

## **Geoökologische Untersuchungen zur Schwermetallbelastung städtischer Kleingärten in Halle/Saale**

MARTIN SAUERWEIN, KARAMBA DIABY, MICHAEL ZIERDT, MANFRED FRÜHAUF

### **Abstract**

SAUERWEIN et al.: Geocological investigations about the pollution with heavy metals of urban allotment gardens in Halle/Saale. - *Hercynia* N.F. **29** (1995): 291-314

First examinations at the Institute for Geography, University Halle-Wittenberg, show that the soils of gardens in the city of Halle generally are not polluted or „noxious“ [DIABY et ZIERDT (1993), FRÜHAUF et al. (1993)]. As a result it can be stated that in few cases today's official limits for soils and plants are exceeded. These sites - often single gardens - are located on former most natureous refuse tips. They should be rehabilitate through mixing with unstressed mother earth. This paper special explain and discuss the reasons and mechanism of heavy metal „contents“.

**Keywords:** gardens, heavy metals, pollution, soils

### **1. Problemstellung und methodischer Ansatz**

Obwohl stadt- oder urbanökologische Untersuchungen seit fast einem Jahrzehnt auch zunehmend Gegenstand geographischer Arbeiten wurden, sind im Vergleich zum anglophonen Sprachraum, und das nicht nur in den neuen Bundesländern, noch beträchtliche Informationsdefizite erkennbar. Dies bezieht sich vor allem auf bodenökologische Untersuchungsansätze, die im Unterschied zu z. B. Ergebnissen stadtklimatischer oder botanischen Forschungen einem internationalen Vergleich bisher kaum stand halten. So gibt es nur eine vergleichbar junge Diskussion um „städtische Böden“ und ihre Bedeutung bzw. Funktionen (z. B. PIETSCH et KAMIETH 1991).

Erst seit wenigen Jahren sind vielfältig genutzte und nicht überbaute Flächen wie Parkanlagen, Kinderspielplätze, Freizeitanlagen oder Kleingärten in das Interesse der Forschung gerückt. Bekanntermaßen werden aber gerade an solche Standorte seitens der Bevölkerung hohe Anforderungen bezüglich „ökologischer Qualität“ gestellt. Freizeit- und Erholungsgebiete werden als Ausgleichsräume nur angenommen, wenn neben der entsprechenden Infrastruktur auch die „ökologische Unbedenklichkeit“ gewährleistet ist.

Innerhalb der stadtinternen und stadtnahen Freiflächen kommt dabei den Kleingartenanlagen eine besondere Bedeutung zu. Neben der Erholungsfunktion für die einzelnen Bewirtschafter und ihre Familien darf der Einfluß auf das Stadtklima nicht unterschätzt werden.

In der DDR gab es im Vergleich zur damaligen BRD deutlich mehr städtische Kleingartenanlagen (Halle 1988: 3,8%, DDR 1986: 2,9%, BRD 1981: 2,1% [FRÜHAUF et al. 1993, PANNACH 1986, UBA

1991]). Auffällig ist, daß viele Kleingartenanlagen nicht am Rande, sondern innerhalb der Städte in direkter Nachbarschaft zu unterschiedlichst genutzten Arealen liegen. Es muß daher davon ausgegangen werden, daß auf die „die grüne Idylle“ der Kleingärtner auch die für städtische Ökosysteme charakteristischen stofflichen und energetischen Einflüsse als „externe Belastungsquelle“ wirksam wurden und werden. Hierzu müssen sowohl die stadt eigenen atmosphären Schadstoffimmissionen als auch die aus der Lage in einem größeren Ballungsraum resultierenden stofflichen Belastungen gezählt werden. Dabei spielt die „Senkenfunktion“ des Bodens eine entscheidende Rolle, da trotz der seit 1989 eingesetzten Verringerung des Emissions-/Immissionsgeschehens das „Gedächtnis Boden“ die „Sünden“ der Vergangenheit nicht vergessen, d. h. abgebaut hat.

Daneben existieren mehrere kleingartentypische „interne Belastungswirkungen“ (FRÜHAUF et al. 1993), die die Frage suggerieren, ob diese Standorte ihre ökologischen Funktionen überhaupt noch ausüben können. Zu solchen „Besonderheiten“ gehört in Halle, daß ein beträchtlicher Teil der Kleingartenanlagen sich auf Standorten befindet, die oftmals für anderweitige Nutzungsinteressen nicht in Frage kamen. Hierzu zählen insbesondere die z. T. rekultivierten Bergbaustandorte, d. h. verfüllte Tagebaugelände mit mehr oder weniger großem „Rekulivierungserfolg“, Senkungsgebiete über ehemaligem Tiefbau mit teilweiser Materialverfüllung unbekannter Herkunft und Zusammensetzung sowie alte Deponieflächen. Diese häufig für eine Bebauung relativ ungeeigneten Flächen werden besonders im südöstlichen Stadtgebiet von Halle großflächig als Gartenanlagen genutzt.

Für die meisten Kleingärtner stellen diese Anlagen außerdem nicht nur Orte aktiver und passiver Freizeitgestaltung dar, sondern dienen insbesondere zu DDR-Zeiten - aber auch heute noch - großen Teilen der Bevölkerung zur Eigenversorgung mit Obst und Gemüse. Daraus ergibt sich die zwingende Frage nach der ökologischen Qualität der Kleingärten vor allem hinsichtlich der „Belastungen“ für den Menschen .

Im Rahmen eines BMFT-gestützten Forschungsprojektes sollten deshalb die geoökologischen Verhältnisse charakteristischer Kleingartenanlagen des Halleschen Stadtgebietes analysiert und bewertet werden. Dabei standen neben der Inventur der Bodenverhältnisse das Problemfeld Boden-Schwermetallbelastung und Schwermetalltransfer vom Boden in verschiedene Kulturpflanzen im Mittelpunkt des Interesses. Hieraus sollten Abschätzungen eines eventuellen Gefahrenpotentials vorgenommen werden.

Im einzelnen waren dabei insbesondere folgende Fragen Untersuchungsgegenstand:

- Sind die Oberbodenschwermetallgehalte abhängig vom Substrattyp?
- Hat der Stadtstrukturtyp einen Einfluß auf die Schwermetallgehalte im Oberboden?
- Spielt das Alter der Kleingartenanlage eine Rolle?
- Sind neben dem vermuteten Schwermetalleintrag über den Luftpfad andere Faktoren entscheidend?
- Wirken sich die Schwermetalleinträge in die Pflanzen gesundheitsgefährdend aus?
- In welchem Umfang werden die Schwermetallgehalte im Gemüse über den Transferpfad Boden/Pflanze beeinflusst?
- In welchem Maß können die ermittelten Zusammenhänge räumlich übertragen werden?

Nachdem eine größere Anzahl von Beprobungen und Analyseergebnissen vorliegen und somit eine Vielzahl von Daten zur Verfügung steht, wird im zweiten Teil des vorliegenden Aufsatzes der Versuch unternommen, mittels statistischer und algebraischer Verfahren auch allgemeingültige Aussagen zu erbringen, die über die Einzelanlage hinausgehen. Dabei bilden Zusammenhänge über das Schwermetallverhalten in Böden, aber auch über die Transferprozesse Boden-Pflanze ein herausgehobenes Interessensfeld. Daneben stellt sich die Frage, welchen Einfluß heute der atmogene Eintrag auf verschiedene Gemüsepflanzen hat. Als methodische Hilfe bietet sich neben der Korrelations- die Faktorenanalyse an, die bei ähnlichen Fragestellungen schon positive Ergebnisse brachte (SAUERWEIN 1993). Für die Ergebnisfindung und -darstellung sind aber auch (einfache) graphische Darstellungen unabdingbar, um bei der überschaubaren Zahl von 15 Gartenanlagen Abhängigkeiten von im folgenden erläuterten Parametern im „look-a- it“-Verfahren zu erkennen.

## 2. Auswahl und Bedeutung der Laboranalysen

### 2.1. Bodenanalyse

Die Oberbodenmischproben wurden luftgetrocknet, < 2 mm gesiebt und auf die folgenden wesensbestimmenden pedologischen Grundgrößen untersucht:

- Korngrößenzusammensetzung (Naßschlammung nach Köhn),
- aktuelle Azidität (pH-Wert in Bodenlösung aus der Aufschlammung im Wasser),
- potentielle Azidität (pH-Wert in Bodenlösung aus KCl-Auszug),
- Kalziumcarbonatgehalt ( $\text{CaCO}_3$  nach Scheibler),
- Sulfatgehalt,
- Phosphatgehalt,
- organischer Anteil,
- Kationenaustauschkapazität.

Der pH-Wert ist die Steuer- und Regelgröße für die im Boden ablaufenden Reaktionen und Prozesse. Er dient dabei als Maß für die Stärke der Acidität. Zum einen beeinflusst der pH-Wert die Qualität der gebildeten Humussubstanzen sowie des Bodengefüges und somit den Luft- und Wasserhaushalt ebenso wie die Lebensbedingungen der Mikroorganismen, die Nährstoffverfügbarkeit und Schwermetallmobilität. Andererseits sind Puffer- und Kationenaustauschkapazität unmittelbar vom pH-Wert abhängig. Desweiteren sind die Wechselwirkungen zwischen pH-Wert und Humus- bzw. Tongehalt zu beachten, denn einerseits steuert der pH-Wert die Zerstörung von Humus- und Tonsubstanzen, andererseits sind diese in der Lage, für den pH-Wert abpuffernd zu wirken, da sie ja Ionenaustauschmedien darstellen. Der aktuelle pH-Wert entspricht der Protonenkonzentration der Bodenlösung, dazu wird die Bodenprobe zur Messung mit destilliertem Wasser versetzt. Zur Bestimmung des potentiellen pH-Wertes wird die Bodenprobe mit einer  $\text{CaCl}_2$ -Lösung versetzt, um auch die an den Austauschern sorbierten Protonen erfassen zu können. Dadurch erhöht sich deren Konzentration und der potentielle pH-Wert ist somit immer niedriger als der aktuelle.

Den Carbonaten als mineralische Bodenbestandteile kommt in chemischer und ökologischer Hinsicht eine große Bedeutung zu. Zum einen puffern sie systemeigene und externe Säureeinträge ab (Carbonatpufferbereich 8.2 - 6.2 pH) und regulieren den pH-Wert des Bodens, zum anderen haben sie Einfluß auf die Qualität des Bodengefüges. Carbonate beeinflussen somit indirekt verschiedene Bodenhaushaltsgrößen wie Luft- und Wasserpermeabilität, Porenverteilung und Porengröße sowie vor allem die Aggregatstabilität. Weniger als Pflanzennährstoff, vielmehr als neutralisierender Faktor ist Kalzium von großer Bedeutung für den Boden. Als Gegenspieler der Wasserstoffionen wirken die Kalziumionen der Bodenversauerung entgegen. Im Boden selbst liegt das pflanzenverfügbare Kalzium in Salzen unterschiedlicher Löslichkeit vor.

Schwefel ist ein Hauptnährelement der Pflanzen. Er kann organisch oder anorganisch (z. B. Gips) in Böden vorkommen, von der Pflanze ist jedoch nur die Aufnahme als Sulfat möglich. Die Aufnahme geschieht sowohl durch die Wurzel als auch durch das Blatt. Neben dem Eintrag über Niederschläge gelangen große Sulfatmengen auch mit verschiedenen Düngesalzen in den Boden.

