie vorgeschlagen, um ihr umweltgeochemisches Verhalten zu charakterisieren. Zur klaren Unterscheidung von den atmosphilen Elementen sollten sie, abgeleitet von ihrer Neigung, bevorzugt in Aerosolen aufzutreten, als "aerophil" charakterisiert werden.

Nach dem bisherigen Stand der Untersuchungen sind die Elemente Phosphor, Schwefel, Vanadium, Chrom, Nickel, Kupfer, Zink, Arsen, Selen, Brom, Silber, Cadmium, Antimon, Tellur, Jod, Wolfram, Quecksilber und Blei als "aerophil" zu bezeichnen. Es handelt sich also um jene Elemente, die aufgrund ihres Verhaltens in geochemischen Prozessen als relativ leichtflüchtig eingeschätzt werden.

Nach den erkannten Gesetzmäßigkeiten lässt sich für die Elemente, die bisher in Aerosolen analytisch noch nicht bestimmt wurden, mit einer bestimmten Wahrscheinlichkeit voraussagen, welche Rolle sie spielen werden. So werden - zusätzlich zu den schon genannten - folgende Elemente in den Aerosolen gegenüber der Krustenhäufigkeit angereichert sein: Kohlenstoff, Chlor, Zinn, Tellur, Gold und Wismut.

In Analogie zum Verhalten der bereits untersuchten Elemente Aluminium, Gallium und Indium wird für das noch nicht untersuchte Thallium keine wesentliche Anreicherung gegenüber dem Clarke-Wert in den Aerosolen erwartet.

3.4 Zur Bedeutung der erkannten Gesetzmäßigkeiten der chemischen Zusammensetzung von Aerosolen

Die erkannten Gesetzmäßigkeiten bilden die Grundlage für die Beurteilung der Rolle, die jedes einzelne Element im umweltgeochemischen Rahmen spielt. Sie geben damit auch die Grundlage für weiter auszuarbeitende Forschungsstrategien auf dem Gebiet der Umweltforschung. Es sei ferner erlaubt, in diesem Zusammenhang auf eine neue Möglichkeit der Suche nach superschweren Kernen aufmerksam zu machen. Sollten natürliche Elemente der bisher hypothetischen 8. Periode existieren, könnte damit gerechnet werden, dass Kerne, die zur 2. Hälfte dieser Periode gehören, durch anthropogene Tätigkeit in den Aerosolen gegenüber ihrer natürlichen Häufigkeit angereichert vorliegen. Es wird daher vorgeschlagen, Aerosole auf die Existenz superschwerer Kerne zu untersuchen.

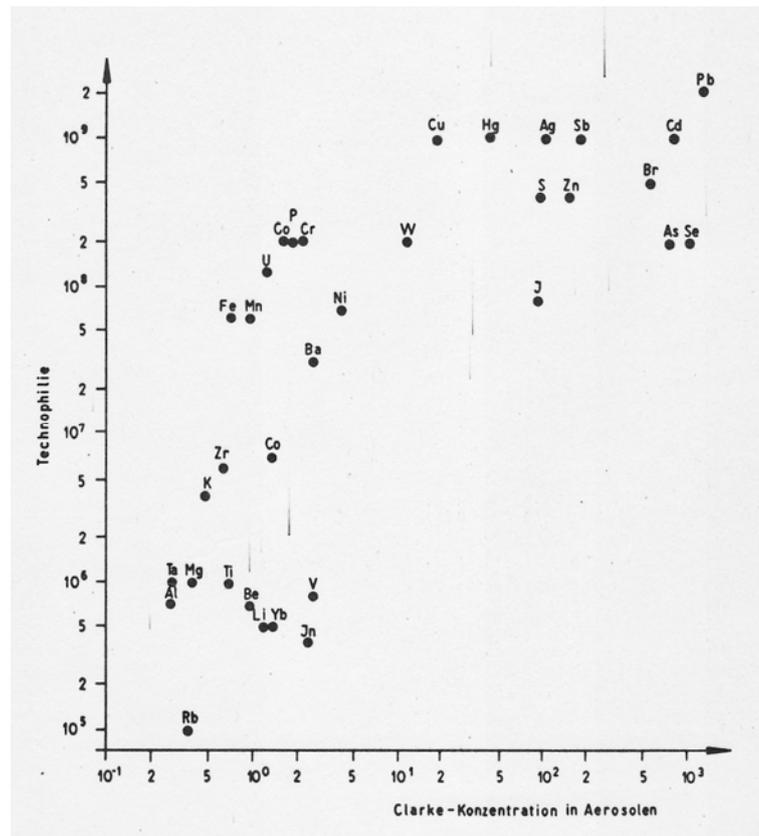


Abb. 3.4.1: Der Zusammenhang zwischen der Technophilie der Elemente und ihrer Clarke-Konzentration in Aerosolen

Zwischen der umweltgeochemischen Kategorie der Technophilie und den Clarke-Konzentrationen der Elemente in den Aerosolen (s. Abb. 3.4.1) besteht zwar ein lockerer aber doch relativ eindeutiger Zusammenhang derart, dass Elemente mit niedriger Technophilie auch niedrige Clarke-Konzentrationen und Elemente mit hoher Technophilie hohe Clarke-Konzentrationen in den Aerosolen aufweisen. Die chemische Zusammensetzung der Aerosole und der Umfang der Nutzung der chemischen Elemente durch den Menschen stehen also in einem gesetzmäßigen Zusammenhang.

Dieser Zusammenhang wird noch deutlicher, wenn man die durchschnittlichen Clarke-Konzentrationen mit dem durch Bilanzrechnungen von LANTZKY und MACKENZIE (1979) ermittelten Quotienten aus anthropogenem zu natürlichem Elementeintrag in die Atmosphäre korreliert (Abb. 3.4.2).

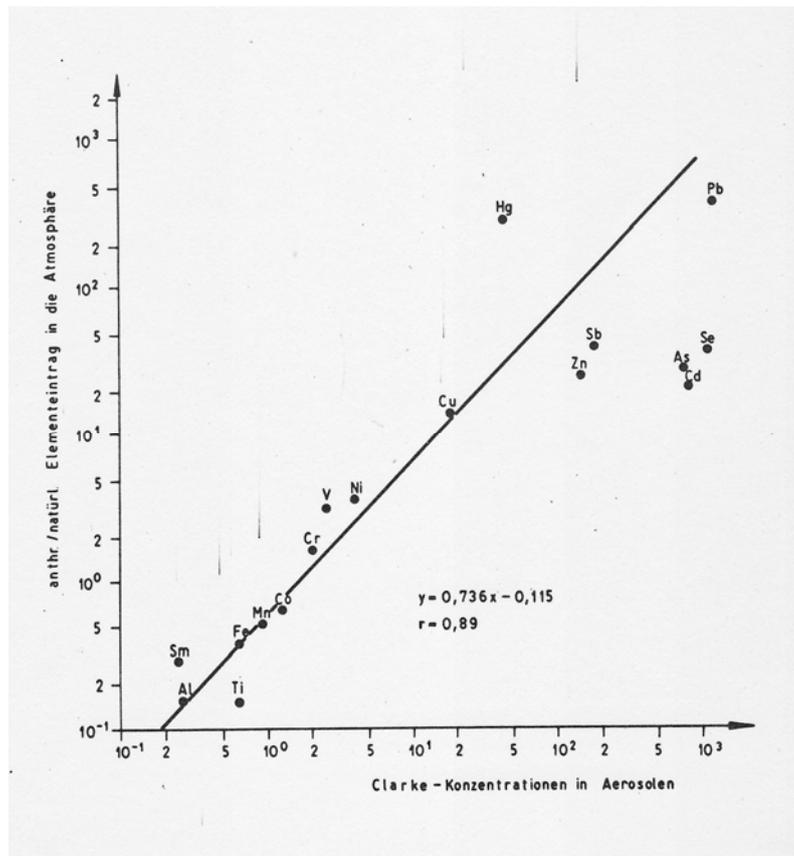


Abb. 3.4.2: Der Zusammenhang zwischen dem Verhältnis von anthropogenem zu natürlichem Elementeintrag in die Atmosphäre und den Clarke-Konzentrationen der Elemente in den Aerosolen

Elemente, die bevorzugt durch natürliche Prozesse in die Atmosphäre eingetragen werden (Quotienten: <1), liegen in den Aerosolen gegenüber der Krustenhäufigkeit verarmt vor. Elemente, die bevorzugt durch anthropogene Tätigkeit in die Atmosphäre emittiert werden (Quotient: >1), sind in den Aerosolen gegenüber der Krustenhäufigkeit stark angereichert. Aerosole repräsentieren also in ihrer chemischen Zusammensetzung bevorzugt den anthropogenen Prozess.

Die erkannten Gesetzmäßigkeiten weisen einen eigenartigen Doppelcharakter auf. Einerseits besteht zwischen den durchschnittlichen Clarke-Konzentrationen der Elemente und dem Atombau bzw. ihrer Stellung im Periodensystem ein eindrucksvoller Zusammenhang, was eindeutig für eine Zugehörigkeit zu den Naturgesetzen spricht. Andererseits zeigt sich, dass die chemische Zusammensetzung der Aerosole bevorzugt die Wirkungen anthropogener Tätigkeit, also des gesellschaftlichen Handelns der Menschen im Industriezeitalter widerspiegelt.

Es wird daher angenommen, dass in diesem Fall eine Gesetzmäßigkeit vorliegt, bei der ein Naturgesetz erst durch das gesellschaftliche Handeln des Menschen zur Wirkung gebracht wird. Da diese Feststellung von prinzipieller Natur ist, bedarf es auf diesem Gebiet weiterer Forschungen.

4. Lokale Besonderheiten der chemischen Zusammensetzung von Aerosolen als Ausdruck der umweltgeochemischen Situation, dargestellt am Beispiel des Buntmetallhüttengebietes Freiberg

4.1 Zum Umfang der Schwermetallemission im Raum Freiberg

Auch bei der Untersuchung der umweltgeochemischen Verhältnisse in einem relativ kleinen Territorium muss man davon ausgehen, dass alle beschriebenen Faktoren ihren Anteil des Eintrages von Elementen in die Atmosphäre liefern. Einen wesentlichen zusätzlichen Emittenten von Schwermetallen stellen im Raum Freiberg die Buntmetallhütten dar. Aufgrund der Zusammensetzung der verarbeiteten Primär- und Sekundärrohstoffe ist insgesamt mit der Emission von Blei, Zink, Cadmium, Zinn, Kupfer, Kobalt, Nickel, Molybdän, Arsen, Selen, Antimon, Wismut, Quecksilber, Germanium, Silber, Fluor, Chlor und Schwefel zu rechnen.

Eine genaue Bilanz des zusätzlichen Eintrages durch die Hüttenindustrie ist kaum möglich. Die Größenordnung ist jedoch abschätzbar. Auf der Grundlage von entsprechenden Messungen an überwachten Quellen werden vom VEB Bergbau- und Hüttenkombinat Albert Funk für die Jahre 1973 - 1978 folgende Gesamtmengen von Emissionen angegeben:

Tabelle 4.1.1: Emissionen des BHK Albert Funk (in t/a)

Jahr	1973	1974	1975	1976	1977	1978
Staub(ges.)	786	520	875	664	474	405
Pb	170	114	131	119	97,5	84
Zn	40	41	44	36	27	9
Cd	2	3	2,6	1,7	2,5	1,5
As	3,5	1	1,2	2,6	2,3	22,7
Sb	8	5	9,8	-	2,9	0,8
Sn	40	20	40		-	0,6
Gase						
SO ₂	7200	8300	8700	10190	8886	8766
HCN			0,5	-	1,6	1
CO ₂					30410	16510
Cl ₂ /HCl			12	20	40	25
NO ₂				58	181	130
HF	120	70	85	14	3	67
SO ₃	970	1050	1050	1097	826	744

Aus der Tabelle 4.1.1 wird ersichtlich, dass von 1973 bis 1978 sowohl die Gesamtmenge des emittierten Staubes als auch der darin enthaltene Anteil der Elemente Pb, Zn, Cd und Sn gesenkt werden konnte. Lediglich der emittierte As-Anteil stieg im Jahr 1978 erheblich. Die enormen Anstrengungen

des BHK Albert Funk zur Senkung der Bleiemission werden aus der Tabelle 4.1.2 ersichtlich.

Tabelle 4.1.2: Senkung der Bleiemission durch das BHK Albert Funk

Jahr	Bleiemission in %
1966	100
1971	58,4
1975	25,6
1980	14,9
1985	10,1 (geplant)

Tabelle 4.1.3 zeigt am Beispiel der Jahre 1973 bis 1976, dass die Bleiemission auch bei steigender Bleiproduktion gesenkt werden konnte, was auf die Einführung neuer Technologien zurückzuführen ist. In gleicher Weise soll der Neubau einer Bleihütte zur weiteren Absenkung der Emission bis 1985 führen.

Tabelle 4.1.3: Bleiemissionsraten bezogen auf die Bleiproduktion

Jahr	Produktion	Emission	Anteil der Emission bezogen auf Produktion	Nicht nachweisbare Verluste in der Metallbilanz	Anteil der nicht nachweisbaren Verluste bezogen auf die Produktion
	in t	in t	in %	in t	in %
1973	47.805,7	170	0,35	1.211,6	2,53
1974	49.718,9	114	0,22	1.128,8	2,27
1975	51.181,0	131	0,25	1.142,7	1,23
1976	51.651,0	119	0,23	1.261,4	2,44

Die aus Überwachungsmessungen an den Quellen ermittelten und berechneten Gesamtemissionen stellen die minimal möglichen Werte dar, da alle Quellen aus ökonomischen und messtechnischen Gründen nicht überwachbar sind. Versuche, aus den nicht nachweisbaren Metallverlusten der Gesamtmetallbilanz des VEB BHK Albert Funk Emissionsraten zu berechnen, sind ebenfalls fragwürdig. Sie lassen (Tab. 4.1.3) die Größe der obersten denkbaren Grenze der Emission erkennen, die in der Praxis sicher nicht erreicht wird. Als gesichert kann man im Falle des Bleis die Aussage machen, dass wenigstens 0,22-0,25% der produzierten Bleimenge in die Umwelt emittiert werden.

4.2 Die chemische Zusammensetzung der Aerosole als Charakteristikum der umweltgeochemischen Situation

4.2.1 Probegewinnung und Analytik

Um eine genügend große Menge von Schwebstäuben sowohl für ihre chemische Charakterisierung, als auch für später durchzuführende Untersuchungen ihrer Phasenzusammensetzung zu erhalten, wurde von der üblichen Methodik der Probegewinnung mittels spezieller Filter bzw. Kaskadenimpaktoren abgewichen.

Die Probegewinnung und -entnahme von Schwebstäuben der Luft erfolgte in den Luftfilteranlagen großer Klimaanlage, die erhebliche Mengen Luft ansaugen und filtern. Dieser Weg der Probegewinnung hat den Vorteil, dass genügend große Probemengen erhalten werden. Die Korngrößenmessungen ergaben, dass ca. 50% der Partikel $< 1\mu\text{m}$, 30% zwischen $1-2\mu\text{m}$, 15% zwischen $2-6\mu\text{m}$, 4% zwischen $6-10\mu\text{m}$ und ca. 1% bei Korngrößen $> 10\mu\text{m}$ liegen. Die erzielten Ergebnisse sind mit den Ergebnissen anderer und aufwendigerer Probenahmen vergleichbar. Die hier verwendete Probenahme ist geeignet, ein relativ kostengünstiges Programm für die gesamte DDR durchzuführen.

Zur Untersuchung der Aerosole im Buntmetallhüttengebiet Freiberg wurden zwei Probenahmeprogramme realisiert.

1. Um den Charakter der Zusammensetzung der Aerosole in der territorialen Abhängigkeit zur Lage eines Emittenten zu untersuchen, wurden Ende des Jahres 1980 Proben aus Luftfilteranlagen im Territorium gewonnen, die etwa auf einem NW-SE orientierten Profil lagen. Die Probenahme erfolgte in Luftfilteranlagen folgender Betriebe bzw. Bereiche:

- VEB Zellstoff- und Papierfabrik zu Weißenborn
- VEB Spurenmetalle Freiberg, Klimaanlage im Betrieb Muldenhütten
- ORZ des VEB Bergbau- und Hüttenkombinat Albert Funk, David-schacht, Freiberg
- Luftfilteranlage des WERNER-Baus, Bergakademie Freiberg, Brennhausgasse
- Klimaanlage der Georgius-Agricola-Bibliothek, Bergakademie Freiberg, Hornmühlenweg.

Die im Rahmen dieser Probenahme gewonnenen Proben repräsentieren die Zusammensetzung der Stäube des gesamten Jahres

2. Zur Untersuchung des zeitlichen Ganges der Aerosolzusammensetzung wurden im Jahre 1981 insgesamt 8 Proben aus der Klimaanlage der Georgius-Agricola-Bibliothek der Bergakademie gewonnen.

Die Analyse des Materials erfolgte nach einem Druckaufschluss spektralanalytisch durch ICP-Anregung.

4.2.2 Allgemeine chemische Charakteristik der Aerosole aus dem Raum Freiberg

Die Diskussion der chemischen Charakteristik der Aerosole wird am Beispiel der Messergebnisse für das Jahr 1981 (Mess-Stelle: Georgius-Agricola-Bibliothek) vorgenommen.

Um die chemische Zusammensetzung dieser Stäube zu charakterisieren, wurden der Jahresmittelwert 1981 (Tab. 4.2.3) und die Streubreite für die 26 analysierten Elemente in ihrer Relation zu den entsprechenden Clarke-Werten in der Abb. 4.2.2 dargestellt.

Zum Vergleich wurden die Elementgehalte von Aerosolen aus Karlsruhe, BRD (VOGG und HÄRTEL, 1981) und die Jahresdurchschnittswerte 1973 von 7 englischen Stationen (CAWSE, 1974) mit zur Darstellung gebracht.

Eine hohe Anreicherung zeigen übereinstimmend mit den Gehalten der Freiburger Aerosole die Elemente Zink, Arsen, Cadmium. Blei ist in den englischen und Karlsruher Aerosolen sogar noch höher angereichert. Weitere Übereinstimmungen zeigen sich in den Elementen Natrium, Kalium, Mangan, Chrom, Kobalt und Scandium. Eine gewisse Verarmung der Karlsruher Stäube gegenüber den Freiburger Aerosolen liegt für die Elemente Silizium, Aluminium, Eisen, Kalzium, Magnesium, Titan, Barium und Strontium vor. Vanadium und Nickel sind in den englischen und in den Karlsruher Aerosolen sowohl gegenüber der Clarke-Konzentration, als auch gegenüber den Freiburger Aerosolen angereichert.

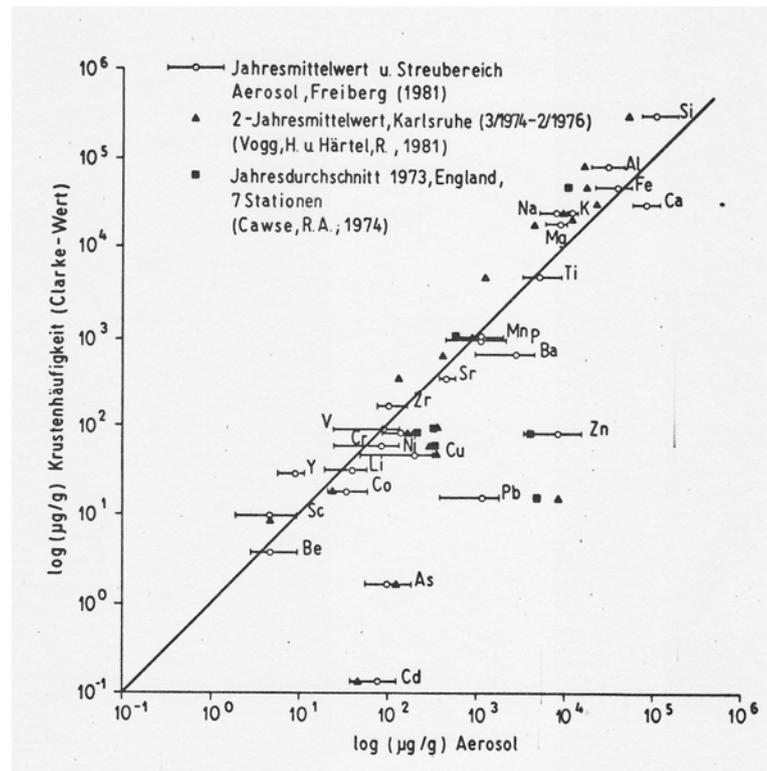


Abb. 4.2.2: Chemische Charakteristik von Aerosolen

Trotz der in den Grundzügen übereinstimmenden chemischen Charakteristik aller dieser Aerosole zeigen sich auch einige Besonderheiten, die einen weiteren Ansatzpunkt zur Interpretation bieten.

So wird zunächst an der Anreicherung von Vanadium und Nickel in den westeuropäischen Aerosolen der Hinweis auf einen größeren Eintrag dieser Elemente aus einer erhöhten Nutzung von Erdölprodukten wahrscheinlich (Nickel und Vanadium werden in charakteristischer Weise in Erdölen angereichert). Die in den Freiburger Aerosolen vorliegende Anreicherung an Silizium, Aluminium, Eisen, Kalzium, Magnesium, Titan, Barium und Strontium gegenüber den westeuropäischen Aerosolen dürfte als Ausdruck eines größeren Eintrages dieser Elemente aufgrund erhöhter Nutzung von Braunkohle als Energiequelle bewertet werden. Im Falle der etwas stärkeren Anreicherung von Kalzium und Barium dürften in Freiberg noch zwei Besonderheiten vorliegen. Die starke Kalziumbetonung der Aerosole des Stadtgebietes Freiberg kann man zwanglos mit dem erhöhten Kalziumeintrag durch Verwitterung eines hohen Anteils an Altbausubstanz erklären. Darüber hinaus ist Kalzium das Element, das bei Verbrennung der Braunkohlen in erheblichem Umfang emittiert wird. Die Bariumbetonung hingegen kann als lokale Besonderheit in der Umgebung einer Bibliothek bewertet werden. Als Quelle kommen die hohen Barytgehalte der verschiedenen Papiersorten, insbesondere der Kunstdruckpapiere in Frage. Es kann aber auch nicht vollständig der Einflussbereich eines weiteren Bariumemittenten ausgeschlossen werden (s. Kapitel 4.2.4).

Von besonderem Interesse für die Beurteilung der lufthygienischen Situation Freibergs, die ja durch den Einfluss der Buntmetallhüttenindustrie mit geprägt wird, ist die Tatsache, dass die Zink-, Arsen- und Cadmiumgehalte des Aerosols in einer Entfernung von ca. 2,0 km vom Emittenten auf Werte abgesunken sind, die sich in ihren Streubereichen mit denen aus Karlsruhe und denen englischer Städte decken. Erstaunlich scheint zunächst auch die Tatsache, dass die Bleigehalte der Aerosole in dieser Entfernung vom Emittenten etwas unter denen englischer und Karlsruher Aerosole liegen. Die hohen Bleiwerte in Karlsruhe werden von VOGG und HÄRTET (1981) eindeutig auf die starke Bleiemission aus Ottomotoren zurückgeführt. Die Möglichkeit, dass dabei kleinere Partikel emittiert werden als aus dem Hüttenprozess und somit eine längere Verweilzeit in der Atmosphäre gegeben ist, kann eine Erklärung für die größere Anreicherung sein.

Insgesamt weisen die Aerosole eine besonders hohe Anreicherung der Elemente Blei, Zink, Arsen und Cadmium aus. Sie bedürfen daher der besonderen umweltgeochemischen und kommunalhygienischen Beachtung und werden deshalb im Rahmen dieser Arbeit in den Sedimentationsstäuben weiter untersucht.

4.2.3 Der jahreszeitliche Gang der Elementkonzentration in Aerosolen

Über jahreszeitliche Schwankungen der Elementgehalte in Umweltstäuben wurde bereits verschiedentlich in der Literatur berichtet. Insbesondere bei Sedimentationsstaubmessungen wurden solche jahreszeitlichen Schwankungen registriert (BREDEL und HERBARTH, 1979), die für eine Reihe von Elementen erhöhte Sedimentationsraten im Winterhalbjahr zeigen. Sie stehen offensichtlich mit der erhöhten Emission dieser Elemente in der Heizperiode im Zusammenhang.

VOGG und HÄRTEL (1981) wiesen solche jahreszeitlichen Schwankungen auch in den Aerosolen nach. Zu den Elementen mit jahreszeitlichen Schwankungen größer 50% gehören nach diesen Autoren: S, Na, Pb, Zn, Br, Mn, V, Cu, Ni, Cr, As, Sb, Se, Cd, J, Co, Ga, W, Ag, Hg, U und Th. Sie wiesen jeweils im Winter die höheren Gehalte in den Aerosolen auf.

Die Ergebnisse der eigenen Untersuchungen sind in der Tabelle 4.2.3 und den Abbildungen 4.2.3.1 bis 4.2.3.3 dargestellt. Danach weisen die 26 untersuchten Elemente alle einen jahreszeitlichen Gang auf. Deutlich lassen sich zwei Gruppen erkennen. So wiesen die Elemente Silizium, Kalzium, Zink, Titan, Barium, Strontium, Kobalt und Beryllium ein deutliches Maximum ihrer Gehalte im Sommer auf. Demgegenüber durchlaufen die Elemente Aluminium, Natrium, Blei, Phosphor, Kupfer, Vanadium, Zirkonium, Arsen, Lithium, Yttrium und Scandium ein deutliches Minimum im Sommer.

Die Elemente Eisen, Magnesium, Mangan, Chrom, Nickel und Cadmium zeigen lediglich im Mai einen Minimalwert an. Diese Erscheinung kann im Zusammenhang mit der starken Erhöhung des Siliziumgehaltes in diesem Mo-

nat stehen. Die Formulierung einer allgemeinen Gesetzmäßigkeit dieser Zusammenhänge kann gegenwärtig noch nicht gegeben werden. Das Absinken der meisten Elementgehalte in den Aerosolen im Sommerhalbjahr steht gewiss auch im Zusammenhang mit einem erhöhten Eintrag geogener Stäube in diesem Zeitraum, was sich vorrangig in der Erhöhung der Siliziumgehalte andeutet. Neben dem erhöhten Eintrag von Elementen aus technogenen und anthropogenen Quellen in der Heizperiode dürften weitere Faktoren bestimmend sein, die die mittlere Verweilzeit der Teilchen in der Atmosphäre beeinflussen.

So wird ein wesentlicher Einfluss des jahreszeitlichen Temperaturverlaufes als weiterer Faktor gesehen, da über den Temperaturverlauf die Dichte der Luft und somit der Auftrieb der Teilchen wesentlich bestimmt wird. Die bei niedrigen Temperaturen höhere Dichte der Luft führt zu höherem Auftrieb der Teilchen und somit zu längeren mittleren Verweilzeiten in der Atmosphäre während des Winterhalbjahres.

Tabelle 4.2.3: Der jahreszeitliche Gang der Elementgehalte von Aerosolen im Raum Freiberg im Jahr 1981. Ort der Probegewinnung: „Georgius-Agricola-Bibliothek“, Bergakademie Freiberg, Konzentrationsangaben in µg/g

	Januar	März	April	Mai	Juni	Sept.	Nov.	Dez.	Jahresmittel
Si	73000	75000	81000	182000	130000	92000	100000	114000	105825
Ca	93000	81000	71000	113000	118000	60000	59000	111000	88250
Fe	57000	52000	49000	22000	54000	36000	40000	30000	42000
Al	28000	29000	30000	20000	21000	46000	47000	35000	32000
K	12100	11800	12500	12800	14100	n.b.	n.b.	n.b.	12660
Na	10500	11100	10700	5700	5200	7500	7400	7700	8225
Mg	10100	10300	9600	6100	9700	10600	10000	10300	9587
Zn	12000	9000	8300	13000	16000	3600	4200	7500	9200
Ti	3850	3450	3425	6920	9000	4220	4800	7045	5338
Ba	3070	2300	1980	4600	4600	1040	1240	4600	2928
Mn	1620	1350	1270	675	2100	926	872	1060	1234
Pb	1228	1714	1926	434	594	1860	1780	1150	1281
P	1090	1070	1140	465	700	2280	2040	1470	1281
Sr	482	469	407	506	638	397	421	537	482
Cu	218	245	242	53	112	344	318	209	217
Cr	195	188	176	89	142	160	169	135	156
V	105	138	136	26	30	132	144	96	100
Ni	101	105	93	26	96	101	141	98	95
Cd	132	87	85	41	128	58	57	46	79
Zr	82	80	92	74	90	162	176	129	110
As	50	50	100	50	50	200	200	100	100
Li	38	45	45	20	24	59	61	47	42
Co	27	26	24	43	61	28	30	38	34
Y	10	10	10	6	7	12	12	9	9,5
Be	3,4	3,0	3,1	6,0	10,2	3,8	4,1	6,0	4,9
Sc	4	4	5	(0)	2	8	9	6	4,7

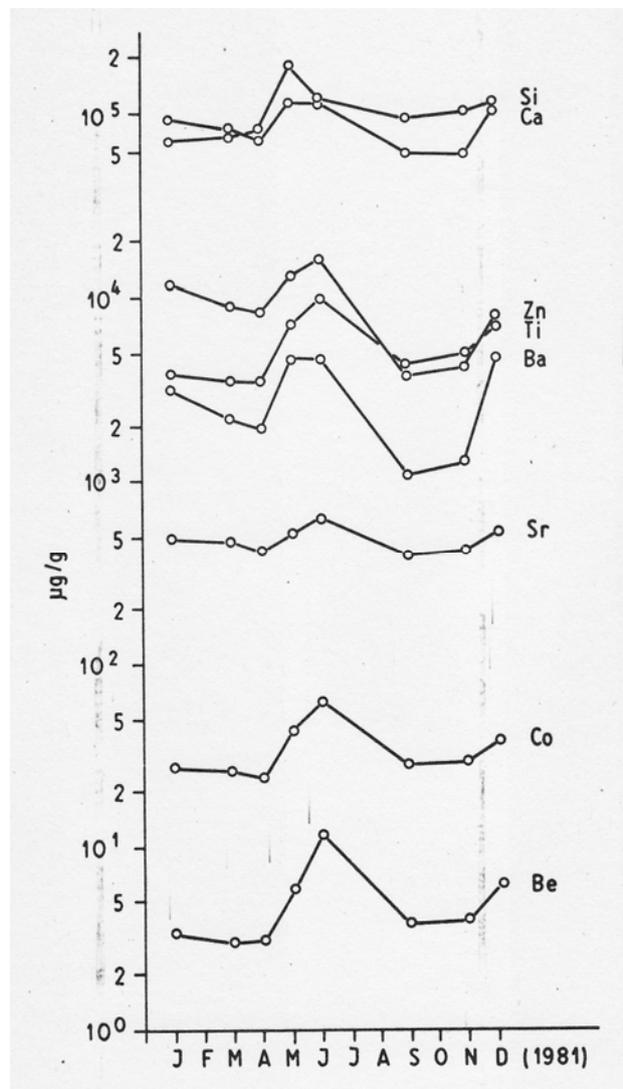


Abb. 4.2.3.1: Der jahreszeitliche Gang der Elementgehalte in Aerosolen. Elemente, die in den Sommermonaten erhöhte Gehalte zeigen.

Die höheren Temperaturen in der Luft in der Nichtheizperiode führen zur Verringerung der Dichte und somit zur Verminderung des Auftriebes, wodurch die mittlere Verweilzeit gleichartiger und gleichgroßer Teilchen vermindert werden dürfte. Höhere Lufttemperaturen dürften gleichzeitig zu intensiveren thermischen Schwingungen der Teilchen führen und die statistische Wahrscheinlichkeit ihres Zusammentreffens erhöhen, wodurch eine Agglomeration zu größeren Teilchenkomplexen begünstigt wird.

