Mitt. POLLICHIA	76	5 – 44	6 Abb.	10 Tab.	Bad Dürkheim 1989
					ISSN 0341 – 9665

Harald TIMMERBEIL & Barbara RUTHSATZ

Untersuchungen zur Schwermetallbelastung im Stadtgebiet von Trier anhand von Bäumen als Bioindikatoren

Kurzfassung

TIMMERBEIL, H. & RUTHSATZ, B. (1989): Untersuchungen zur Schwermetallbelastung im Stadtgebiet von Trier anhand von Bäumen als Bioindikatoren. – Mitt. POLLICHIA, **76**: 5 – 44, Bad Dürkheim

Im Stadtgebiet von Trier wurde die Schwermetallimmission aus der Luft durch passives Monitoring anhand der Pb-, Cu-, Zn- und Cr-Gehalte von Nadeln von *Taxus baccata* sowie Blättern und Borken von *Aesculus hippocastanum*, *Acer pseudoplatanus* und *Platanus acerifolia* untersucht. Die auftretenden Unterschiede gehen auf die Belastung des Wuchsortes, auf die Dauer der Expositionszeit, die Akkumulationseigenschaften der Baumart bzw. ihrer untersuchten Organe und die physiko-chemischen Merkmale der Metalle zurück.

Die Pb- und Cu-Gehalte erreichen fast das 200- bzw. 4–5-fache des normalen Durchschnittsgehaltes von Pflanzen. Sie zeigen im Gegensatz zu Zn deutlich die Immissionsbelastung im Stadtgebiet an. Die Pb- und Cu-Konzentrationen sinken entsprechend der abnehmenden Expositionsdauer der Organe von Borken (Mittel 114 bzw. 21 ppm; Maximum 558 bzw. 96 ppm) über Nadeln (Mittel 31,5 bzw. 21 ppm; Maximum 114 bzw. 39 ppm) zu Blättern (Mittel 10 bzw. 7 ppm; Maximum 50 bzw. 23 ppm) hin ab. Für beide Elemente wurden ähnliche und charakteristische räumliche Verteilungsmuster ermittelt, wobei die Höchstwerte an Hauptverkehrsstraßen und Minima in Grünanlagen und Stadtrandgebieten lagen. Für Pb und Cu lassen sich mit der eingesetzten Methodik auch standörtliche Besonderheiten wie die Durchlüftung eines Straßenzuges auf kleinstem Raum nachweisen.

Die Zn-Gehalte werden eher durch die Verfügbarkeit dieses Elementes im Boden bestimmt und haben ihre Höchstwerte meist in weniger verkehrsbelasteten Stadtteilen.

Von den untersuchten Bäumen ist *Aesculus* als Akkumulationsindikator (Blätter und Borke) für Pb und Cu am besten, *Platanus* am wenigsten geeignet. Zn wird von *Acer* am stärksten angereichert. Im Vergleich zu den 1983/84 an den Borken der gleichen Bäume durchgeführten Analysen konnten keine signifikanten Änderungen nachgewiesen werden.

Die Schwermetallbelastung im Industriegebiet Trier-Pfalzel zeigt eine deutliche Abhängigkeit von der Hauptwindrichtung und entspricht bei Pb der Belastung von Hauptverkehrsstraßen, bei Cu ist sie etwas, bei Zn dagegen erheblich höher (bis 2000 ppm in Borken).

Abstract

TIMMERBEIL, H. & RUTHSATZ, B. (1989): Untersuchungen zur Schwermetallbelastung im Stadtgebiet von Trier anhand von Bäumen als Bioindikatoren

[Investigations on the heavy metal pollution in the town of Trier by means of trees as bioindicators]. – Mitt. POLLICHIA, **76**: 5 – 44, Bad Dürkheim

The air pollution with heavy metals has been studied in the town of Trier by means of analyzing as leaves and bark of *Platanus acerifolia*, *Acer pseudoplatanus* and *Aesculus hippocastanum*. The differences observed have their origin in the local immission rates, the period of exposition, the accumulative properties of the tree species and its organs and the chemical characteristics of the metals:

The Pb and Cu concentrations are 200 respectively 4–5 times higher than the normal mean contents

of plants. The accumulation of these elements indicates clearly the immission rates throughout the town. The contents of Pb and Cu decreases from the bark (mean value 114 resp. 21 ppm; maximum 558 resp. 96 ppm) to the needles (mean value 31,5 resp. 21 ppm; maximum 114 resp. 39 ppm) and to the broad leaves (mean value 10 resp. 7 ppm; maximum 50 resp. 23 ppm), due to the diminishing time of exposition of the organs. Characteristical and similar patterns of distribution have been observed for both elements. The highest concentrations coincide with the main streets and the lowest with the parks and suburban areas. Using the Pb and Cu contents it is possible to identify special local situations such as better or less good ventilation of a street on a very big scale.