Phosphor ist ein wichtiger Pflanzennährstoff, der insbesondere für die Wurzelentwicklung von Bedeutung ist. Er ist lebensnotwendiger Zellbestandteil und nicht ersetzbar. Mangelt es den Pflanzen unter ihren Nährstoffen an Phosphaten, so sind Wachstum und Entwicklung eindeutig gehemmt. Die Löslichkeit und damit die Pflanzenverfügbarkeit der zugeführten Düngerphosphate bleibt im sauren bis schwach alkalischen Bereich am längsten erhalten. Als gut mit Phosphor versorgt gelten Böden, die im Laktatauszug - in Abhängigkeit von Bodenart und pH-Wert - nicht weniger als 10 - 15 mg  $P_2O_5$  auf 100 mg Boden aufweisen.

Die organische Substanz ist einer der Hauptträger der Bodenfruchtbarkeit, ist aber relativ instabil. Für das Pflanzenwachstum ist der Nährstoffhaushalt der organischen Substanz bedeutsam. Die in ihr festgelegten Nährstoffe werden durch die Bodenflora unter Mithilfe der Bodenfauna in pflanzenverfügbare Form überführt, so daß die organische Substanz zur Nährstoffquelle wird. Je höher die biologische Aktivität im Boden ist, um so intensiver erfolgt die Nachlieferung der Nährelemente. Die physikalische Wirkung der organischen Substanz besteht darin, daß sie in hohem Maße die Bildung und Stabilität eines grobporigen Aggregatgefüges begünstigt.

Mit der Kationenaustauschkapazität wird die Fähigkeit von Bodenteilchen beschrieben, bestimmte negative Ladungen zur Verfügung zu stellen, die Kationen von Pflanzen auszutauschen. Ursachen von Kationen-Adsorption und -Austausch sind überwiegend die negativen elektrischen Ladungen der Tonminerale und Huminstoffe. Soweit die "potentiellen" Schadstoffe Pb, Cd, Hg, Cr u.a. als Kationen in der Bodenlösung vorliegen, können auch sie adsorbiert und ausgetauscht werden.

Nach Bestimmung der Nährstoffgehalte konnten den Gärtnern speziell für ihren Garten Hinweise z.B. zur Verwendung von Dünger gegeben werden. Die meisten der untersuchten Gärten waren überdüngt und zu sehr gekalkt. Der hohe Kalkanteil bindet die sonst bereitgestellten Nährstoffe, so daß sie den Pflanzen nicht verfügbar sind (UEBELER 1993). Als Folge ist es für einige Gärten nicht nötig, in den folgenden Jahren überhaupt oder in bisherigem Maß zu düngen.

Um neben den Gesamtschwermetallgehalten auch die für die Pflanzenaufnahme entscheidenden verfügbaren Anteile der Gesamtgehalte zu bestimmen, wurden die Bodenproben mit folgenden Extraktionslösungen behandelt:



- $\text{HNO}_3/\text{HCl}$  (Königswasser): Bestimmung des Gesamtschwermetallgehaltes nach DIN 38414,
- $\text{NH}_4\text{Cl}$ : Bestimmung der effektiven Kationenaustauschkapazität,
- $\text{CaCl}_2$  und  $\text{H}_2\text{O}$ : Bestimmung des „pflanzenverfügbaren“ Anteils.

Die Fragestellung und Problematik der Festlegung „richtiger“ Extraktionsverfahren zur Bestimmung des pflanzenverfügbaren Anteils soll an dieser Stelle nicht bearbeitet werden. Dazu sei auf aktuelle Arbeiten von *Brümmer, Hornburg u.a.* (z. B. HORNBURG et al. 1993) und die noch nicht abgeschlossene Diskussion verwiesen. Im vorliegenden Fall sollen nicht die verschiedenen Extraktionsverfahren erläutert werden, sondern prinzipielle methodische Fragestellungen angerissen und Auswertungsmöglichkeiten dargelegt werden.

## 2.2. Pflanzenanalyse

Aus Gründen der Repräsentativität und Vergleichbarkeit wurde den Gärtnern im Frühjahr 1993 einheitliches Pflanzgut der Gemüsearten Kohlrabipflanzen (Sorte Deli-weiß), Porree (Sorte Nebraska) und Sellerie (Sorte Monarch) zur Verfügung gestellt. Weiterhin wurden im Labor Graskulturen auf „unbelastetem“ Eemzeitboden (aus den „Hammerlöchern“ bei Langenbogen, westlich von Halle) in Schalen zur Aussaat gebracht. Die Graskulturen auf dem definierten Boden dienen der Einschätzung der anthropogenen Belastung durch Emissionseinträge unterschiedlicher Herkunft. Entscheidend ist dabei die Beobachtung der rezenten Belastung über den Luftpfad. Alle Testpflanzen wurden in einer Gärtnerei am Stadtrand mit geringer Luftbelastung zur Anzucht gebracht. In jedem Garten wurden von jeder Gemüseart je 10 Pflanzen sowie eine Schale mit Graskultur ausgebracht und am Ende der Vegetationsperiode geerntet. Die Versuchspflanzen sollten von den Gärtnern weder gedüngt noch mit Pflanzenschutzmitteln behandelt werden.

Zur Analyse kamen die zum Verzehr geeigneten Pflanzenteile, die gründlich gereinigt und küchenerfertig aufbereitet wurden. Anschließend erfolgte die Trocknung des Pflanzenmaterials bis zur Gewichtskonstanz bei  $105^\circ\text{C}$ , eine trockene Veraschung bei  $450^\circ\text{C}$  und eine Lösung der Asche in 10%igem Königswasser. Die Graskulturen wurden zur gleichen Zeit eingesammelt und entsprechend behandelt. Die Bodenlösungen aus den verschiedenen Extraktionen sowie die Knollen und Blätter der Versuchspflanzen wurden nach ihren Gehalten an Blei, Cadmium, Kupfer, Nickel, Chrom, Zink, Eisen, Mangan, Aluminium, Kalzium, Natrium, Kalium und Mangan untersucht.

Alle Analysen erfolgten unter Einsatz des Atomabsorptionsspektrometers M 2100 V. 9.3, Fa. Perkin Elmer. Vor jeder Messung wurden zertifizierte Bodenreferenzproben (BCR 141 bzw. BCR 146) und Pflanzenreferenzproben (GBW08504 Cabbage) auf Reproduzierbarkeit getestet.

## 3. Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Im Stadtgebiet von Halle gibt es 132 Kleingartenanlagen mit einer Fläche von rund 480 ha (ca. 3,8 % des Stadtgebietes). Hiervon galt es charakteristische Gartenanlagen für die Untersuchungen auszuwählen, die möglichst repräsentativ für die übrigen Anlagen sein sollten. Als bestimmende Differenzierungsmerkmale wurden der dominierende Substrattyp, das jeweilige Alter der Anlage sowie die Berück-

sichtigung der atmogenen Belastungswirkung herangezogen. Da von vornherein die Vermutung nahe lag, daß sich die atmogenen Schadstoffpfade überwiegend aus der Spezifik des Emissions-/Immissionsgeschehens ergeben, wurde diese Einflußgröße indirekt durch Zuordnung der Gartenanlagen zu dem benachbarten „Stadtstrukturtyp“ berücksichtigt. Eine solche Zuordnung ist für Halle aufgrund aktueller Untersuchungen eindeutig möglich und wissenschaftlich belegt (ZIERDT et DIPPMAHN 1993) [vgl. dazu Abb. 1]. Innerhalb der Gartenanlagen wurden je drei Gärten ausgewählt, die zum Teil möglichst nahe zu potentiellen Emittenten wie Hauptverkehrsstraßen, Bahn- oder Industrieanlagen liegen. Dadurch wird eine Differenzierung in den Anlagen möglich. Die vorab „erwartete“ Substratcharakterisierung erfolgte auf Grundlage „prä-urbaner“ Standortkartierungen.

Folgende 15 Kleingartenanlagen (mit jeweils 3 Einzelgärten ) wurden ausgewählt:

Tabelle 1: "Erwartete" **Substratcharakteristika**, **Nutzungsnachbarschaft** und **Gründungszeit** der Kleingartenanlagen; vergl. Abb. 1.

| Kleingartenanlage            | "erwartetes" Substrat | Stadtstrukturtyp    | Gründung  |
|------------------------------|-----------------------|---------------------|-----------|
| <b>1 Saaletal-Lettin</b>     | Auenlehm              | alter Siedlungskern | 1932      |
| <b>2 Habichtsfang</b>        | Sand                  | Einzelhäuser        | 1932      |
| <b>3 Paul-Riebeck-Stift</b>  | Lehm                  | Altbauggebiet       | 1911      |
| <b>4 Dieselstraße</b>        | anthropogen           | Industriegebiet     | nach 1954 |
| <b>5 Osendorfer Hain</b>     | anthropogen           | Acker-/Freifläche   | 1979      |
| <b>6 Oppiner Weg</b>         | Löß                   | Industriegebiet     | 1917      |
| <b>7 Küttener Weg</b>        | anthropogen           | Neubaugebiet        | 1950      |
| <b>8 Kanenaer Weg</b>        | Sand                  | Industriegebiet     | 1932      |
| <b>9 Passendorfer Damm</b>   | Auenlehm              | Neubaugebiet        | 1978      |
| <b>10 Sonne</b>              | Lehm                  | Neubaugebiet        | 1930      |
| <b>11 Am Fuchsberg</b>       | Berglehm              | Einzelhäuser        | 1947      |
| <b>12 Freimfelder Schloß</b> | Löß                   | Industriegebiet     | 1919      |
| <b>13 Radeweller Straße</b>  | anthropogen           | Acker-/Freifläche   | 1926      |
| <b>14 Pauluskirche</b>       | Berglehm              | Altbauggebiet       | 1917      |
| <b>15 Kirchacker Dörlau</b>  | Löß                   | alter Siedlungskern | vor 1942  |