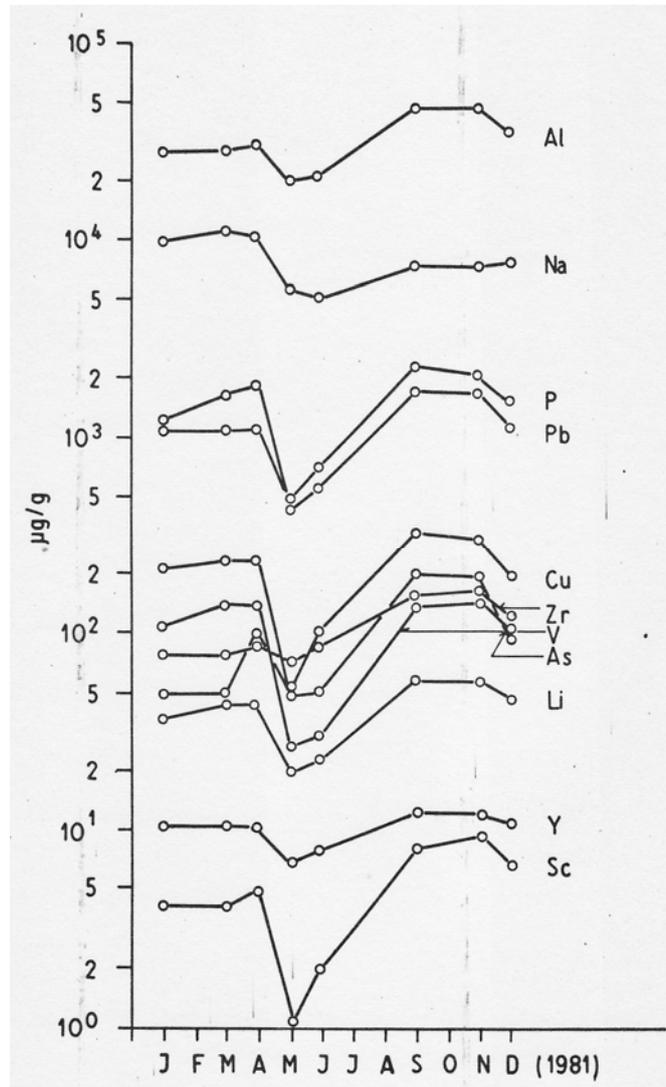


Abb. 4.2.3.2: Der jahreszeitliche Gang der Elementgehalte in Aerosolen. Elemente, die in den Herbst- und Wintermonaten erhöhte Gehalte zeigen.

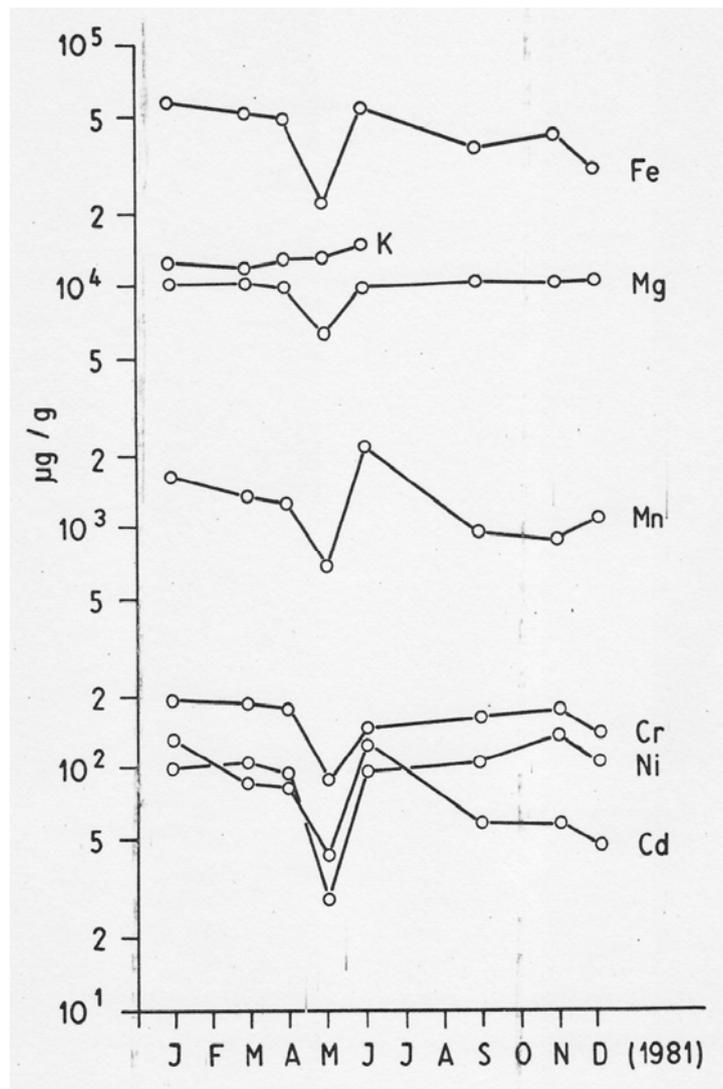


Abb. 4.2.3.3: Der jahreszeitliche Gang der Elementgehalte in Aerosolen. Elemente, die geringen jahreszeitlichen Gang zeigen,

4.2.4 Die territoriale Variabilität der chemischen Zusammensetzung von Aerosolen in der Umgebung von Emittenten

Um die Zusammensetzung der Aerosole in der Umgebung von Emittenten zu untersuchen, wurde auf einem von Nordwest nach Südost verlaufenden 7 km langen Profil an 5 Probenahmepunkten Staub aus der Luft gewonnen, Die Ergebnisse sind in Tabelle 4.2.4 und in den Abbildungen 4.2.4.1 bis 4.2.4.3 dargestellt. Die bisher untersuchten 26 Elemente lassen sich deutlich in 3 Gruppen unterteilen. Die Elemente Zink, Blei, Kupfer, Cadmium, Arsen, Nickel und Kobalt weisen ein deutliches Maximum der Gehalte in unmittelbarer Umgebung der Standorte der Buntmetallhüttenbetriebe auf (Abb. 4.2.4.1). Bereits in ca. 2 km Entfernung vom Emittenten fallen die Gehalte an Blei, Arsen, Kupfer und Nickel auf Werte zurück, die nach dem bisherigen Kenntnisstand als durchaus normal für Aerosole der europäischen Industrielandschaft zu betrachten sind. Das spricht für einen relativ schnellen Austrag der festen Phasen dieser Elemente in unmittelbarer Umgebung der Hüttenbetriebe. Die Zinkgehalte sinken hingegen nach Südosten nicht so schnell ab, was sich für das Jahr 1980 in Übereinstimmung mit den Beobachtungen am Sedimentationsstaub befindet. Nach Nordwesten hin normalisieren sie sich nach ca. 3 km Entfernung, was für eine etwas höhere mittlere Verweilzeit der festen Phasen des Zinks in der Atmosphäre spricht. Auch für die Elemente Cadmium und Kobalt tritt bereits in ca. 3 km Entfernung eine Normalisierung der Gehalte im Aerosol ein.

Einen anderen Verlauf weisen die Elemente Barium, Phosphor und Chrom auf (Abb. 4.2.4.2). Sie sind in den Aerosolen Weißenborns angereichert. Die erhöhten Chromgehalte in Weißenborn können gegenwärtig noch nicht erklärt werden.

Die leichte Erhöhung im Stadtgebiet kann u.U. mit der Lederverarbeitung in einem Betrieb in unmittelbarer Nähe des Probenahmepunktes im Zusammenhang stehen. Die leichte Erhöhung der Phosphorgehalte nach Südosten steht möglicherweise mit dem erhöhten Eintrag durch die Landwirtschaft in Verbindung. Klar ist hingegen die Ursache des erhöhten Bariumgehaltes im Südosten, der auf die Verarbeitung von Baryt (BaSO_4) als Füllstoff in der ortsansässigen Papierfabrik zurückzuführen ist. Die Hauptmenge der Elemente, nämlich Kalzium, Eisen, Aluminium, Kalium, Natrium, Magnesium, Titan, Mangan, Strontium, Zirkonium, Vanadium, Lithium, Yttrium, Scandium und Beryllium zeigen einen ziemlich einheitlichen Verlauf (Abb. 4.2.4.3). Sie nehmen alle in mehr oder weniger ähnlichem Umfang in ihren Gehalten zum Stadtgebiet leicht zu. Als mögliche Ursache für diese leichte Erhöhung im Stadtgebiet kann der Elementeintrag durch erhöhte Nutzung von Braunkohle als Energiequelle angesehen werden. Die starke Erhöhung von Kalzium lässt wie bereits vermerkt auf einen stärkeren Eintrag aus verwitternder Altbaustanz schließen. Die leichte Erhöhung der Siliziumgehalte am nordwestlichen Stadtrand und im südöstlichen ländlichen Bereich spricht für einen erhöhten geogenen Anteil in diesen Bereichen.

Tabelle 4.2.4: Elementgehalte von Aerosolen aus dem Raum Freiberg (1980), Angaben in µg/g (NW-SE-Profil)

Ort	Bibliothek	Werner-Bau	David-Schacht	Muldenhütten	Weißborn
Entfernung vom Emittenten	3,5 km	2,75 km	1,75 km	0 km	3,5 km
Si	150000	84000	109000	85000	118000
Ca	50000	61000	33000	37000	25000
Fe	136000	89000	150000	56000	23000
Al	24000	33000	32000	32000	13000
K	10500	12000	10000	11000	3800
Na	4900	8800	4500	5000	3500
Mg	3900	10200	5800	7300	2300
Zn	5300	12500	22000	30000	30000
Ti	2830	3200	2790	2580	1460
Ba	1560	721	1400	1650	4600
Mn	870	1050	1060	824	300
Pb	309	2500	5740	63000	1714
P	880	1870	1460	2240	1790
Sr	394	490	330	260	281
Cu	136	328	372	2020	120
Cr	116	237	106	130	535
V	44	80	76	88	32
Ni	84	95	83	173	53
Cd	19	41	171	165	57
Zr	70	99	88	90	42
As	50	150	230	4600	50
Li	27	44	43	38	15
Co	22	30	93	43	26
Y	7	12	10	10	3
Be	2,4	2,7	2,5	2,2	1,1
Sc	2	5	4	4	(0,4)

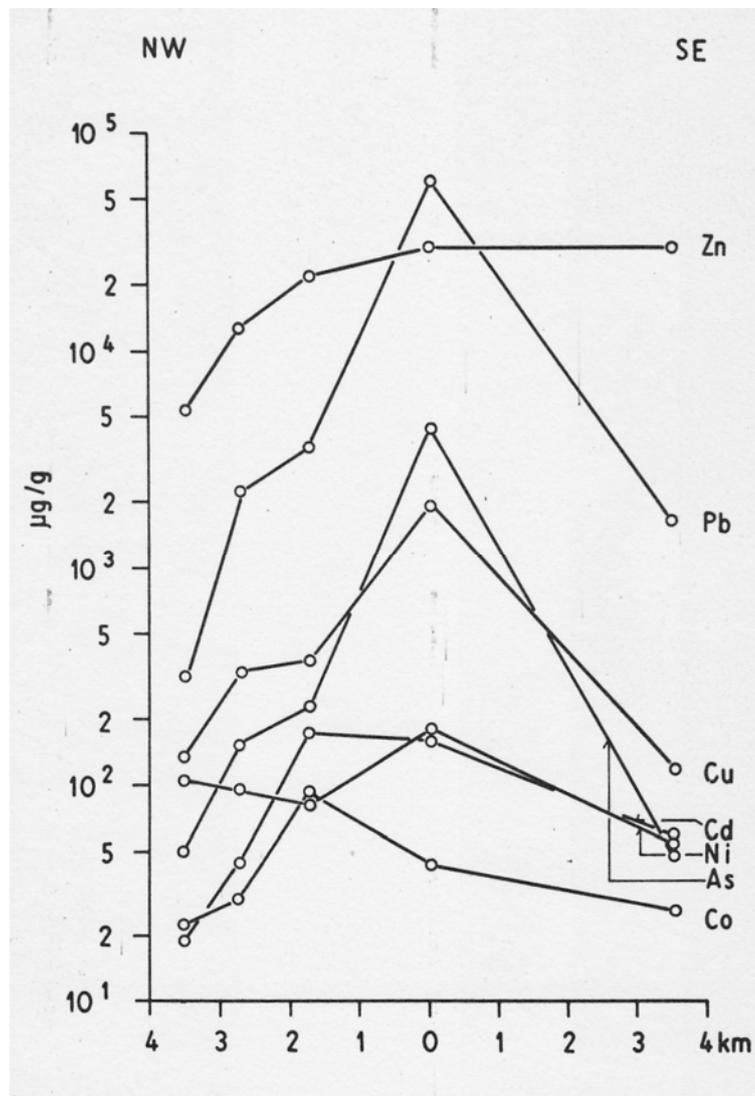


Abb. 4.2.4.1: Elementgehalte der Aerosole in der Umgebung von Buntmetallhütten. NW-SE-Profil. "Hüttenelemente"

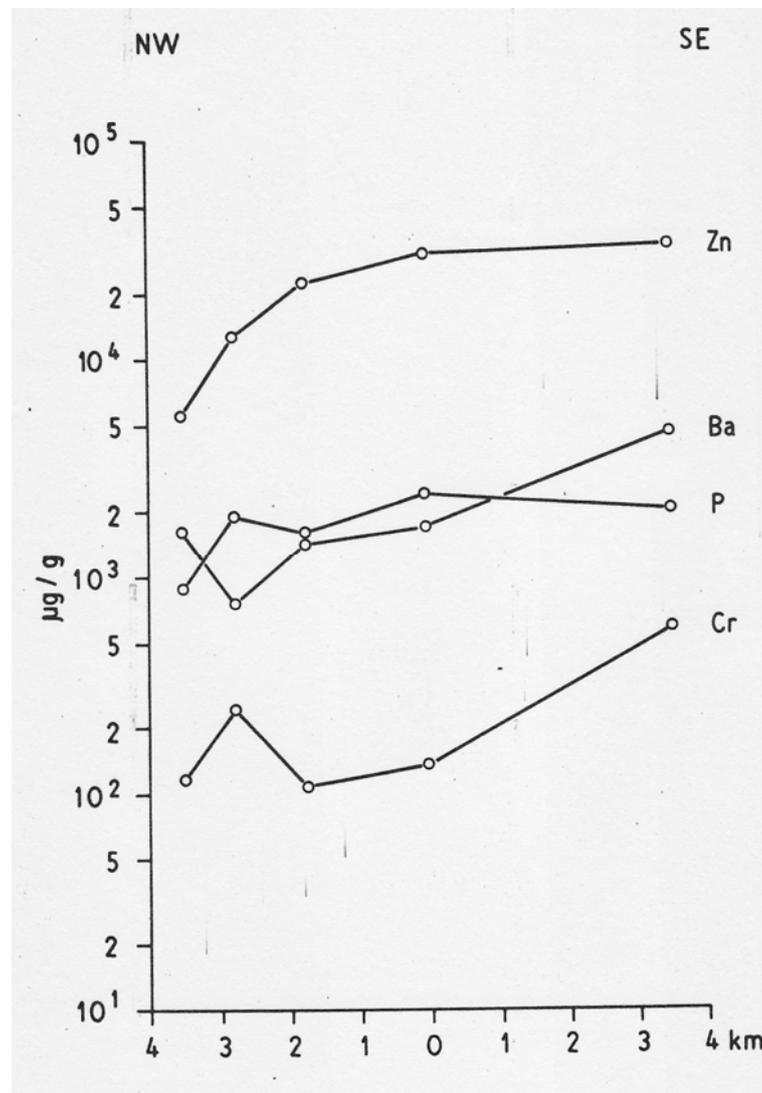


Abb. 4.2.4.2: Elementgehalte der Aerosole in der Umgebung von Buntmetallhütten. NW-SE-Profil. Elemente aus möglichen Emissionen der Papierindustrie, der Lederindustrie und der Landwirtschaft.

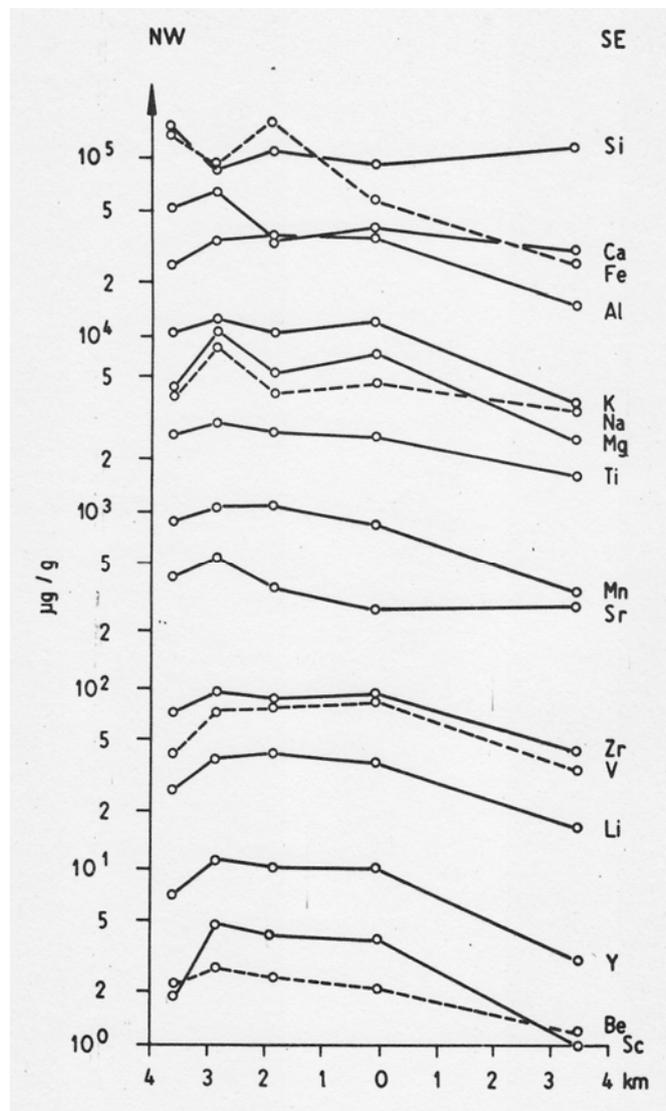


Abb..4.2.4.3: Elementgehalte der Aerosole in der Umgebung von Buntmetallhütten. NW-SE-Profil. „Nichthüttenelemente“

5. Die aerosolgebundenen Elementgehalte der Luft als Ausdruck der "atmosphärischen Last" im Raum Freiberg

5.1 Zum Umfang der Schwebstaubbelastung im Raum Freiberg

Der Schwebstaubgehalt der Luft und dessen an unterschiedliche feste Phasen gebundene Elementinhalt stellt, wie bereits ausgeführt, eine Gleichgewichtskonstante im dynamischen System Emission - Luftpassage -Immission dar.

Messungen der Schwebstaubgehalte und der an sie gebundenen Elementgehalte der Luft sind daher sowohl für die Beurteilung umweltgeochemischer als auch für die Beantwortung kommunalhygienischer Fragestellungen von Bedeutung. Vergleicht man die Schwebstaubgehalte der Luft im Gebiet Freiberg (CUMBROWSKI, 1981) mit anderen Gebieten der DDR (Tabelle 5.1), so ergibt sich die Schlussfolgerung, dass die Staubb Belastung im Freiburger Raum wesentlich unter der des Gebietes Karl-Marx-Stadt und Berlin liegt, ja dass sie sogar noch geringfügig unter der des Gebietes Pasewalk bleibt.

Tabelle 5.1.: Schwebstaubgehalte der Luft (mg/m^3)

Gebiet	Messzeitraum	Anzahl der Messungen	arithmet. Mittelwert	Standardabweichung
Freiberg	1975 - 1978	92	0,086	0,06
Karl-Marx- Stadt	1975 - 1977	82	0,129	0,09
Berlin	1975 - 1977	178	0,109	0,08
Pasewalk	1971-1972 / 1976-1978	25	0,095	0,1
MIK _D			0,15	

Der MIK_D Wert von $0,15 \text{ mg}/\text{m}^3$ wird in Freiberg mit 43% unterschritten. Die relativ niedrige Standardabweichung der Messwerte im Raum Freiberg spricht ferner dafür, dass einzelne Überschreitungen des MIK_D-Wertes seltener vorkommen als in anderen Gebieten.

5.2 Elementgehalte der Luft im Raum Freiberg

Elementgehaltsbestimmungen in der Luft des Raumes Freiberg liegen bisher für die Elemente Blei, Cadmium und Arsen durch Arbeiten von AUERMANN und Mitarbeiter (1976, 1977, 19789 1979 und 1980) vor.

Aus den eigenen Untersuchungen der Elementgehalte in Aerosolen und der Tatsache, dass langjährige Messungen des Gesamtschwebstaubgehaltes der Luft einen gut belegten Mittelwert von $0,086 \text{ mg}/\text{m}^3$ ergaben, ließen sich Jahresmittelwerte der Elementgehalte pro Kubikmeter Luft berechnen, die in

der Tabelle 5.2 zusammengefasst werden. Die so ermittelten Luftgehalte für 26 Elemente sind auf diese Weise mit den in der Literatur häufiger anzutreffenden Angaben vergleichbar und die Luftbelastung des Raumes Freiberg besser einschätzbar. Dabei können die wesentlichen Aussagen, die zu den einzelnen Elementen in den Abschnitten 4.2.2 bis 4.2.4 gemacht wurden, bestätigt werden. Aus diesem Grund sollen hier lediglich die für die weiteren Untersuchungen ausgewählten Elemente Blei, Zink, Cadmium und Arsen besprochen werden.

Tabelle 5.2: Elementgehalte der Luft im Raum Freiberg in ng/m³ für das Jahr 1980

Ort	Bibliothek	Werner-Bau	David-Schacht	Muldenhütten	Weißborn
Entfernung vom Emittenten	3,5 km	2,75 km	1,75 km	0 km	3,5 km
Si	12900	7724	9374	7310	10148
Ca	4300	5246	2838	3182	2150
Fe	11690	7654	12917	4816	1978
Al	2060	2838	2752	2752	1118
K	900	1032	860	946	326
Na	420	756	387	430	301
Mg	335	877	499	627	197
Zn	455	1075	1892	2580	2580
Ti	243	275	240	221	125
Ba	134	62	120	142	395
Mn	74	90	91	70	25
Pb	26	193	321	5418	147
P	75	160	125	192	154
Sr	33	42	28	22	24
Cu	11	28	32	173	10
Cr	10	20	9	11	46
V	3	6,8	6,5	7,5	2,7
Ni	7	8,2	7,1	14,8	4,5
Cd	1,6	3,5	14,7	14,2	4,9
Zr	6,0	8,5	7,5	7,7	3,6
As	4,3	12,9	19,8	395	4,3
Li	2,3	3,8	3,7	3,2	1,3
Co	0,1	2,6	8,0	3,7	2,2
Y	0,6	1,0	0,8	0,8	0,2
Be	0,2	0,2	0,2	0,2	0,09
Sc	0,17	0,4	0,3	0,3	(n.b.)

5.2.1 Die Bleigehalte der Luft

Im internationalen Rahmen gehört Blei zu den Elementen, die am stärksten aus der Sicht des Umweltschutzes untersucht sind. In der Tabelle 5.2.1 sind die im Rahmen dieser Arbeit berechneten Werte mit Werten von AUERMANN für das Jahr 1978 und Werten aus der Literatur verglichen.

Für das Stadtgebiet Freiberg besteht zu den Werten von AUERMANN eine hinreichend gute Übereinstimmung; für den unmittelbaren Emittentenbereich Muldenhütten wurde ein Wert ermittelt, der eine Zehnerpotenz höher liegt als der von AUERMANN für 1978 bestimmte.

Im Vergleich zu den internationalen Werten kann man die Bleigehalte der Luft des Jahres 1980 im Stadtgebiet Freiberg als im Bereich des Grundpegels städtischer Luft ansehen. Im unmittelbaren Emittentenbereich Muldenhütten hingegen stellen die Bleigehalte der Luft internationale Spitzenwerte dar. Das schnelle Absinken der Luftbleigehalte in der Umgebung des Emittenten spricht für einen schnellen Austrag des Bleis aus der Atmosphäre.

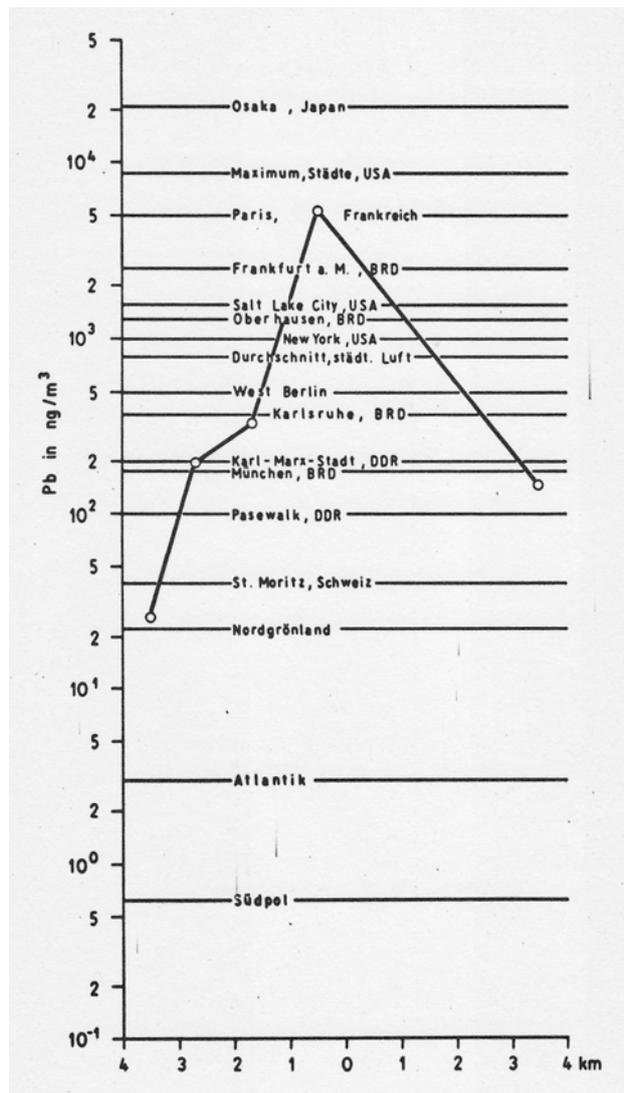


Abb. 5.2.1: Die Bleigehalte der Luft im Jahr 1980 auf einem NW – SE - Profil im Raum Freiberg, verglichen mit entsprechenden Werten verschiedener anderer Gebiete

Tabelle 5.2.1: Bleigehalte der Luft (ng/m³)

Ort, Jahr	(Spannbreite)	Durchschnitt	Autor, Jahr
Freiberg, Bibliothek, 1980		26	diese Arbeit
Freiberg, Bibliothek, 1981	(44 - 138)	110	diese Arbeit
Freiberg, Werner-Bau, 1980		193	diese Arbeit
Freiberg, David-Schacht, 1980		321	diese Arbeit
Muldenhütten, 1980		5418	diese Arbeit
Weißborn, 1980		147	diese Arbeit
Freiberg, 1978	(max. 900)	360	AUERMAN, 1981
Muldenhütten, 1978	(max. 1400)	520	AUERMAN, 1981
Karl-Marx-Stadt	(max. 600)	200	AUERMAN, 1981
Pasewalk		100	AUERMAN, 1981
Durchschnitt, DDR		290 -920	AUERMAN, 1977
Südpol	(0,19 - 11,2)	0,63	ZOLLER u.a. 1974
Nordpazifik		1	CHOW u.a., 1969
Hawaii		1,5	RANCITELLI u.a., 1974
Oahu, Hawaii	(0,3 - 13)	3	HOFFMANN u.a., 1972
Soltuna, Curacao		18	SANHUEZA u.a., 1982
Nordgrönland		22	RANCITELLI u.a., 1974
Tahiti, 1973 - 1975		30	LOUVI u. a. ,1978
St. Moritz, Schweiz, 1973		40	SARTORIUS u.a.,1977
Piscadera, Curacao		54	SANHUEZA u.a.,1982
Labe Winderzner, England, 1971		87	PEIRSON u.a.,1973
Buena Vista, Curacao		89	SANHUEZA u.a.,1982
Bordeaux, Frankreich, 1973-1975		100	LOM ¹ u.a.,1978
Kleiner Feldberg/Ts., BRD, 1973		200	SARTORIUS u.a.,1977
Hamburg, BRD, 1980		240	DANNECKER u.a.,1981
Karlsruhe, BRD, 1974-1976	(216 - 602)	372	VOGG u.a.,1981
Westberlin, 1979		370	HEITS u.a.,1982
Wishi, Curaiao		440	SANHUEZA u.a.,1982
Orsay, Frankreich, 1973-1975		620	LOUW u.a.,1978
Ruhrgebiet, BRD, 1977		620	ZICHA u.a.,1980
New York, USA		997	RANCITELLA u.a., 1974
Krakow, VR Polen, 1975		200 - 1000	LOUW u.a., 1978
Britische Städte		200 - 1400	GORDON u.a., 1973
Essen, BRD		1090	PRINZ u.a., 1978
Essen, BRD		1500	PRINZ u.a., 1978
Oberhausen, BRD, 1976		1360	PRINZ u.a., 1978
Duisburg, BRD, 1975		1430	PRINZ u.a., 1978
Paris, Frankreich, 1973-1975		140	LOUW u.a., 1978
Salt Lake City, USA		1567	RANCITELLI u.a., 1974
Sydney, Australien, 1967	(600 – 4800)	1900	CLEARY, 1970
Cambridge, Mass., USA		100 - 2200	LININGER u.a., 1966
Frankfurt/M., Wohngebiet, 1973		900	SARTORIUS u.a., 1977
Frankfurt/M., Zentrum, 1973		100 - 2200	SARTORIUS u.a., 1977
Paris, Frankreich, 1979		4200 - 7600	VIELLARD, 1981
Paris, Frankreich, 1978		6300 - 9400	VIELLARD, 1981
Osaka, Japan, Feb. 1969		21000 - 26000	CLEARY, 1970
Osaka, Japan, Jul, 1969		6000 - 37000	CLEARY, 1970
Pretoria, Südafrika, 1976		2600	LOUW u.a., 1978
Durchschnitt, USA, 1964-1965		790	MORGAN u.a., 1970
Durchschnitt, Städte, USA		1100	MORGAN u.a., 1970
Maximum, Städte, USA		8600	MORGAN u.a., 1970

5.2.2 Die Zinkgehalte der Luft

Im Gegensatz zum Blei liegen für Zink nur wenige internationale Vergleichswerte vor (Tabelle 5.2.2). Insgesamt muss man die Zinkgehalte der Luft im Stadtgebiet Freiberg als relativ hoch einschätzen. Im Bereich des Emittenten liegen die Zinkgehalte der Luft noch über den in der Literatur angegebenen Spitzenwerten. Der langsamere Abfall der Gehalte mit zunehmender Entfernung zum Emittenten spricht im Vergleich zum Blei für eine höhere mittlere Verweilzeit des Zinks in der Atmosphäre.