This is not possible with Zn. The Zn concentration more probably follows its availability in the soil. With few exceptions the highest values on Zn have been measured in trees that grow under very low influence of traffic.

Amongst the trees selected for this study *Aesculus* proved to be the best Pb and Cu accumulating bioindicator (leaves and bark) and *Platanus* the least. *Acer* showed the highest contents of Zn.

Comparing the results obtained from bark samples of the same trees in 1983/84 there could not be found any significant differences.

The pollution with heavy metals in the industrial area of Trier-Pfalzel shows clear relations to the main wind direction. For Pb it reaches the same amounts as in the main streets of the town, for Cu it is somewhat but with respect to Zn extremely higher (up to 2000 ppm P in tree bark).

Résumé

TIMMERBEIL, H. & RUTHSATZ, B. (1989): Untersuchungen zur Schwermetallbelastung im Stadtgebiet von Trier anhand von Bäumen als Bioindikatoren

[Recherches sur l'incrimination des métaux lourds en tant que pollueurs dans le district de Trèves au moyen des arbres comme bioindicateurs]. – Mitt. POLLICHIA, **76**: 5 – 44, Bad Dürkheim.

Dans le district de Trèves, on a étudié l'immission de métaux lourds contenus dans l'air et déposés sur les aiguilles de *Taxus baccata* et sur les feuiiles et les écorces de *Aesculus hippocastanum, Acer pseudoplatanus* et *Platanus acerifolia* (Pb, Cu, Zn et Cr).

Les différences remarquées dépendant du lieu de croissance, de la durée de l'exposition, des propriétés d'accumulation des espèces d'arbres, des échantillons étudiés ont des signes physico-chimiques caractéristiques des métaux.

Les contenus en plomb et en cuivre ont atteint 4 à 5 fois voire jusqu'à 200 fois le seuil normal moyen des plantes:

En opposition au zinc, ils prouvent l'incrimination de l'immission dans le district de Trèves. Les concentrations en plomb et en cuivre diminuent selon la durée d'exposition des échantillons: pour les écorces (moyenne 114 ou 21 ppm – maximum 558 ou 96 ppm); pour les aiguilles (moyenne 31,5 ou 21 ppm; maximum 114 ou 39 ppm), pour les feuilles (moyenne 10 ou 7 ppm; maximum 50 ou 23 ppm).

Pour ces deux éléments on a trouvé des modèles de distribution similaire, caractéristiques et régionaux, pou lesquels les valeurs maximales ont été relevées dans les rues principales et les minima dans les zones vertes et les banlieues. En ce qui concerne le plomb et le cuivre, on a pu mettre en évidence avec cette méthode des particularités locales, telle que la circulation d'air dans une rue.

Les contenus en zinc, proviennent de la disponibilité de cet élément dans le sol et ont leur valeur optimale le plus souvent dans des quartiers de la ville où la circulation est réduite.

Parmi les arbres étudiés, l'*Aesculus* est le meilleur indicateur en ce qui concerne l'accumulation en plomb et en cuivre (dans ses feuilles et son écorce) et le *Platanus*, le moins intéressant.

C'est l'*Acer* qui se trouve être le plus riche en zinc. En comparant avec les analyses faites sur les écorces des mêmes arbres en 1983/84 aucun changement significatif n'a pu être prouvé. L'incrimination des métaux lourds dans le complexe industriel de Trèves-Pfalzel met en évidence une dépendance significative à la direction principale des vents. Elle correspond pour le plomb aux rues au trafic intense; pour le cuivre, elle est réduite et quelque peu plus élevée pour le zinc (jusqu'à 2000 ppm dans les écorces).