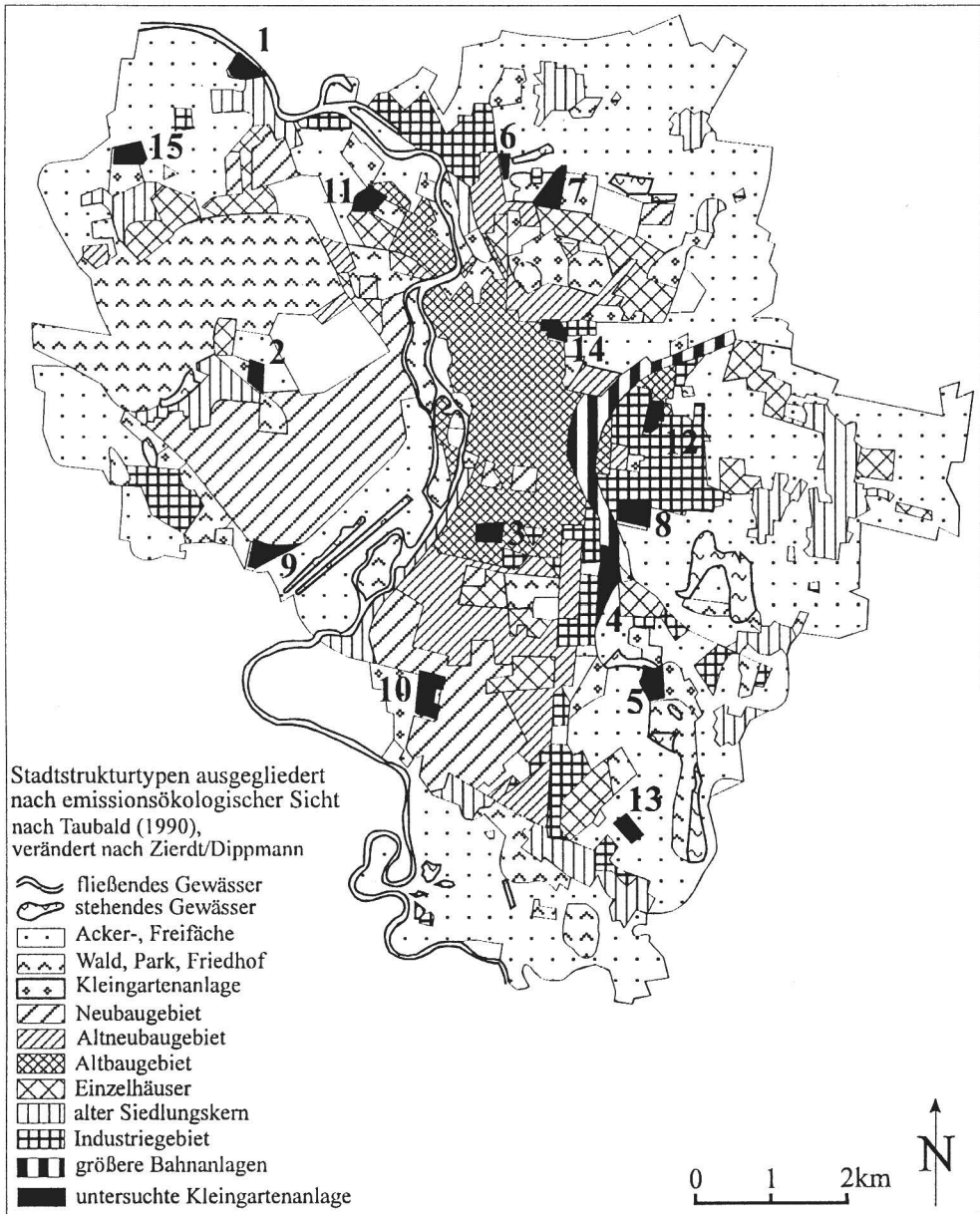


Abb. 1: Lage der untersuchten Kleingartenanlagen und benachbarte Stadtstrukturtypen

## 4. Interpretation der Untersuchungsergebnisse

### 4.1. Bodenuntersuchungen

Die pedologischen wie auch die die Pflanzen betreffenden Untersuchungen fanden im Geoökologischen Labor des Geographischen Institutes der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg statt. In Tabelle 2 sind Mittelwerte und Standardabweichungen der untersuchten Bodenparameter und Schwermetalle zusammengestellt. Grundlage sind (nur) die Oberbodenmischproben, da im Bezug auf die Gemüsepflanzen die Tiefenverteilung eine untergeordnete Rolle spielt. Eine ausführliche Diskussion und Beurteilung der Tiefenverteilung der Schwermetalle im Bodenprofil wird bei DIABY 1995 gegeben.

Tabelle 2: Statistische Kenngrößen von **Bodenparametern** und **Bodenschwermetallgehalten** 44 Hallescher Kleingärten (Herbst 1993) (Gesamtschwermetallgehalte in mg/kg TG)

|                        | pH   | pH   | CaCO <sub>3</sub> | org. Subst. | Phosphat | Sulfat | Ton  | KAK  |
|------------------------|------|------|-------------------|-------------|----------|--------|------|------|
| <b>Mittelwert</b>      | 7,19 | 7,60 | 1,7               | 4,6         | 133,7    | 32,7   | 16,5 | 212  |
| <b>Stand.abw.</b>      | 0,18 | 0,17 | 1,4               | 1,5         | 35,2     | 61,5   | 5,9  | 177  |
| <b>rel. Stand.abw.</b> | 2,5  | 2,2  | 82,4              | 32,6        | 26,3     | 188,1  | 35,7 | 83,5 |

|                        | Cd   | Cr   | Cu   | Ni   | Pb   | Zn   | Mn   | Fe   |
|------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| <b>Mittelwert</b>      | 1,16 | 26,9 | 22,6 | 19,3 | 90,6 | 203  | 499  | 156  |
| <b>Stand.abw.</b>      | 0,44 | 10,7 | 22,2 | 8,2  | 48,6 | 129  | 150  | 47   |
| <b>rel. Stand.abw.</b> | 37,9 | 39,8 | 98,2 | 42,5 | 53,6 | 63,5 | 30,1 | 30,1 |

Auffallend erscheinen die hohen pH-Werte von deutlich über 7. Die Werte liegen damit annähernd im neutralen Bereich, zumindest im Carbonatpufferbereich (pH 8,2 - 6,2). In allen Gärten wird (z. T. künstlich) der pH-Wert auf diesem für die Pflanzen günstigen Niveau stabilisiert. Eine Ursache dürfte neben der Kalkung durch die Kleingärtner die aus der Verbrennung fossiler Brennstoffe entstehende basische Asche sein. Bei einigen aufgeschütteten Böden sind pH-Werte über 8 durch die in der Stadt häufig vorkommenden kalkhaltigen Baustoffe erklärbar. Die hier äußerst niedrige relative Standardabweichung (Standardabweichung/Mittelwert) ist allgemein ein Maß für die Güte der Meßreihen. Die Sulfatgehalte liegen im unteren Bereich der "normalen" Gehalte von 57 - 618 mg/kg (BARBER 1984). Räumlich übergreifende Aussagen anhand der pedologischen Parameter sind nicht möglich, da die Gärten schon innerhalb der Anlagen durch die unterschiedliche individuelle Nutzung und Bearbeitung keine Einheit bilden. Den einzelnen Gärtnern konnten hingegen mittels ihrer "eigenen" Meßwerte Hinweise und Empfehlungen zur Düngung gegeben werden. Allgemein sind fast alle Gärten überdüngt bzw. so weit mit Nährstoffen gesättigt, daß diese durch die Pflanzen gar nicht aufgenommen werden können. Die Schwermetallgehalte werden im nächsten Kapitel nach einigen Vorüberlegungen zu Bewertungsmaßstäben, d. h. Grenzwertfragen, diskutiert.

### 4.2. Bewertung der ermittelten Bodenschwermetallgehalte

Will man Schwermetallgehalte hinsichtlich möglicher Gesundheitsgefährdung beurteilen, so stellt sich die Frage, nach welchen Kriterien bzw. Grenzwerten die Bewertung erfolgen soll. Rechtlich verbind-

lich ist in Deutschland die Klärschlammverordnung in der aktuell gültigen Fassung von 1992. An der Vielfalt weiterer vorgeschlagener bzw. gültiger Grenz-, Prüf- oder Richtwerte ist erkennbar, daß über eine wissenschaftlich abgesicherte Festlegung möglicher gesundheitsgefährdender Gefahrenwerte weiterhin diskutiert und geforscht werden muß.

Zur Vergleichbarkeit sind in Tabelle 3 (zum Teil rechtsgültige) Grenzwerte für Schwermetallgesamtgehalte in Böden zusammengestellt. Für Sachsen-Anhalt (MUN 1992) sind dabei die Prüfwerte, für EIKMANN et KLOKE (1993) die Bodenwerte II und für die Niederländische Liste (BUNR 1989) die Prüfwerte B angegeben.

Tabelle 3: Zusammenstellung verschiedener gültiger und vorgeschlagener **Grenz-, Richt- bzw. Prüf-werte für Böden** (Haus- und Kleingärten) (Angaben in mg/kg)

|   | <b>Pb</b> | <b>Cd</b> | <b>Cr</b> | <b>Cu</b> | <b>Ni</b> | <b>Hg</b> | <b>Zn</b>    |
|---|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|--------------|
| <i>Klärschlammverordnung</i><br>(KVO 1992)    | 100       | 1 - 1,5   | 100       | 60        | 50        | 1         | 150 -<br>200 |
| <i>Sachsen-Anhalt</i><br>(MUN 1992)           | 300       | 2         | 100       | 50        | 80        | 2         | 300          |
| <i>Baden-Württemberg</i><br>(VwV 1993)        | 100       | 1 - 1,5   | 100       | 60        | 50        | 1         | 150 -<br>200 |
| <i>Prüfwerte</i><br>(SENAT HAMBURG 1990)      | 300       | 2         | 100       | 100       | 100       | 2         | 500          |
| <i>Eingreifwerte</i><br>(BERLINER LISTE 1990) | 100       | 1,5       | 100       | 100       | 50        | 0,5       | 300          |
| EG-RICHTLINIE<br>(1986)                       | 50 - 300  | 1 - 3     |           | 50 - 140  | 30 - 75   | 1 - 1,5   | 150 -<br>300 |
| EIKMANN & KLOKE<br>(1993)                     | 300       | 2         | 100       | 50        | 80        | 2         | 300          |
| <i>Niederländische Liste</i><br>(BUNR 1989)   | 150       | 5         | 250       | 100       | 100       | 2         | 500          |
| NIEDERLÄNDISCHE LI-<br>STE<br>(1993)          | 85        | 0,8       | 100       | 36        | 35        | 0,3       | 140          |
| SCHRÖTER<br>(1991)                            | 100       | < 2       | 100       | 50        | 100       | 2         | 240          |

Schon auf den ersten Blick erkennt man zum Teil gravierende Unterschiede bei einzelnen Elementen. Nur für das Element Kupfer liegt der Grenzwert der Klärschlammverordnung mit 60 mg/kg leicht über den Grenzwerten von Sachsen-Anhalt und Eikmann-Kloke. Für die restlichen Elemente sind die Werte der Klärschlammverordnung bis um den Faktor 3 geringer als die übrigen Grenzwerte.

Insgesamt wird deutlich, daß es keine einheitlichen Maßstäbe zur Beurteilung einer für den Menschen „gefährlichen“ Belastung von Schwermetallen in Böden gibt. Allgemeingültige Werte für Böden kön-

nen nicht angegeben werden. Dies ist neben den geogenen/pedogenen und mineralogenen „Grundbelastungen“ (FRÜHAUF 1992) besonders bedingt durch Faktoren, die die Mobilität und somit die Verfügbarkeit von Schwermetallen deutlich erhöhen. Ziel allgemeiner Forschung muß es sein, diese Faktoren zu bestimmen, zu beschreiben und ihre Auswirkungen auf die Mobilität und Verfügbarkeit der Schwermetalle in einem geeigneten Modell zu quantifizieren.

Im hier vorgestellten Fall liegen die Mittelwerte von Chrom, Kupfer und Nickel unter allen in Tabelle 4.2 angegebenen Grenzwerten. Für Quecksilber sind aufgrund der Meßproblematik bei diesem Element keine Grenzwerte aufgeführt bzw. vorgeschlagen. Bei der Betrachtung des Elementes Cadmium fällt auf, daß der Mittelwert von 1,16 nach der Klärschlammverordnung, der Liste Baden-Württemberg, der EG-Richtlinie und der Niederländischen Liste von 1993 diese (Grenz-) Werte überschreitet. In etwas abgeschwächtem Maß gilt dies auch für Zink, in geringerem Maß noch für Blei. Bei den Elementen Cadmium und Zink ist eine gewisse Problematik zu verzeichnen, denn gerade diese beiden Elemente sind die mobilsten und damit am ehesten für die Pflanzen verfügbar. Die Mittelwerte liegen jedoch immer noch unterhalb direkt gesundheitsgefährdender Grenzen. Berücksichtigt man einzelne Maximalwerte, so muß an deren Standorten hingegen eine überdurchschnittliche Belastung diagnostiziert werden, die durch zumindest das Aufbringen von unbelastetem Mutterboden gemindert werden sollte. Die angesprochenen Standorte, auf die von den Kleingärtnern besonders hingewiesen wurde, liegen auf ehemaligen Deponien, die nur ungenügend für eine gärtnerische Nutzung „vorbehandelt“ wurden. Die Untersuchungen zu den weiter unten erläuterten Pflanzen-„Belastungen“ zeigen jedoch, daß selbst bei den die Grenzwerte übersteigenden Bodenschwermetallgesamtgehalten eine direkte Gesundheitsgefährdung ausgeschlossen werden kann.