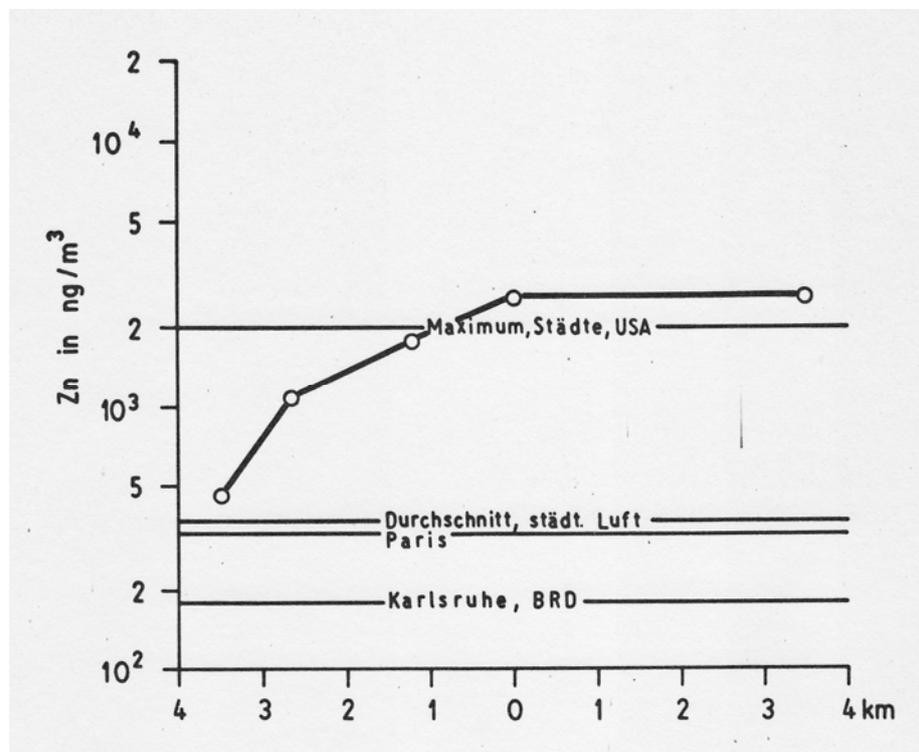


Abb. 5.2.2: Die Zinkgehalte der Luft des Jahres 1980 auf einem NW-SE-Profil im Raum Freiberg, verglichen mit entsprechenden Werten verschiedener anderer Gebiete

Tabelle 5.2.2.: Zinkgehalte der Luft (ng/m³),

Ort, Jahr	(Spannbreite)	Durchschnitt	Autor, Jahr
Freiberg, Bibliothek, 1980		455	diese Arbeit
Freiberg, Bibliothek, 1981	639 – 1247	791	diese Arbeit
Freiberg, Werner-Bau, 1980		1075	diese Arbeit
Freiberg, David-Schacht, 1980		1892	diese Arbeit
Muldenhütten, 1980		2580	diese Arbeit
Weißborn, 1980		2580	diese Arbeit
Bordaux, Frankreich, 1973 - 1975		30	LOUW u.a., 1978
Ruhrgebiet, 1976		110	SPÖHR u.a., 1981
Karlsruhe, BRD, 1974-1976	(71 - 362)	180	VOGG u.a., 1981
Hamburg, BRD, 1980		200	DANNECKER u.a., 1981
Pretoria, Südafrika, 1976		200	LOUW u.a., 1978
Orsay, Frankreich, 1973-1975		240	LOUW u.a., 1978
Boston, USA		260	BOWEN, 1966
Paris, Frankreich, 1973-1975		350	LOUW u.a., 1978
Krakow, VR Polen, 1975		200 - 1000	LOUW u.a., 1978
Louvain, Belgien, 1975		500 - 2000	LOUW u.a., 1978
Britische Städte		70 - 500	GORDON u.a., 1973
Nordamerikanische Städte		200 - 2000	BOWEN, 1966
Durchschnitt, städtische Luft		359	HARRISON u.a., 1971

5.2.3 Die Cadmiumgehalte der Luft

Cadmium gehört zu den Elementen, die international sehr umfangreich bearbeitet wurden, folglich liegt auch die größte Anzahl von Vergleichswerten vor. Die im Rahmen dieser Arbeit ermittelten Cd-Gehalte der Luft für 1980 bzw. 1981 befinden sich in sehr guter Übereinstimmung mit den von AUERMANN (1978-1981) im Freibergener Raum gemessenen Werten.

Die höchsten Gehalte werden im Fall des Cadmiums in Emittentennähe gemessen. Als Emittent tritt im Wesentlichen die Rückständenanlage der Zinkhütte auf. Im Stadtbereich liegen die Werte etwa im Normalpegel der als Durchschnitt anzusehenden Werte für Stadtluft bzw. übersteigen diesen leicht. Im Emittentenbereich wird dieser Wert um das ca. 7-fache überschritten und erreicht damit Gehalte, die für städtische Ballungsgebiete bzw. für den Durchschnitt in der BRD, 1971, typisch sind. Im Vergleich zu international gemessenen Werten muss man die Cadmiumgehalte der Luft selbst im unmittelbaren Emittentenbereich als relativ niedrig einschätzen (s. Tabelle 5.2.3)

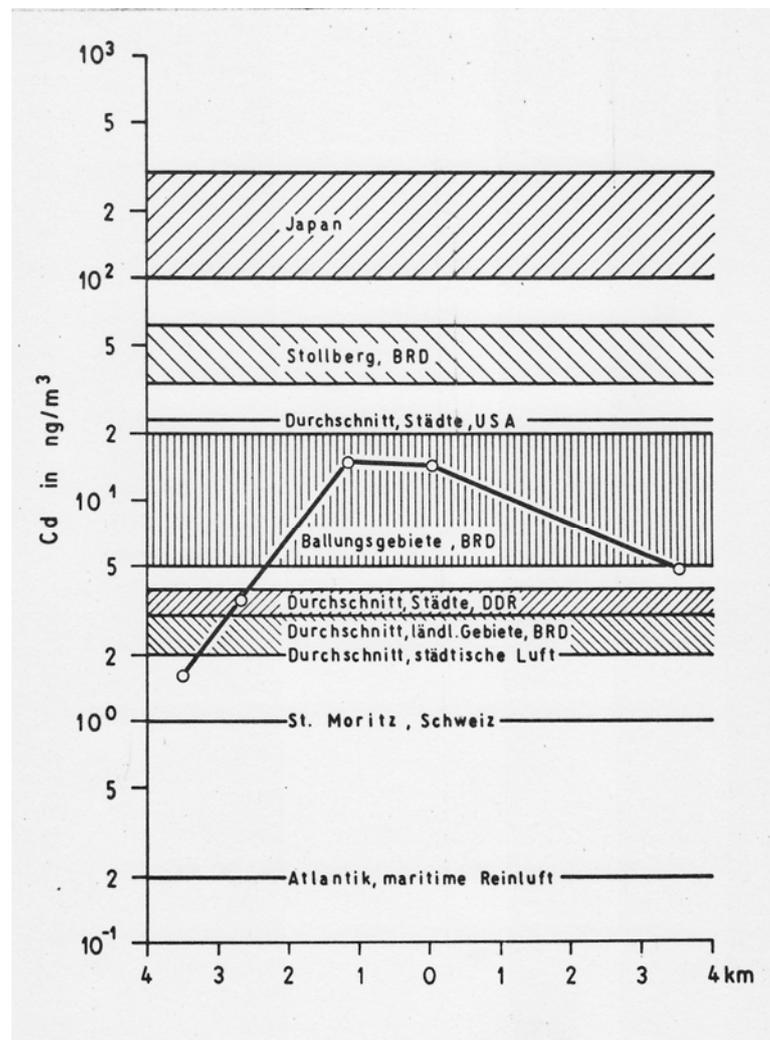


Abb. 5.2.3: Die Cadmiumgehalte der Luft des Jahres 1980 auf einem NW-SE-Profil im Raum Freiberg, verglichen mit entsprechenden Werten verschiedener anderer Gebiete

Tabelle 5.2.3: Cadmiumgehalte der Luft (ng/m³)

Ort, Jahr	(Spannbreite)	Durchschnitt	Autor, Jahr
Freiberg, Bibliothek, 1980		1,6	diese Arbeit
Freiberg, Bibliothek, 1981	(6,6 – 7,2)	6,8	diese Arbeit
Freiberg, Werner-Bau, 1980		3,5	diese Arbeit
Freiberg, David-Schacht, 1980		14,7	diese Arbeit
Muldenhütten, 1980		14,2	diese Arbeit
Weißborn, 1980		4,9	diese Arbeit
Freiberg	(1 – 130)	7	AUERMANN u.a., 1978
Freiberg, 1978		11	AUERMANN, 1981
Muldenhütten, 1978		14	AUERMANN, 1981
Karl-Marx-Stadt		3	AUERMANN, 1981
Pasewalk		2	AUERMANN, 1981
Durchschnitt, DDR	3 – 4		AUERMANN, 1977
Berlin		4,3	CUMBROWSKI, 1981
Pasewalk		3	VOGG u.a., 1981
Karl-Marx-Stadt		4	CUMBROWSKI, 1981
Nord Norwegen		0,1	in: FÖRSTNER, 1980
Atlantik, maritime Reinluft		0,1	SARTORIUS u.a., 1977
Schweizer Alpen		0,28	in: FÖRSTNER, 1980
Erlangen		1,5	LARSSON, 1973
St. Moritz, Schweiz, 1973		1	SARTORIUS u.a., 1977
Karlsruhe, BRD, 1974-1976	(0,4 – 4,1)	1,9	VOGG u.a., 1981
Paris, 1976	(0,4 – 40,4)	2,8	in: CUMBROWSKI, 1981
Durchschnitt, USA, 1964-1965		2	KLOKE, 1974
Durchschnitt, BRD, 1971		15	SARTORIUS u.a., 1977
Durchschnitt, BRD, ländliche Gebiete, 1977	2 - 3		SARTORIUS u.a., 1977
Durchschnitt, BRD, Ballungsgebiete, 1977	5 - 20		SARTORIUS u.a., 1977
Emittentennähe, BRD, 1977		60	SARTORIUS u.a., 1977
Durchschnitt, Großstädte, USA		23	WHO, 1972
München		6,9	in: FÖRSTNER, 1980
Stockholm		5	FRIBERG u.a., 1971
Tokio	10 - 53		in: FÖRSTNER, 1980
Stollberg, BRD, 1974		22	in: CUMBROWSKI, 1981
Stollberg, BRD, 1974	(33 – 61)	45	in: CUMBROWSKI, 1981
Tel-Aviv, Israel, 1979	(20 – 70)	34	in: CUMBROWSKI, 1981
Ruhrgebiet, BRD, 1974	9 - 56		in: CUMBROWSKI, 1981
El Paso, USA		120	in: FÖRSTNER, 1980
Ghent, Belgien, 1973	10 - 200		in: CUMBROWSKI, 1981
Liege, Belgien, 1976		510	in: CUMBROWSKI, 1981
Japan	100 - 300		WHO, 1972
Emittentennähe, Schweden	300 - 600		FRIBERG u.a., 1971
Durchschnitt, städtische Luft		2	RAHN, 1976

5.2.4 Die Arsengehalte der Luft

Die im Rahmen dieser Arbeit ermittelten Arsengehalte der Luft weisen keine Übereinstimmung mit den von AUERMANN (1977 und 1980) für den Freiburger Raum auf. Die neu mitgeteilten Werte repräsentieren den aerosolgebundenen Arsenanteil. Aufgrund der Probenahmetechnik stellen die höheren Werte AUERMANNs den Gesamtarsengehalt dar. Daraus wird geschlussfolgert, dass ein erheblicher Arsenanteil gasförmig in der Atmosphäre vorliegt. Vergleicht man mit internationalen Werten, die aufgrund der Probenahmetechnik eindeutig als aerosolgebundener Anteil ausgewiesen sind, so kann man für das Stadtgebiet Freiberg Übereinstimmung mit den Werten für Karlsruhe, BRD, feststellen. Gegenüber dem Durchschnitt für städtische Luft liegt im Bereich des Emittenten eine mehr als 8-fache Erhöhung vor (s. Tabelle 5.2.4.).

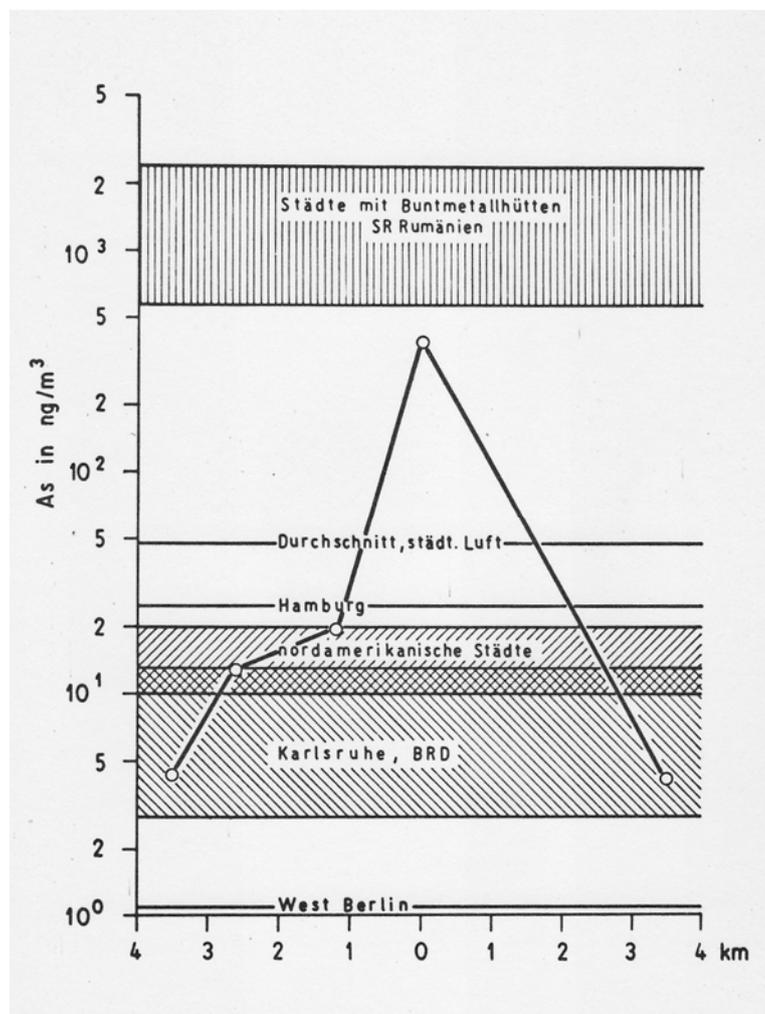


Abb. 5.2.4: Die Arsengehalte der Luft des Jahres 1980 auf einem NW-SE-Profil im Raum Freiberg, verglichen mit entsprechenden Werten verschiedener anderer Gebiete

Tabelle 5.2,4.: Arsengehalte der Luft (ng/m³)

Ort, Jahr	(Spannbreite)	Durchschnitt	Autor, Jahr
Freiberg, Bibliothek, 1980		4,3	diese Arbeit
Freiberg, Bibliothek, 1981		8,6	diese Arbeit
Freiberg, Werner-Bau, 1980		12,9	diese Arbeit
Freiberg, David-Schacht, 1980		19,8	diese Arbeit
Muldenhütten, 1980		395	diese Arbeit
Weißborn, 1980		4,3	diese Arbeit
Freiberg	200 - 1500		AUERMANN u.a., 1977
Freiberg, 4 km v. Emittenten, 1. Messjahr		300	AUERMANN, 1980
Freiberg, 2 km v. Emittenten, 1. Messjahr		1100	AUERMANN, 1980
Freiberg, 0,8 km v. Emittenten, 1. Messjahr		900	AUERMANN, 1980
Freiberg, 0,4 km v. Emittenten, 1. Messjahr		700	AUERMANN, 1980
Freiberg, 0,02 km v. Emittenten, 1. Messjahr		1400	AUERMANN, 1980
Karlsruhe, BRD, 1974-1976	2,8 - 13		VOGG u.a., 1981
Hamburg, 1980		20	DANNECKER u.a., 1981
Westberlin, 1979		1	MEITS u.a., 1982
Nordamerikanische Städte	10 - 20		BOWEN, 1966
Britische Städte	10 - 200		GORDON u.a., 1973
Durchschnitt, englische Städte	43 - 162		GOULDEN u.a., 1952
Rumänien, Städte ohne Hüttenindustrie	0 - 50		GHELBERG u.a., 1980
Rumänien, Städte mit Buntmetallhütten	570 - 2370		GHELBERG u.a., 1980
Durchschnitt, städtische Luft			RAHN, 1976
MIK _D , DDR		3000	Gesetzbl. DDR I(1979)31

6. Der Elementaustrag aus der Atmosphäre und seine Widerspiegelung in den Sedimentationsraten von Blei, Zink, Cadmium und Arsen

6.1 Das Sedimentationsstaubmessnetz im Raum Freiberg

Grad und Umfang der Elementbelastungen eines Gebietes, die zur Veränderung der Geochemie einer Landschaft führen, lassen sich zwar durch Untersuchung der Aerosole und Elementgehalte der Luft einschätzen, ein vollständigeres Bild wird allerdings erst durch Untersuchung der Sedimentationsverhältnisse gegeben.

Die Elementgehalte der Luft charakterisieren lediglich das Maß der Störung des Gleichgewichtes zwischen Elementeintrag und Elementaustrag aus der Atmosphäre. Hoher Elementeintrag bei gleichzeitig hohem Elementaustrag führt zwar zu niedrigen Elementgehalten der Luft, aber gleichzeitig zu beachtlichen Veränderungen der Geochemie einer Landschaft.

Die Untersuchungen an den Aerosolen des Raumes Freiberg wiesen schon darauf hin, dass bei den technogen emittierten Elementen mit einem relativ schnellen Austrag aus der Atmosphäre gerechnet werden muss. Um den Elementaustrag aus der Atmosphäre und die Flächenbelastung im Raum Freiberg zu untersuchen, stand für die vorgelegte Arbeit das Sedimentationsstaubmessnetz des Bergbau- und Hüttenkombinates Albert Funk zur Verfügung.

Seit dem Jahr 1971 werden Sedimentationsstaubanalysen regelmäßig vom BHK Albert Funk durchgeführt. Beginnend ab August 1974 existiert ein Messnetz, welches ein Kontrollgebiet von ca. 100 km² Fläche mit 24 Messpunkten erfasst. Die Probenahme und Analytik erfolgte nach der Richtlinie für Staubsedimentationsmessungen des Ministeriums für Gesundheitswesen der DDR vom 1.11.1963 bzw. nach der Richtlinie: Bestimmung von Sedimentationsstaub, Kapitel 9, Lfd.Nr. 2, vom 1.1.1977.

Bei der Naßauffangmethode wird im Laufe eines Monats sowohl der trockene, als auch nasse Niederschlag gesammelt, d.h. es wird der gesamte Elementaustrag erfasst. Der in der Richtlinie und in der Literatur für diese Methode verwendete Begriff "Sedimentationsstaubanalyse" erscheint daher als nicht ganz exakte Bezeichnung, er wird aber im Rahmen dieser Arbeit weiter verwendet.

Die Elementbestimmung erfolgte mittels Atomabsorptionsspektalanalyse im Labor des VEB BHK Albert Funk. Bis Ende 1980 gelangten im Rahmen der vorgelegten Arbeit ca. 6500 Messwerte zur Auswertung.

Im Ergebnis dieser Auswertung sind Karten im Maßstab 1:50.000 entstanden, die die Sedimentationsraten in Form von Isolinien darstellungen der Elemente Blei, Zink, Cadmium und Arsen für die Jahre 1974 bis 1980 wiedergeben.

In den Abbildungen 6.1.1 und 6.1.2 werden hier zwei typische Beispiele gezeigt.

Auf der Grundlage der Karten kann das Ausbreitungsverhalten der Elemente in der Umgebung der Emittenten und der Grad der Belastung des Gebietes eingeschätzt werden.

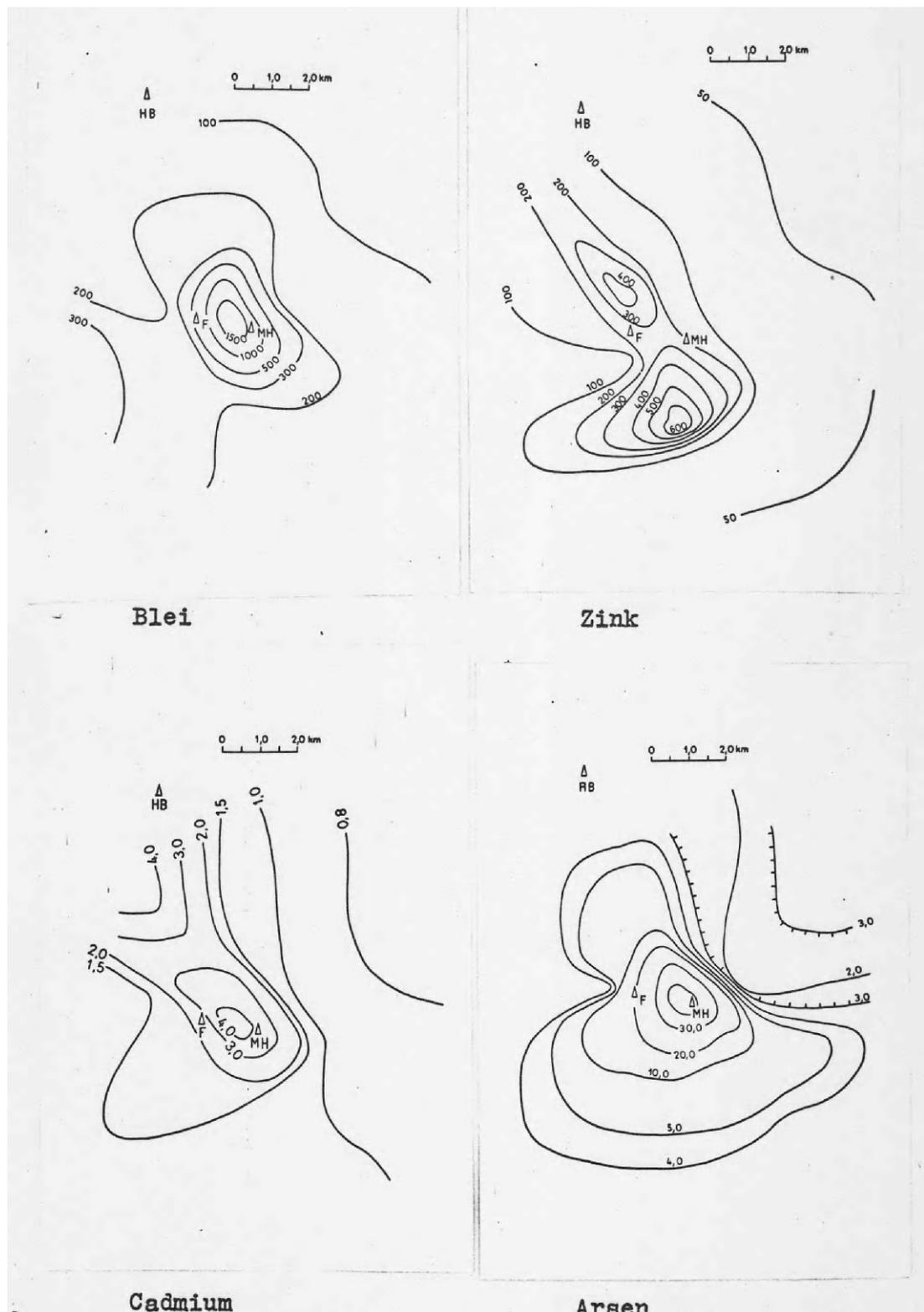


Abb. 6.1.1: Sedimentationsraten von Pb, Zn, Cd und As (mg/m^2 und 30 Tage) für das Jahr 1979 im Raum Freiberg (HB: Halsbrücke, F: Hütte Freiberg, MH: Muldenhütten)

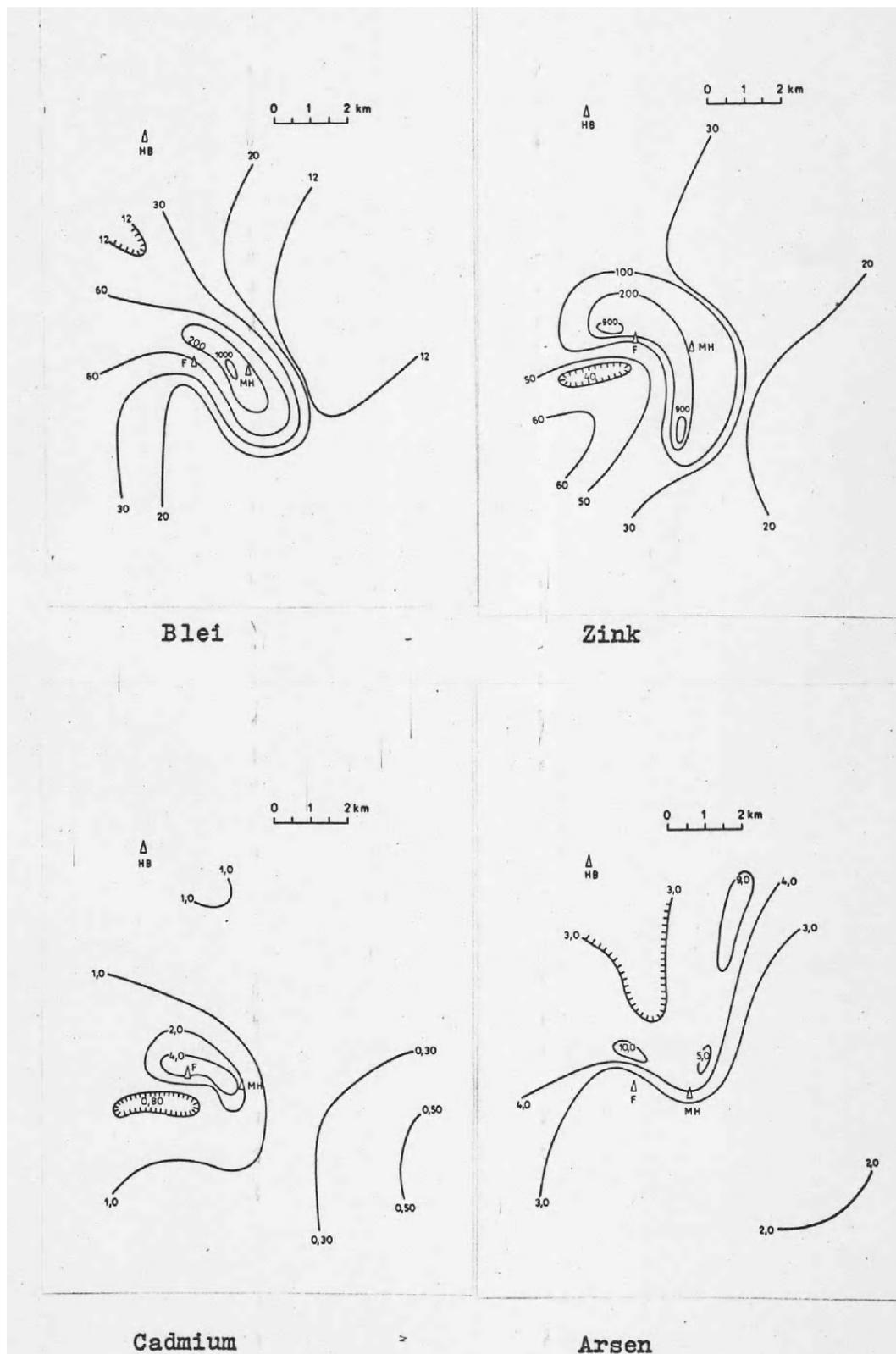


Abb. 6.1.2: Sedimentationsraten von Pb, Zn, Cd und As (mg/m² und 30 Tagen) Messzeitraum: 12.3. – 16.4.1980 (HB: Halsbrücke, F: Hütte Freiberg, MH: Muldenhütten)

6.2 Das Ausbreitungsverhalten schwermetallführender Umweltstäube und dessen Widerspiegelung in den Sedimentationsstaubanomalien

6.2.1 Der Einfluss der Orographie des Geländes auf die Lage der Anomalien

Lage und Form der Anomalien der monatlichen Sedimentationsraten (in $\text{mg/m}^2 \cdot 30 \text{ d}$) in der Umgebung der Emittenten des Raumes Freiberg (Hütte Muldenhütten und Hütte Freiberg) weisen trotz großer Variabilität eine Reihe allgemeiner Züge auf. So überwiegen hinsichtlich der Lage der Hauptachse der Anomalien die Fälle mit einer Nordwest-Südost-Orientierung. Nach Süden hin sind in Übereinstimmung mit dem Höhenanstieg des Geländes die Anomalien meist geschlossen, während sie nach Norden bzw. Nordwesten meist geöffnet sind. Die Auswertung einer Vielzahl von solchen Karten der Sedimentationsraten lässt erkennen, dass der Verlauf der Höhenlinien zwischen 440 und 470 m über NN einen gewissen bestimmenden Einfluss auf Lage und Form der Anomalien hat.

6.2.2 Der Einfluss der Windrichtung auf die Lage der Anomalien

Um die Abhängigkeit der Lage und Form der Anomalien von den Windrichtungen zu untersuchen, wurden die kontinuierlich registrierten Aufzeichnungen des Windmessers des BHK Albert Funk, der im Bereich der Hütte Freiberg installiert ist, ausgewertet.

Die Ergebnisse sind in der Abb. 6.2.2 für die Jahre 1976 - 1979 zusammengefasst.

Es muss die weit verbreitete Ansicht revidiert werden, dass im Untersuchungsgebiet Westwinde dominieren.

Eindeutige Zusammenhänge zwischen der Dominanz von Windrichtungen und Lage und Form der Anomalien lassen sich in Auswertung der Karten nicht erkennen. Die Dominanz von Südwinden im Jahre 1976 widerspiegelt sich z.B. nicht in einer zu erwartenden Auslenkung der Anomalien nach Norden. Lediglich für das Jahr 1978 kann festgestellt werden, dass die Zunahme der Häufigkeiten von West- und Südwestwinden zu einer Auslenkung der Anomalien von Blei, Cadmium und Arsen nach Osten geführt hat. Im Nahbereich der Emittenten lässt sich also nur ein schwach ausgeprägter Zusammenhang zwischen Windrichtungen und Lage der Anomalie erkennen.