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung und Zielsetzung 8

2. Bäume als Bioindikatoren 8

2.1 Die Schwermetallakkumulation von Baumblättern und -nadeln 8

2.2 Die Schwermetallakkumulation von Baumborken 9

3. Das Untersuchungsgebiet 10

4. Material und Methode 11

5. Ergebnisse 12

5.1 Die Schwermetallgehalte der Eibennadeln 12

5.2 Die Schwermetallgehalte der Baumblätter 15

5.3 Die Schwermetallgehalte der Baumborken im Stadtgebiet 16

5.3.1 Räumliche Differenzierung der Schwermetallgehalte in den Baumborken 17

5.3.2 Kleinräumige Belastungsunterschiede 27

5.4 Die Schwermetallgehalte der Baumborken in der Umgebung des Moselstahlwerkes 29

6. Diskussion 31

6.1 Die Blei- und Kupfergehalte der Eibennadeln 31

6.2 Die Blei- und Kupfergehalte der Baumblätter 33

6.3 Die Blei- und Kupfergehalte der Baumborken im Stadtgebiet 34

6.3.1 Kleimräumige Belastungsunterschiede 36

6.4 Die Zinkgehalte der untersuchten Pflanzenorgane und ihre Eignung zur Bioindikation von Immissionsbelastungen 36

6.5 Zeitlicher Vergleich der Schwermetallgehalte von Baumborken im Stadtgebiet zwischen 1983/84 und 1988 38

6.6 Die Schwermetallgehalte der Baumborken in der Umgebung des Moselstahlwerkes 40

7. Zusammenfassung 41

8. Literaturverzeichnis 42

1. Einleitung und Zielsetzung

Im Gegensatz zum allgemeinen Begriff der Bioindikation als Antwort von Organismen auf jede Art von Standortfaktor beschränkt sich **Bioindikation** im engeren Sinne auf die durch anthropogene Umwelteinflüsse hervorgerufenen, biologischen Reaktionen von Organismen (STÖCKER 1980).

Darunter nehmen die Schwermetalle im Hinblick auf die Umweltbelastung eine besondere Stellung ein, weil sie durch natürliche Prozesse nicht abbaubar, sondern höchstens verlagerbar sind.

Der Vorteil der pflanzlichen Bioindikatoren gegenüber zeitlich und räumlich punktuellen, technischen Meßmethoden liegt darin, daß sie kostengünstig in ausreichender Dichte einsetzbar sind und wenigstens zum Teil über längere, aber definierte Zeiträume integrierende Ergebnisse liefern.

Das Ziel der Untersuchung ist es, Aussagen über das Ausmaß der Belastung mit den Schwermetallen Blei, Kupfer und Zink im Stadtgebiet von Trier zu treffen, die räumlichen Verteilungsmuster der einzelnen Elemente herauszustellen sowie etwaige Belastungsschwerpunkte auszugliedern. Dabei sollen auch die möglichen Ursachen und Einflußgrößen für die in Abhängigkeit von standörtlichen Besonderheiten kleinräumig stark wechselnden Gehalte in Pflanzen aufgezeigt werden.

Darüber hinaus ist von Interesse, ob und inwieweit die Borke der untersuchten Baumarten als Bioindikator für Schwermetallbelastungen in Städten geeignet ist.

2. Bäume als Bioindikatoren

Im Vergleich zu den übrigen pflanzlichen Bioindikatoren eigenen sich freistehende Bäume besonders gut zum Nachweis von Luftverunreinigungen, nicht nur weil sie Immissionseinflüssen besonders ausgesetzt sind (aufragender Wuchs, Filterwirkung, große Oberfläche, Langlebigkeit), sondern auch weil sie die Schadstoffe über einen langen Zeitraum anreichern können und infolge ihrer Ortsgebundenheit Untersuchungen an den gleichen Individuen jederzeit wiederholbar sind, so daß die Schwermetallbelastung eines bestimmten Standortes über einen längeren Zeitraum verfolgt werden kann (MAJERUS & DENAEYER – DE SMET 1974; HÖLLWARTH 1984).

Darüber hinaus läßt sich die Gewinnung von ausreichendem Probenmaterial kostengünstig, einfach und schnell durchführen.

2.1. Die Schwermetallakkumulation von Baumblättern und -nadeln

Generell steigt die Deposition der Schwermetalle auf pflanzliche Oberflächen mit zunehmender Rauhigkeit, Befeuchtung und Klebrigkeit der Oberfläche und mit steigender Windgeschwindigkeit (MARTIN & COUGHTREY 1982).

So hängt der Schwermetallgehalt der Baumblätter vor allem von der artspezifisch unterschiedlichen Oberflächenbeschaffenheit (z. B. Strukturierung, Behaarung) und von dem unterschiedlichen Verhältnis von Blattfläche zu Blattrockengewicht ab. Zarte, dünne und leichte Blätter enthalten beispielsweise relativ mehr Blei in der Trockenmasse als dickere und schwerere Blätter, weil sie pro Gewichtseinheit eine größere Blattfläche entwickelt haben. Veränderungen der Blattfläche und dadurch bedingte Konzentrationsunterschiede der Schwermetalle (z. B. Verdünnungseffekt während der Wachstumsphase; alterndes bzw.

absterbendes Gewebe) können sich auch im Verlauf der Vegetationsperiode ergeben (MARTIN & COUGHTREY 1982).