#### 4.3. Ursachen der regional differenzierten Oberboden-Schwermetallgehalte

Entsprechend den in der Einleitung formulierten Zielen sollte versucht werden, die Schwermetallgehalte differenziert nach möglichen Einflußfaktoren bzw. Abhängigkeiten darzustellen. Um die Schwermetalle überhaupt miteinander vergleichen zu können, wurden die gemessenen Werte jeweils in Beziehung zum jeweiligen Grenzwert nach EIKMANN et KLOKE (1993) gesetzt. Diese methodische Hilfe erscheint zwar wegen der angesprochenen, noch nicht beendeten, Diskussion um Grenzwerte für Schwermetalle in Böden mit gewissen Problemen verbunden zu sein (FRÜHAUF et al. 1993), auf alle Fälle wird dadurch aber eine gewisse, objektiv nachvollziehbare, Vergleichbarkeit gewährleistet.

Für die Merkmale Stadtstrukturtyp, Alter der Anlage und Oberbodensubstrat sind die Mittelwerte der drei Gärten pro Anlage berechnet. Sie werden als „Grenzwertfaktor“ bezeichnet, womit ausgedrückt sein soll, daß z. B. beim Faktor 1 gerade der (vorgeschlagene) Grenzwert erreicht ist. In den folgenden Abbildungen sind die Berechnungen für die „städtischen Problemelemente“ Zink, Blei, Kupfer und Cadmium dargestellt. - Besonders augenscheinlich ist, daß für die Elemente Kupfer und Cadmium die Durchschnittswerte der drei Gärten pro Anlage unter dem den Grenzwert erreichenden Faktor 1 liegen. Unabhängig vom Stadtstrukturtyp erreichen diese Werte innerhalb der verschiedenen Typen fast stets die gleiche Größenordnung. Anders hingegen die Elemente Zink und Blei: Gerade die den Industriegebieten zugeordneten Anlagen Oppiner Weg (6) und Freimfelder Schloß (12) zeigen außerordentlich hohe Werte. Dabei erreicht Blei, bis auf die Acker-/Freiflächen, immer die höchsten Grenzwertfaktoren, was durch den in der ganzen Stadt regen Kraftverkehr zu erklären ist. Dadurch erklären sich auch die deutlich unter 1 liegenden Blei-Werte in den weniger durch den Straßenverkehr frequentierten alten Siedlungskernen (1, 15).

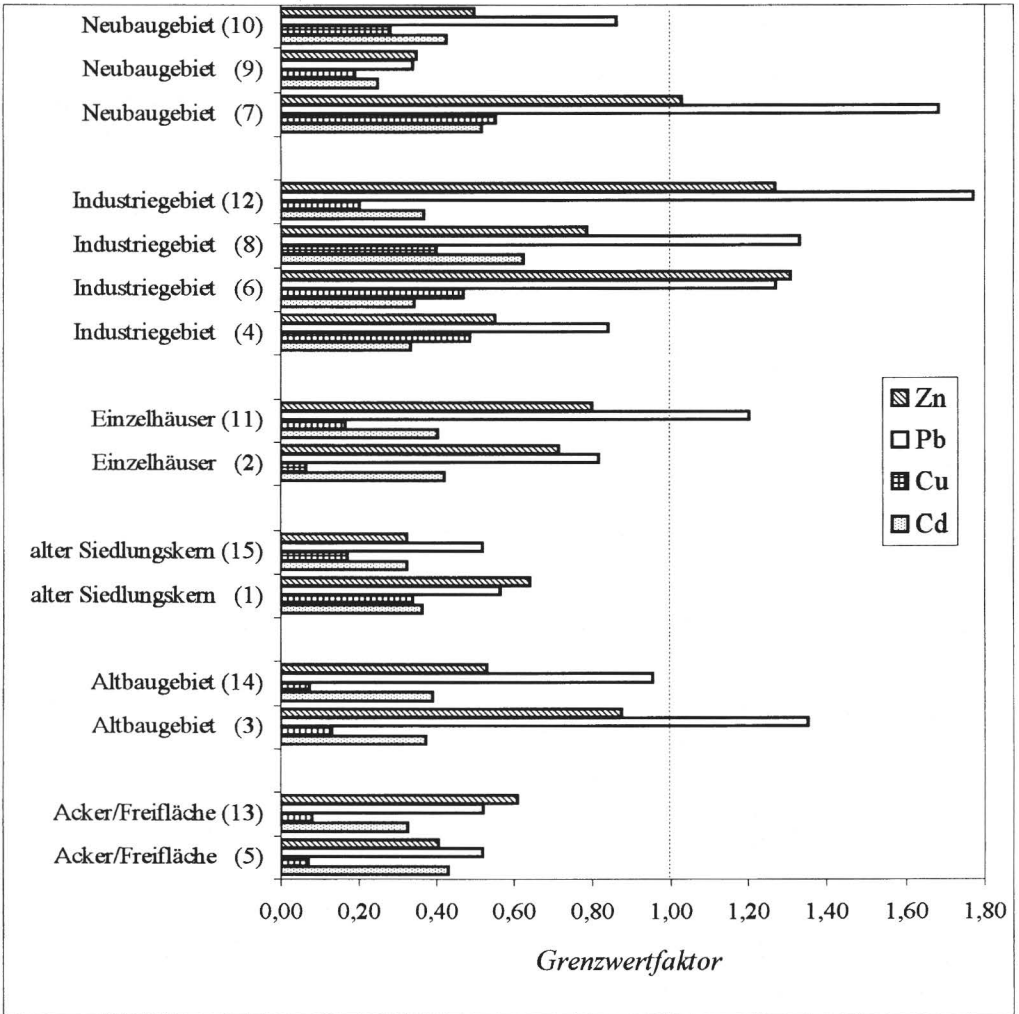


Abb. 2: Abhängigkeit der Grenzwertfaktoren vom **Stadtstrukturtyp**

Aus der graphischen Darstellung wird auch erkennbar, daß - wie es scheint relativ unabhängig von den Stadtstrukturtypen - zumindest in den untersuchten Anlagen 6 und 12 der Grenzwertfaktor in den Oberböden für Zink und Blei deutlich überschritten wird.



Innerhalb der analysierten Elementspektren fallen besonders die Dimension und Verteilung der Cadmium- und Zink-, aber auch die Blei- und Zink-Gehalte als stadttypische Belastungsindikatoren auf. Die Blei- und Zink-Gehalte bedingen zumindestens in den Neubaugebieten und Altbaustandorten ein teilweises Überschreiten der Grenzwertfaktoren. Bei den Industriegebieten ist das Erreichen des 1,0-Wertes sogar als häufig zu bezeichnen.

Damit ist die anfangs aufgestellte Hypothese verifiziert, daß insbesondere die durch Hausbrand (Zink) und Kraftfahrzeugverkehr (Blei) emittierten Elemente sich im Oberboden wiederfinden. Ähnliches trifft in etwas abgeschwächter Form für Cadmium zu. Bei den vorliegenden pH-Werten erscheint selbst bei den relativ mobilen Elementen Cadmium und Zink gegenwärtig ein Transfer dieser Stoffe in das Grundwasser oder in die Pflanzen kaum von Relevanz.

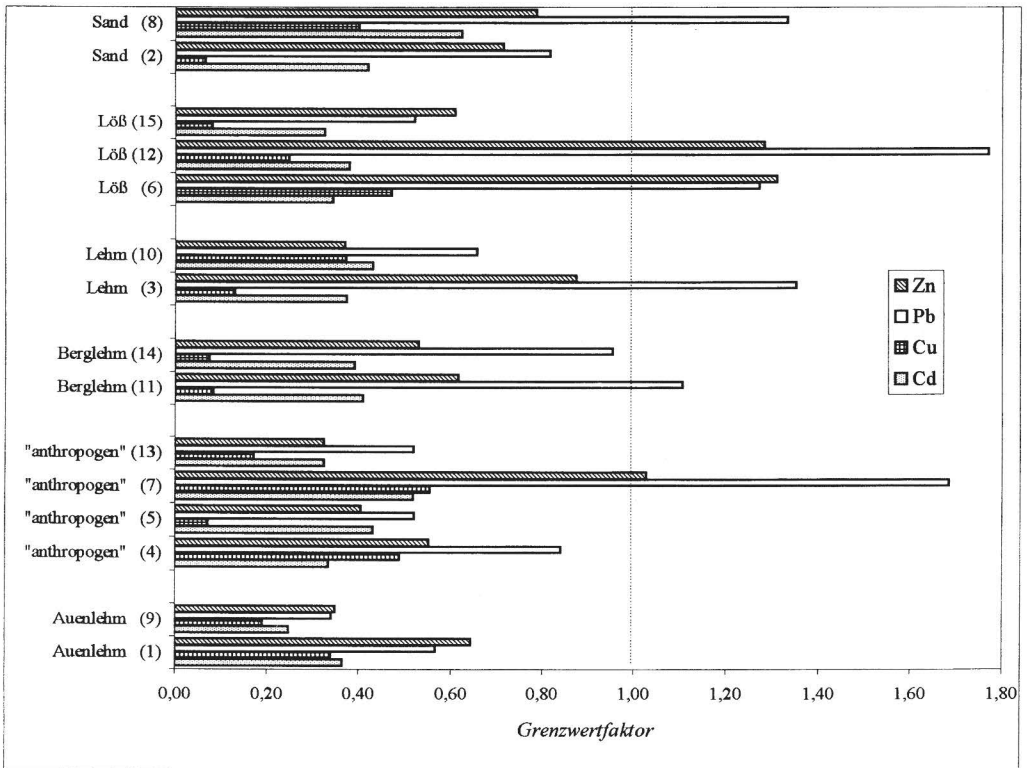


Abb. 3: Abhängigkeit der Grenzwertfaktoren vom **Oberbodensubstrat**

Die Darstellung der Abhängigkeit der Grenzwertfaktoren vom Oberbodensubstrat läßt relativ hohe Werte in den lößgeprägten Anlagen erkennen. Weitere Beziehungen zu den Ausgangssubstraten verdeutlichen nur noch die geringen Grenzwertfaktoren in den Auen-Standorten. Die durch Lehm charakterisierte Anlage Paul-Riebeck-Stift (3) wird wahrscheinlich durch die umgebenden kohlebeheizten Altbauwohnungen über den Emissions-/Immissionspfad nachhaltig beeinträchtigt.