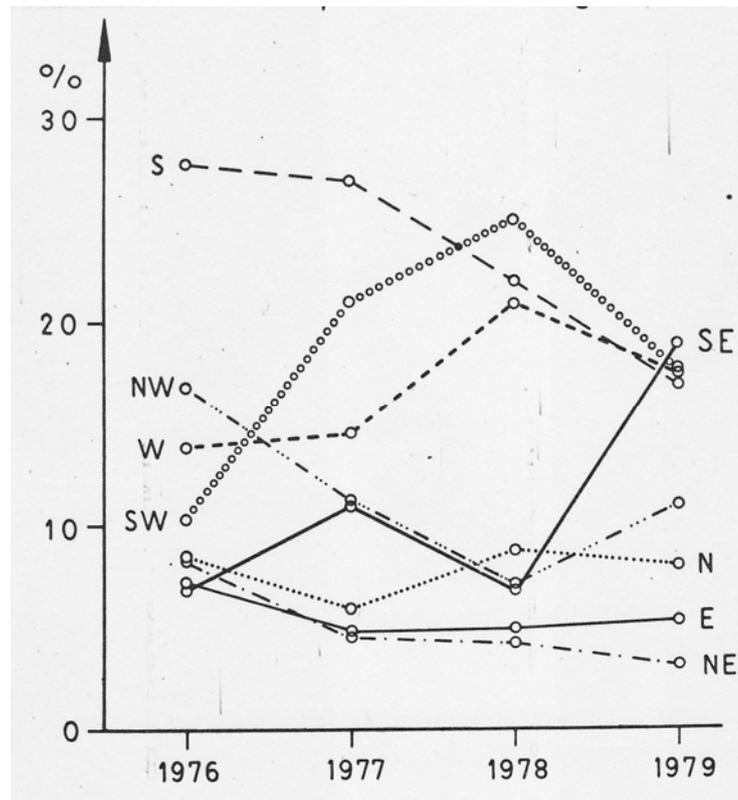


Abb. 6.2.2: Häufigkeit der Hauptwindrichtungen im Raum Freiberg

6.2.3 Der Einfluss der Windgeschwindigkeiten auf die Höhe der Sedimentationsraten

Die unterschiedlichen Häufigkeiten der Windgeschwindigkeiten haben einen sehr hohen Einfluss auf die Sedimentationsraten. In Tabelle 6.2.3 sind die entsprechenden Ergebnisse für einzelne Messzeiträume im Jahre 1980 zusammengefasst. Durch Korrelationsanalyse konnten folgende Zusammenhänge belegt werden:

Für die Arsensedimentation besteht ein linearer Zusammenhang zur Häufigkeit der Windgeschwindigkeiten von 0-1 m/s (Abb. 6.2.3.1). Je größer der Anteil dieser niedrigen Windgeschwindigkeit ist, umso höher ist die Sedimentationsrate. Daraus ergibt sich, dass Arsen bereits bei Windgeschwindigkeiten ab 2 m/s und größer in erheblichem Umfang aus dem Untersuchungsraum abgeführt wird. Für Cadmium besteht ein linearer Zusammenhang zwischen Sedimentationsraten und der Häufigkeit der Windgeschwindigkeiten zwischen 0 und 2 m/s (Abb. 6.2.3.2). Cadmium wird also bei Windgeschwindigkeiten ab 3 m/s und größer in beachtlichem Umfang aus dem Untersuchungsgebiet ausgeführt. Die sedimentierten Bleimengen weisen einen linearen Zusammenhang zur Häufigkeit der Windgeschwindigkeiten zwischen 0 und 5 m/s auf (Abb. 6.2.3); es wird bei Windgeschwindigkeiten ab 6 m/s

und größer in erheblichem Umfang aus dem Untersuchungsgebiet ausgeführt. Für die mittlere Verweilzeit der Elemente in der Atmosphäre wird daraus geschlussfolgert, dass sie vom Blei über Cadmium zum Arsen anwächst. Für Zink ließen sich solche Zusammenhänge bisher nicht nachweisen. Teilweise zeigte sich eine leichte Erhöhung der Zinksedimentation bei höheren Windgeschwindigkeiten. In diesem Fall ist anzunehmen, dass andere Quellen des Zinkeintrages eine Rolle spielen. Hier wird speziell mit Abwehungen von alten Bergbauhalden gerechnet.

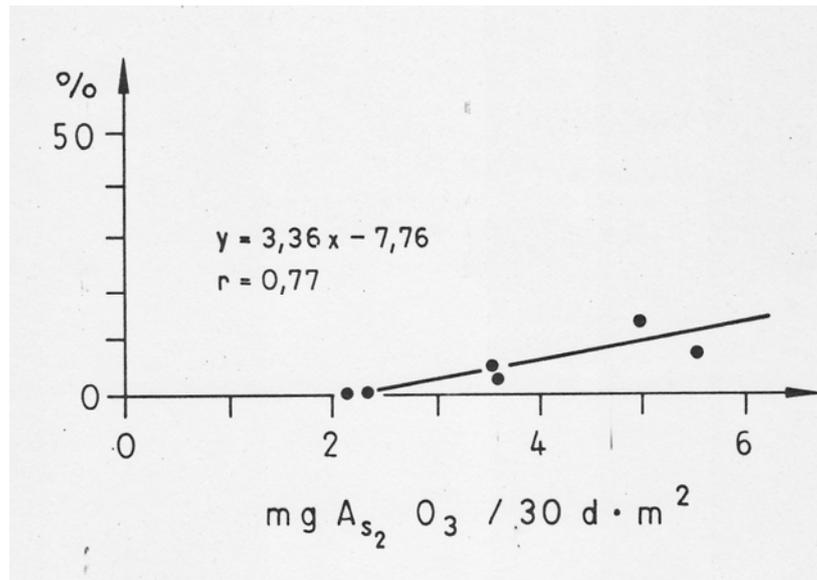


Abb. 6.2.3.1: Prozentuale Häufigkeit der Windgeschwindigkeiten 0-1 m/s und durchschnittliche Arsensedimentationsraten im Jahre 1980

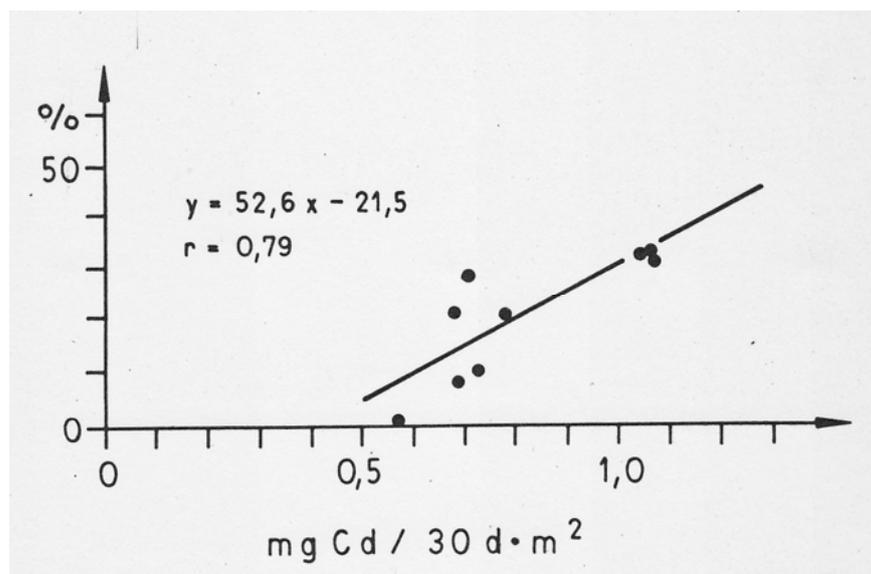


Abb. 6.2.3.2: Prozentuale Häufigkeit der Windgeschwindigkeiten 0-2 m/s und durchschnittliche Cadmiumsedimentationsraten im Jahre 1980

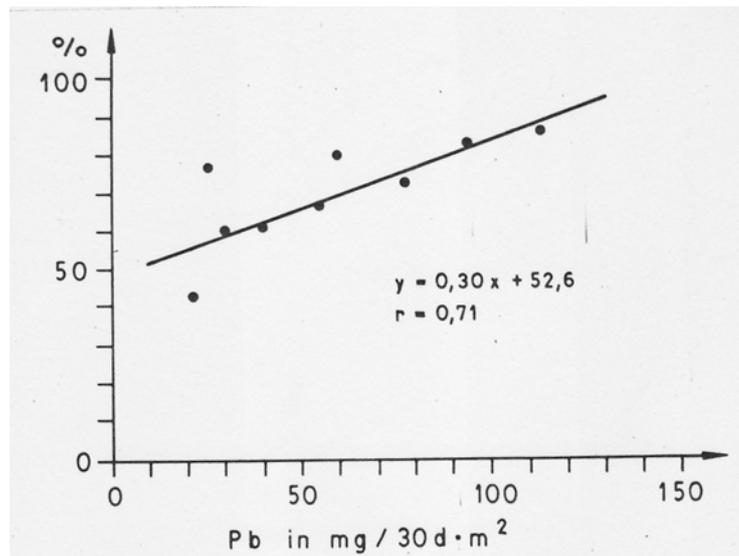


Abb. 6.2.3.3: Prozentuale Häufigkeit der Windgeschwindigkeiten 0-5 m/s und durchschnittliche Bleisedimentationsraten im Jahre 1980

Tab. 6.2.3: Prozentuale Häufigkeit der Windgeschwindigkeiten und durchschnittliche Sedimentationsraten für Staub ($\text{g}/\text{m}^2 \cdot 30\text{d}$), Blei, Zink, Cadmium und Arsen ($\text{mg}/\text{m}^2 \cdot 30\text{d}$)

Windgeschwindigkeit in m/s	Messzeiträume im Jahr 1980								
	25.1-2.3.	12.3.-16.4.	16.4.-14.5.	14.5.-20.6.	20.6.-23.7.	23.7.-21.8.	21.8.-18.9.	18.9.-17.10.	17.10.-21.11.
0	-	-	-	-	-	2,83	-	-	-
1	-	4,28	14,29	1,46	-	12,10	5,63	3,45	-
2	21,24	29,17	18,75	21,17	10,35	15,72	2,58	29,88	-
3	11,28	17,26	11,76	24,32	9,71	33,96	21,15	8,19	6,43
4	14,48	6,90	6,39	10,93	16,24	11,16	17,35	9,48	6,55
5	13,77	14,76	30,95	27,60	25,19	7,23	20,85	26,29	29,64
6	9,0	12,26	10,56	6,53	15,08	3,93	8,06	6,03	12,26
7	11,1	7,26	4,16	3,05	14,70	6,44	8,82	10,48	12,50
8	15,64	4,65	0,59	3,27	6,77	2,83	11,56	3,88	22,38
9	0,7	-	0,90	1,24	0,89	-	-	-	-
10	2,4	3,45	1,19	0,45	0,38	2,20	3,95	1,58	7,62
>10	0,26	-	0,45	-	0,63	1,57	-	0,72	2,62
	Sedimentationsraten für								
Staub	4,17	7,23	10,83	8,84	7,43	12,22	7,99	10,45	13,22
Pb	30,74	78,02	95,51	114,40	40,35	59,44	55,87	26,00	22,72
Zn	219,88	140,12	152,83	88,79	74,79	59,83	63,17	79,66	47,15
Cd	0,78	1,06	1,07	0,68	0,73	0,71	0,69	1,05	0,58
As	2,16	3,63	4,99	3,78	2,31	4,95	5,55	n.b.	n.b.

6.2.4 Äolische Separation und Gebiete maximaler Sedimentation als Ausdruck der relativen mittleren Verweilzeit der Elemente Blei, Zink, Cadmium und Arsen

Der im Kapitel 6.2.3 nachgewiesene Einfluss der unterschiedlichen Windgeschwindigkeiten auf die Höhe der Sedimentationsraten stellt zugleich die Grundlage für Separationsprozesse der festen Phasen der untersuchten Elemente während ihres Transportes durch die Atmosphäre dar. Um die Frage der Gleichförmigkeit bzw. Nichtgleichförmigkeit des Ausbreitungsverhaltens der Elemente zu untersuchen, wurden die Einzelwerte der Sedimentationsraten an jedem Messpunkt für die Jahre 1974-1980 einer Korrelationsanalyse unterzogen. Hohe Korrelationsfaktoren sprechen für große Ähnlichkeit im Ausbreitungsverhalten der miteinander korrelierten Elemente, niedrige Korrelationsfaktoren sprechen für Unterschiede im Ausbreitungsverhalten, die im Sinne äolischer Separationsprozesse interpretiert werden.

Die errechneten Korrelationsfaktoren sind für die einzelnen Wertepaare und Jahre in der Tabelle 6.2.4 zusammengestellt. Was sich bereits in den Isolinendarstellungen andeutete, wird durch die Korrelationsfaktoren noch deutlicher. In den Jahren 1974 und 1975 bestand im Ausbreitungsverhalten sowohl zwischen dem Gesamtstaub und den Elementen als auch zwischen den Elementen eine große Ähnlichkeit, die sich in hohen Korrelationsfaktoren ausdrückt. Ab 1976 beginnend, sich 1977 verstärkend und 1978 nahezu vollständig durchgesetzt, hat sich diese Korrelation laufend verschlechtert. Aus der sinkenden Tendenz der Korrelationsfaktoren muss eine zunehmende Rolle äolischer Separationsprozesse in diesem Zeitraum angenommen werden. Als wesentlichste Ursache für diesen Vorgang wird die Fertigstellung neuer Hochschornsteine (Schachtofen II, Muldenhütten und Zinnhütte Freiberg) im Jahr 1977 angesehen.

Äolische Separationsprozesse müssen sich folgerichtig auch in Unterschieden von Lage und Form der Sedimentationsratenanomalien der einzelnen Elemente im gleichen Untersuchungszeitraum widerspiegeln. Als Beispiel seien hier die Karten der Elemente Blei, Zink, Cadmium und Arsen für den Messzeitraum März/April 1980 verwendet (Abb. 6.1.2).

Lage und Form der Anomalien zeigen, dass im gleichen Messzeitraum für jedes Element ein anderes Ausbreitungsverhalten unterstellt werden muss. So muss zum Beispiel zu einem bestimmten Zeitpunkt ein mit Blei belastetes Gebiet nicht gleichzeitig durch Arsen belastet werden.

Tabelle 6.2.4: Korrelationsfaktoren der Sedimentationsraten für die Jahre 1974 - 1980

Jahr	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980
Anzahl Wertepaare	900	870	430	610	1050	840	1730
Staub/Pb	0,78	0,86	0,65	0,28	-0,08	0,13	0,35
Staub/Zn	0,87	0,98	0,18	0,08	0,32	0,07	0,04
Staub/Cd	0,84	0,88	0,74	0,24	0,02	0,06	0,31
Staub/As	0,76	0,86	0,75	0,31	0,03	0,38	0,36
Pb/Zn	0,96	0,90	0,32	0,38	0,49	0,18	0,30
Pb/Cd	0,96	0,71	0,89	0,98	0,65	0,54	0,90
Pb/As	0,99	0,72	0,96	0,99	0,90	0,93	0,58
Zn/Cd	0,97	0,89	0,44	0,33	0,45	0,39	0,32
Zn/As	0,96	0,88	0,20	0,35	0,51	0,30	0,28
Cd/As	0,95	0,62	0,80	0,99	0,80	0,52	0,55

Untersucht man die Schwerpunkte der höchsten Elementsedimentation hinsichtlich ihrer Entfernung zum Emittenten, so lässt sich am gleichen Beispiel für März/April 1980 zeigen, dass sich das Maximum der Sedimentation von

Pb in ca. 500 m Entfernung vom Emittenten

Cd in ca. 1000 m Entfernung vom Emittenten

Zn in ca. 3000 m Entfernung vom Emittenten und

As in ca. 5000 m Entfernung vom Emittenten befindet.

Je nach Wetterlage zu anderen Zeitpunkten sind diese Entfernungen natürlich unterschiedlich groß. Die sich zwischen ihnen einstellenden Relationen weisen darauf hin, dass zuerst Pb, danach Cd, gefolgt von Zn und zuletzt As aus der Atmosphäre ausgetragen und sedimentiert werden.

6.3 Sedimentationsraten als Ausdruck der Belastung eines Gebietes

Für die Beurteilung des Charakters und des Umfangs der Belastung eines Gebietes sind die Sedimentationsraten der einzelnen Elemente von größerer Bedeutung als die Messung der Elementgehalte der Luft. Aus den Isolinien-darstellungen der Sedimentationsraten wurde bereits ersichtlich, dass in der Umgebung von Emittenten sehr differenzierte und zum Teil komplizierte Sedimentationsbedingungen vorliegen.

Um ein Bild von der Größenordnung der Belastung zu geben, wurden die durchschnittlichen Sedimentationsraten für das ca. 100 km² große Messge-

biet des Raumes Freiberg berechnet und entsprechenden Werten aus der Literatur in den Tabellen 6.3.1 bis 6.3.4. gegenübergestellt.

Vergleicht man die im Freiburger Raum gemessenen Sedimentationsraten mit denen, die für die Umgebung entsprechender Emittenten des Auslandes veröffentlicht wurden, so muss man zu der Feststellung kommen, dass die Freiburger Werte unter denen vergleichbarer Emittenten liegen. Darin drücken sich die enormen Anstrengungen des Bergbau- und Hüttenkombinates Albert Funk aus, die Emission zu senken.

Vergleicht man die durchschnittlichen Sedimentationsraten des Jahres 1980 mit Sedimentationsraten relativ unbelasteter Gebiete der DDR, so liegen sie im Freiburger Raum bei Cadmium 6-mal, bei Zink 9-mal, bei Blei 40-mal und bei Arsen 130-mal höher.

Tabelle 6.3.1: Durchschnittliche Blei-Sedimentationsrate des Jahre 1980 im Raum Freiberg bezogen auf 100 km² Messgebiet in mg/m²•30d und entsprechende Vergleichswerte

Jahr	Anzahl	Streubereich	Mittelwert	Autor
Freiberg, 1980	173	3,5 - 2065	64	diese Arbeit
Niederösterreich			0,11	SCHROLL, 1970
Wien, Österreich			4,2	SCHROLL, 1970
gering belastete Gebiete, DDR			1,5	AUERMANN, 1970
belastete Gebiete, DDR			32,5	AUERMANN, 1970
Karl-Marx-Stadt		0,64 – 6,55		AUERMANN u.a., 1977
Leipzig		5 - 15	10,5	BREDEL u.a., 1979
Amax Pb-Hütte, USA, 2400 m Entf.v.d. Esse			55	HEMPHIL, 1976
Amax Pb-Hütte, USA, 213 m Entf.v.d. Esse			2100	HEMPHIL, 1976
Shenyang, VR China, Nähe Kohlekraftwerk			1500	BREDEL u.a., 1979

Tabelle 6.3.2: Zink-Sedimentationsrate 1980 im Raum Freiberg, bezogen auf 100 km² Messgebiet in mg/m²•30d und entsprechende Vergleichswerte

Jahr	Anzahl	Streubereich	Mittelwert	Autor
Freiberg, 1980	173	17 - 2040	101,5	diese Arbeit
gering belastete Gebiete, DDR			11,6	AUERMANN, 1980
belastete Gebiete, DDR			24,8	AUERMANN, 1980
Leipzig		18 - 46	30	BREDEL u.a., 1979
Mühlheim, Ruhr, BRD			2100	LANGMANN u.a., 1971

Tabelle 6.3.3: Cadmium-Sedimentationsrate 1980 im Raum Freiberg, bezogen auf 100 km² Messgebiet in mg/m²•30d und entsprechende Vergleichswerte

Jahr	Anzahl	Streubereich	Mittelwert	Autor
Freiberg, 1980	173	0,14 – 9,3	0,84	diese Arbeit
DDR, Durchschnitt			0,13	AUERMANN u.a., 1978
Freiberg, DDR		0,21 – 1,0	0,55	AUERMANN u.a., 1978
Bitterfeld, DDR			0,96	HENNING, 1976
östl. Freiberg			2,52	HENNING, 1976
Pasewalk, DDR	222		0,049	CUMBROWSKI, 1981
Berlin	38		0,095	CUMBROWSKI, 1981
Karl-Marx-Stadt	1750		0,127	CUMBROWSKI, 1981
Freiberg	230		0,21	CUMBROWSKI, 1981
BRD, Durchschnitt			0,032	SCHULLE, 1978
BRD, ländliche Gebiete		0,0009 – 0,006		SARTORIUS u.a., 1977
Frankfurt a.M.		0,03 – 0,51	0,126	SEIFERT, 1975
Duisburg			0,2	SCHNEIDER, 1977
Nordenham, Pb-Zn-Hütte, BRD			0,96	SARTORIUS u.a., 1977
USA, Durchschnitt			0,013	SCHULLE, 1978
USA, ländliche Gebiete			0,054	SCHULLE, 1978
USA, Mittelwesten, Wohngebiete			0,038	SCHULLE, 1978
USA, Mittelwesten, Gewerbegebiete			0,060	SCHULLE, 1978
USA, Mittelwesten, Industriegebiete			0,072	SCHULLE, 1978
Shenyang, China, Nähe Kohlekraftwerk			60	PRINZ, 1981

Tabelle 6.3.4: Arsen-Sedimentationsrate 1980 im Raum Freiberg, bezogen auf 100 km² Messgebiet in mg/m²•30d und entsprechende Vergleichswerte

Jahr	Anzahl	Streubereich	Mittelwert	Autor
Freiberg, 1980	143	0,07 - 69	3,94	diese Arbeit
gering belastete Gebiete, DDR			0,03	AUERMANN, 1980
belastete Gebiete, DDR			19	AUERMANN, 1980

6.4 Der Elementaustrag aus der Atmosphäre als Hauptursache der Kontamination von Böden

Die erheblichen Sedimentationsraten von Blei, Zink, Cadmium und Arsen führen zu einer ständigen Kontamination der Böden. Die in der Geochemie der Böden eingetretenen Veränderungen, die als Summe aller gegenwärtigen und vergangenen Belastungen einschließlich der im Boden selbst stattfindenden Modifizierungen anzusehen sind, wurden in jüngerer Vergangenheit durch Arbeiten von RÖSLER, BEUGE und MÜLLER (1969) und SCHERCHAN (1980) belegt. In beiden Arbeiten wird bereits ausgesprochen, dass die erheblichen Elementanreicherungen gegenüber dem natürlichen Elementgehalt (Boden-Clarke) auf technogene Kontamination zurückzuführen sind. Auf der Grundlage der im Rahmen der vorliegenden Arbeit durchgeführten Untersuchungen an Aerosolen und an Sedimentationsstäuben wird der eindeutige Nachweis erbracht, dass die in den Aerosolen und in den Se-

dimentationsstäuben beobachteten Elementverteilungen sich ziemlich eindeutig im oberen Bodenhorizont widerspiegeln. In der Abbildung 6.4 wurden diese Verhältnisse auf nahezu übereinstimmenden Probenahmepunkten auf einem Nordwest-Südost Profil dargestellt. Die im oberen Horizont eingestellten Elementverhältnisse stimmen in ihrem Wesen mit den beobachteten Sedimentationsraten der untersuchten Elemente überein. Die Zinkanomalie im Boden weist gegenüber der Anomalie der Sedimentationsraten eine gewisse Glättung auf. Diese Modifizierung im Boden spricht für die höhere Mobilisierbarkeit des Zinks. Die stärkere Annäherung der Arsenanomalie an die Bleianomalie spricht für eine stärkere Fixierung des Arsens gegenüber Zink und Cadmium. Um die Fragen des Vorganges der Kontamination weiter aufzuklären, werden im folgenden Kapitel die Migration und Fixierung der betrachteten Elemente untersucht.

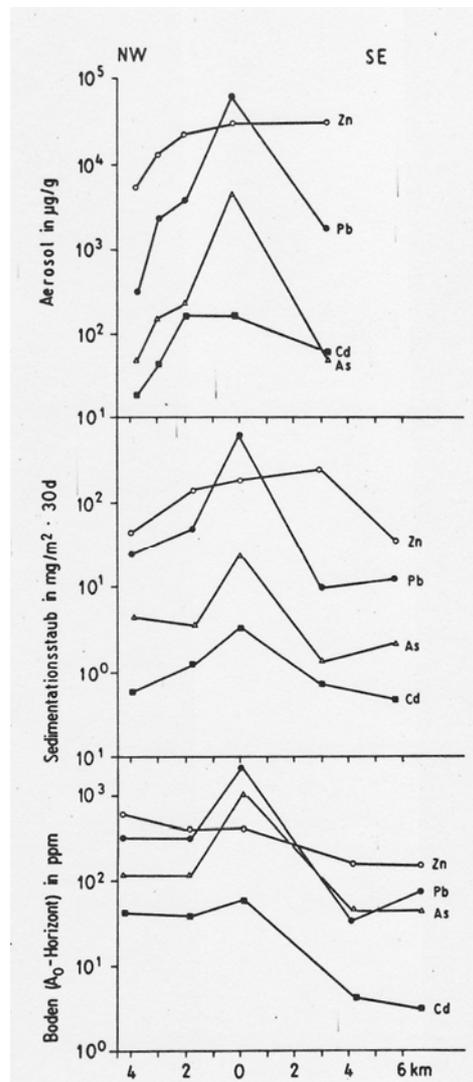


Abb. 6.4: Die Widerspiegelung des Elementaustrages aus der Atmosphäre in der Schwermetallkontamination der Böden (A₀-Horizont) des Raumes Freiberg auf einem NW-SE-Profil an nahezu übereinstimmenden Probenahmepunkten für Aerosole, Sedimentationsstäube und Böden

6.5 Abschätzung des geogenen Anteils an den Sedimentationsraten von Blei, Zink, Cadmium und Arsen

Die monatlich pro Quadratmeter sedimentierten Elementmengen können nicht allein als Ergebnis anthropogener Tätigkeit interpretiert werden. Auch für die Sedimentation gilt das Prinzip, den möglichen natürlichen vom anthropogenen Anteil zu trennen. Als wichtigster geogener Anteil kommt im Untersuchungsgebiet der in den Böden bereits fixierte Elementgehalt in Frage. Durch Windaufwirbelung können Bodestäube in die Atmosphäre eingetragen und an Ort und Stelle relativ schnell wieder zur Sedimentation gelangen. Da die Böden des Untersuchungsgebietes aufgrund historisch zurückliegender Belastungen relativ hohe Blei-, Zink-, Cadmium- und Arsengehalte aufweisen, war es von Interesse, den Anteil abzuschätzen, den die Böden dazu liefern können.

Um eine solche Abschätzung vorzunehmen, wurde auf der Grundlage der durchschnittlich im Jahre 1980 pro Monat sedimentierten Staub- und Elementmenge ein Vergleich mit dem möglichen Elementeintrag aus den Böden für nahezu übereinstimmende Probenahmeort auf einem Nordwest-Südost-Profil durchgeführt (Tabelle 6.5). Bei der Berechnung dieses Anteils wurde von der vereinfachenden Annahme ausgegangen, dass die Gesamtmenge sedimentierten Staubes der Zusammensetzung des oberen Bodenhorizontes am entsprechenden Probenahmeort entspricht. Die Elementgehalte des Bodens sind jeweils in Zeile 1 der Tabelle 6.5 tabelliert. Aus der sedimentierten Gesamtstaubmenge und dem Bodengehalt wurde die mögliche Elementmenge (Zeile 2) berechnet. In Zeile 3 sind die für 1980 gemessenen durchschnittlichen Sedimentationsraten der Elemente tabelliert. Aus dieser Gesamtsedimentationsrate und dem möglichen Anteil aus den Böden wurde der prozentuale geogene Anteil in Zeile 4 errechnet.

Der mögliche geogene Anteil Blei in den Sedimentationsstäuben des Jahres 1980 liegt nach dieser Abschätzung zwischen 1 und 10%; deutlich ist die Tendenz der Zunahme des geogenen Anteils mit der Entfernung vom Emittenten.

Der geogene Anteil des Zinks liegt nach dieser Abschätzung zwischen 0,2 und 11%. In gleicher Weise wie bei Blei ist mit zunehmender Entfernung vom Emittenten ein Ansteigen dieses Anteils zu beobachten.

Während der durchschnittliche geogene Anteil bei Blei und Zink relativ niedrig bei 4,4% bzw. 4% liegt, zeigt Cadmium einen höheren durchschnittlichen geogenen Anteil von 12,5%. Die Tendenz des Anstiegs des geogenen Anteils mit zunehmender Entfernung zum Emittenten ist zwar noch vorhanden, aber nicht mehr so eindeutig.

Tabelle 6.5: Abschätzung des geogenen Anteils an den Sedimentationsraten von Blei, Zink, Cadmium und Arsen auf einem NW-SE-Profil auf der Basis nahezu übereinstimmender Probenahmeorte für Sedimentationsstaub und Bodenproben des A₀-Horizontes

Entfernung vom Emittenten			Pb	Zn	Cd	As
4 km NW	1.	Gehalt im A ₀ -Bodenhorizont (g/t)	315	612	40	120
	2.	Elementgehalt in 7,92 g (mg)	2,5	4,8	0,3	0,9
	3.	Sedimentationsrate 1980 (mg/m ² 30 d)	24,7	43,6	0,56	3,38
	4.	geogener Anteil in %	10	11	53	26
2 km NW	1.	Gehalt im A ₀ -Bodenhorizont (g/t)	305	386	6	115
	2.	Elementgehalt in 9,7 g (mg)	2,9	3,7	0,06	1,1
	3.	Sedimentationsrate 1980 (mg/m ² 30 d)	96,0	186	1,43	6,62
	4.	geogener Anteil in %	3	2	4	16
0 km	1.	Gehalt im A ₀ -Bodenhorizont (g/t)	2103	440	60	1100
	2.	Elementgehalt in 16,2 g (mg)	34,0	7,1	0,9	17,8
	3.	Sedimentationsrate 1980 (mg/m ² 30 d)	2490	216	4,86	34,7
	4.	geogener Anteil in %	1,3	3,3	18	51
2,5 km SE	1.	Gehalt im A ₀ -Bodenhorizont (g/t)	34	159	4	42
	2.	Elementgehalt in 11,1 g (mg)	0,37	1,7	0,04	0,46
	3.	Sedimentationsrate 1980 (mg/m ² 30 d)	12,6	692,3	0,74	1,2
	4.	geogener Anteil in %	2,9	0,2	5,4	38
6 km SE	1.	Gehalt im A ₀ -Bodenhorizont (g/t)	74	158	3	44
	2.	Elementgehalt in 6,5 g (mg)	0,48	1,02	0,03	0,48
	3.	Sedimentationsrate 1980 (mg/m ² 30 d)	10,4	29,3	0,41	1,4
	4.	geogener Anteil in %	4,6	3,5	7,3	34
Durchschnitt: geogener Anteil in % an der Sedimentationsrate des Jahres 1980			4,4	4,0	17,5	33,0

Völlig andere Verhältnisse zeigen sich bei Arsen. Der durchschnittliche geogene Anteil liegt hier insgesamt sehr hoch bei 33,0%. Der höchste geogene Anteil von 51% ist in unmittelbarer Umgebung des Emittenten festzustellen; mit zunehmender Entfernung sinkt der geogene Anteil im Sedimentationsstaub. Diese Umkehrung der Verhältnisse im Falle des Arsens wird durch zwei wesentliche Faktoren begünstigt. Die höhere mittlere Verweilzeit des Arsens ist erstens Ursache für einen stärkeren Abtransport aus der Luft der unmittelbaren Umgebung des Emittenten. Zweitens kommt es aufgrund der saureren Niederschläge in unmittelbarer Umgebung des Emittenten zu einer viel stärkeren Fixierung des Arsens in den Böden dieses Bereiches (siehe Kapitel 7 und 8) und damit zu einer stärkeren Anreicherung, so dass der Boden einen höheren Anteil am Arsengehalt des Sedimentationsstaubes in diesem Bereich liefern kann.

7. Die festen Phasen der Umweltstäube und ihr Lösungsverhalten - die Bedingungen der Migration und Fixierung von Blei, Zink, Cadmium und Arsen

7.1 Einführung

In den vorangegangenen Kapiteln wurde aufgezeigt, dass Elementemissionen in die Atmosphäre und ihre Sedimentation zu wesentlichen Veränderungen des Spurenelementhaushaltes von Böden führen. Es muss dabei von der Grundvorstellung ausgegangen werden, dass die Hauptmenge der Elemente in Form fester Phasen in die Atmosphäre emittiert wird. Bereits während der Luftpassage dieser Teilchen besteht die Möglichkeit des Beginns von Lösungsprozessen der festen Phasen in der wässrigen Phase der Regentröpfchen. Dieser Prozess wird nach der Sedimentation fortgesetzt und führt zu insgesamt komplizierten Kontaminationsvorgängen.

Um diese Kontaminationsvorgänge wenigstens annähernd aufklären zu können, ist es notwendig, die festen Phasen der Umweltstäube zu kennen und die Bedingungen ihres Lösungsverhaltens zu ermitteln. Für den Weg der Elemente, die aus anthropogenen Quellen zusätzlich zum natürlichen Anteil am weiteren geochemischen Kreislauf teilnehmen, sind ebenso wie für den natürlichen Anteil die von Element zu Element unterschiedlichen Bedingungen ihrer Migrationsmöglichkeiten bzw. ihrer Fixierung von Bedeutung.

Die genaueren Kenntnisse dieser Bedingungen erlauben nicht nur die Interpretation umweltgeochemisch relevanter Situationen, sie sind zugleich Voraussetzung zur bewussten Einflussnahme auf diese Prozesse im Sinne des Umweltschutzes.