Bei den Schwermetallgehalten von Blättern und Nadeln handelt es sich in erster Linie um eine oberflächliche Kontamination. Daher kann der größte Teil der Metallverbindungen wieder abgewaschen werden (KELLER & PREIS 1967; LERCHE & BRECKLE 1974). Auch die nicht abwaschbaren Schwermetalle wurden vermutlich nicht von den Blättern und Nadeln aufgenommen, sondern lediglich in der Wachsschicht immobilisiert (MANNING 1980; VALENTA 1985; HARRES et al. 1987). Eine Aufnahme der Schwermetalle über die Blattoberflächen wird daher im allgemeinen als gering angesehen, auch wenn diese von Element zu Element stark variieren kann. Beispielsweise können nach STEUBING (1979) 20–30% des gesamten Zinks, jedoch nur 3% des gesamten Bleis über die Blattoberfläche absorbiert werden. Entscheidend ist dabei die chemische und physikalische Form, in der die Metalle vorliegen. Während gelöste Metalle in größerem Umfang aufgenommen werden können, ist die Aufnahme in Form von Partikeln nach MARTIN & COUGHTREY (1982) nur minimal.

Die Schwermetallgehalte von Blättern und Nadeln verkehrsexponierter Bäume nehmen mit wachsender Entnahmehöhe stark ab, so daß bereits in 5 m Höhe nur noch ein Teil des gesamten Bleis abgelagert wird (LERCHE & BRECKLE 1974). In der Regel weisen die den Emissionen zugewandten Blätter und Nadeln höhere Schwermetallkonzentrationen auf als die abgewandten Organe. Je nach Teilchengröße kann dieses Verteilungsmuster allerdings auch von Element zu Element unterschiedlich ausfallen. Beispielsweise wird das überwiegend in feinverteilter Form vorliegende Blei gleichmäßig auf beiden Seiten der Baumkrone angereichert (SCHEBEK et al. 1984) oder kann unter Umständen auf abgewandten Blättern und Nadeln sogar stärker abgelagert werden (HÖLLWARTH 1982); möglicherweise infolge der Ausbildung von Leewirbeln (vgl. Kap. 6.3.1). Demgegenüber werden die durch Reifenabrieb freigesetzten, relativ großen Zinkpartikel nach SCHEBEK et al. (1984) vermutlich bevorzugt auf den zur Fahrbahn hin exponierten Pflanzenteilen angereichert.

Mit zunehmender Entfernung vom Fahrbahnrand nehmen die Bleigehalte auch ohne die Abschirmungswirkung von Gebäuden oder Gehölzsäumen sehr stark ab (KELLER & PREIS 1967; HAMPP 1973), nach LÖTSCHERT & GROSCH (1984) sogar exponentiell. Deswegen kann bereits in 50–100 m Abstand mit dem Erreichen einer Background-Konzentration gerechnet werden (z. B. MARTIN & COUGHTREY 1982; LÖTSCHERT & GROSCH 1984).

Im Vergleich zu Blättern von Laubbäumen sind die Schwermetallgehalte von Nadeln immergrüner Koniferen aufgrund ihrer ganzjährigen Exposition deutlich höher. Eine deutliche Zunahme der Schwermetallgehalte mit zunehmendem Alter der Nadeln ist in der Regel nur für das Element Blei festzustellen. Die Zunahme der Bleigehalte mit dem Nadelalter betrifft sowohl wenig kontaminierte Waldökosysteme (z. B. FANGMEIER et al. 1986) als auch verkehrsbelastete Standorte (z. B. HEICHEL & HANKIN 1976).

2.2 Die Schwermetallakkumulation von Baumborken

Baumborken wurden bereits mehrfach in verschiedenen Städten als Akkumulationsindikatoren für Schwermetalle eingesetzt. Ihr Wert für die Bioindikation besteht darin, daß sie die Schadstoffe ortsgebunden über einen relativ langen Zeitraum anreichern können und daher als Langzeitakkumulator fungieren (BARNES et al. 1976; STEUBING et al. 1983).