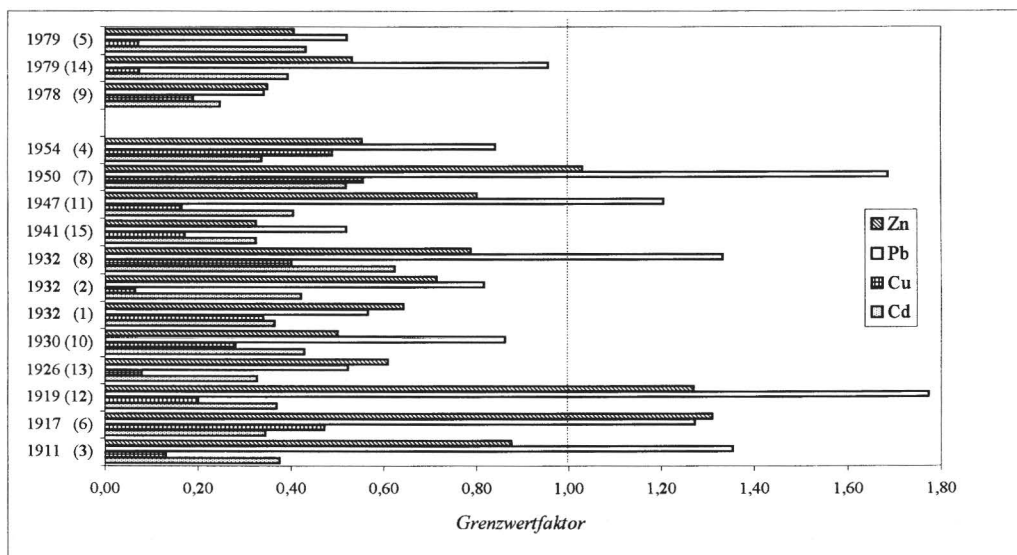


Abb. 4: Abhängigkeit der Grenzwertfaktoren vom Alter der Anlage

Der Versuch, Abhängigkeiten zwischen dem Alter der Anlagen und den Grenzwertfaktoren herzustellen, brachte zumindestens für die vor 1954 gegründeten Kleingärten keine eindeutigen Differenzierungen. Die Frage, ob die relativ geringe Belastung der drei jüngeren Kleingartenanlagen altersabhängig ist, kann nicht abschließend geklärt werden. Der hohe Bleiwert in der Anlage Pauluskirche (14) läßt sich durch die benachbarte Hauptverkehrsstraße (Paracelsustraße) begründen. Bei den jungen Anlagen ohne extreme Luftbelastung haben zweifelsohne die gärtnerische Arbeit nivellierend auf die Schwermetallgehalte im Oberboden gewirkt.

Insgesamt lassen die Ergebnisse den Schluß zu, daß die im Oberboden ermittelten Schwermetallgehalte - selbst bei Lage im Bereich von Grenzwerten oder sogar darüber - für die gärtnerische Nutzung kaum als besorgniserregend bezeichnet werden können. Deshalb erschien für eine "echte Gefahrenbeurteilung" neben den hier nicht diskutierten pflanzenverfügbaren Anteilen in erster Linie die Aufnahme der Pflanzen von Wichtigkeit (vgl. Kap. 6).

## 5. Zusammenhänge zwischen Bodenparametern und Bodenschwermetallgehalten

Mittels der Faktorenanalyse und nichtparametrischer Korrelation wurde versucht, für den Boden und die Schnittstelle Boden-Pflanze vorab formulierte Abhängigkeiten und Wirkungszusammenhänge an den empirisch gewonnenen Daten zu überprüfen. Obwohl diese beiden Methoden prinzipiell unterschiedlich sind - die Faktorenanalyse ist ein algebraisches, die Korrelation hingegen ein statistisches Verfahren -, erbrachten eigene Untersuchungen bei ähnlichen Fragestellungen durchaus vergleichbare Ergebnisse (SAUERWEIN 1993). Die bivariate Korrelation ist zwar etwas einfacher zu berechnen (und zu interpretieren), die kompliziertere Faktorenanalyse liefert jedoch deutlich mehr Hinweise auf modellhafte Zusammenhänge. Mathematische Erläuterungen und Erklärungen sollen an dieser Stelle nicht gegeben werden, dafür sei auf die vielfältige Literatur in einschlägigen statistischen Lehrbüchern verwiesen (z. B. HARTUNG 1984 oder BAHRENBERG et al. 1992). Die Berechnungen erfolgten mit dem Programmpaket SPSS für Windows.

### 5.1. Zusammenhänge zwischen Bodenparametern und Bodenschwermetallgehalten

Schon die ersten Untersuchungsbefunde ließen, wie auch in gering belasteten Gebieten beobachtet (HARRES et SAUERWEIN 1994), signifikante Zusammenhänge zwischen den Elementen Cadmium und Zink erkennen. Dies wird im wesentlichen durch ein vom Boden-pH-Wert her ähnliches Mobilitätsverhalten begründet. Gleiches gilt auch für die aus anderen, stärker emissions-/immissionbeeinflussten Gebieten bekannte deutliche Übereinstimmungen im Verhalten der Elemente Blei und Kupfer (PIETSCH et KAMIETH 1991). In durch den Kraftfahrzeugverkehr geprägten Arealen nahe den Hauptverkehrsstraßen gilt dies für die Elemente Blei und Cadmium (ABRAHAM et al. 1987). Für den Raum Halle galt daneben das Hauptaugenmerk dem in starkem Maße bis in die jüngste Vergangenheit wirksamen Emissions-/Immissionsgeschehen aus dem Hausbrand, der Industrie sowie dem Kraftfahrzeugverkehr. Erste Hinweise zur Überprüfung dieser Hypothese liefert die Korrelationsrechnung in Tabelle 4.

Tabelle 4: **Korrelationskoeffizienten** (nach Spearman) von **Schwermetallgehalten in Oberböden** aus 44 Halleschen Kleingärten (Herbst 1993)

|    |                |                |                |                 |                |        |                |    |
|----|----------------|----------------|----------------|-----------------|----------------|--------|----------------|----|
| Cd | 1              |                |                |                 |                |        |                |    |
| Cr | 0,2046         | 1              |                |                 |                |        |                |    |
| Cu | -0,0969        | -0,1862        | 1              |                 |                |        |                |    |
| Ni | -0,1083        | <b>,5012**</b> | -0,1982        | 1               |                |        |                |    |
| Pb | <b>,3175*</b>  | 0,0585         | <b>,4311**</b> | <b>-,4016**</b> | 1              |        |                |    |
| Zn | <b>,4074**</b> | 0,2441         | <b>,3619*</b>  | -0,0694         | <b>,8505**</b> | 1      |                |    |
| Mn | -0,0581        | <b>,5990**</b> | -0,2685        | <b>,6001**</b>  | -0,1045        | 0,2033 | 1              |    |
| Fe | -0,1358        | <b>,5066**</b> | -0,1728        | <b>,6385**</b>  | -0,0514        | 0,1956 | <b>,7595**</b> | 1  |
|    | Cd             | Cr             | Cu             | Ni              | Pb             | Zn     | Mn             | Fe |

\* - Signif. LE 0,05

\*\* - Signif. LE 0,01

### 5.1.1. Nichtparametrische Korrelation

Als für die Problemlösung vorteilhaft erschien eine Betrachtung der Abhängigkeiten zwischen Bodenparametern und Schwermetallgehalten, die aufgrund der durch die Stichproben zu erwartenden nicht normalverteilten Grundgesamtheit mittels einer nichtparametrischer Korrelation (HARRIS et SAUERWEIN 1994) realisiert wurde. Damit wurde eine mathematisch-statistisch korrekte Interpretation möglich, durch die auch quasi-lineare Zusammenhänge sichtbar wurden.

Tabelle 5: **Korrelationskoeffizienten** (nach Spearman) von **Schwermetallgehalten** und **Bodenparametern** in **Oberböden** aus 44 Halleschen Kleingärten (Herbst 1993)

|                       |         |                |               |                |                |                |                |                |
|-----------------------|---------|----------------|---------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| pH (KCl)              | 0,0646  | 0,1102         | -0,0332       | <b>,3568*</b>  | -0,2174        | -0,1410        | 0,1337         | 0,1073         |
| pH (H <sub>2</sub> O) | 0,0032  | 0,1251         | -0,1828       | <b>,3699*</b>  | -0,2437        | -0,2396        | 0,1701         | 0,1611         |
| CaCO <sub>3</sub>     | 0,1179  | 0,2944         | -0,0565       | 0,2701         | 0,1964         | <b>,3369*</b>  | 0,1799         | 0,2728         |
| org. Subst.           | 0,1065  | 0,2700         | 0,2713        | 0,0690         | <b>,4016**</b> | <b>,5945**</b> | 0,2907         | 0,2115         |
| Phosphat              | 0,2203  | 0,0938         | 0,0979        | -0,0851        | 0,1586         | <b>,3252*</b>  | 0,0200         | -0,0661        |
| Sulfat                | 0,0419  | 0,1888         | <b>,3689*</b> | 0,1342         | 0,2203         | 0,3077         | 0,0597         | 0,1159         |
| Ton                   | -0,1535 | <b>,4757**</b> | -0,2933       | <b>,6219**</b> | <b>-,3634*</b> | -0,0945        | <b>,6206**</b> | <b>,6000**</b> |
| eff. KAK              | 0,0530  | 0,1044         | -0,1484       | 0,0113         | 0,1404         | 0,1692         | 0,2233         | 0,2271         |
|                       | Cd      | Cr             | Cu            | Ni             | Pb             | Zn             | Mn             | Fe             |

\* - Signif. LE 0,05

\*\* - Signif. LE 0,01

Als besonders deutlich und hoch signifikant (99%-Niveau) erscheinen, wie als Arbeitshypothese vermutet, die Zusammenhänge zwischen Cadmium und Zink, Kupfer und Blei sowie zwischen Blei und Zink. Damit wird die These der emission-/immissionbeeinflussten Belastung unterstützt. Diese charakteristischen städtischen Belastungsindikatoren bzw. „Problemelemente“ lassen sich sehr gut durch quasi-lineare Zusammenhänge beschreiben. Die These der unterschiedlichen Belastungsmuster, d. h. räumlich differenzierter Belastungsquellen, wird somit bestätigt. Dadurch kann die Belastung im Oberboden nahezu ausschließlich als Indikator anthropogener initiierten Schwermetalleinträge - und weniger durch geogene Ursachen - interpretiert werden.

Augenscheinlich signalisieren die Untersuchungsbefunde nur „undeutlich“ die ansonsten oftmals in der Literatur (SAUERBECK et LÜBBEN 1991) beschriebenen, direkten Abhängigkeiten der Schwermetalle von den pedologischen Parametern pH-Wert, Kalkgehalt, organische Substanz, Tongehalt und Kationenaustauschkapazität. Lediglich beim Ton sind quasi-lineare Zusammenhänge zu Chrom, Nickel, Mangan und Eisen festzustellen. Besonders interessant erscheint der nichtkorrelative Zusammenhang zwischen pH-Werten und allen untersuchten Schwermetallgehalten.

### 5.1.2. Faktorenanalyse

Der Faktorenanalyse liegt die Voraussetzung zugrunde, daß die Werte einer Variablen nicht ausschließlich durch gemeinsame Ursachen bedingt sind, sondern auch variablen-spezifisch verstanden werden müssen.