In den folgenden Abschnitten sollen deshalb die festen Phasen von Blei, Zink, Cadmium und Arsen in Umweltstäuben einschließlich ihres Lösungsverhaltens vorgestellt werden. Um das weitere Verhalten der Elemente in kontaminierten Böden und Wässern abschätzen zu können, wurde auf die Möglichkeiten physikochemischer Berechnungsmethoden zurückgegriffen.

7.2 Blei

7.2.1 Die festen Phasen des Bleis in Umweltstäuben

Folgende feste Bleiphasen sind bisher als Luftverunreinigungen phasenanalytisch nachgewiesen worden:

Tabelle 7.2.1: Phasenanalytisch nachgewiesene feste Phasen des Bleis, die als Luftverunreinigungen auftreten

1. Emission von Bleihütten		
Formel	Mineral	Autor, Jahr
PbO	Massicotit	RIEDEL u.a., 1979
PbS	Galenit	RIEDEL u.a., 1979
Pb ₃ As ₄ S ₉	Baumhauerit	RIEDEL u.a., 1979
PbAs ₂ S ₄	Sartorit	RIEDEL u.a., 1979
Pb ₂ Bi ₂ S ₅	Cosalit	RIEDEL u.a., 1979
Pb ₃ Cl ₂ O ₂	Mendipit	RIEDEL u.a., 1979
Pb ₄ Cu ₄ Cl ₈ (OH) ₈ ·H ₂ O	Cumengit	RIEDEL u.a., 1979
PbCl ₂	Cotunnit	RIEDEL u.a., 1979
Pb ₂ (OH)Cl ₃	Penfieldit	RIEDEL u.a., 1979
Pb ₂ Al ₄ (CO ₃) ₄ ·(OH) ₈ ·3H ₂ O	Dundasit	RIEDEL u.a., 1979
PbO-PbCO ₃	-	RIEDEL u.a., 1979
PbSO ₄	Anglesit	RIEDEL u.a., 1979
Pb ₃ (PO ₄) ₂	-	RIEDEL u.a., 1979
2. Emission von Aluminiumhütten		
PbSO ₄	Anglesit	RIEDEL u.a., 1979
3. Emissionen aus Industriemüllverbrennungsanlagen		
PbO	Massicotit	SINGH DEV, 1972
PbCl ₂	Cotunnit	SINGH DEV, 1972
PbSO ₄	Anglesit	SINGH DEV, 1972
K ₂ Pb(SO ₄) ₂	Palmerit	SINGH DEV, 1972
PbSiF ₆ ·2H ₂ O	-	SINGH DEV, 1972
4. Emissionen aus Hausmüllverbrennungsanlagen		
PbSO ₄	Anglesit	KIRSCH u.a., 1973
K ₂ Pb(SO ₄) ₂	Palmerit	KIRSCH u.a., 1973
(K,Na) ₂ (Pb,Cu,Zn)(SO ₄ ,Cl ₂) ₂	-	KIRSCH u.a., 1973
(K,Na) ₂ (Pb,Cu,Zn)(SO ₄) ₃	-	SINGH DEV, 1972
(K,Na) ₂ (Pb,Cu,Zn) ₂ (SO ₄) ₃	-	SINGH DEV, 1972
5. Emissionen der Glasindustrie		
PbSO ₄	Anglesit	VDI-Richtlinie 2578
6. Emissionen des Verkehrswesen (Otto-Motoren)		
PbO	Massicotit	ROST, R., 1957
PbSO ₄	Anglesit	ROST, R., 1957
Pb ₂ [O/SO ₄]	Lanarkit	ROST, R., 1957
PbS ₂ O ₃	-	ROST, R., 1957
PbS	Galenit	ROST, R., 1957
PbBr	-	ROST, R., 1957
PbCl ₂	Cotunnit	ROST, R., 1957
Pb ₈ O ₇ Br ₂	-	RIEDEL u.a., 1979
Pb ₅ O ₂ Cl ₂	-	RIEDEL u.a., 1979
Pb ₅ Sn ₃ SbS ₁₄	-	RIEDEL u.a., 1979
Pb ₂ SeO ₅	-	RIEDEL u.a., 1979

Die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten röntgendiffraktometrischen Untersuchungen an Hüttenstäuben und an den Aerosolen erbrachten den Nachweis, dass im wesentlichen Massicotit (PbO) und Anglesit (PbSO₄) und

untergeordnet Galenit (PbS) als feste Phasen des Bleis in den Umweltstäuben auftreten. Die Art und Weise, wie diese Phasen zur Kontamination der Böden und Wässer beitragen, wird hauptsächlich von ihrer Löslichkeit in Niederschlagswässern bzw. den Wässern der Böden bestimmt.

7.2.2 Die Löslichkeit des Massicotits

Um das geochemische Verhalten des Bleis nach seiner Emission als feste Phase insbesondere in Form des Massicotits aufzuklären, wurden zunächst auf der Grundlage thermodynamischer Berechnungen die Löslichkeit in wässrigen Phasen für unterschiedliche pH-Werte ermittelt und die Existenzbereiche der unterschiedlichen Hydroxokomplexe berechnet (VOLAND, BARTH u. WOLF, 1983a).

Die durch die Berechnung erhaltene Kurve (Abb. 7.2.2) der Löslichkeit des Bleioxids in wässriger Phase zeigt eine hohe Löslichkeit im sauren Bereich.

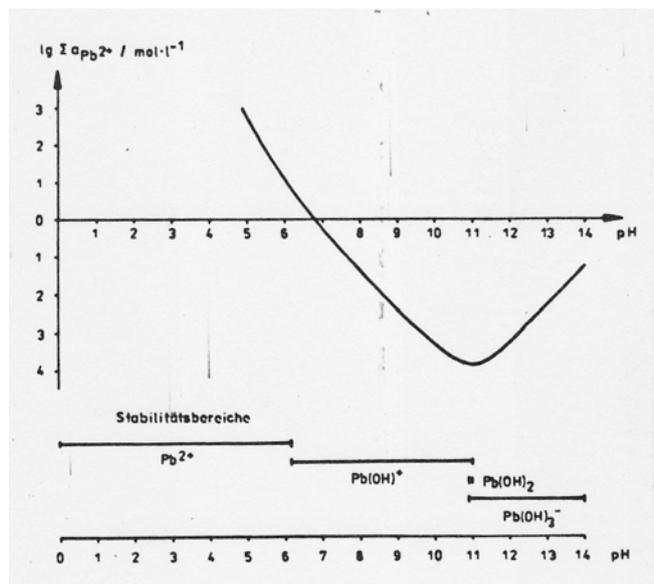


Abb. 7.2.2: Berechnete Löslichkeit des Massicotits (PbO) in Abhängigkeit vom pH-Wert einschließlich der Stabilitätsbereiche dabei auftretender Komponenten.

Mit steigendem pH-Wert nimmt die Löslichkeit ab, sie erreicht ihr Minimum bei $\text{pH}=11$ mit $\sum a_{Pb^{2+}} \approx 10^{-4} \text{ mol/l}$. Von da an nimmt die Aktivität im stark basischen Bereich wieder zu, erreicht aber nicht die hohen Aktivitäten des sauren Bereiches.

7.2.3 Das Lösungsverhalten der Bleiphasen im System Sedimentationsstaub und Niederschlagswässer

Um das Lösungsverhalten der Bleiphasen der Sedimentationsstäube unter natürlichen Verhältnissen nahekommenden Bedingungen zu untersuchen, wurden an den unterschiedlichen Messpunkten eines Immissionsgebietes in den Sedimentationsstaubgefäßen die Anteile des Bleis in der festen Phase und in der überstehenden flüssigen Phase gemessen. Gleichzeitig erfolgte die Messung des pH-Wertes der überstehenden Lösung. Zur Erfassung der Dynamik des Lösungsverhaltens wurden Messzeiträume zwischen 23 und 183 Tagen gewählt.

Für die richtige Interpretation der erhaltenen Ergebnisse muss man davon ausgehen, dass während der Messzeiträume in die Sedimentationsstaubgefäße hinein eine ständige Immissionssituation gegeben war. D.h., dass neben dem Blei alle anderen Elemente des Immissionsgebietes existent sind, einschließlich der entsprechenden Anionen, wobei unter den Anionen das Sulfat eine besondere Rolle spielt. Die in den überstehenden Lösungen gemessenen pH-Werte, die je nach Standort des Sedimentationsstaubgefäßes und der Immissionssituation im Messzeitraum zwischen $\text{pH}=3,0$ und $\text{pH}=8,0$ lagen, sind Werte, die sich im Ergebnis der unterschiedlichen pH-Werte der Niederschlagswässer und einer Pufferwirkung der sedimentierten festen Phasen der Stäube eingestellt haben. Der Schwankungsbereich der pH-Werte erweist sich unter diesen Bedingungen größer als bisher bekannte pH-Bereiche von Niederschlagswässern. Das Lösungsverhalten des Bleis unter diesen Bedingungen ist in der Abbildung 7.2.3 für den pH-Bereich von 3,0 - 4,3 und für den Bereich $\text{pH}=6,4$ - 7,4 dargestellt. Auf der Ordinate ist der prozentuale Anteil des gelösten Bleis an der Gesamtmenge Blei im Sedimentationsstaubgefäß und auf der Abszisse die Standzeit des Gefäßes aufgetragen.

Die Einzelmesswerte unterliegen einer relativ breiten Streuung, wie dies auch bei Lösungsuntersuchungen an reinem Massicotit beobachtet wurde.

Aus den Untersuchungen wird ersichtlich, dass im sauren Bereich nach 30 bis 60 Tagen etwa 80% des Bleis in gelöster Form vorliegen. Bei sehr langen Standzeiten über 60 Tage sinkt der Anteil wieder ab und erreicht nach 180 Tagen einen Wert von 50%. Im pH-Bereich zwischen 6,4 und 7,6 liegt nach 30 bis 60 Tagen der gelöste Bleianteil bei 30-35%. Bei Standzeiten über 60 Tagen sinkt dieser Anteil auf Werte um 5% zurück.

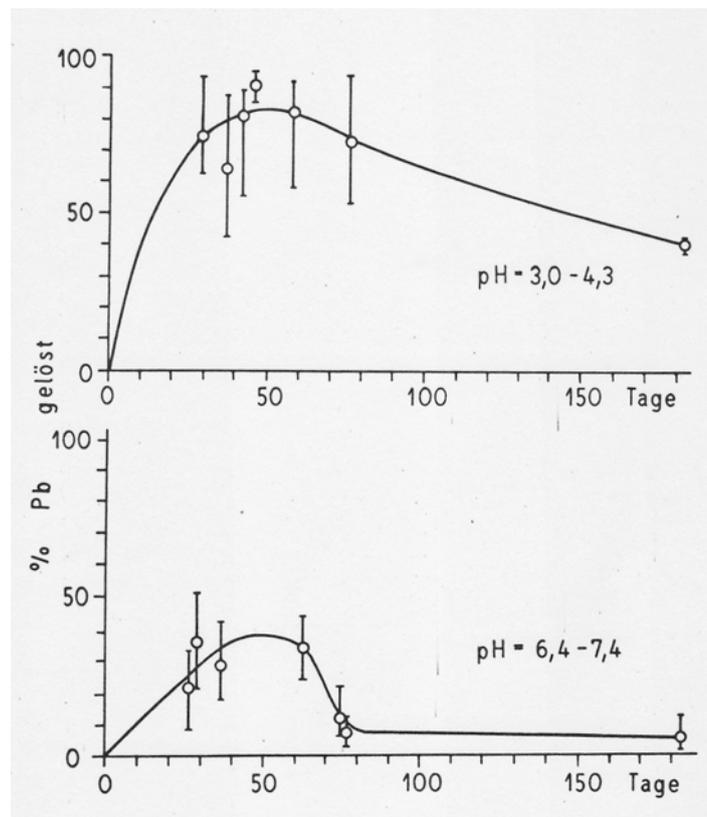


Abb. 7.2.3: Dynamik des Lösungsverhaltens der Bleiphasen im System Sedimentationsstaub - Niederschlagswasser bei unterschiedlichen pH-Bereichen

7.2.4 Die Eh-pH-Bedingungen der Fixierung des Bleis und Möglichkeiten zur gesteuerten Einschränkung der Migrationsfähigkeit

Das weitere geochemische „Schicksal“ des Bleis ist, nachdem es zunächst seinen Weg im Boden weitestgehend in gelöster Form angetreten hat, von einer Vielzahl von Faktoren abhängig, die das System Boden - Bodenwasser charakterisieren. Im Rahmen der Arbeit VOLAND, BARTH und WOLF (1983a) wurde die Wirksamkeit einer Reihe dieser Faktoren auf die Fixierung des Bleis untersucht.

Die Berechnung der Eh-pH-Beziehungen in den Systemen:



wiesen auf die bedeutende Rolle der Phosphationen für die Fixierung des Bleis hin.

Das in Abb. 7.2.4 dargestellte Ergebnis weist ein außerordentlich breites Stabilitätsfeld von PbHPO_4 aus, welches ab $\text{pH} = 3$ bis $\text{pH} = 12$ vom Prädominanzfeld des $\text{Pb}_3(\text{PO}_4)_2$ überdeckt wird.

Insgesamt wurde aus den thermodynamischen Untersuchungen zur Fixierung des Bleis ersichtlich, dass eine Reihe von Möglichkeiten bestehen, seine Migrationsfähigkeit einzuschränken. Zu diesen Möglichkeiten gehört die Regulierung der pH-Werte der Böden bzw. Bodenlösungen, die in Gebieten einer Bleikontamination in Richtung des Neutralpunktes liegen sollten. Diese durch Kalkung saurer Böden zu erreichende Verschiebung wird bei gleichzeitiger Erhöhung der Karbonationenaktivität die Bedingungen der Fixierung verbessern. Die besten Ergebnisse hinsichtlich einer Fixierung des Bleis sind durch Erhöhung der Phosphationenaktivität im Gefolge einer entsprechenden Phosphatversorgung zu erwarten.

Entsprechende Anpassungsmaßnahmen auf bleikontaminierten Böden dürften zu einer erheblichen Reduzierung der Bleiaufnahme durch die Pflanzen aus dem Boden führen.

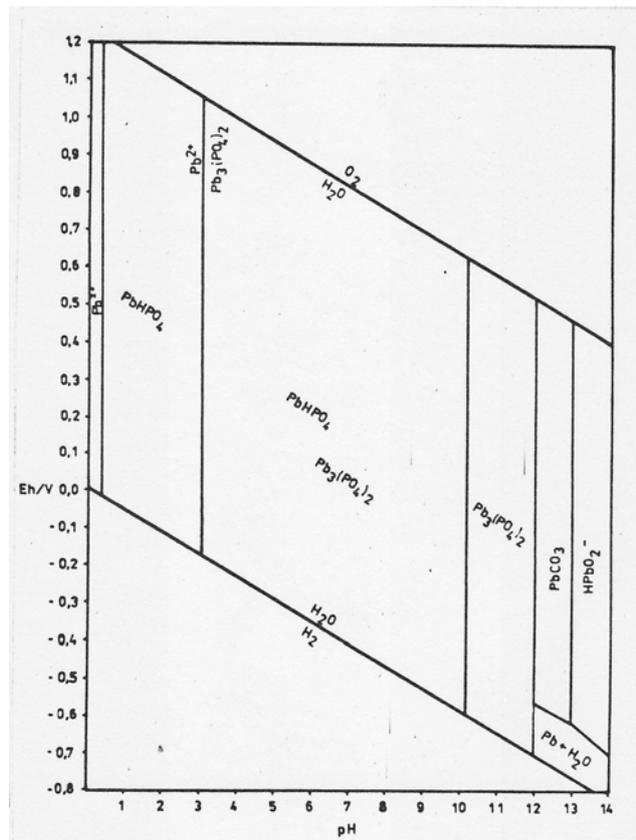


Abb. 7.2.4: Existenzbereiche im System $\text{Pb-PbHPO}_4 - \text{Pb}_3(\text{PO}_4)_2 - \text{PbCO}_3$ für die Bedingungen: $\sum a\text{Pb}^{2+} = 10^{-6} \text{ mol/l}$; $\sum a\text{CO}_3^{2-} = 10^{-2} \text{ mol/l}$; $\sum a\text{PO}_4^{3-} = 10^{-6} \text{ mol/l}$

7.3 Zink

7.3.1 Die festen Phasen des Zinks in Umweltstäuben

Ebenso wie das Blei gelangt Zink aus den unterschiedlichsten technologischen Prozessen in die Atmosphäre und trägt nach seiner Sedimentation zur Kontamination der Wässer und Böden bei.

Wie aus Tabelle 7.3.1 ersichtlich wird, erweisen sich die Buntmetallindustrie, Müllverbrennungsanlagen und die Zementindustrie als wichtige Quellen. Als weiterer wichtiger Zinkemittent sind Kraftwerksanlagen auf Kohlebasis anzusehen. So muss man nach Untersuchungen von DAVIDSON u.a. (1974), NATUSCH u.a. (1974), BOLTON u.a. (1975) und PIPERNO (1975) davon ausgehen, dass 90% des Zinkgehaltes der Kohlen in die Atmosphäre emittiert werden und nur 10% in der Asche verbleiben.

Tabelle 7.3.1: Phasenanalytisch nachgewiesene feste Phasen des Zinks, die als Luftverunreinigung auftreten

1. Emission aus Zinkverhüttungsanlagen		
Formel	Mineral	Autor, Jahr
ZnS	Sphalerit	FORSTER u. LOTT, 1979
ZnO	Zinkit	BERNERT u. JANOTT, 1965
ZnCl ₂	-	BERNERT u. JANOTT, 1965
2. Emissionen aus Kupferverhüttungsanlagen		
ZnO	Zinkit	VDI-Richtlinie 2287
ZnCl ₂		VDI-Richtlinie 2287
3. Emission von Aluminiumhütten		
ZnSO ₄ ·6H ₂ O	Blanchit	RIEDEL u.a., 1978
ZnSO ₄ ·7H ₂ O	Goslarit	RIEDEL u.a., 1978
ZnAl ₂ O ₄	Gahnit	RIEDEL u.a., 1978
4. Emissionen aus Industriemüllverbrennungsanlagen		
ZnFe ₂ O ₄	Franklinit	SING DEV, 1972
5. Emissionen aus Hausmüllverbrennungsanlagen		
ZnFe ₂ O ₄	Franklinit	KIRSCH u.a., 1973
ZnSnO ₄	-	KIRSCH u.a., 1973
K ₂ (Mg,Zn) ₂ (SO ₄) ₃	-	KIRSCH u.a., 1973
(K,Na) ₂ (Pb,Cu,Zn)(SO ₄ ,Cl ₂) ₂	-	KIRSCH u.a., 1973
(K,Na) ₂ (Ca,Pb,Zn)(SO ₄) ₃		SING DEV, 1972
(K,Na) ₂ (Ca,Pb,Zn) ₂ (SO ₄) ₃		SING DEV, 1972
6. Emissionen der Zementindustrie		
ZnFe ₂ O ₄	Franklinit	BAMBAUER u. SCHÄFER, 1981
7. Emissionen in die Atmosphäre, ohne Angabe von Emittenten		
ZnSO ₄ ·(NH ₄) ₂ SO ₄ ·6H ₂ O	-	BIGGINS u. HARRISON, 1979

Aus den im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Untersuchungen an Aerosolen und Hüttenstäuben geht hervor, dass als wichtigste und häufigste Zinkphase der hexagonale Zinkit (ZnO) mit Partikelgrößen zwischen 0,1 und 3 µm Durchmesser auftritt.

7.3.2 Die Löslichkeit des Zinkits

Methodisch wurde die Löslichkeit des Zinkits (ZnO) in der gleichen Weise untersucht, wie das im Falle des Massicotits gezeigt wurde.

Die graphische Darstellung der berechneten Werte in Abb. 7.3.2 zeigt die hohe Löslichkeit des Zinkits im sauren Bereich. Die niedrigste Löslichkeit wird bei etwa pH=9 mit $\sum a_{\text{Zn}^{2+}} = -3,5 \times 10^{-4}$ mol/l erreicht. Damit deutet sich auch bereits die insgesamt höhere Löslichkeit des ZnO gegenüber dem PbO (Massicotit) an, dessen Löslichkeitsminimum bei pH = 11 mit $\sum a_{\text{Pb}^{2+}} \approx 10^{-4}$ mol/l liegt.

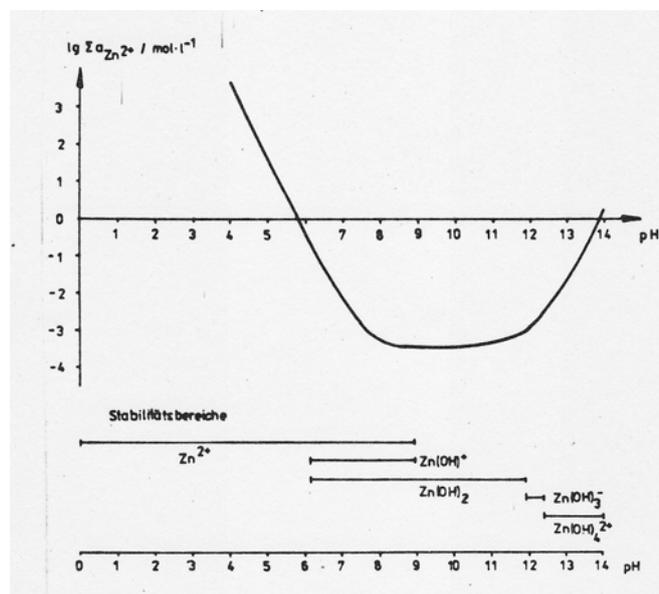


Abb. 7.3.2: Thermodynamisch berechnete Löslichkeit des Zinkits (ZnO) in wässriger Lösung bei Standardbedingungen

7.3.3 Die Löslichkeit des Franklinits (ZnFe₂O₄)

Neben dem Zinkit tritt in den technogenen Stäuben relativ häufig der Franklinit als Zinkphase auf. So wurde Franklinit in den Emissionen von Industrie- und Hausmüllverbrennungsanlagen ebenso nachgewiesen wie in den Emissionen von Zementfabriken (s. Tab. 7.3.1).

Das Löslichkeitsverhalten des Franklinits wurde von HEM (1977) untersucht. Die Ergebnisse weisen auf die relativ geringe Löslichkeit des Franklinits mit etwa 10^{-18} mol/l bei pH=9 hin.

Zink, welches als Franklinit emittiert wurde, wird also praktisch nicht in gelöster Form zur Kontamination von Böden und Wässern beitragen, d.h. es wird keinen bzw. einen äußerst untergeordneten Beitrag zum migrationsfähigen Teil des Zinks liefern. Daraus ergeben sich zwei Schlussfolgerungen allgemeiner Natur.

1. Die umweltgeochemische Bedeutung einer anthropogenen bzw. technologischen Schwermetallemission darf nicht nur einfach aus der emittierten Menge des betreffenden Metalls abgeleitet werden. Bedeutender ist die Bindungsart bzw. der Charakter der Phasen in denen die entsprechenden Elemente in die Umwelt emittiert werden.
2. Je leichter eine emittierte Phase unter natürlichen Umweltbedingungen löslich ist, umso problematischer ist ihr Einfluss hinsichtlich des weiteren umweltgeochemischen Verhaltens einzuschätzen.

7.3.4 Das Lösungsverhalten der Zinkphasen im System Sedimentationsstaub und Niederschlagswässer

Um das Lösungsverhalten von Zinkphasen in den Sedimentationsstäuben unter natürlichen Verhältnissen sehr nahe kommenden Bedingungen zu untersuchen, wurde der gleiche Weg wie im Falle des Bleis beschritten. Die Ergebnisse sind in der Abbildung 7.3.4 dargestellt.

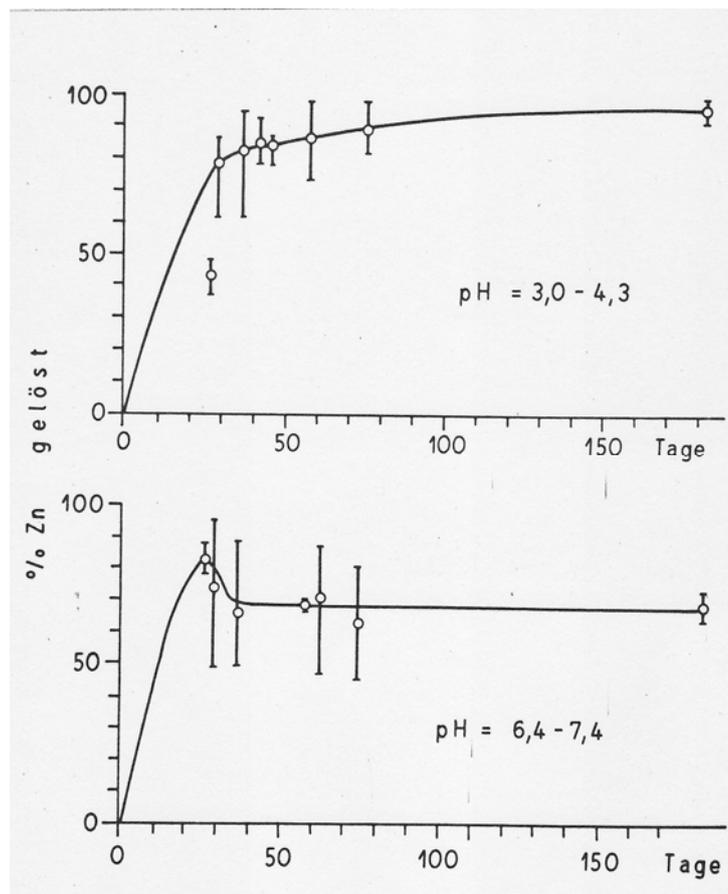


Abb. 7.3.4 Lösungsverhalten von Zink im System Sedimentationsstaub/Niederschlagswässer

Im sauren Bereich ($\text{pH}=3,0-4,3$) steigt der gelöste Anteil des Zinks sehr schnell in den ersten 30 bis 50 Tagen an, um danach ein Plateau mit 90-95% gelöstem Zinkanteil zu erreichen.

Auch hier zeigt Zink seine höhere Löslichkeit gegenüber dem Blei. Während im Falle des Bleis nach 180 Tagen ca. 50% des Gesamtbleis in Lösungen vorlagen, beträgt der gelöste Anteil des Zinks 95 Prozent.

Die Löslichkeit im Bereich um den Neutralpunkt ($\text{pH}=6,2-7,4$) erweist sich in Übereinstimmung mit den Berechnungen als niedriger. Nach 30 Tagen Standzeit war ein schneller Anstieg der Löslichkeit bis auf ca. 80% des gesamten Zinks zu verzeichnen. Bei längeren Standzeiten fiel die Löslichkeit auf 60-70% zurück.

Aus diesen Ergebnissen muss geschlussfolgert werden, dass technogene Zinkemissionen, die hauptsächlich in der Form des Zinkits (ZnO) auftreten, nach entsprechender Passage durch die Atmosphäre und anschließender Sedimentation in einem Immissionsgebiet relativ schnell und stark Lösungsprozessen unterliegen, so dass eine Kontamination in gelöster Form angenommen werden muss.

7.3.5 Die Eh-pH-Bedingungen der Fixierung des Zinks und Möglichkeiten zur gesteuerten Einschränkung der Migrationsfähigkeit

Aus umweltgeochemischer Sicht ist der migrationsfähig bleibende Anteil der Schwermetalle im Boden von besonderer Bedeutung, da dieser Anteil den wesentlichen Beitrag zum Eintritt in die Pflanzen und in das Grundwasser liefert. Es sei deshalb darauf hingewiesen, dass die Tatsache erhöhter Schwermetallgehalte in kontaminierten Böden allein noch keine zuverlässige Aussage hinsichtlich einer Umweltgefährdung erlaubt.

Da das Element Zink eine ganz andere biologische Rolle im tierischen und menschlichen Organismus als Blei spielt (vgl. dazu GRÜN u. KRONEMANN, 1978; GRÜN u.a., 1982), sind Maßnahmen zur Einschränkung seiner Migrationsfähigkeit in der Regel nicht notwendig. Lediglich in Gebieten sehr hoher Kontamination können von Fall zu Fall entsprechende Anpassungen notwendig werden.

Die auf thermodynamischer Grundlage durchgeführten Berechnungen der Eh-pH-Diagramme zur Abschätzung der Fixierungsmöglichkeiten des Zinks für Aktivitätsverhältnisse, wie sie im System Boden - Bodenwässer zu erwarten sind (VOLAND, BARTH, WOLF, 1983b), weisen darauf hin, dass die Zinkfixierung über entsprechende Fällungsreaktionen im Vergleich zu Blei ungünstiger ist. Die Fixierung als Karbonat wird erst oberhalb $\text{pH}=7$ möglich. Etwas günstiger erweist sich die Fixierungsmöglichkeit als Phosphat, dessen Stabilitätsfeld zwischen $\text{pH}=5,3$ und $\text{pH}=8$ liegt (Abb. 7.3.5). Eine Verbesserung der Fixierung des Zinks ist also durch entsprechende Phosphatversorgung der Böden möglich. Eine so breite Möglichkeit wie im Falle des Bleis ist

allerdings nicht gegeben. Hierin drückt sich auch die Tatsache der höheren geochemischen Beweglichkeit des Zinks gegenüber dem Blei aus. Unter diesem Aspekt kommt der Fixierung des Zinks durch Sorption an Tonminerale eine große Bedeutung zu. Damit sind die Fixierungsmöglichkeiten für Zink stärker von der Tonmineralzusammensetzung der Böden und deren Sorptionskapazität abhängig. Die Sorptionskapazität ist pH-abhängig und kann durch Stimulierung der pH-Werte bis zu einer bestimmten Grenze erhöht werden. Damit kommt gleichzeitig zum Ausdruck, dass die Sorptionskapazität erschöpfbar ist und die Fixierung des Zinks nur bis zu einer oberen Grenze möglich wird (VOLAND, BARTH und WOLF, 1983b).

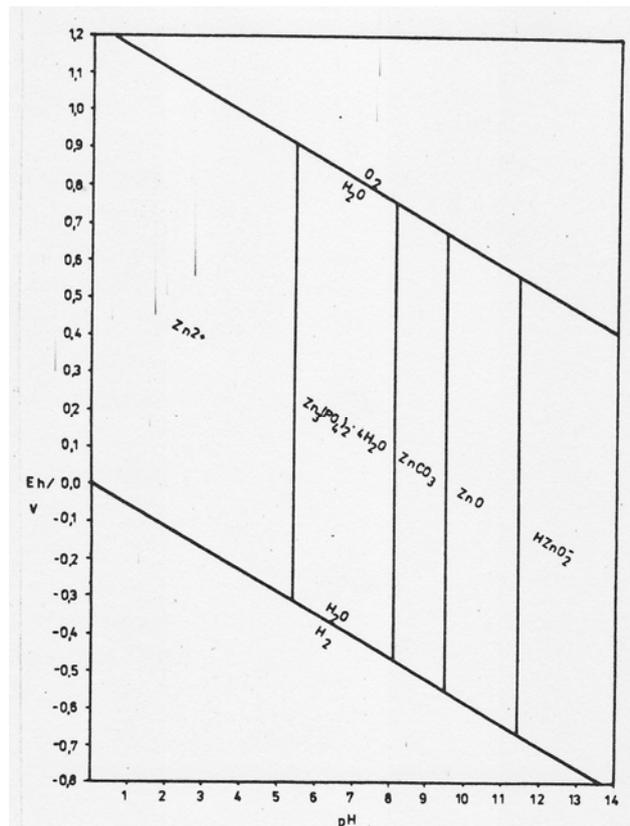


Abb. 7.3.5: Eh-pH-Diagramm für das System $Zn_3(PO_4)_2 \cdot 4H_2O - ZnCO_3 - ZnO$ in wässriger Lösung bei Standardbedingungen, ($\sum aZn^{2+} = 10^{-3}$ mol/l, $\sum aCO_3^{2-} = 10^{-5}$ mol/l, $\sum aPO_4^{3-} = 10^{-16}$ mol/l)

7.4 Cadmium

7.4.1 Die festen Phasen des Cadmiums in Umweltstäuben

Obwohl Cadmium als die Umwelt belastendes Element relativ gut untersucht ist, wurde bisher als einzige feste Phase der Otavit (CdCO_3) in einer Staubprobe aus Windsor, USA, durch SHORE u. KATZ (1964) nachgewiesen.

Im Rahmen von röntgendiffraktometrischen Untersuchungen zur vorliegenden Arbeit konnte die Existenz des Monteponits (CdO) in den Hüttenstäuben der Rückständigeanlage der Hütte Freiberg nachgewiesen werden. Ein entsprechender Nachweis in den Aerosolen steht noch aus. Aufgrund des Lösungsverhaltens der Sedimentationsstäube wird allerdings die Existenz des Monteponits als ziemlich gesichert angesehen.

7.4.2 Die Löslichkeit des Monteponits (CdO)

Monteponit zeigt hinsichtlich seiner Löslichkeit in wässriger Lösung ähnliche Eigenschaften wie Massicotit und Zinkit. Im sauren Bereich liegt eine hohe Löslichkeit vor, die zum basischen Bereich hin abnimmt. Nach entsprechenden thermodynamischen Berechnungen von HEM (1972) liegt das Minimum der Löslichkeit in diesem einfachen System zwischen $\text{pH}=9$ und $\text{pH}=10$. Während Blei nur einen sehr schmalen pH -Bereich des Löslichkeitsminimums bei $\text{pH}=11$ und Zink einen recht breiten pH -Bereich des Löslichkeitsminimums zwischen $\text{pH}=8$ bis $\text{pH}=12$ zeigte, nimmt Cadmium hier eine Stellung zwischen Blei und Zink ein, was für die Einschätzung der Migrationsmöglichkeiten von Bedeutung ist.

7.4.3 Das Lösungsverhalten der Cadmiumphasen im System Sedimentationsstaub und Niederschlagswässer

Die Bestimmung des Cadmiumgehaltes in der wässrigen Lösung und im festen Anteil der Sedimentationsstaubgefäße und die gleichzeitige Messung der pH -Werte der Lösung erfolgte unter den gleichen methodischen Gesichtspunkten wie für Blei und Zink. Die Ergebnisse sind in der Abbildung 7.4.3 dargestellt.

Im sauren Bereich ($\text{pH}=3,0-4,3$) stimmt das Lösungsverhalten der Cadmiumphasen nahezu vollständig mit dem Zink überein. In den ersten 50 Tagen der Standzeit der Gefäße steigt der Anteil des gelösten Cadmiums schnell an und erreicht ein konstantes Niveau von 90%. Unter den Bedingungen saurer Niederschläge trägt Cadmium also in gelöster Form zur Kontamination bei.

Seine hohe Löslichkeit unter sauren Bedingungen ist gleichzeitig die Ursache seiner hohen geochemischen Migrationsfähigkeit.

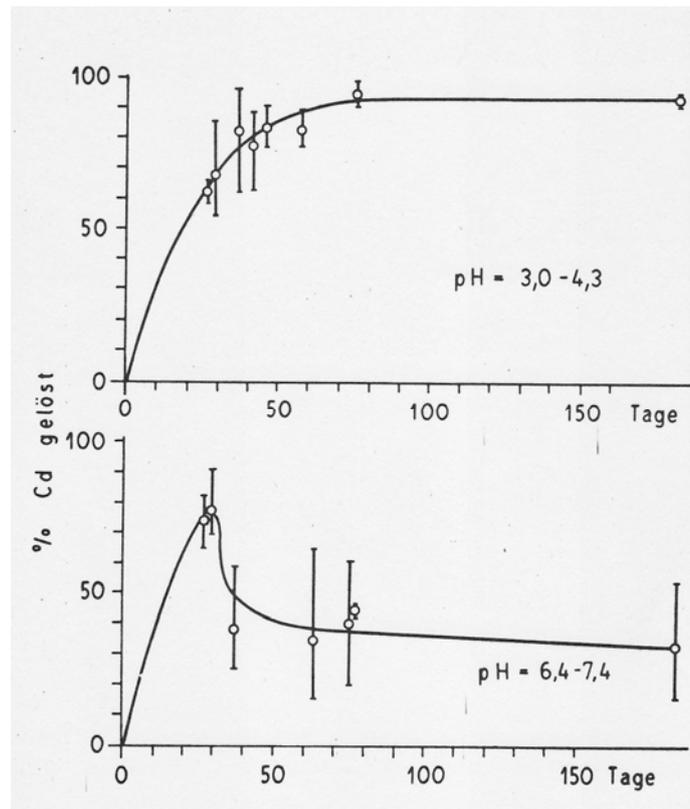


Abb. 7.4.3: Das Lösungsverhalten von Cadmium im System Sedimentationsstaub/Niederschlagswässer

Im Neutralbereich (pH= 6,4-7,4) bleibt die Löslichkeit unter der des Zinks. Nach 30 Tagen Standzeit der Gefäße verbleiben ca. 40% des gesamten Cadmiums in Lösung. In diesem Bereich nimmt Cadmium hinsichtlich der Löslichkeit seiner festen Phasen eine Stellung zwischen Blei und Zink ein. Unter neutralen Bedingungen dürfte danach die Migrationsfähigkeit des Cadmiums größer als die des Bleis aber niedriger als die des Zinks sein.

7.4.4 Die Eh-pH-Bedingungen der Fixierung des Cadmiums und daraus resultierende Möglichkeiten zur gesteuerten Einschränkung der Migrationsfähigkeit

Auf der Grundlage der Berechnungen von HEM (1972) für das System $\text{Cd} + \text{CO}_2 + \text{S} + \text{H}_2\text{O}$ unter Normalbedingungen (siehe Abb. 7.4.4.1) muss festgestellt werden, dass Cd^{2+} ein sehr breites Prädominanzfeld im sauren Bereich bis hin zum pH=8 einnimmt. Zwischen pH=8 bis pH=10 ist CdCO_3 stabil, darüber folgen Hydroxokomplexe. Im reduzierenden Bereich ist ein breites Prädominanzfeld des CdS vorhanden, welches aufgrund der extrem niedrigen Löslichkeit des CdS zwar eine sehr gute Fixierung des Cadmiums garantiert, aber für Bedingungen in Böden, die landwirtschaftlich genutzt wer-

den, keinerlei Bedeutung hat. Die Fällung des Cadmiums als Sulfid stellt lediglich eine sehr gute Möglichkeit der Reinigung kontaminierter Abwässer als Sonderfall dar. Das von HEM (1972) für eine Cadmiumaktivität von $10^{-7,05}$ mol/l und eine CO_2 -Aktivität von 10^{-3} mol/l berechnete Eh-pH-Diagramm zeigt für das Karbonat gegenüber dem Zink eine Verschiebung des Prädominanzfeldes in den basischen Bereich. Die Fixierungsmöglichkeiten des Cadmiums sind daher etwas ungünstiger als die des Zinks. Lediglich auf Karbonatböden ist mit einer guten Fixierung zu rechnen zumal Cadmium im Kalziumkarbonat mitgefällt werden kann. Dass eine hohe Bindung des Cadmiums an die Karbonatfraktion gegeben ist zeigte FÖRSTNER (1980), der für die Bindungsarten des Cd in kontaminierten Neckar-Flußsedimenten 48% des Cadmiums an Karbonate gebunden fand.

Aufgrund der Eh-pH-Bedingungen der Fixierung des Cadmiums ist zu erwarten, dass die Migrationsmöglichkeit des Cadmiums durch eine Erhöhung der Karbonationenaktivität in kontaminierten sauren Böden durch Kalk-Düngung im gewissen Umfang eingeschränkt werden kann.

Es ist ferner zu erwarten, dass Cadmium relativ gut als Phosphat fixiert werden kann. Gegenwärtig fehlen die thermodynamischen Grunddaten, so dass eine Berechnung der Prädominanzfelder noch nicht möglich ist.

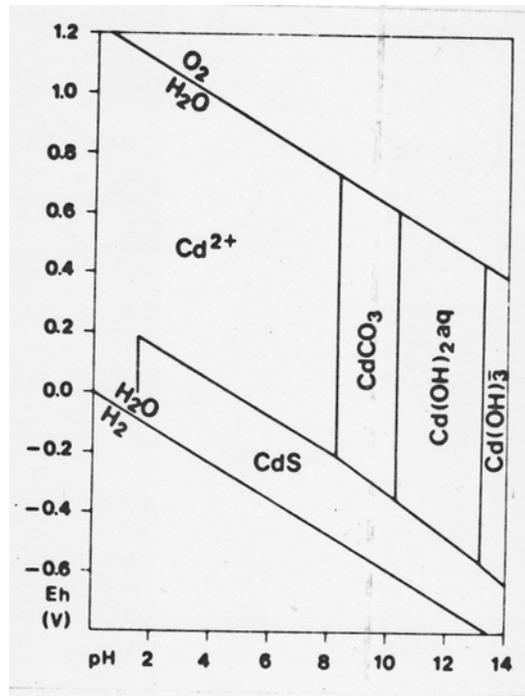


Abb. 7.4.4.1: Eh-pH-Diagramm für das System $\text{Cd}+\text{CO}_2+\text{S}$ in wässriger Lösung bei Standardbedingungen, ($\sum a_{\text{Cd}^{2+}} = 10^{-7,05}$ mol/l; $\sum a_{\text{CO}_3^{2-}} = 10^{-3}$ mol/l; $\sum a_{\text{S}^{2-}} = 10^{-3}$ mol/l). nach: HEM, 1972

Großen Einfluss auf die geochemische Mobilität des Cadmiums haben die pH-Bedingungen und das Red-Ox-Potential, wie GAMBRELL u.a. (1972) durch Eluierungsversuche des ^{109}Cd -Isotops aus Mississippi-Flußsedimenten nachwies. Die Ergebnisse sind in der Abbildung 7.4.4.2 zusammengefasst. Danach ist unter reduzierenden Bedingungen die Verfügbarkeit des Cadmiums außerordentlich gering, sie steigt bei pH=5 mit zunehmendem Oxydationspotential stark an. Bei steigenden pH-Werten sinkt sie entsprechend stark. Aus diesen Untersuchungen ist zu schlussfolgern, dass durch ein Anheben der pH-Werte saurer kontaminierter Böden die Migrationsfähigkeit des Cadmiums ebenfalls eingeschränkt werden kann.

Den entsprechenden Nachweis lieferten PODLESAK, MACHALETT und GEY (1981) durch Untersuchungen zur Cadmiumaufnahme von Senfpflanzen in Gefäßversuchen mit Cadmium kontaminierten Böden und definierter pH-Wert-Einstellung. Bei Anhebung des Boden-pH-Wertes von 4,5 auf 5,5 durch $\text{Ca}(\text{OH})_2$ -Behandlung konnte der Cadmiumgehalt der Senfpflanzen um etwa die Hälfte gesenkt werden.

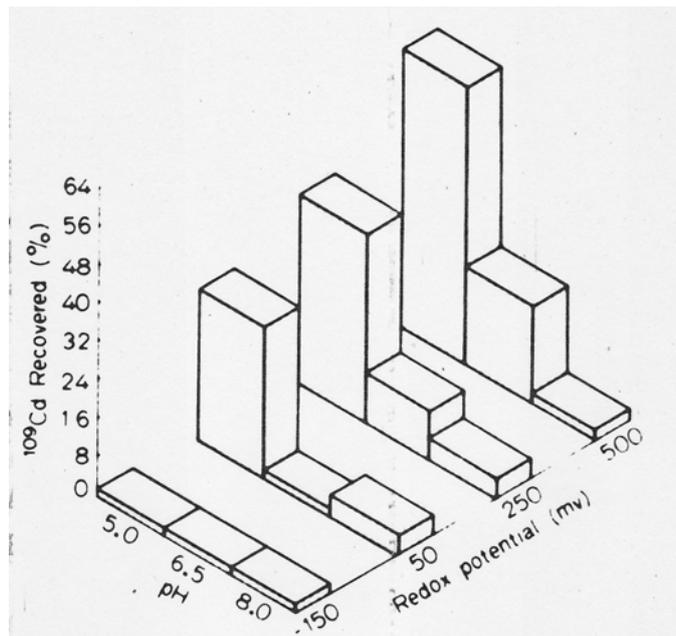


Abb. 7.4.4.2: Die Mobilisierbarkeit des Cadmiums in Abhängigkeit von den Eh-pH-Bedingungen (nach: GAMBRELL u.a., 1972)

7.5 Arsen

7.5.1 Die festen Phasen des Arsens in Umweltstäuben

Feste Phasen des Arsens wurden als Luftverunreinigungen in der Umgebung von Bleiakkurecycling-Anlagen durch RIEDEL u. RADCZEWSKI (1979) beschrieben. Sie konnten den triklinen Baumhauerit ($\text{Pb}_3\text{As}_4\text{S}_9$) und den orthorhombischen Sartorit (PbAs_2S_4) nachweisen.

Im Rahmen der zur hier vorgelegten Arbeit durchgeführten Untersuchungen konnte bisher nur der kubische Arsenolith (As_2O_3) röntgendiffraktometrisch nachgewiesen werden. Elektronenmikroskopische Untersuchungen an den gleichen Proben durch FRANZKE (1981) machten aufgrund der abgebildeten Formen untergeordnet auch die Existenz des monoklinen Claudetits wahrscheinlich.

7.5.2 Das Lösungsverhalten der Arsenphasen im System Sedimentationsstaub und Niederschlagswässer

In gleicher Weise wie Blei, Zink und Cadmium wurde auch das Lösungsverhalten der Arsenphasen im System Sedimentationsstaub und Niederschlagswässer untersucht. Wie aufgrund der Löslichkeit von As_2O_3 in wässriger Phase zu erwarten, zeigt Arsen ein völlig anderes Verhalten. Wie die in Abb. 7.5.2 dargestellten Untersuchungsergebnisse zeigen, geht Arsen im Gegensatz zu den bisher für Blei, Zink und Cadmium dargestellten Verhältnissen im sauren pH-Bereich zwischen 3,0 und 4,3 weniger stark in Lösung. Nach 30 Tagen Standzeit der Sedimentationsstaubgefäße befanden sich nur 40% der Gesamtarsenmenge in Lösung. Im neutralen Bereich hingegen gehen 60-70% der Gesamtmenge in Lösung.

Wie im Kapitel 8 noch gezeigt wird, resultieren aus dieser Tatsache für Arsen andersartige Kontaminationsvorgänge als für die Elemente Blei, Zink und Cadmium.

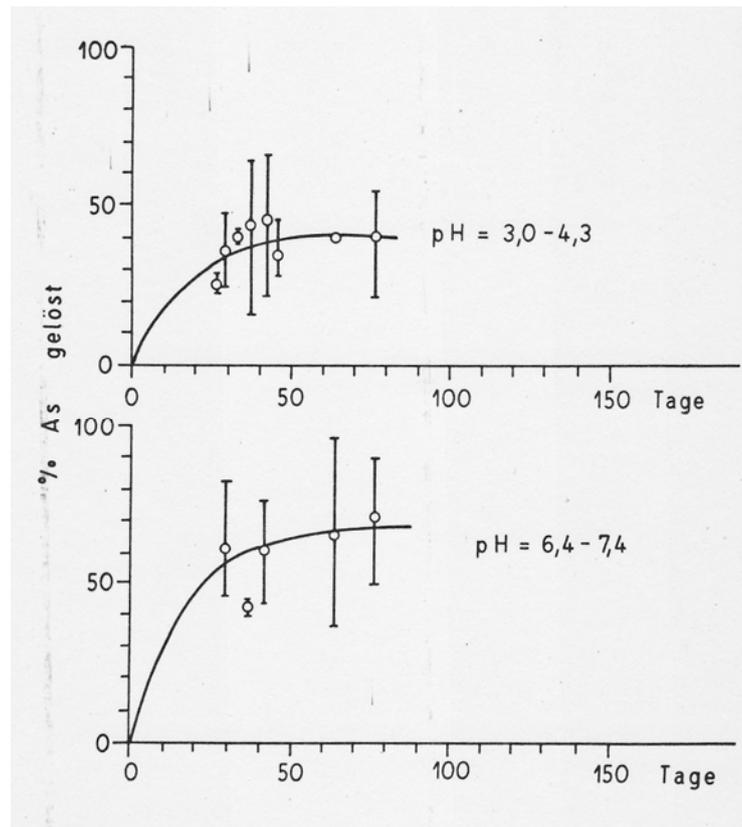


Abb. 7.5.2: Das Lösungsverhalten der Arsenphasen im System Sedimentationsstaub/Niederschlagswässer

7.5.3 Die Eh-pH-Bedingungen der Fixierung des Arsens

Thermodynamische Daten über Arsen und seine Verbindungen sind außerordentlich selten, wenn man von den wenigen Angaben von WAGMAN u.a. (1968) absieht. Auf der Grundlage dieser Daten hat HEM (1977) das Eh-pH-Diagramm für das System $\text{As} + \text{H}_2\text{O} + \text{O}_2$ bei einer Gesamtaktivität von Schwefel = 10^{-4} mol/l, $\text{CO}_3 = 10^{-3}$ mol/l und Arsen = 10^{-7} mol/l berechnet.

Weitere Berechnungen sind gegenwärtig aufgrund fehlender thermodynamischer Daten nicht möglich. Das in Abbildung 7.5.3 wiedergegebene Eh-pH-Diagramm zeigt, dass unter oxydierenden Bedingungen im wesentlichen Arsenatkomplexe existent sind.

Es ist daher zu erwarten, dass der nach der Sedimentation in Lösung gehende Anteil des Arsens in den Böden zum Arsenat oxydiert wird. Dieser Prozess hat größte Bedeutung für die Bildung von Metallarsenaten. Immerhin sind in der Natur über 115 Minerale als Arsenate (siehe STRUNZ, 1978) bekannt.

Die Migrationsfähigkeit des Arsens dürfte deshalb bei Arsenat-Bildungen relativ gering sein. Da alle Kationen, die Metallarsenate bilden, in den Böden vertreten sind, ist mit einer relativ guten Fixierung zu rechnen. In dieser eingeschränkten Migrationsfähigkeit ist auch die Ursache für die außerordentlich hohe Anreicherung des Arsens in den Böden der unmittelbaren Umgebung der Emittenten zu sehen.

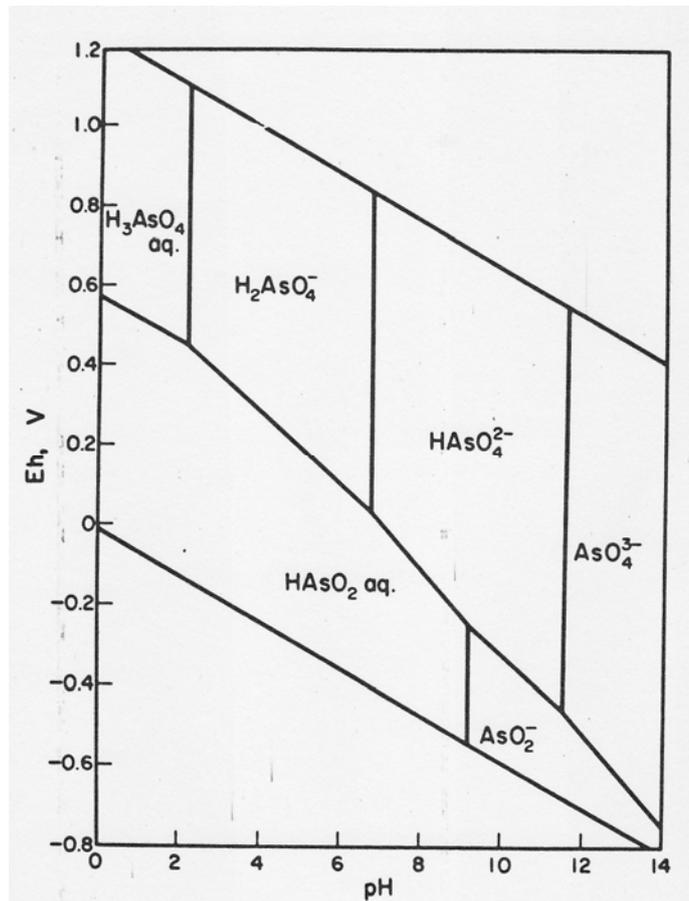


Abb. 7.5.3: Eh-pH-Diagramm für das System As + H₂O + O₂ bei Normalbedingungen, ($\Sigma a_{As} = 10^{-7}$ mol/l; $\Sigma a_S = 10^{-4}$ mol/l; $\Sigma a_{CO_2} = 10^{-3}$ mol/l) nach: HEM, 1977

8. Der Zusammenhang zwischen sauren Niederschlägen und Flächenkontamination

8.1 Die Widerspiegelung des Ausbreitungsverhaltens saurer Niederschläge in den pH-Werten der Niederschlagslösungen

Wie im vorangegangenen Kapitel 7 gezeigt wurde, wird der Kontaminationsvorgang ganz wesentlich von den pH-Werten der mit den Stäuben reagierenden Niederschlagslösungen stimuliert. Es bestand daher Interesse, diese Vorgänge auch in der Fläche der Landschaft zu untersuchen.

Zu diesem Zweck wurden die Messungen der pH-Werte in den überstehenden Niederschlagslösungen der Sedimentationsstaubgefäße des Messnetzes Freiberg in einer Isolinien Darstellung ausgewertet. Gleichzeitig wurden die Elementgehalte in der festen Phase und in der gelösten Phase gemessen. Wie bereits im Kapitel 7 ausgeführt, stellen die gemessenen Werte nicht die pH-Werte der reinen Niederschlagswässer dar. Es handelt sich um pH-Werte, die sich im Ergebnis der Lösungsreaktion der Niederschläge mit den Sedimentationsstäuben einstellen. Die Pufferwirkung der Sedimentationsstäube führt zu leichten Modifikationen der pH-Werte der reinen Niederschlagswässer. Sie widerspiegeln somit die pH-Verhältnisse beim Kontaminationsvorgang.

In der Abbildung 8.1.1 ist ein typisches Beispiel der Isolinienkarten der pH-Werte dargestellt. Die Anomalien der pH-Werte weisen in der Regel eine andere Orientierung auf als die Anomalien der sedimentierten Metallmengen. Während die Hauptachse der Elementanomalien in den meisten untersuchten Zeiträumen sich in Nordwest-Südost-Orientierung erstreckt, nimmt die Hauptachse der pH-Wert-Anomalien eine West-Ost-Orientierung an.

Man kann davon ausgehen, dass die in den Rauchfahnen enthaltenen Emissionen des SO_2 , des Fluors und des Chlors durch fallenden Regen schnell ausgewaschen werden und so zur Säurebildung beitragen. Die pH-Wert-Anomalien bilden somit recht gut die Richtung der Rauchfahnen während der Niederschlagsereignisse im untersuchten Messzeitraum ab.

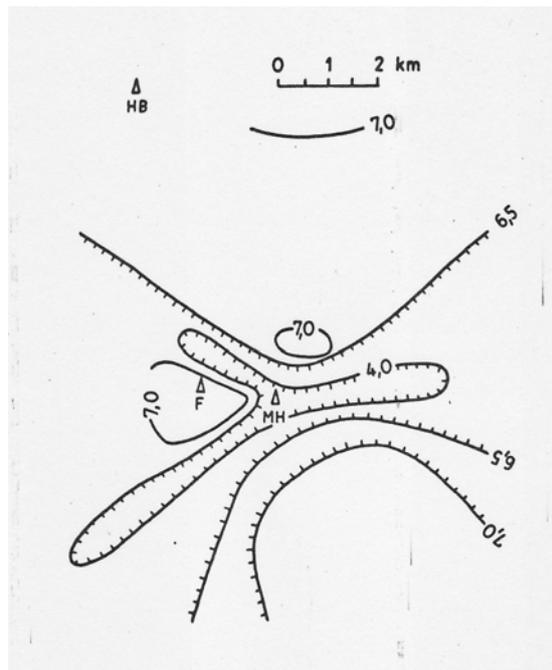


Abb. 8.1.1: Isoliniendarstellung der pH-Werte von Niederschlägen (im Kontakt mit Sedimentationsstäuben) in der Umgebung von Buntmetallhütten, Messzeitraum: 30.8.-28.9.1978 (HB: Halsbrücke, F: Hütte Freiberg, MH: Muldenhütten)

8.2 Die zwei Typen von Elementanomalien, die im Gefolge des Zusammenwirkens saurer Niederschläge und schwermetallführender Umweltstäube in der anthropogen veränderten geochemischen Landschaft entstehen

Die pH-Wert-Anomalie der Niederschläge überprägt die Elementanomalien, wobei Lösungsprozesse der festen Phasen der Sedimentationsstäube in der im Kapitel 7 beschriebenen Art und Weise eintreten. Je nach pH-Wert der Niederschläge wird ein bestimmter Anteil der sedimentierten Elementmenge in Lösung überführt, der Rest verbleibt in fester Phase.

Da gleichzeitig mit den pH-Messungen die Elementgehalte für Pb, Zn, Cd und As sowohl in der festen als auch in der flüssigen Phase in den Sedimentationsstaubgefäßen gemessen wurden, ergab sich die Möglichkeit, die im Messgebiet Freiberg anzutreffenden Verhältnisse ebenfalls in Form von Isoliniendarstellungen auszuwerten. Die Ergebnisse sind als ein Beispiel in den Abb. 8.2.1 und 8.2.1.1 - 8.2.1.4 für den Messzeitraum vom 29.7.-16.9.1976 dargestellt. Dabei repräsentiert die Abb. 8.2.1 die Verteilung der pH-Werte im Messzeitraum. Diese Verhältnisse überprägen die Sedimentationsstaubanomalien (Pb gesamt, Zn gesamt, Cd gesamt und As gesamt in den Abb. 8.2.1.1 - 8.2.1.4). Die Darstellung des prozentualen Elementanteiles (% Element gelöst), der von der Gesamtsedimentationsrate in Lösung gegangen ist,

stellt eine errechnete Größe dar, deren Isolinienkarte die jeweils gute Übereinstimmung zur pH-Wert-Karte zeigt. Auch in der Flächendarstellung wird hier der im Kapitel 7 beschriebene Zusammenhang zwischen hoher Löslichkeit der Blei-, Zink- und Cadmiumphasen bei niedrigeren pH-Werten und der niedrigen Löslichkeit der Arsenphasen bei kleinen pH-Werten deutlich.

Stellt man nun noch die Elementgehalte dar, die in der festen bzw. in der gelösten Phase in den Sedimentationsstaubgefäßen gemessen wurden, so lässt sich die Gesamtanomalie in je zwei Teilanomalien auflösen.

Die Blei-, Zink- und Cadmium-Sedimentationsraten des in fester Phase vorliegenden Elementanteiles bilden dabei Anomalien, die hinsichtlich der Lage ihrer Hauptachse in der Regel eine angenäherte Nord-Süd-Orientierung aufweisen. Andererseits bilden die Blei-, Zink- und Cadmium-Sedimentationsraten des in gelöster Phase vorliegenden Elementanteils Anomalien, deren Hauptachse in der Regel eine angenäherte West-Ost-Orientierung einnimmt. Im Falle des Arsens sind die Verhältnisse aufgrund des anderen Lösungsverhaltens umgekehrt. Hier bildet der Arsen-Anteil in der festen Phase eine Anomalie mit angenäherter West-Ost-Orientierung und der gelöste Anteil eine Anomalie mit Nord-Süd-Orientierung.

Aus diesen Untersuchungen wird ersichtlich, dass die pH-Verhältnisse der Niederschläge ganz wesentlich den Kontaminationsvorgang beeinflussen und für jedes Element zwei unterschiedliche Typen von Anomalien hinsichtlich ihres Charakters und ihrer Flächenlage bilden. Diese Ergebnisse sind offensichtlich geeignet, den Widerspruch zwischen der Lage der Elementanomalien im Boden und der Lage der Elementanomalien in Pflanzen neu zu interpretieren. So weisen die von RÖSLER, BEUGE u. MÜLLER (1969) untersuchten Elementanomalien in den Böden des Untersuchungsgebietes eine angenäherte Nord-Süd-Orientierung ihrer Hauptachse auf, während die von ANKE (in RÖSLER, 1982) untersuchten Elementanomalien (insbesondere des Cadmiums) in den Pflanzen eine angenäherte West-Ost-Orientierung der Hauptachse zeigen.

Die in den Böden ermittelten Anomalien stimmen also weitestgehend mit der Form und Lage der Anomalien überein, die durch den Elementanteil in der festen Phase der Sedimentationsstäube repräsentiert werden.

Die bei Pflanzenuntersuchungen im Messgebiet ermittelten Anomalien hingegen stimmen in Form und Lage weitestgehend mit denen überein, die sich aus dem gelösten Anteil der Sedimentationsstäube ergeben.

Die Elementgehalte der Pflanzen widerspiegeln also nicht direkt die in den Böden fixierten Elementgehalte. Ganz offensichtlich bestimmen die niedrigen pH-Werte der Niederschläge in weit stärkerem Maße die Elementaufnahme durch die Pflanzen. Die ständige Nachlieferung saurer Niederschläge bei Bevorzugung der West-Ost-Orientierung führt zu einer Erhöhung des gelösten Anteils der zur Kontamination gelangenden Elemente, gleichzeitig werden immer wieder neu die Bedingungen erhöhter Migrationsfähigkeit der Element-

te Blei, Zink und Cadmium im Boden hergestellt. Die sich auf diese Art erhöhende Pflanzenverfügbarkeit der Elemente Pb, Zn und Cd widerspiegelt sich dann konsequenterweise in erhöhten Gehalten der Pflanzen. Das Lösungsverhalten der Arsenphasen führt unter diesen Verhältnissen zu einer Einschränkung der Migrationsbedingungen. Arsen wird von den von sauren Niederschlägen gleichzeitig beeinflussten Böden folglich auch stärker angereichert als Blei, Zink und Cadmium. Die geochemischen Verhältnisse der natürlichen Landschaft werden daher unter den Bedingungen der anthropogenen Beeinflussung durch schwermetallhaltige Umweltstäube und saure Niederschläge in komplizierter Weise erheblich verändert. Die anthropogenen bzw. technogenen Beeinflussungen der Umwelt im untersuchten Gebiet führen nicht nur zu einer generellen Erhöhung der Konzentration in allen Umweltmedien, sie führen auch unter den Bedingungen saurer Niederschläge zu Veränderungen des geochemischen Verhaltens der Elemente.