Tabelle 6: SPSS-Protokoll der **Faktorenanalyse** für **Bodenschwermetall-** und **Nährstoffgehalte**

| Rotated Factor Matrix: |          |          |          |          |          |
|------------------------|----------|----------|----------|----------|----------|
|                        | Factor 1 | Factor 2 | Factor 3 | Factor 4 | Factor 5 |
| Mn                     | 0,9225   | 0,0135   | 0,0387   | -0,0190  | -0,0786  |
| Fe                     | 0,8625   | 0,0659   | 0,1377   | 0,0007   | 0,0184   |
| Ni                     | 0,8210   | 0,3187   | -0,1707  | -0,1250  | 0,0584   |
| Ton                    | 0,7652   | 0,1457   | 0,0574   | -0,3767  | -0,0797  |
| Cr                     | 0,7060   | 0,0452   | 0,2373   | 0,3225   | -0,0382  |
| pH (KCl)               | 0,1307   | 0,9215   | -0,2159  | 0,0858   | 0,0841   |
| pH (H <sub>2</sub> O)  | 0,1646   | 0,8767   | -0,1806  | -0,0129  | -0,1203  |
| CaCO <sub>3</sub>      | 0,0867   | 0,8093   | 0,3664   | -0,0534  | 0,0056   |
| eff. KAK               | 0,0550   | 0,0063   | 0,7490   | -0,0238  | -0,2620  |
| org. Sub.              | 0,1525   | -0,0737  | 0,7228   | -0,0345  | 0,2296   |
| Pb                     | -0,1050  | -0,1076  | 0,5914   | 0,5122   | 0,3418   |
| Cd                     | -0,0957  | 0,0631   | -0,0703  | 0,8889   | -0,0225  |
| Zn                     | 0,1544   | -0,0522  | 0,5342   | 0,5578   | 0,4765   |
| Cu                     | -0,0875  | 0,0000   | 0,0233   | 0,0369   | 0,9304   |

| Final Statistics:     |               |        |            |            |         |
|-----------------------|---------------|--------|------------|------------|---------|
| Variable              | Communality * | Factor | Eigenvalue | Pct of Var | Cum Pct |
| pH (KCl)              | 0,9273 *      | 1      | 3,96       | 28,3       | 28,3    |
| pH (H <sub>2</sub> O) | 0,8430 *      | 2      | 2,80       | 20,0       | 48,3    |
| CaCO <sub>3</sub>     | 0,7996 *      | 3      | 2,00       | 14,3       | 62,6    |
| org. Sub.             | 0,6051 *      | 4      | 1,18       | 8,5        | 71,1    |
| Ton                   | 0,7582 *      | 5      | 1,00       | 7,2        | 78,3    |
| eff. KAK              | 0,6332 *      |        |            |            |         |
| Cd                    | 0,8088 *      |        |            |            |         |
| Cr                    | 0,6623 *      |        |            |            |         |
| Cu                    | 0,8752 *      |        |            |            |         |
| Ni                    | 0,8238 *      |        |            |            |         |
| Pb                    | 0,7516 *      |        |            |            |         |
| Zn                    | 0,8500 *      |        |            |            |         |
| Mn                    | 0,8593 *      |        |            |            |         |
| Fe                    | 0,7676 *      |        |            |            |         |

In Tabelle 6 ist das SPSS-Protokoll der Faktorenanalyse von Schwermetall- und Nährstoffgehalten der 45 untersuchten Oberbodenmischproben dargestellt. Die Berechnung wurde mittels Hauptkomponentenanalyse und Varimax-Rotation durchgeführt. In der rotierten Faktormatrix sind die Korrelationskoeffizienten zwischen den untersuchten Variablen und den (hypothetischen) Faktoren dargestellt (Hauptkomponentenladungen). Zur Erläuterung der Varianzanteile sind die berechneten Statistiken angegeben. Die Kommunalitäten bestimmen die durch die Hauptkomponenten erklärten Varianzanteile, für die Faktoren sind die Eigenwerte und die Varianzanteile angegeben. Voreingestellt werden die Hauptkomponenten mit Eigenwert > 1 bei Iterationsbeginn zugrundegelegt. Eine modifizierte graphische Umsetzung der Berechnung ist weiter unten in Abb. 5 wiedergegeben.

In der Rotationsfaktormatrix sind die Hauptkomponentenladungen der Größe nach sortiert. D. h. in der Spalte des Faktors 1 nehmen von Mangan bis Chrom die Korrelationskoeffizienten zwischen den Variablen und dem Faktor 1 ab. Zur besseren Übersichtlichkeit sind die Koeffizienten  $< 0,5$  unterlegt. Mangan korreliert dementsprechend mit 0,9225 äußerst hoch mit dem Faktor 1. Ab den pH-Werten ist nahezu keine Korrelation bzw. sogar eine leicht negative festzustellen. Aufgrund der großen Hauptkomponentenladungen mit dem ersten Faktor sind für Mn, Fe, Ni, Ton und Cr fast keine Zusammenhänge mit den anderen Faktoren feststellbar. Im Fall des zweiten Faktors sind hohe Abhängigkeiten von den pH-Werten und dem Kalkgehalt zu erkennen. Die übrigen Hauptkomponentenladungen sind hier unerheblich. Im Vergleich mit der Korrelation spiegeln sich die Zusammenhänge wider. Waren dort hochsignifikante Korrelationen z. B. zwischen den (empirischen) pH-Werten und dem Kalkgehalt, so sind hier gleiche Zusammenhänge mit dem (hypothetischen) Faktor 2 festzustellen. Prinzipiell lassen sich im Vergleich mit der nichtparametrischen Korrelation gleiche Konstellationen erkennen. Faktor 3 wird hauptsächlich bestimmt durch Kationenaustauschkapazität, organische Substanz, Blei und Zn, Faktor 4 entsprechend durch Cadmium, Blei und Zink, Faktor 5 fast ausschließlich durch Kupfer.

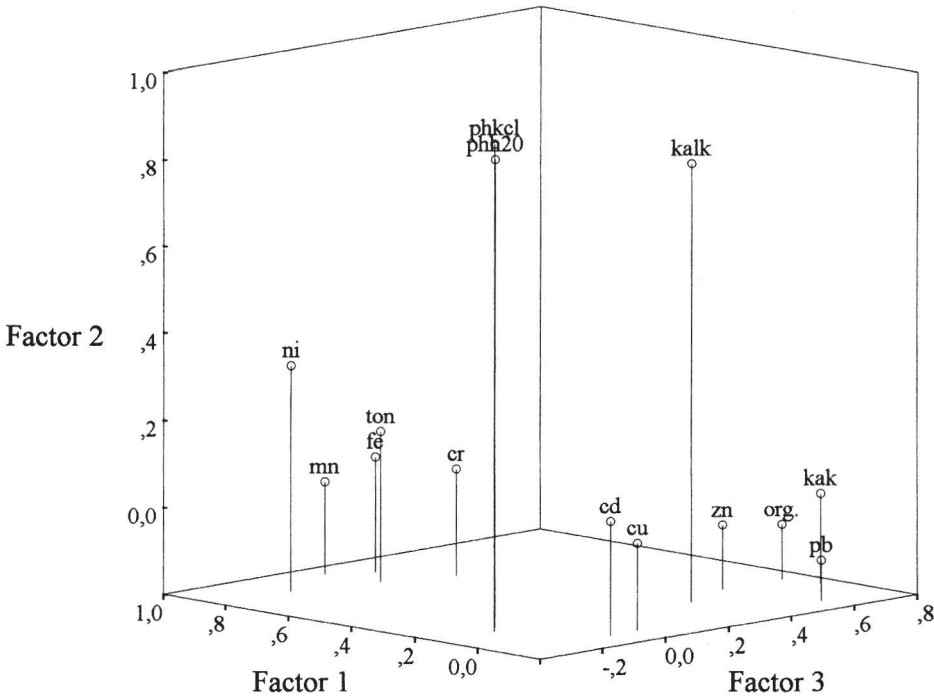


Abb.5: Graphische Darstellung von **Bodenparametern** und **Bodenschwermetallgehalten** der durch SPSS berechneten **Faktoren**

Wie oben erläutert, werden die durch die Faktoren erklärten Varianzanteile als Kommunalitäten bezeichnet. Demnach ist der Varianzanteil der potentiellen Azidität (pH-Wert aus KCl-Auszug) zu über 92 % bestimmt, und zwar - wie aus der rotierten Faktormatrix abzulesen - nahezu ausschließlich durch den Faktor 2. Ähnliches gilt für die aktuelle Azidität (pH-Wert aus H<sub>2</sub>O-Auszug). Auch alle übrigen Variablen lassen durch die fünf errechneten Faktoren mit Eigenwert > 1 eine Varianzabschätzung von zum größten Teil über 70 % zu. Insgesamt sind 78,3 % der Varianzanteile aller Variablen durch die fünf Faktoren bestimmt.

Die bisher recht theoretische Betrachtung soll durch Abb. 5 graphisch verdeutlicht werden. Dort sind die eingangs berechneten fünf Faktoren umgerechnet in drei Faktoren, da eine Visualisierung von mehr als drei Dimensionen nur schwer möglich und lesbar ist.

Nach der Reduzierung auf drei Faktoren ist eine deutliche Gruppierung von Eisen und Ton erkennbar. Damit in Zusammenhang stehen die Elemente Mn, Cr und in schwächerem Maße Ni. Damit spiegeln sich die Ergebnisse der Korrelationsrechnung und der Berechnung auf Grundlage von fünf Faktoren wider. Eindrucksvoll sichtbar ist die Gruppierung bzw. Zuordnung der beiden pH-Wert-Meßmethoden zum Faktor zwei, durch welchen außerdem noch der Kalkgehalt repräsentiert wird. Die übrigen Schwermetalle sowie Anteil an organischer Substanz und Kationenaustauschkapazität sind in unterschiedlichem Maß fast ausschließlich durch Faktor 3 bestimmt.

## 6. Untersuchungen zur Pflanzenbelastung durch Schwermetalle

Als Indikator für den Emissions-/Immissionseintrag von Schwermetallen eignen sich durch ihren pflanzenphysiognomischen Aufbau besonders Graskulturen. Mit den ermittelten Werten ist eine Abschätzung des Lufteintrags möglich, da die Aufnahme von Schwermetallen durch die Wurzel ausgeschlossen werden kann. Als Kontrollboden wurde ein eemzeitlicher und somit als unbelastet aufgefaßter Boden benutzt. Dieser wurde vor der Exposition und nach der Ernte beprobt, um die relative Anreicherung während einer Vegetationsperiode abschätzen zu können. Welcher der Indikatoren die Pflanzenschwermetallgehalte bzw. -aufnahme am besten repräsentiert, wird zur Zeit qualitativ und quantitativ noch untersucht (DIABY 1995).

Tabelle 7: Statistische Kenngrößen von Schwermetall- und Nährstoffgehalten der 37 untersuchten **Graskulturen** in Halleschen Kleingärten 1993 (Angaben in mg/kg TG)

|                        | Cd   | Cr   | Cu   | Ni   | Pb   | Zn   | Mn   | Fe   |
|------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| <b>Min.</b>            | nn   | nn   | 4,0  | 2,1  | 0,5  | 33   | 70   | 340  |
| <b>Max.</b>            | 1,53 | 2,18 | 19,7 | 33,0 | 30,7 | 386  | 830  | 5927 |
| <b>Mittelwert</b>      | 0,40 | 0,27 | 8,7  | 6,5  | 6,2  | 130  | 276  | 1866 |
| <b>rel. Stand.abw.</b> | 12,8 | 24,4 | 6,7  | 13,3 | 15,8 | 10,1 | 12,4 | 11,4 |

Deutlich zu erkennen ist die große Streubreite der gemessenen Werte. Abhängig von der Lage der jeweiligen Kleingärten zu potentiellen Emittenten wie Hauptverkehrsstraßen, Wohngebieten mit



überwiegender Kohleheizung oder Industriegebieten sind entsprechend unterschiedlich hohe Belastungen zu verzeichnen. Die gemessenen Werte müssen im Zusammenhang mit den Bodenschwermetallgehalten und den weiter unten wiedergegebenen Pflanzenmessungen gesehen werden. So läßt sich die Frage des Einflusses unterschiedlicher Kontaminationspfade (Boden/Luft) in die Pflanzen abschätzen und beurteilen. Die Grasbelastung fungiert dabei zumindestens als semi-quantitativer Indikator des (Luft-)Emissions-/Immissionspfades.

Tabelle 8: Statistische Kenngrößen von Schwermetallgehalten einiger der untersuchten **Gemüsepflanzenenteile** in Halleschen Kleingärten 1993 [Angaben in mg/kg TG]

|                  |                          |             |           |           |           |             |           |           |           |
|------------------|--------------------------|-------------|-----------|-----------|-----------|-------------|-----------|-----------|-----------|
|                  |                          | <b>Cd</b>   | <b>Cr</b> | <b>Cu</b> | <b>Ni</b> | <b>Pb</b>   | <b>Zn</b> |           |           |
| <b>Kohlrabi-</b> | <b>Min</b>               | nn          | 0,05      | 0,10      | 0,87      | nn          | 0,81      |           |           |
| <b>knollen</b>   | <b>Max</b>               | <b>0,10</b> | 1,10      | 1,10      | 19,71     | <b>1,71</b> | 19,49     |           |           |
| <b>N=45</b>      | <b>Mit.wert</b>          | 0,03        | 0,33      | 0,46      | 7,21      | <b>0,43</b> | 4,02      |           |           |
|                  | <b>rel. Std.abw. (%)</b> | 13,9        | 10,3      | 9,0       | 11,3      | 10,8        | 12,9      |           |           |
|                  |                          | <b>Cd</b>   | <b>Cr</b> | <b>Cu</b> | <b>Ni</b> | <b>Pb</b>   | <b>Zn</b> | <b>Mn</b> | <b>Fe</b> |
| <b>Porree-</b>   | <b>Min</b>               | nn          | nn        | 0,43      | 0,61      | nn          | 14        | 7         | 61        |
| <b>blätter</b>   | <b>Max</b>               | <b>0,45</b> | 0,13      | 8,44      | 23,52     | <b>3,52</b> | 58        | 134       | 391       |
| <b>N=34</b>      | <b>Mit.wert</b>          | <b>0,16</b> | 0,03      | 2,94      | 2,37      | <b>1,24</b> | 24        | 30        | 170       |
|                  | <b>rel. Std.abw. (%)</b> | 12,7        | 17,8      | 10,1      | 28,1      | 11,5        | 7,3       | 12,0      | 8,3       |
|                  |                          | <b>Cd</b>   | <b>Cr</b> | <b>Cu</b> | <b>Ni</b> | <b>Pb</b>   | <b>Zn</b> | <b>Mn</b> | <b>Fe</b> |
| <b>Porree-</b>   | <b>Min</b>               | nn          | nn        | 0,69      | 0,58      | nn          | 12        | 6         | 38        |
| <b>knollen</b>   | <b>Max</b>               | <b>0,42</b> | 0,12      | 5,48      | 3,84      | <b>2,75</b> | 39        | 64        | 190       |
| <b>N=34</b>      | <b>Mit.wert</b>          | <b>0,11</b> | 0,02      | 2,51      | 1,37      | <b>1,00</b> | 24        | 25        | 87        |
|                  | <b>rel. Std.abw. (%)</b> | 18,5        | 20,6      | 8,7       | 9,8       | 13,2        | 5,4       | 8,8       | 8,9       |
|                  |                          | <b>Cd</b>   | <b>Cr</b> | <b>Cu</b> | <b>Ni</b> | <b>Pb</b>   | <b>Zn</b> | <b>Mn</b> | <b>Fe</b> |
| <b>Sellerie-</b> | <b>Min</b>               | 0,08        | 0,00      | 0,05      | 0,90      | 0,19        | 10        | 7         | 79        |
| <b>blätter</b>   | <b>Max</b>               | <b>0,88</b> | 2,18      | 3,45      | 5,82      | <b>6,19</b> | 113       | 90        | 594       |
| <b>N=43</b>      | <b>Mit.wert</b>          | <b>0,47</b> | 0,62      | 0,99      | 2,01      | <b>1,10</b> | 34        | 53        | 244       |
|                  | <b>rel. Std.abw. (%)</b> | 44,7        | 80,2      | 89,8      | 52,5      | 95,0        | 66,2      | 34,5      | 47,6      |
|                  |                          | <b>Cd</b>   | <b>Cr</b> | <b>Cu</b> | <b>Ni</b> | <b>Pb</b>   | <b>Zn</b> | <b>Mn</b> | <b>Fe</b> |
| <b>Sellerie-</b> | <b>Min</b>               | 0,01        | 0,00      | 0,05      | 0,08      | 0,01        | 0,84      | 2         | 3         |
| <b>knollen</b>   | <b>Max</b>               | <b>0,30</b> | 0,24      | 0,65      | 0,64      | 0,22        | 4,63      | 11        | 67        |
| <b>N=43</b>      | <b>Mit.wert</b>          | 0,10        | 0,07      | 0,23      | 0,18      | 0,08        | 1,94      | 6         | 13        |
|                  | <b>rel. Std.abw. (%)</b> | 58,5        | 78,8      | 50,2      | 46,7      | 61,9        | 37,9      | 35,9      | 89,2      |

Um die empirisch ermittelten Schwermetalldaten hinsichtlich ihres Gefahrenpotentials abschätzen zu können, müssen entweder aus der Literatur bekannte "normale" Vergleichswerte oder rechtlich verbindliche Grenzwerte herangezogen werden. Damit die Gesundheit der Bürger gewährleistet wird, erarbeitet das Bundesgesundheitsamt, wissenschaftlich belegt und laufend aktualisiert, für annähernd

alle Nahrungskomponenten Richtwerte für mögliche gesundheitsschädigende Stoffe. Darunter fallen auch die essentiellen Schwermetalle, die bei übermäßiger Konzentration sogar toxisch wirken können. Für Gemüse sind bisher nur Richtwerte der Elemente Blei und Cadmium veröffentlicht (BGA 1994).

Tabelle 9: **Richtwerte** für Blei und Cadmium; Angaben in mg/kg, bezogen auf Frischsubstanz bzw. verzehrbare Teile (BGA 1994), Gesundheitsgefährdung ist beim Überschreiten des zweifachen Grenzwertes nicht auszuschließen

|                        | <b>Pb</b> | <b>Cd</b> |
|------------------------|-----------|-----------|
| <b>Blattgemüse</b>     | 0,80      | 0,10      |
| <b>Sproßgemüse</b>     | 0,50      | 0,10      |
| <b>Wurzelgemüse *</b>  | 0,25      | 0,10      |
| <b>Knollensellerie</b> | 0,25      | 0,20      |

\* ausgenommen Knollensellerie

Einzelne Gemüsearten weisen bezüglich der Aufnahme von Schwermetallen aus Boden und Luft große artspezifische Unterschiede auf. Hinsichtlich der Lebensmittelrichtwerte des Bundesgesundheitsamts (BGA 1994) sind in einigen Gärten teilweise Grenzwertüberschreitungen zu verzeichnen (**Schattierung**). Dabei treten die höchsten Schwermetallgehalte bei allen untersuchten Pflanzen in den Blättern auf. In Übereinstimmung mit den Ergebnissen anderer Untersuchungen (z. B. HARRES 1989) erweisen sich Sellerie und Porree als am meisten belastet. Gesundheitsgefährdung ist im allgemeinen bei Annahme des doppelten Grenzwertes jedoch auszuschließen, zumal sich die BGA-Grenzwerte auf das Frischgewicht beziehen, die gemessenen Werte jedoch auf das deutlich niedrigere Trockengewicht.

Berücksichtigt man durch Subtraktion der Grasbelastungswerte von den Blattwerten den Einfluß des Emissions-/Immissionsgeschehens auf die Pflanzen, so ist die Schwermetallaufnahme der Pflanzen zumindest in den Blättern durch den Boden in den meisten Fällen vernachlässigbar. Eindeutige Ursache ist der Eintrag über den Luftpfad.

## **7. Berechnung und Beurteilung der Transferfaktoren zwischen Boden- und Pflanzenschwermetallgehalten**

Über die Transferfaktoren läßt sich direkt der Einfluß der Bodenschwermetallgehalte auf die Pflanzengehalte abschätzen. Damit läßt sich aus dem Transferfaktor der Anteil der Pflanzenschwermetallgehalte an den Gehalten des Oberbodens am jeweiligen Standort beurteilen .

Wie bei allen anderen Meßreihen schon angedeutet, so müssen auch bei diesem Untersuchungsansatz zur Beurteilung der Ergebnisse andere aus der Literatur bekannte Transferfaktoren herangezogen werden.

Tabelle 10: **Transferfaktoren** ausgewählter Gemüsepflanzen und -teile aus 39 Kleingärten in Halle (Herbst 1993)

|                        |                   | <b>Cd</b>    | <b>Cr</b>    | <b>Cu</b>    | <b>Ni</b>    | <b>Pb</b>    | <b>Zn</b>    |
|------------------------|-------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| <b>Porreeknollen</b>   | Min.              | nn           | 0,000        | 0,024        | 0,019        | 0,002        | 0,081        |
|                        | Max.              | 0,413        | 0,008        | <b>1,681</b> | 0,209        | 0,322        | 1,095        |
|                        | <i>Mittelwert</i> | <i>0,153</i> | <i>0,001</i> | <i>0,312</i> | <i>0,084</i> | <i>0,034</i> | <i>0,292</i> |
|                        | rel. Std.abw. (%) | 66           | 152          | 121          | 57           | 181          | 74           |
| <b>Porreeblätter</b>   | Min.              | nn           | 0,000        | 0,013        | 0,029        | 0,000        | 0,066        |
|                        | Max.              | 0,495        | 0,008        | <b>1,435</b> | <b>1,204</b> | 0,322        | 1,095        |
|                        | <i>Mittelwert</i> | <i>0,193</i> | <i>0,001</i> | <i>0,327</i> | <i>0,119</i> | <i>0,036</i> | <i>0,297</i> |
|                        | rel. Std.abw. (%) | 63           | 132          | 110          | 182          | 169          | 73           |
| <b>Sellerieknollen</b> | Min.              | 0,004        | 0,000        | 0,001        | 0,003        | 0,000        | 0,006        |
|                        | Max.              | 1,580        | 0,146        | <b>0,848</b> | 0,312        | 0,108        | <b>1,350</b> |
|                        | <i>Mittelwert</i> | <i>0,152</i> | <i>0,007</i> | <i>0,066</i> | <i>0,028</i> | <i>0,008</i> | <i>0,094</i> |
|                        | rel. Std.abw. (%) | 165          | 348          | 247          | 225          | 282          | 284          |
| <b>Sellerieblätter</b> | Min.              | nn           | 0,000        | 0,010        | 0,038        | 0,002        | 0,072        |
|                        | Max.              | 1,580        | <b>0,146</b> | 0,848        | <b>0,714</b> | <b>0,305</b> | 1,350        |
|                        | <i>Mittelwert</i> | <i>0,577</i> | <i>0,030</i> | <i>0,137</i> | <i>0,133</i> | <i>0,032</i> | <i>0,379</i> |
|                        | rel. Std.abw. (%) | 57           | 103          | 143          | 88           | 161          | 71           |

Die gemessenen Mittelwerte befinden sich alle im unteren „Normalbereich“ (nach SAUERBECK et STYPEREK 1988 und SAUERBECK et LÜBBEN 1991). Bei Porree liegen für Kupfer die (schraffierten) Maximalwerte um Faktor 3 über dem „Normalwert“, für Nickel ist der Maximalwert in den Blättern um den Faktor 2 höher. Bei Sellerie erreichen die Maximalwerte das 1,2- bis 1,5-fache der „Normalwerte“. Die hohen relativen Standardabweichungen von zum Großteil über 100 % spiegeln die unterschiedlich starken Belastungseinflüsse wider. Damit läßt sich ableiten, daß einige der gemessenen Transferfaktoren über den „normalen“ Faktoren liegen. Dies kann durch die an diesen Standorten vergleichbar hohe Belastung erklärt werden. Im allgemeinen ist eine überdurchschnittliche Belastung der Gemüse über den Transferpfad Boden/Pflanze jedoch nicht erkennbar.