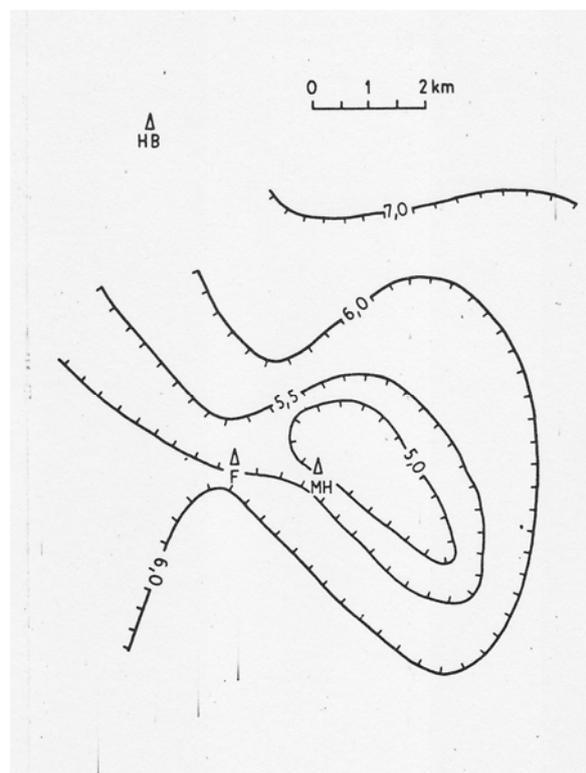


Abb. 8.2.1: Isoliniendarstellung der pH-Werte von Niederschlägen (im Kontakt mit Sedimentationsstäuben) Messzeitraum: 29.7. - 16.9.1976 (HB: Halsbrücke, F: Hütte Freiberg, MH: Muldenhütten)

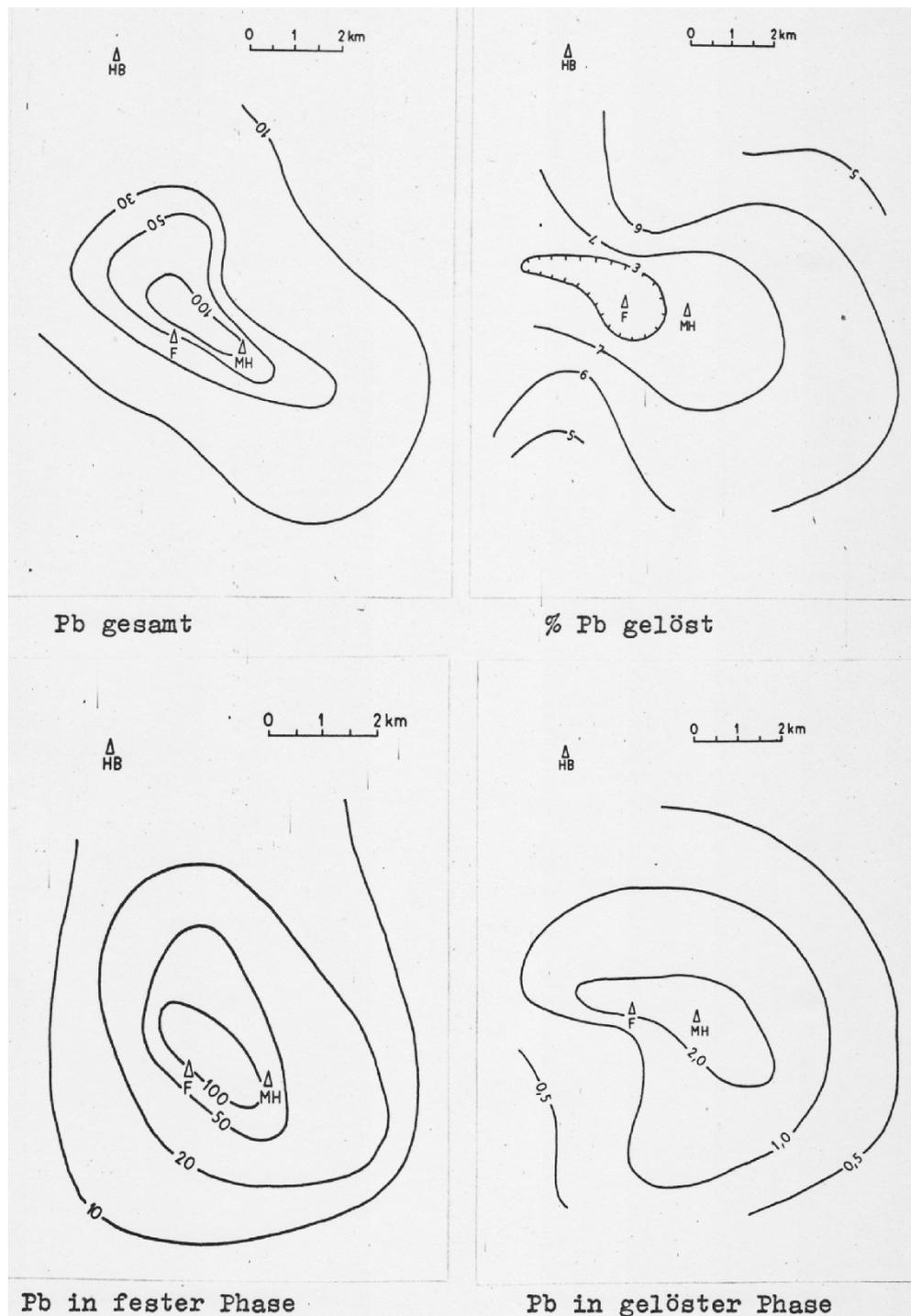


Abb. 8.2.1.1: Die zwei Typen der anthropogenen Bleianomalien (Pb in fester Phase, Pb in gelöster Phase), die sich unter den Bedingungen saurer Niederschläge aus der Gesamtanomalie bilden. Messzeitraum: 29.7.-16.9.1976, Sedimentationsraten in $\text{mg/m}^2 \cdot 30\text{d}$

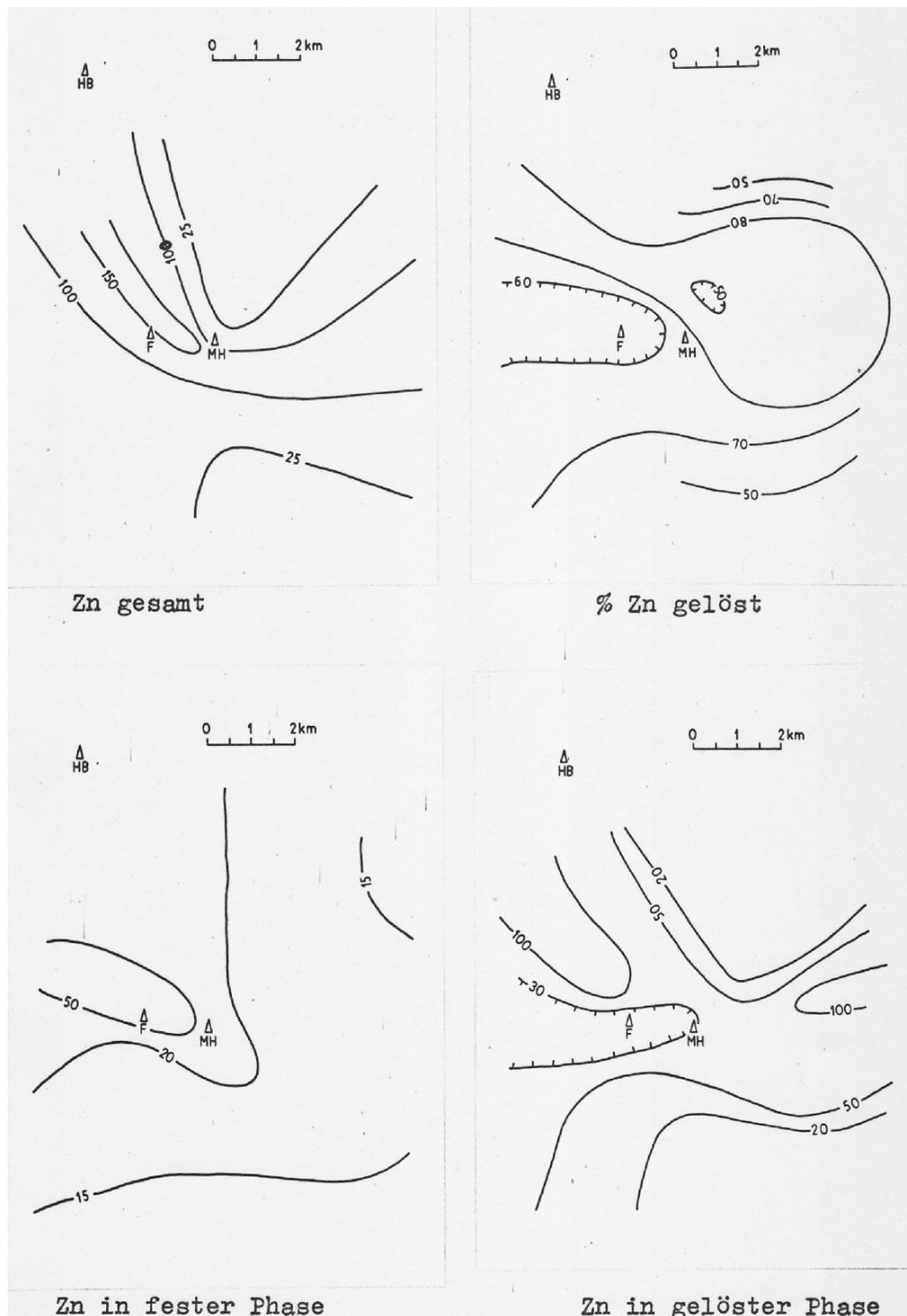


Abb. 8.2.1.2: Die zwei Typen der anthropogenen Zinkanomalien (Zn in fester Phase, Zn in gelöster Phase), die sich unter den Bedingungen saurer Niederschläge aus der Gesamtanomalie bilden. Messzeitraum: 29.7.-16.9.1976, Sedimentationsraten in $\text{mg/m}^2 \cdot 30\text{d}$

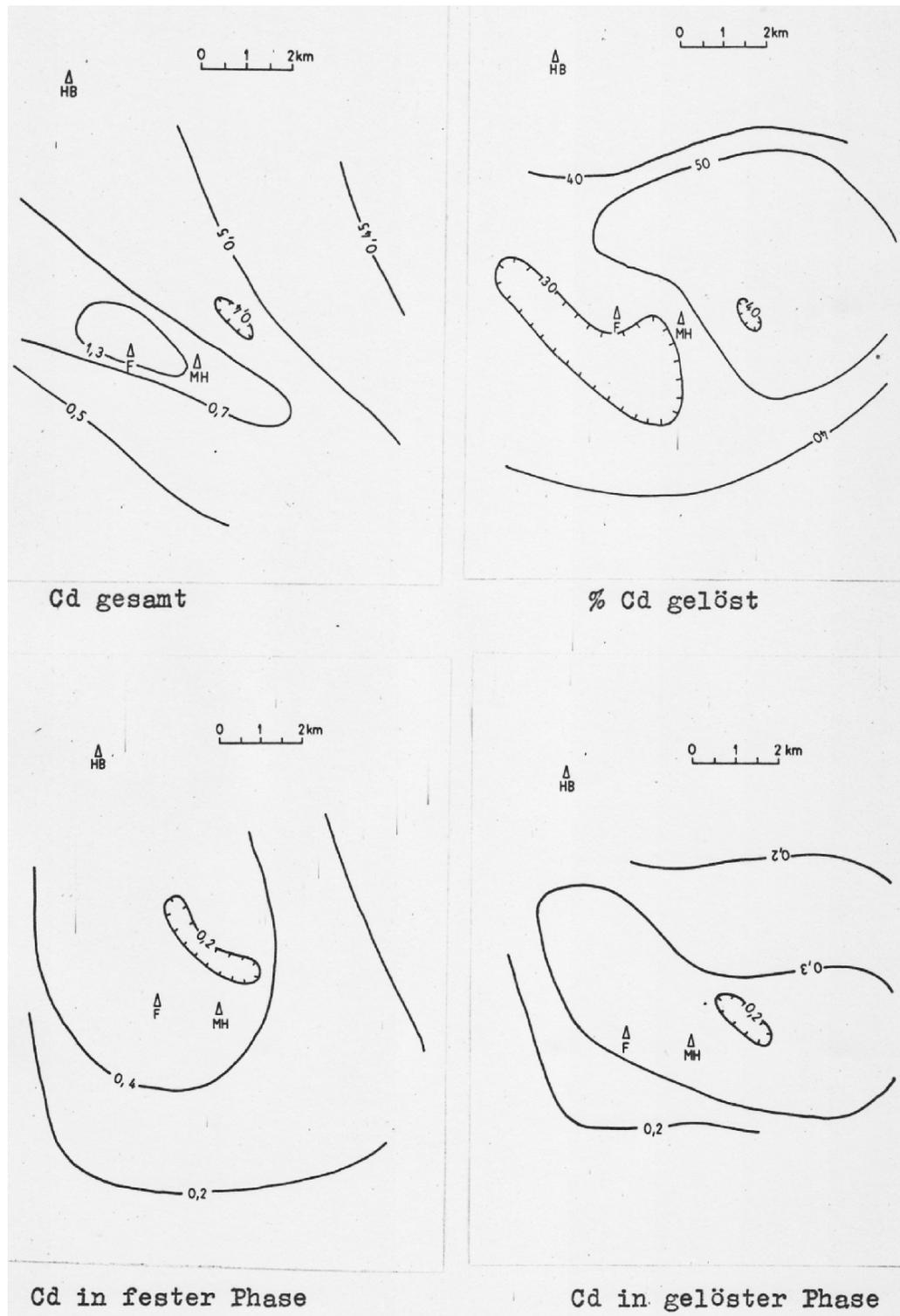


Abb. 8.2.1.3: Die zwei Typen der anthropogenen Cadmiumanomalien (Cd in fester Phase, Cd in gelöster Phase), die sich unter den Bedingungen saurer Niederschläge aus der Gesamtanomalie bilden. Messzeitraum: 29.7.-16.9.1976, Sedimentationsraten in $\text{mg/m}^2 \cdot 30\text{d}$

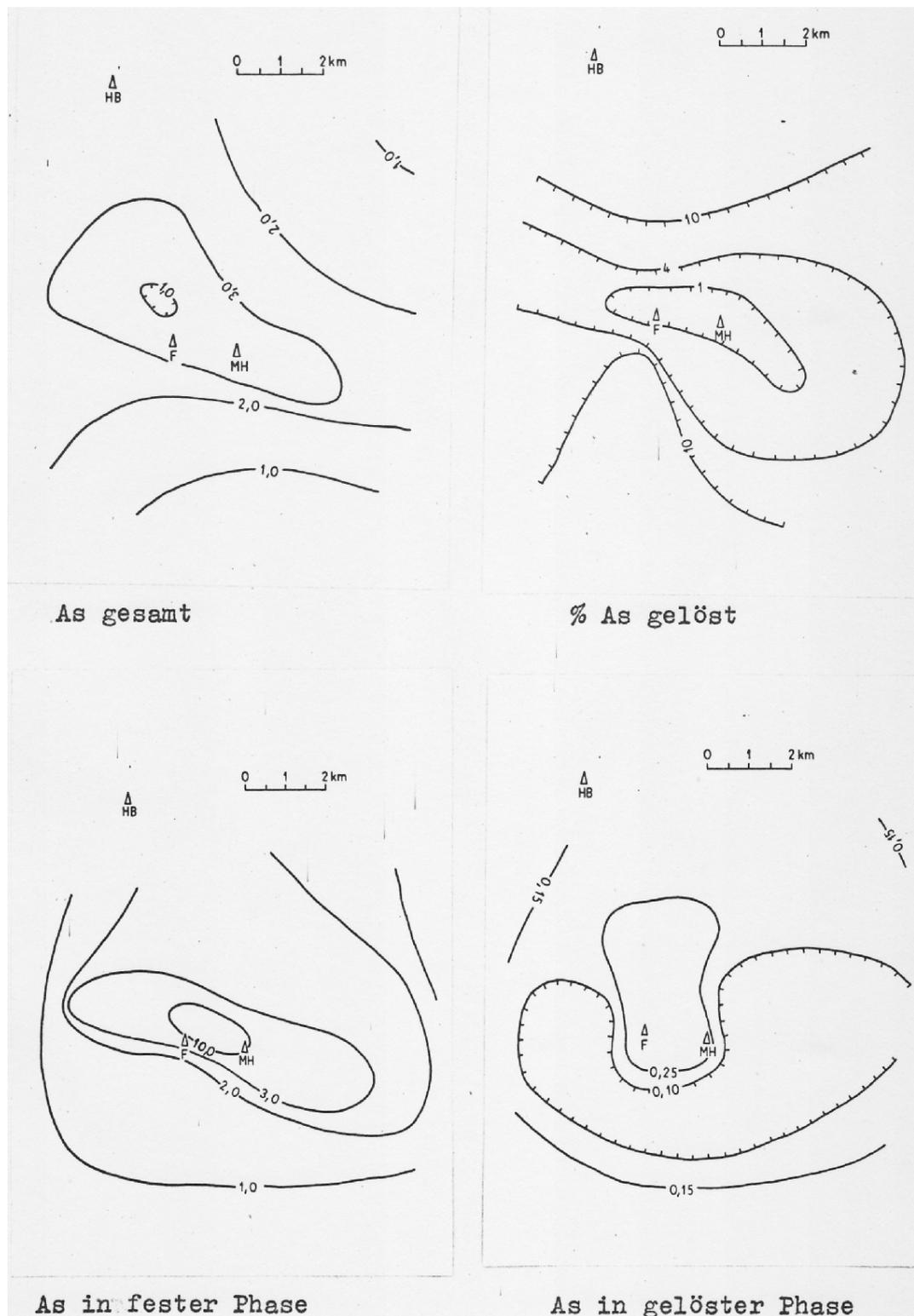


Abb. 8.2.1.4: Die zwei Typen der anthropogenen Arsenanomalien (As in fester Phase, As in gelöster Phase), die sich unter den Bedingungen saurer Niederschläge aus der Gesamtanomalie bilden. Messzeitraum: 29.7.-16.9.1976, Sedimentationsraten in $\text{mg/m}^2 \cdot 30\text{d}$

9. Zusammenfassung

Ausgehend von den Erkenntnissen über das Wechselverhältnis von Mensch und Natur und ausgehend von der Tatsache, dass der Mensch als gesellschaftlich handelndes Wesen seit Beginn der industriellen Revolution in großem Umfang Prozesse in Gang setzt, die praktisch alle Elemente des Periodensystems in unterschiedlichem Umfang anregen, zusätzlich zu den auf Grund der natürlichen geochemischen Evolution der Erde vorhandenen, in die Lebensumwelt einzutreten, wurde im Rahmen der vorgelegten Arbeit der Gegenstand der sich neu entwickelnden Wissenschaftsdisziplin Umweltgeochemie bestimmt.

Gegenstand der Umweltgeochemie, einer angewandten Disziplin der Geochemie, sind die Gesetze der Migration und Fixierung der chemischen Elemente und Isotope in den die Lebensumwelt des Menschen beeinflussenden Sphären und in den durch die Tätigkeit des Menschen beeinflussten Sphären (Geosphäre, Pedosphäre, Hydrosphäre, Atmosphäre und Biosphäre) in ihrer dialektischen Wechselwirkung.

Es wird der enge Zusammenhang zur biogeochemischen Ökologie herausgestellt, die die Wechselwirkungen der Organismen und ihrer Populationen mit der natürlichen und der anthropogen beeinflussten geochemischen Umwelt zum Gegenstand hat.

In einem Überblick über die Wirksamkeit geochemischer Gesetzmäßigkeiten im Laufe der Evolution der Erde wird aufgezeigt, dass veranlasst durch den gesellschaftlich handelnden Menschen zu den in der natürlichen Umwelt schon wirkenden geochemischen Faktoren quantitativ und qualitativ neue hinzutreten, die die geochemische Entwicklung der Erde in neuer Art beeinflussen können und unter Umständen auch neue Richtungen ermöglichen. Da diese Gesetzmäßigkeiten meist ungewollt aber durch den Menschen angeregt zu wirken beginnen, gehört ihre Aufklärung zu den wichtigsten Aufgaben der Umweltgeochemie. Gleichzeitig werden jene Aufgaben dargestellt, die sich für die Forschung aus der dialektischen Einheit sowohl der natürlichen als auch der anthropogen beeinflussten geochemischen Umwelt mit den in ihr lebenden Organismen ergeben.

Für das methodische Vorgehen der Umweltgeochemie wird vorgeschlagen, sowohl den Begriffsapparat als auch die Untersuchungsmethodik der Geochemie, insbesondere der Erkundungsgeochemie, in angemessener Weise zu übernehmen.

Aus dieser Sicht wird in der vorgelegten Arbeit zunächst der Versuch unternommen, den umweltgeochemischen Charakter der Elemente einzuschätzen. Es geht dabei um das Erkennen allgemeinsten Gesetzmäßigkeiten des Verhaltens der Elemente in der Umwelt.

Auf der Basis von Bilanzrechnungen wird durch Literaturlauswertung für eine Reihe von Elementen im globalen Rahmen ihre transportierte Menge in den

für die Veränderung der Geochemie der Landschaft bedeutsamen Kreisläufen, dem Transport durch die Atmosphäre und dem Transport durch die Hydrosphäre, gegenübergestellt. Diese Abschätzungen zeigen, dass die Hydrosphäre bevorzugt den Massetransport für die Elemente Al, Ti, Sm, Fe, Co, Mn, Cr, Ag, V und Ni realisiert, während die Atmosphäre hauptsächlich die Elemente Cu, Sb, Zn, Cd, Mo, As, Se, Pb und Hg transportiert.

Einen wichtigen Schritt für die umweltgeochemische Charakteristik stellt der Versuch dar, auf der Basis von Bilanzrechnungen die natürlichen und die anthropogenen Anteile der durch die Atmosphäre transportierten Elementmengen einzuschätzen, um so den Grad der Belastung eines natürlichen Systems beurteilen zu können.

Es werden die Anteile der in die Atmosphäre eingetragenen Elementmengen aus natürlichen und aus anthropogenen Quellen dargestellt. Der Quotient aus anthropogenem und natürlichem Eintrag ergibt eine Maßzahl für den Umfang der Belastung natürlicher Systeme. Quotienten kleiner 1 drücken das Überwiegen des Eintrages durch natürliche Prozesse aus; dazu gehören die Elemente Al, Ti, Sm, Fe, Mn und Co. Quotienten größer 1 sprechen für das Überwiegen des anthropogenen Eintrages in die Atmosphäre; dazu gehören nach steigendem anthropogenen Interferenzquotienten geordnet die Elemente Cr, S, V, Ni, Sn, Cu, Cd, Zn, As, Se, Sb, Mo, Ag, Hg und Pb.

Zu Vergleichszwecken wird die von FERSMAN begründete und von PERELMAN (1977) ausgebaute Methode dargestellt, die zur umweltgeochemischen Charakterisierung der Elemente den zahlenmäßigen Ausdruck der so genannten Technophilie verwendet. Die Technophilie eines Elementes errechnet sich aus der jährlichen Gewinnung des Elementes in Tonnen zu seinem Clarke-Wert in der Erdkruste. Elemente mit hoher Technophilie werden in der Kulturlandschaft angereichert und tragen in besonderer Weise zur anthropogenen Veränderung der Geochemie der Landschaft bei.

Vom Charakter her vergleichbar mit der Technophilie ist das von MÜLLER und FÖRSTNER (1974) vorgeschlagene „relative Verschmutzungspotential“, das die jährliche Produktion der Elemente auf die durchschnittlichen Gehalte in den Böden relativiert.

Im Ergebnis der im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Untersuchungen zur chemischen Zusammensetzung von Aerosolen wird eine neue Methode der Einschätzung des umweltgeochemischen Charakters der Elemente vorgestellt. Sie basiert auf der Berechnung der Clarke-Konzentrationen, indem die Elementgehalte in den Aerosolen auf die durchschnittliche Krustenhäufigkeit bezogen werden. Elemente mit Clarke-Konzentrationen kleiner 1 sind in Aerosolen gegenüber der Häufigkeit in der Erdkruste verarmt, Elemente mit Clarke-Konzentrationen größer 1 sind in den Aerosolen angereichert. Ordnet man die ermittelten durchschnittlichen Clarke-Konzentrationen nach den Ordnungszahlen, so lässt sich folgende Gesetzmäßigkeit aufzeigen: Elemente mit relativ niedrigen Ionisationspotentialen und am Anfang einer Periode stehend, sind in den Aerosolen gegenüber der Krustenhäufigkeit

meist verarmt. Elemente mit höherem Ionisationspotential und in der 2. Hälfte der Periode stehend werden in Aerosolen angereichert. Elemente, die mit der Neubesetzung einer Schale bzw. eines Energieniveaus beginnen, zeigen jeweils erniedrigte Clarke-Konzentrationen im Vergleich zu den in ihrer unmittelbaren Nachbarschaft befindlichen.

Auf der Grundlage dieser Gesetzmäßigkeiten wird vorgeschlagen, die in Aerosolen angereichert auftretenden Elemente im umweltgeochemischen Sinne als aerophil zu charakterisieren. Ein Vergleich der Clarke-Konzentrationen in den Aerosolen mit den anthropogenen Interferenzquotienten bzw. mit der Technophilie zeigt, dass in Aerosolen die Elemente angereichert auftreten, die bevorzugt anthropogen in die Atmosphäre eingetragen werden.

Die erkannte Gesetzmäßigkeit weist einen eigenartigen Doppelcharakter auf, der darin besteht, dass einerseits in der Abhängigkeit der Clarke-Konzentrationen von der Ordnungszahl ein Naturgesetz gesehen wird und andererseits im Zusammenhang zwischen Clarke-Konzentration und anthropogenem Interferenzquotienten eine vom gesellschaftlichen Handeln des Menschen gegebene Abhängigkeit besteht.

Es wird angenommen, dass eine Gesetzmäßigkeit vorliegt, bei der ein Naturgesetz erst durch das gesellschaftliche Handeln des Menschen zur Wirkung gebracht wird.

Die erkannte Gesetzmäßigkeit erlaubt eine umweltgeochemische Einschätzung der Elemente hinsichtlich ihres möglichen Beitrags zur anthropogen verursachten Veränderung der Geochemie der Landschaft im globalen Rahmen.

Ausgehend von diesen Erkenntnissen werden in der Arbeit Prozesse untersucht, die im lokalen Rahmen zur Veränderung der Geochemie der Landschaft beitragen.

Im Untersuchungsgebiet Freiberg dominiert der technogene Eintrag von schwermetallhaltigen Stäuben in die Atmosphäre. Nach ihrer Emission aus verschiedenen Quellen, insbesondere der Buntmetallhüttenbetriebe, fällt ein großer Teil dieser Stäube nach einer Luftpassage als Sedimentationsstaub wieder aus. Der Ausbreitungs- und Sedimentationsmechanismus dieser Stäube und ihr Lösungsverhalten in sauren Niederschlägen bestimmen wesentlich die Kontamination sowohl der Böden, Wässer und Pflanzen, als auch das tierische und menschliche Leben.

Multielementanalytische Untersuchungen an Aerosolen aus dem Raum Freiberg und ihr Vergleich mit solchen aus anderen Gebieten weisen auf die große Ähnlichkeit der chemischen Zusammensetzung von Aerosolen der Industrielandschaft Europas hin. Besonderheiten der Zusammensetzung erlauben Aussagen zu den Quellen, aus denen die Elemente in die Atmosphäre eingetragen werden. Nahezu alle Elemente weisen einen jahreszeitlichen Gang ihrer Gehalte in den Aerosolen auf. Untersuchungen der Elementge-

halte in Aerosolen an unterschiedlichen Probenahmeorten auf einem Nordwest-Südost-Profil in der Umgebung der Buntmetallhütten weisen die starke Erhöhung der Gehalte der von den Hütten emittierten Elemente aus. Bereits in 2 km Entfernung vom Emittenten fallen die Gehalte auf Werte ab, die als übereinstimmend mit denen der Industrielandschaft Europas zu betrachten sind, was für den relativ schnellen Austrag der so genannten "Hüttenelemente" aus der Atmosphäre spricht.

Auf der Grundlage dieser Elementgehaltsbestimmungen konnten für 26 Elemente die aerosolgebundenen Elementgehalte der Luft im Raum Freiberg berechnet und mit Werten aus der Literatur verglichen werden. Für die aus der Sicht der Kommunalhygiene problematischen Elemente Blei, Zink, Cadmium und Arsen kann im Ergebnis eingeschätzt werden, dass die aerosolgebundenen Elementgehalte der Luft im Stadtgebiet Freiberg im Bereich des gegenwärtigen Grundpegels städtischer Luft liegen. Lediglich in unmittelbarer Emittentennähe übersteigen die Gehalte dieser Elemente das 5- bis 10-fache des Durchschnitts für städtische Luft.

Als bedeutend für die Beurteilung der anthropogen bzw. technogen veranlassten Veränderung der Geochemie der Landschaft werden im Rahmen der Arbeit Untersuchungen zu den Sedimentationsverhältnissen der Elemente Blei, Zink, Cadmium und Arsen auf der Grundlage entsprechender Sedimentationsstaubanalysen herausgestellt. In Auswertung von mehr als 6500 Einzelmessungen eines 24 Punkte umfassenden Sedimentationsstaubmessnetzes, das ein Immissionsgebiet von ca. 100 km² repräsentiert, wurden für die Elemente Blei, Zink, Cadmium und Arsen in Form von Isolinien darstellungen die Sedimentationsraten für die Jahre 1974 bis 1979 und in monatlicher Auswertung für das Jahr 1980 untersucht und in ausgewählten Beispielen in der Arbeit dargestellt. Lage und Form der ermittelten Anomalien der Sedimentationsraten ergaben zusammen mit gleichzeitig durchgeführten Windrichtungs- und Windgeschwindigkeitsmessungen Aufschluss über das Ausbreitungsverhalten der schwermetallführenden Stäube. Während die Orographie des Geländes und die Windrichtungen die Lage und Form der Anomalien beeinflussen, werden die Sedimentationsraten der Elemente stark durch die Windgeschwindigkeiten beeinflusst. Für Blei, Cadmium und Arsen konnten gesetzmäßige Zusammenhänge zwischen Windgeschwindigkeiten und Sedimentationsraten ermittelt werden.

Äolische Separationsprozesse werden seit der Errichtung von Hochessen stärker wirksam, was sowohl im Ergebnis entsprechender Korrelationsanalysen als auch in einer stärkeren Differenzierung in Lage und Form der Elementanomalien zum Ausdruck kommt. Aufgefundene unterschiedliche Entfernungsrelationen zwischen Emittenten und Gebieten maximaler Sedimentationsraten lassen Rückschlüsse auf die relativen mittleren Verweilzeiten der Elemente in der Atmosphäre zu. Die relativen Verweilzeiten der festen Phasen, in denen die Elemente transportiert werden, nehmen von Blei über Cadmium und Zink zum Arsen zu.

Ein Vergleich der Sedimentationsraten mit denen relativ unbelasteter Gebiete erlaubt eine Einschätzung des Grades der anthropogenen Belastung. So liegen die durchschnittlichen Sedimentationsraten im Raum Freiberg im Jahr 1980 bei Cadmium 6-mal, bei Zink 9-mal, bei Blei 40-mal und bei Arsen 130-mal höher als in unbelasteten Gebieten.

Eine Abschätzung des möglichen Elementanteils aus aufgewirbelten Böden an den Sedimentationsraten des Jahres 1980 ergab, dass ca. 1-10% des zur Sedimentation gelangenden Bleis und Zinks, ca. 4-50% des Cadmiums und ca. 15-50% des zur Sedimentation gelangenden Arsens im Extremfall aus den bereits kontaminierten Böden entstammen kann.

Um den Kontaminationsvorgang, der die eigentliche Veränderung der Geochemie der Landschaft bewirkt, weiter aufzuklären, wurden die festen Phasen der Umweltstäube und ihr Lösungsverhalten untersucht. Von den 25 bisher bekannten festen Phasen des Bleis, die als Luftverunreinigungen auftreten, konnten im Raum Freiberg Massicotit (PbO), Anglesit (PbSO_4) und untergeordnet Galenit (PbS) nachgewiesen werden. Zink wird im Wesentlichen als Zinkit (ZnO), Cadmium als Monteponit (CdO) und Arsen als Arsenolith (As_2O_3 kub.) emittiert.

Thermodynamische und experimentelle Untersuchungen zum Lösungsverhalten der festen Phasen weisen auf den engen Zusammenhang zwischen den pH-Werten der Niederschlagswässer und dem Kontaminationsvorgang hin. Während die Zink-, Cadmium- und Bleiphasen unter den Bedingungen "sauren Regens" relativ stark gelöst werden, weist die Arsenphase eine weniger starke Löslichkeit auf. Unter neutralen Bedingungen weist die Arsenphase hingegen die höhere Löslichkeit auf. Über die Zink-, Cadmium- zur Bleiphasen nimmt die Löslichkeit bei neutralen Bedingungen ab.