Tabelle 11: „**Normale**“ **Transferfaktoren** in Abhängigkeit von Element und Pflanzenart (nach SAUERBECK et STYPEREK 1988 und SAUERBECK et LÜBBEN 1991)

|                        | <b>Cd</b> | <b>Cr</b>      | <b>Cu</b>      | <b>Ni</b>      | <b>Pb</b>      | <b>Zn</b> |
|------------------------|-----------|----------------|----------------|----------------|----------------|-----------|
| <b>Porree</b>          | 0,5 - 1,0 | 0,01 -<br>0,50 | 0,01 -<br>0,50 | 0,01 -<br>0,50 | 0,01 -<br>0,50 | 0,5 - 1,0 |
| <b>Knollensellerie</b> | 1,0 - 2,0 | 0,01 -<br>0,50 | 0,01 -<br>0,50 | 0,01 -<br>0,50 | 0,01 -<br>0,50 | 0,5 - 1,0 |
| <b>Blattsellerie</b>   | 10 - 20   | 0,01 -<br>0,10 | 0,5 - 1,0      | 0,01 -<br>0,50 | 0,1 - 0,2      | 2,0 - 10  |

Die hier nicht diskutierten Korrelationsrechnungen zeigen keine signifikanten Zusammenhänge zwischen den Schwermetallgehalten in den Pflanzen und den jeweiligen Oberbodenhorizonten .

Die für geographische Forschungen bedeutsame Frage nach der räumlichen Übertragung der Ergebnisse muß differenziert beantwortet werden. Da städtische Böden im allgemeinen und Gartenböden im besonderen schon auf kürzeste Entfernung in allen möglichen Parametern horizontal und vertikal sehr stark variieren können, sind Extrapolationen der Meßwerte grundsätzlich nicht möglich. Die anthropogene Beeinflussung läßt generalisierende Aussagen nicht zu. Einige der sichtbar gemachten Prozesse und Strukturen können jedoch unter als gleich definierten Voraussetzungen verallgemeinert werden. So ist z. B. die Übertragung der Korrelation der "städtischen" Problemelemente Blei, Cadmium und Zink oder die Abhängigkeit von Stadtstrukturtypen auf andere, vergleichbare Städte durchaus möglich. Da sich der Emissions-/Immissionspfad als die hauptsächliche Belastungsquelle bestätigt hat, ist auch hier in räumlich und strukturell ähnlichen Gebieten mit entsprechend modifizierter Belastung zu rechnen. Erkenntnisse der Pflanzen-"Belastung" können nicht unbedingt als modellhaft angesehen werden. Sie bieten jedoch weitere Informationen über prinzipielle Aufnahmemöglichkeiten und -mechanismen der untersuchten Gemüsearten.

## 8. Zusammenfassung

SAUERWEIN et al.: Geologische Untersuchungen zur Schwemetallbelastung städtischer Kleingärten in Halle /Saale. - *Hercynia N. F.* **29** (1995): 291-314.

Nach ersten Untersuchungen am Geographischen Institut der Universität Halle-Wittenberg ließen sich die durch die Medien zum Teil sogar als "gesundheitsgefährdend" bezeichneten Kleingartenflächen im überwiegenden Anteil als unbedenklich einordnen [DIABY et ZIERDT (1993) und FRÜHAUF et al. (1993)]. Nur in wenigen Ausnahmefällen werden die gesetzlich verbindlichen Grenzwerte für Böden und Pflanzen überschritten. Diese Standorte - häufig nur einzelne Gärten - finden sich auf ehemaligen, zum Großteil natürlichen Deponie- oder Aufschüttungsflächen, die in Zukunft ohne „Sanierung“, d. h. zumindest Aufbringung von unbelastetem Mutterboden, nicht intensiv gärtnerisch genutzt werden sollten. Im folgenden sollen im besonderen die Ursachen und Wirkungszusammenhänge der Schwermetall-"Belastungen" genauer erläutert und diskutiert werden.

## Literatur

- ABRAHAM, H.-J.; GERDES, S.; PFAU, W.-D. (1987): Schwermetall-Immissionen in der Gesamtdeposition (Staubniederschlag) im Verkehrsbereich sowie in Wohn- und Erholungsgebieten in Berlin (West). - *Wissenschaft und Umwelt* **4**: 186 - 199.
- BAHRENBERG, G.; GIESE, E.; NIPPER, E. (1992): *Statistische Methoden in der Geographie 2 - Multivariate Statistik*. - Stuttgart.
- BARBER, S.A. (1984): *Soil Nutrient Bioavailability*. - Verlag John Wiley & Sons.
- BERLINER LISTE (1990): *Bewertungskriterien für die Beurteilung kontaminierter Standorte in Berlin (Berliner Liste)*. - *Amtsblatt für Berlin*, **40**. Jg, Nr. 65, 28. Dezember 1990: 2464 - 2469.

- BUNR (Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (Hrsg.) (1989): Niederländischer Leitfaden zur Bodenbewertung und Bodensanierung 1988. - Deutsche Übersetzung, Bonn.
- DIABY, K. (1995): Untersuchungen zum Schwermetall- und Nährstoff-Haushalt in Halleschen Kleingartenanlagen. - Ein Beitrag zur geoökologischen Charakteristik der Stadtregion Halle. - Diss. Halle.
- DABY, K.; SAUERWEIN, M. (1994): Untersuchungen zur ökologischen Bedeutung und Schwermetall- "Belastung" von Kleingartenböden und gärtnerischen Nutzpflanzen in der Stadt Halle a. S. - Tagungsband des 1. Leipziger Symposiums "Stadtökologie in Sachsen": 127 - 130, Leipzig.
- DIABY, K.; ZIERDT, M. (1993): Untersuchungen zur ökologischen Bedeutung der Kleingartenanlagen in der Stadt Halle. - Tagungsband der 13. Arbeitstagung „Mengen- und Spurenelemente“: 58 - 65. Jena.
- EG-RICHTLINIE (1986): Richtlinie des Rates über den Schutz der Umwelt und insbesondere der Böden bei der Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft (86/278/EWG). - Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 181/6 vom 4.7.86.
- EIKMANN, T.; KLOKE, A. (1993): Nutzungs- und schutzgutbezogene Orientierungswerte für (Schad-) Stoffe in Böden - Eikmann-Kloke-Werte. - In: ROSENKRANZ, D., EINSELE, G.; HARRES, H.-M. (1994): Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. 15. Lieferung, Nr. 3590: 1 - 26, Berlin.
- FRÜHAUF, M. (1992): Zur Problematik und Methodik der Getrennterfassung geogener und anthropogener Schwermetallgehalte in Böden. - Geoökodynamik 13: 97 - 120, Bensheim.
- FRÜHAUF, M., ZIERDT, M., KLEY, D., DIPPANN, S., SCHMIDT, G.; K. DIABY (1993): Abschlußbericht zum Thema „Stadtökologische Forschungen im Raum Halle - Belastung physisch-geographischer Umweltmedien“ (unveröff.). Martin-Luther-Universität Halle.
- HARRES, H.-P.; SAUERWEIN, M. (1994): Nichtparametrische Verfahren als "saubere" Statistik. Dargestellt am Beispiel von Schwermetallbelastungen auf Südsardinien. - Geoökodynamik 15: 133 - 150, Bensheim.
- HARTUNG, J. (1984): Statistik; Lehr- und Handbuch der angewandten Statistik. München.
- HORNBURG, V., WELP, G., BRÜMMER, G.W. (1993): CaCl<sub>2</sub>- und NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-extrahierbare Schwermetallgehalte in Böden - ein Methodenvergleich. - Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges. 72: 373 - 376.
- KVO (Klärschlammverordnung) (1992): AbfKlärV vom 15. April 1992, Bundesgesetzblatt 1992, Teil 1: 912 - 934.
- MUN (Ministerium für Umwelt und Naturschutz des Landes Sachsen-Anhalt) (Hrsg.) (1992): Handlungsempfehlung für den Umgang mit kontaminierten Böden im Land Sachsen-Anhalt.
- NIEDERLÄNDISCHE LISTE (1993): Niederländische Liste, Stand 1993. - In: ROSENKRANZ, D., EINSELE, G.; HARRES, H.-M. (1994): Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. 15. Lieferung, Nr. 8936: 1, Berlin.
- PANNACH, E. (1986): Kleine Gärten - großer Nutzen. Berlin.
- PIETSCH, J.; KAMIETH, H. (1991): Stadtböden; Entwicklungen, Belastungen, Bewertung und Planung,

## Tausenstein.

- SAUERBECK, D.; LÜBBEN, S. (1991): Auswirkungen von Siedlungsabfällen auf Böden, Bodenorganismen und Pflanzen.- Berichte aus der Ökologischen Forschung 6, Jülich.
- SAUERBECK, D.; STYPEREK, P. (1988): Schadstoffe im Boden, insbesondere Schwermetalle und organische Schadstoffe aus langjähriger Anwendung von Siedlungsabfällen. - Umweltbundesamt - Texte 16/88, Berlin.
- SAUERWEIN, M. (1993): Statistische Modellbildung geographischer Daten mittels nichtparametrischer und multivariater Verfahren. Eine interdisziplinäre Untersuchung am Beispiel von Schwermetallbelastungen auf Südsardinien. - Staatsexamensarb. TH Darmstadt.
- SCHRÖTER, F. (1991): Möglichkeiten und Grenzen städtebaulicher Bewertung kontaminierter Böden. - Veröffentlichungen des Instituts für Stadtbauwesen, H. 48, Braunschweig.
- UBA [Umweltbundesamt, Hrsg.] (1991): Umweltdaten 1990/1991 - UMPLIS Methodenbank Umwelt. Berlin.
- UEBELER, K. (1993): Untersuchungen zum Nährstoffgehalt von Gartenböden in städtischen Ökosystemen - dargestellt an der Gartenanlage "Am Osendorfer Hain e.V.". - Diplomarb. an der Universität Halle.
- VwV ANORGANISCHE SCHADSTOFFE (1993): Dritte Verwaltungsvorschrift des Umweltministeriums [des Landes Baden-Württemberg] zum Bodenschutzgesetz über die Ermittlung und Einstufung organischer Schadstoffe im Boden vom 24. August 1993 - Az. 44-8810.30-1/46.
- ZIERDT, M.; DIPPMANN, S. (1993): Aktives Flechtenmonitoring in Halle/S. - Ber. z. dt. Landeskunde 67: 85 - 100. Trier.

*Manuskript angenommen: 18. September 1995*

*Anschrift der Verfasser: Martin Sauerwein, Karamba Diaby, Dr. Michael Zierdt, Prof. Dr. Manfred Frühauf, Institut für Geographie, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Domstr. 5, 06108 Halle.*