Durch thermodynamische Berechnungen der Fixierungsmöglichkeiten der 4 Elemente konnten Bedingungen ermittelt werden, die bei gezielter Anwendung zur gesteuerten Einschränkung ihrer Migrationsmöglichkeiten in Böden führen. Als wirksame Faktoren werden eine entsprechende Stimulierung der pH-Werte und die Karbonat- und insbesondere Phosphationenversorgung der Böden herausgestellt. Dabei wird die Einschränkung der Migrationsmöglichkeit als Voraussetzung für eine verminderte Aufnahme der Elemente durch die Pflanze gesehen.

Um den Zusammenhang zwischen sauren Niederschlägen und der Flächenkontamination zu untersuchen, wurden die Messungen der pH-Werte in den überstehenden Niederschlagslösungen der Sedimentationsstaubgefäße des Messnetzes Freiberg in einer Isoliniendarstellung ausgewertet. Die ermittelten pH-Wert-Anomalien weisen mit ihrer meist West-Ost verlaufenden Hauptachse auf ein andersartiges Ausbreitungsverhalten der sauren Niederschläge gegenüber den Sedimentationsstäuben hin. Die pH-Wert-Anomalie überprägt die Elementanomalien. Die dabei eintretenden Lösungsprozesse überführen einen bestimmten Anteil sedimentierter Elementmengen in Lösung, für einen anderen Anteil bleiben die Bedingungen erhalten, in fester Phase zu verblei-

ben. Die Landschaft im Untersuchungsgebiet wird so durch zwei Typen von Anomalien eines jeden Elementes überprägt. Dabei zeigt sich, dass der in fester Phase verbleibende Anteil von Pb, Zn und Cd Anomalien bildet, die in Lage und Form weitestgehend mit der in den Böden registrierten Anomalie übereinstimmen und in der Hauptachse eine angenäherte Nord-Süd-Orientierung aufweisen, während die Anomalien des gelösten Elementanteils eine angenäherte West-Ost-Orientierung zeigen und im Falle des Cd mit der Anomalie in Lage und Form Übereinstimmen, die an Pflanzen ermittelt wurde. Arsen zeigt auf Grund des andersartigen Lösungsverhaltens umgekehrte Verhältnisse.

Mit der vorgelegten Arbeit zur Umweltgeochemie wird ein neuer angewandter Bereich innerhalb der Geochemie hinsichtlich seines Gegenstandes ausgearbeitet und definiert. Es konnten grundlegende Prozesse aufgeklärt und ihre Gesetzmäßigkeiten erkannt werden, die sowohl im globalen, als auch im regionalen Rahmen den Charakter und die Genese anthropogen verursachter Veränderungen der Geochemie der Landschaft bestimmen. Ihre Kenntnis wird u.a. als eine Voraussetzung für die bewusste Umweltgestaltung aufgefasst.

10. Literatur

ANKE, M. u. H.-J. SCHNEIDER (Red.): Magnesium-Stoffwechsel. Wissenschaftl. Beiträge der Friedrich-Schiller-Universität, Jena 1976

ANKE, M. u. H.-J. SCHNEIDER (Hrsg.): Cadmium-Symposium. Wissenschaftl. Beiträge der Friedrich-Schiller-Universität, Jena 1979

ANKE, M., H.-J. SCHNEIDER u. Chr. BRÜCKNER (Hrsg.): Arsen. 3. Spurenelement-Symposium. Karl-Marx-Universität Leipzig, Friedrich-Schiller-Universität Jena, Materialien des 3. Spurenelement-Symposiums vom 7. - 11. Juli 1980 in Jena, 316 S.

ANKE, M., Chr. BRÜCKNER, H. GÜRTLER u. M. GRÜN (Hrsg.): Mengen- und Spurenelemente. Materialien der Arbeitstagung 1982, Karl-Marx-Universität Leipzig, 1982, 486 S.

AUERMAN, E., M. KNEUER u. R. MEYER: Untersuchungen über den Gehalt an aerosolgebundenem Blei in einer Mittelstadt mit industrieller Bleiemission. Zeitschrift Hygiene, 10(1976), S. 716-721

AUERMAN, E., M. KNEUER u. R. MEYER: Der Gehalt an aerosolgebundenem Blei in der Stadtluft von Karl-Marx-Stadt. Zeitschrift Hygiene, 9(1976), S. 636-641

AUERMAN, E. u. S. BÖRTITZ: Verunreinigung von pflanzlichen Lebensmitteln durch bleihaltigen Straßenstaub. Die Nahrung, 21(1977)9, S. 793-797

AUERMAN, E., G. SEIDLER u. M. KNEUER: Bewertung des Arsengehaltes der Luft. Die Nahrung, 21(1977)9, S. 799-806

AUERMAN, E., H.-G. D.ÄSSLER, K. KÜNZEL, J. JACOBI u. M. KNEUER: Bewertung des Cadmiumgehaltes im Sedimentations- und Schwebestaub als Faktoren der Kontamination der Biosphäre. Die Nahrung, 22(1978)3, S. 335-345

AUERMAN, E. u. J. CUMBROWSKI.- Chrom - seine kommunalhygienische Bedeutung. Die Nahrung, 23(1979)6, S. 641-648

AUERMAN, E. u. R. MEYER: Wertung des Arsengehaltes im Aerosol und Sedimentationsstaub. in: ANKE, SCHNEIDER u. BRÜCKNER (Hrsg.): Arsen. 3. Spurenelementsymposium. Jena, 1980, S. 103-107

BAMBAUER, H.U. u. H. SCHÄFER: Der Mineralbestand eines thalliumhaltigen Reingasstaubes aus der Zementherstellung. Naturwissenschaften, 68(1981)11, S. 571-572

BERNERT, J. u. J. JANOTT: Erfahrungen bei Emissions-Untersuchungen an Feuerverzinkungsanlagen. Wasser, Luft und Betrieb, 1965, 10, S. 670-675

BERGMANN, W.: Auswirkungen von Industrie- und anderen Immissionen auf den Gehalt der Pflanzen an Spurenelementen. Freiburger Forschungshefte, C 317, Leipzig 1976, S. 13-38

BIGGINS, P.O.E. u. R.M. HARRISON: Characterization and classification of atmospheric sulfates. J. Air Poll. Control. Assoc., 29(1979), S. 838-840 Referat in: Staub, 42(1981)5, S. 193

BOLIN, E., E.T. DEGENS, P. DUVIGENEAU u. S. KEMPE: The global biochemical carbon cycle. in: BOLIN, DEGENS, KEIZE u. KETNER (Eds.): The Global Carbon Cycle. SCOPE 13, John Wiley and Sons, New York, 1979, S. 1-56

BOLLINGBERG, H.-J.: Geochemical prospecting using seaweed, shellfish and fish. Geochim. et Cosmochim. Acta, 38(1975)11, S. 1567-1570

BOLTON, N.E., J.A. CARTER, J.F. EMERY, C. FELDMAN, W. FULKERSON, L.D. HULETT u. W.S. LYON: Trace element massbalance around a coal-fired steam plant. in: Trace Elements in Fuel (ed. S.P. Babu), pp. 175-187, Adv. Chem. Ser. 141, ACS, Washington, DC, 1975

BØLVIKEN, B., F. HONEY, S.R. LEVINE, R.J.P. LYON u. A. PREIAT: Detection of naturally heavy-metal-poisoned areas by landsat - 1 digital Data. J. of Geochem. Exploration, 8(1977), S. 457-471

BOWEN, H.J.M.: Trace Elements in Biochemistry. Academic Press, London, New York, 1966

BÖRTITZ, S. u. H.-G. DÄSSLER: Herkunft und Auswirkung gegenwärtiger Arsen-Immissionen. in: ANKE, SCHNEIDER, BRÜCKNER (Hrsg.): Arsen, 3. Spurenelementensymposium 1980, Jena, S. 109-114

BRAHAM, R.S.: Arsenic in the environment. in: WOOLSON, E.A.(Ed.): Arsenical Pesticides. ACS Symposium Series 7, Washington, DC, 1975, S. 108-123

BRAMRYD, T.: Effects of man on the biochemical cycle of carbon. in: BOLIN, DEGENS, KEMPE u. KÖTNER: The Global Carbon Cycle. SCOPE 13. John Wiley and Sons, New York, 1979, S. 183-218

BREDEL, H. u. O. HERBARTH: Untersuchungen zur örtlichen und zeitlichen Verteilung einiger Metalle im Sedimentationsstaub eines kommunalen Ballungsgebietes. Z. ges. Hygiene, 25(1979)4, S. 303-310

CAWSE, P.A.: A Survey of Atmospheric Trace Elements in the U.K. (1972/1973). AERE-R 7669 (1974)

CHESTER, R. u. J.H. STONER: The distribution of Mn, Fe, Cu, Ni, Co, Ga, Cr, V, Ba, Sr, Sn, Zn and Pb in some soilsized particulates from the lower troposphere over the World Ocean. Mar. Chem. 2(1974), S. 157-188

CHOW, T.J., I.L. EARL u. C.F. BENNETT: Lead aerosols in the marine atmosphere. *Envir. Sci, Technolo*, 3(1969), S. 737

CLEARY, G.I.: Bericht über den Stand der Maßnahmen zur Reinhaltung der Luft in Australien. *Staub*, 30(1970)1, S. 39-4.0

CUMBROWSKI, J.: Kommunalhygienische Untersuchungen über die Umweltbelastung durch Cadmium in ausgewählten Territorien der DDR. Dissertation B. Humboldt-Universität, Berlin 1981

DAMS, R., R. HEINDRYCKY u. K. van CAUWENBERGHE: Scheikunde en analyse van luchtapollutie. Deel III. Appendices, *Ind, Chim, Belg.*, 38(1973), S. 627-648

DANECKER, W. K. NAUMANN u. R. HERBST: Zeitgleiche Schwebstaubprobennahme in verschiedenen Höhen im Ballungsraum Hamburg und die nachfolgende chemische Analyse. *Staub* 41(1981)7, S. 254-261

DAVIDSON, R.L., D.F.S. NATUSCH, J.R. WALLACE u. C.A.Jr. EVANS: Trace elements in fly ash. Dependence of concentration of particle size. *Environ. Sci, Technol.*, 8(1974), S. 1107-1113

DYCK, S.: Die Wasserhaushaltsbilanz unserer Erde. *Wissenschaft und Fortschritt*, 5(1968), S. 208-212

ENGELS, F.: Der Anteil der Arbeit an der Menschwerdung des Affen. in: *Marx-Engels-Werke*, Bd. 20, Dietz-Verlag, Berlin, 1964 S. 452-453

ERLENKEUSER, H., E. SUESS u. H. WILLKOMM: Industrialisation affects heavy metal and carbon Isotope concentrations in recent Baltic Sea sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 38(1974), S. 823-842

FADDEEV, E.T.: Einige philosophische Probleme der Beherrschung des Kosmos. in *Sammelband: Das Zusammenwirken der Wissenschaften bei der Erforschung der Erde*. Moskau 1964 (russ.)

FENNELLY, P.F.: The origin and influence of airborne particulates. *Americ. Sci.*, 64 (1976), S. 46-56

FERSMAN, A.E.: *Die Geochemie Rußlands*. Bd. II, Moskau 1922 (russ.)

FERSMAN, A.E.: *Geochemische Probleme der Industrie*. Leningrad, 1924 (russ.)

FISCHER, E.: Der Mensch als geologischer Faktor. *Zeitschrift der Deutschen Geologischen Gesellschaft (Abhandlung und Monatsberichte)*, 67. Band, 1915, S. 106-148

FÖRSTNER, U.: Cadmium. in: MUNTZINGER, O.: The Handbook of Environment Chemistry. Vol. 3/Part A, S. 59-107, Springer-Verlag, Berlin - Heidelberg, 1980

FÖRSTNER, U. u. G. MÜLLER: Schwermetalle in Flüssen und Seen als Ausdruck der Umweltverschmutzung. Springer-Verlag, Berlin - Heidelberg - New York, 1974

FÖRSTER, R.L. u. P.F. LOTT: A method for recording x-ray diffraction patterns of milligram quantities of particulates. Microchem. J., 24(1979), S. 184-191, Referat in: Staub, 42(1982)1: S.

FRANZKE, B.: Die Anwendung des Rasterelektronenmikroskopes in der kriminalistischen Bodenuntersuchung. Diplomarbeit, Bergakademie Freiberg, Sektion Geowissenschaften, Freiberg, 1981

FRIBERG, L., M. PISCATOR, G.F. NORDBERG u. T. KJELLSTRÖM: Cadmium in the Environment. Chem. Rupper comp., Cleveland, Ohio, 1971

GAMBRELL, R.P. u.a.: Dredged Material Res. Progr., US Army Corps of Engineers, Vicksburg, Miss. Rept. D-77-4 (1977), S. 309, zit. in: HUTZINGER, O.: The Handbook of Environment Chemistry. Vol. 3/Part A, Berlin - Heidelberg - New York, Springer-Verlag, 1980

GARRELS, R.M. u. F.T. MAKENZIE: Evolution of Sedimentary Rocks. W.W. Norton, 1971

GHELBERG, N.W. u. E. BODOR: Das Arsen in der Atmosphäre einiger Städte mit und ohne Nichteisenmetallurgie. in: ANKE, M. (Hrsg.): As - 3. Spurenelementsymposium, Jena, 1980, S. 291-295

GOLDBERG, E.D.: Atmospheric dust, the sedimentary cycle and man. Geophysics, 1(1971), S. 117-132

GOLDSCHMIDT, V.M.: Geochemische Verteilungsgesetze der Elemente. Videnskasselskapets Skrifter I., mat. naturwiss. Kl. Nr. 3(1923), Nr. 4(1937)

GOLDSCHMIDT, V.M.: Probleme und Methoden der Geochemie. Gerlands Beitr, Geophysik, 15(1926), S. 38-50

GOLDSCHMIDT, V.M.: Die geochemischen Verteilungsgesetze und die Häufigkeit der Elemente im Kosmos. Die Naturwissenschaften, Berlin (1930), 47/49, S. 999-1013

GRAHAM, W.F. u. R.A. DUCE: Atmospheric pathways of the phosphorus cycle. Geoch. of Cosmochim. Acta, 43(1979)8, S. 1195-1208

GRÜN, M., M. ANKE, A. HENNING u. H. KRONEMANN: Die biologische Bedeutung des Schwermetalls Blei. Mengen- und Spurenelemente 1982, Karl-Marx-Universität, Leipzig, S. 159-178

GRÜN, M. u. H. KRONEMANN: Die Bedeutung des Spurenelementes Zink in der menschlichen Ernährung. Zentralblatt für Pharmazie, 117(1978)7, S. 711-719

HAHN, I.: The cycle of atmospheric nitrous Oxide. Phil. Trans. R. Soc., London, A 290(1979), S. 495-504

HEITS, B. u. G.W. ISRAEL: Physikalische und chemische Charakterisierung des innerstädtischen Schwebstaubes. Staub, 42(1982)9, S. 347-335

HEM, I.D.: Chemistry and occurrence of Cadmium and zinc in surface water and groundwater. Water Resour. Res, 8(1972), S. 661-679

HEMPHILL, D.D.: Die einwirkung des Bleibergbaus auf die Umgebung in Südost-Missouri. Freiburger Forschungshefte, C 317, Leipzig, 1976

HENNIG, A., M. ANKE, B. GROPPPEL, H. LUDKE, M. GRÜN u. M. PARTSCHEFELD: Die biogeochemische Kette und ihre Beeinflussung durch die Umwelt. Freiburger Forschungsheft, C 317, Leipzig, 1976, S. 39-64

HERBON, M.M., C. LANGWAY, H.V. WEISS u. I.H. CRAGIN: Atmospheric trace metals and Sulfate in the Greenland Ice Sheet. Geochimica et Cosmochimica Acta, 41(1977), S. 915-920

HOFFMAN, G.L., R.A. DUCE, E.I. HOFFMAN: Trace metals in the Hawaiian atmosphere. J. Geoph. Res., 77(1972), S. 5322

IVANOV, P.V.: Theoretische Grundlagen biogeochemischer Methoden der Erzlagerstättenuche. Nauka, Novosibirsk, 1975 (russ.)

KALLE, K.: Der Stoffhaushalt des Meeres. Akad. Verlagsges. Geest & Portig KG, Leipzig, 1943

KEELING, C.D.: The carbondioxide cycle. Reservoir modele to depict the exchange of atmospheric carbon dioxide wicch the oceans and land plante. in: RASOOL, S.(Ed.): Chemistry of the Lower Atmosphere. Plenum Press, New York, 1973, S. 251-329

KIRSCH, H., H. KAUTZ u. R. SINGH DEV : Die Untersuchung von Feinstäuben durch ein analytisches Elektronenmikroskop. VGB Kraftwerkstechnik, 53(1973)3, S. 195-199

KLOKE, A.: Blei-Zink-Cadmium-Anreicherungen in Böden und Pflanzen. Staub, 34(1974), S. 18-21

KOBAYASHI, J.: Biochemistry of cadmium (1-3). Nippon Kagaku Zasshi, 39(1969), 286, 369, 424

KOBAYASHI, J.: Relation between the "Itai-Itai" disease and the pollution of river water by cadmium from a mine. *Advands in Water pollution Research Proc. 5th. Intern. Conf., San Francisco and Hawaii, 1970, 1(1971).I. 25, S. 1-7*

KOVALSKIJ, V.V.M.: *Geochemische Ökologie - Biogeochemie*, VEB Dt. Landwirtschaftsverlag, Berlin 1977

KOVALSKIJ, V.V.M. u. S.V. LETYNOVA (Red.): *Biogeochemische Rayonierung und geochemische Ökologie. Trudy Biogeochemiceskoj Laboratorii, T. XIX, Nauka, Moskau, 1981, 204 S.(russ.)*

LANGE, H.: *Gegenstandsbestimmung der Geochemie. Freiburger Forschungshefte, D 51, VEB Dt. Verlag für Grundstoffindustrie, Leipzig 1965, S. 103-117*

LANGMANN, R. u. H. KETTNER: *Gefahren und Bekämpfung des Zinkoxides in der Luft. Staub, 31(1971)3, S. 138*

LANTZY, R.J. u. F.T. MACKENZIE: *Atmospheric trace metals; global cycles and assesment of mann Impact. Geochim. et Cosmochim. Acta, 43(1979), S. 511-525*

LARSSON, J.E.: *Cadmium in mann environment. for the WHO, regional Of- fice for Europe, Copenhagen, 1973*

LININGER, R.L., R.A. DUCE, J.W. WINCHESTER u. W.R. MATSON: *Chlo- rine, bromine, jodine and lead in aerosols from Cambridge, Massachusetts. J. Geoph. Res., 71(1966), S. 2457*

LOUW, C.W. u. R.B. WELLS: *Gas- und partikelförmige Luftverunreinigungen. Staub, 38(1978)9, S. 383*

MACKENZIE, F.T. u. R. WOLLAST: *Sedimentary cycling modele of global processes. in: GOLDBERG, E.D.(Ed.): The Sea. Vol. 5, John Wiley, 1977, S. 739-785*

Mc ELROY, M.B., S.C. WOFSY u. Y.L. YUNG: *The nitrogen cycles: Pertur- bations due to man and their Impact an atmospheric N₂O and O₃, Hil. Trams. R. Soc., B 277(1977), S. 159-181*

MARX, K.: *Das Kapital. Erster Band. in: Marx-Engels-Werke, Bd. 23, Dietz- Verlag, Berlin, 1964, S. 188 und Bd. 25, Dietz-Verlag, Berlin, 194, S. 829*

MENARD, H.W. u. S.M. SMITH: *Hypsometry of ocean basin provinces. J. Geophys. Res., 71(1966) S. 4305-4325*

MEŠČENKO, W.M.: *Geochemie der Landschaft und endemische Krankhei- ten, Priroda, H. 4, Moskau, 1974, S. 30-34 (russ.)*

MORGAN, G.B., G. OZOLINS u. E.C. TABOR: Air pollution surveillance Systems. Science, 170(1970), S. 288

MÜLLER, D.: Schwefel in der Atmosphäre. Wissenschaft und Fortschritt, 31(1981)11, S. 436-441

NATUSCH, D.F.S., J.R. ALLACE u. C.A.Jr. EVANS: Toxic trace elements: preferential concentration in respirable particles. Science, 183(1974), S. 202-204

NEWELL, R.E., D.G. VINCENT u. J.W. KIDSON: Interhemispheric mass exchange from meteorological and trace substance observations. Tellus, 21(1969), S. 641-647

NICK, H.: Mensch und Umwelt. Einheit, Heft 7, 1979, S. 702-712

NIELSEN, D.R. u. J.G. MAC DONALD (Ed.): Nitrogen in the Environment. Akademie Press, New York, 1978

PERELMAN, A.I.: Die geochemische Vergangenheit der Landschaft der UdSSR. Priroda, Moskau, 1970, Nr. 7 (russ.)

PERELMAN, A.I.: Geochemie der Noosphäre. Priroda, Moskau, 1972, Nr. 1 (russ.)

PERELMAN, A.I.: Zur Geochemie der Technogenese. Z.f.Angew.Geologie, 23(1977)3, S. 111-115

PIPERNO, E.: Trace element emissions: Aspects of environmental toxicology. in: Trace Elements in Fuel (ed. S.P. BABU), Adv. Chem. Ser. ACS, Washington, DC, 141(1975), S. 192-209

PODLESAK, W., B. MACHALETT u. S. GEY: Über die Bedeutung des Kalkversorgungszustandes des Bodens für die Verfügbarkeit von Schwermetallen. in: ANKE, M. u. H.-J. SCHNEIDER (Hrsg.): Mengen- und Spurenelemente. Karl-Marx-Universität, Leipzig, 1981, S. 3-11

PRINZ, B., J. HOUTR u. E. GOND: Erhebungen über den Einfluß der Bleiimmissionsbelastung auf den Blutbleispiegel und die neurologische Entwicklung von Säuglingen im westlichen Ruhrgebiet. Staub, 38(1978)3, S. 87-93

PRINZ, B.: Immissionsschutz in der VR China. Bericht über eine Informationsreise im Auftrag des Bundesministers für Forschung und Entwicklung/Technologie. Forschung Staub, 41(1981)9, S. 321-325

RANCITELLI, L.A., J.A. COOPER u. E.W. PERKINS: Comparative Studies of Food and Environment Contamination. Wien, 1974, 431 S.

RAHN, K.A.: The chemical composition of the atmospheric aerosol. University of Rhode Island, Technical Report., Kingston, R.I., 1976

REVELLER, R. u. W. ;MUNK: The carbon dioxide cycle and the biosphere. in: Energy and Climate, Stud. Geophys. Nat. Acad. Sci. Washington, DC, 1977, S. 140-158

RIEDEL, F.N.: Erkennen von staubförmigen, kristallinen Industrieemissionen an Hand von Leitmineralen und Leitverbindungen mit Hilfe der Elektronenmikroskopie. Berichte d. Dtsch. Keram. Ges., 55(1978)1, S. 7-11

RIEDEL, F.N. u. O.E. RADZEWski: Über die Duplizität der Einbindung von Halogenen und Schwermetallen in kristallinen Bleihüttenemissionen und kristallinen Emissionen von Automobilabgasen. Beitr. elektronenmikroskop. Direktabb. Oberfläche, 12(1979) 1, S. 141-150

ROBINSON, E. u. R.C. ROBBINS: Emission, Concentrations and Fate of Particulate Atmospheric Pollutants. Amer. Petrol. Inst. Publ. 4076, Menlo Park, CA, 1971

ROSE, A.W., H.B. HAWKES u. J.S. WEBB: Geochemistry in Mineral Exploration. Academie Press, 1979

RÖSLER, H.J., P. BEUGE u. E. MÜLLER: Einfluß des Hüttenrauches von Freiberg und Halsbrücke auf die Spurenelementgehalte der Böden. Bergakademie, 21(1969)7, S. 386-397

RÖSLER, H.J.: Geochemie - Mensch - Umwelt. Z. geol. Wiss., 1(1973)2, S. 119-124

RÖSLER, H.J.: Geochemische Grundlage und Aspekte der Umweltforschung. Z. geol. Wiss., 2(1974)8, S. 927-938

RÖSLER, H.J.: Spurenelemente im Wirkungsbereich Industrie-Biosphäre. Freib. Forschungshefte, C 317, Leipzig 1976, S. 9-12

RÖSLER, H.J. (Red.): Die Spurenelementverteilung im biologisch-geochemischen Kreislauf von zwei unterschiedlich belasteten Gebieten der DDR. Arbeitsbericht Nr. 1 der Interdisziplinären Arbeitsgruppe für Spurenelemente, Freiberg, 1982

RÖSLER, H.J. u. H. LANGE: Geochemische Tabellen. VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie, Leipzig 1975

ROST, R.: Untersuchung über die Ablagerung von Bleiverbindungen in Verbrennungsmotoren bei Verwendung verbleiteter Kraftstoffe. Dissertation TU Berlin-Charlottenburg, Berlin (West), 1957, (nach: RIEDEL, R.N. u. O.E. RADZEWski, 1979)

SANHUEZA, E.M., M. AFRICANO u. J. ROMERO: Aire Pollution in tropical Areas. in: BENARIE, M.M. (Ed.): Studies in Environment Science 20. Atmospheric Pollution 1982, Proceedings of the 15 th. Int. Coll., Paris, France, May 4,-7, 1982, Elsevier, Amsterdam, Oxford, New York, 1982, S. 3-10

SARTORIUS, R., B. SEIFERT u. F. VAHRENHOLT: Emissionsquellen und Immissionssituation für Cadmium in der BRD. Staub, 37(1977)11, S. 284-285, 422-426

SCHERCHAN, O.: Methodische Untersuchungen zur geochemischen Bilanz zwischen Muttergestein, Böden und Umweltbelastung in der Umgebung von Freiberg. Dissertation, Bergakademie Freiberg, Sektion Geowissenschaften, 1980

SCHROLL, B. u. H. KRACHSBERGER: Untersuchungen zur Geochemie der Verunreinigungen in atmosphärischen Niederschlägen im Stadtgebiet von Wien. Radex-Rundschau, (1970)5, S. 331-341

SCHULZE, K.-H.: Cadmiumemission und Staubbiederschlag, ein Beitrag zur Aufklärung der Zusammenhänge. Staub, 38(1978)5, S. 172-174

SHORE, V. u. M. KATZ: in SCHADITZ, H.K. u.a.: Die Verunreinigung der Luft. Verlag Chemie, Weinheim, 1964

SIDORENKO, A.W.: Mensch - Technik - Erde, Teil I + II. Z. f. angew. Geologie, 14(1968)4, S. 169-176 und Z. f. angew. Geologie, 14(1968)5, S. 226-233

SIGH DEV, R.: Kristallchemie der Spurenelemente, insbesondere des Fluors in Aschen, Ablagerungen und Flugstäuben von Müllverbrennungsanlagen. Dissertation, RWTH Aachen, 1972

SÖDERLUND, R. u. B.H. SVENSSON: The global nitrogen cycle. SCOPE Report 7, Evol, Bull., Stockholm, 22(1976), S. 23-73

SPÖHR, F. u. H. DRESIA: Messgeräte zur Multielementbestimmung von Schwebstoffen in Luft und Wasser mit der nichtdispersiven Röntgenfluoreszenzanalyse. Staub, 41(1981)5, S. 193

STRUNZ, H.: Mineralogische Tabellen. Akad.Verlagsges. Geest u. Portig K.G., Leipzig, 7. Auflage, 1978

SUESS, E. u. H. ERLLENKEUSER: History of metall pollution and carbon Input in Baltic Sea Sediments. Meyniana, 27(1975), S. 63-75

TAKEUCHI, R., N. MORIKAWA, H. MATSUMOTO u. Y. SHIRAISHI: A pathological study of Minamata disease in Japan. Acta Neuropath., 2(1962), S. 40-57

TRUSOV, I.P.: Auffassungen über die Noosphäre. Ber. d. deutsch. Ges. f. geol. Wiss., A., Berlin 15(1970)2, S. 187-206

TUGARINOV, A.I.: Die geochemische Evolution der Erde. Z. f. Angew. Geologie, 14(1968)11, S. 568-572

VALJAŠKO, M.G.: Die wäßrigen Phasen der Erde und die Sedimentbildung. Z. f. Angew. Geologie, 27(1981)5, S. 212-218

VERNADSKIJ, V.I.: Geochemie in ausgewählten Kapiteln. Akad. Verlagsges. m.b.H., Leipzig, 1930

VERNADSKIJ, V.I.: Einige Worte über die Noosphäre. Biologie in der Schule, 21(1972)6, S. 222-231

VIELARD, H.: Studien über die Luftverunreinigung in Paris und in den Vororten, 1979. Staub, 41(1981)9, S. 363

VINOGRADOV, A.P.: Veränderungen der Atmosphäre unter dem Einfluß der menschlichen Tätigkeit. Geochimija, 1972,1, S. 3-10 (russ.)

VINOGRADOV, A.P.: Der technische Fortschritt und der Schutz der Biosphäre, Vestnik. Akad. Nauk SSSR, 9(1973), S. 3-51 (russ.)

VOGG, H. u. R. HÄRTEL: Multielementanalytik von Luftstaubaerosolen (Ergebnisse eines mehrjährigen Testprogramms). Staub, 41 (1981)2, S. 53-57

VOLAND, B.: Die historischen Wurzeln der Umweltgeochemie und biochemischen Ökologie in der DDR. Forschungsbericht, Bergakademie Freiberg, Sektion Geowissenschaften, 1982

VOLAND, B., N. BARTH u. P. WOLF: Die Eh-pH-Bedingungen der Migration und Fixierung von Blei aus umweltgeochemischer Sicht. Forschungsbericht, Bergakademie Freiberg, Sektion Geowissenschaften, 1983a

VOLAND, B., N. BARTH u. P. WOLF: Die Eh-pH-Bedingungen der Migration und Fixierung von Zink aus umweltgeochemischer Sicht. Forschungsbericht, Bergakademie Freiberg, Sektion Geowissenschaften, 1983b

VOLAND, B. u. H.-G. DÄSSLER: Schwermetallgehalte der Luft und des Sedimentationsstaubes. in: RÖSLER, H.J. (Red.): Die Spurenelementverteilung im biologisch-biochemischen Kreislauf von zwei unterschiedlich belasteten Gebieten der DDR. Bericht Nr. 1, Interdisziplinäre Arbeitsgruppe für Spurenelemente, Freiberg, 1982, S. 47-66

VYSOCKIJ, B.P.: Über die Grundprobleme der Geologie der Soziosphäre. Ber. d. deutsch.Ges.geol.Wiss.. A 15(1970)2, S. 207-218

WAGMAN, D.D., W.H. EVANS, V.B. PARKER, I. HALOW, S.M. BAILEY u. R.H. SCHUMM: Selected values of chemical thermodynamic properties. Nat.Bur.Stand., Techn. Note 270-3 (1968), 264 S.

WEISS, H., K. BERTINE, M. KOIDE u. E. GOLDBERG: The chemical composition of a greenland glacier. Geochimica et Cosmochimica Acta, 39(1975)1, S. 1-10

WHO: Health hazards of the human environment. VIIC, Genf, 1972

ZICHA, G., G. KOCK, R. NERLICH u. D. KOHLS: Größe, Zeitverlauf und die Korrelationen der Gesamt-, Blei- und künstlich-radioaktiven Schwebstoff-Immissionen in einer Ballungsrandzone. Staub, 40(1980)7, S. 290-293

ZOLLER, W.H., E.S. GLADNEY u. R.A. DUCE: Atmospheric concentrations and sources of trace metals at the South Pole. Science, 183 (1974), S. 198

ZUR HORST-MEYER, H., K. BALDAUF u. S. MÖPERT: Die industrielle und geologische Umwelt des Menschen in Beziehung zu Gesundheit und Krankheit. Freiburger Forschungsheft, C. 317, Leipzig 1976, S. 65-81