Prinzipiell gelangen die Schwermetalle wie bei den übrigen Pflanzenorganen auf zwei verschiedenen Wegen auf bzw. in die Borke. Einmal werden die schwermetallhaltigen Partikel direkt auf der Borkenoberfläche deponiert, zum anderen gelangen sie auf indirektem Weg durch Aufnahme über die Blätter oder das Wurzelsystem in die Rinde. Der Anteil, der durch Aufnahme in die Rinde gelangt variiert je nach Element. Während beispielsweise die Kontamination mit Blei überwiegend direkt durch oberflächliche Adsorption erfolgt, kann

Zink offenbar in stärkerem Umfang aufgenommen und anschließend in die Borke transportiert werden (DE BRUIN & HACKENITZ 1986; vgl. Kap. 6.4).

Verminderungen des Schwermetallgehaltes treten in erster Linie durch das Abblättern der peripheren Schichten und durch den Einfluß des Stammablaufwassers sowie möglicherweise in gewissem Umfang durch den Radialtransport von der Borke zum Xylem hin ein (HAMPP & HÖLL 1974; MARTIN & COUGHTREY 1982). Die Absorption ist jedoch ein rein physikalischer Vorgang; denn die Borke ist im Gegensatz zu Blättern und Nadeln ein totes Organ, das nach LÖTSCHERT & KÖHM (1978) lediglich eine gewisse Exkretionsfunktion besitzt. Das Stammablaufwasser kann sich allerdings auch positiv auf den Schwermetallgehalt der Baumborken auswirken, weil die Niederschläge nach der Passage durch den Kronenraum infolge Auswaschung häufig hohe Schwermetallgehalte aufweisen (MARTIN & COUGHTREY 1982). Ein deutlicher Anstieg der Konzentrationen einiger Schwermetalle ist außerdem mit zunehmendem Alter sowie abnehmender Dicke der Borkenproben festzustellen (HAMPP & HÖLL 1974; DE BRUIN & HACKENITZ 1986). Die höchsten Gehalte finden sich in den äußersten Schichten der Borke.

Die Schwermetallkonzentrationen in Baumborken ändern sich auch mit der Höhe über Grund. So werden die höchsten Bleigehalte gewöhnlich in einer Höhe von 1,5–2,0 m gemessen, während die Konzentrationen sowohl mit zunehmender, als auch mit abnehmender Höhe geringer werden (HAMPP & HÖLL 1974; WARD et al. 1977; BARNES et al. 1976).

Insgesamt kann die rauhe Borke der Bäume aufgrund ihrer langen Expositionszeit, ihrer adsorptiven Eigenschaften sowie zusätzlich durch die Porosität der Oberfläche und das geringe spezifische Gewicht (LAAKSOVIRTA et al. 1976) wesentlich höhere Schwermetallmengen akkumulieren als Blätter und Nadeln.

Hinzu kommt, daß nach MARTIN & COUGHTREY (1982) der Wirkungsgrad der Deposition bei zylindrischen Pflanzenorganen, wie z. B. Stämmen und Blattstielen, generell viel höher ist, als bei ebenen Blattflächen (vgl. auch HEICHEL & HANKIN 1976). So kann beispielsweise im Falle des überwiegend oberflächlich anhaftenden Schwermetalles Blei von einer gegenüber Blättern bis zu 10-fach höheren Akkumulation ausgegangen werden (z. B. FANGMEIER et al. 1986). Das Akkumulationsvermögen pro Borkengewichtseinheit hängt entscheidend von der artspezifisch sehr unterschiedlichen Oberflächenbeschaffenheit, und dem jeweils unterschiedlichen Verhältnis von Borkenoberfläche zu Borkengewicht ab. Je rauher und rissiger die Borkenoberfläche ausgebildet ist, desto größer ist ihr Adsorptionsvermögen (OSIBANJO & AJAYI 1980; ADEMOROTI 1986). Deswegen haben Baumarten mit einer glatten Borke, wie z. B. die Mehlbeere (*Sorbus aria)* nach BARNES et al. (1976) deutlich niedrigere Bleigehalte (< 10 ppm) als Arten vergleichbarer Standorte mit einer rauheren Borke (> 200 ppm).

3. Das Untersuchungsgebiet

Das Zentrum der Stadt Trier liegt in der von der Mosel geschaffenen Trierer Talweite innerhalb des engen und stark gewundenen mittleren Moseltales.

Die Talsohle des durchschnittlich 2 km breiten, SW-NE verlaufenden Sohlentales liegt etwa 130 m ü. NN und wird im Süden von den durchschnittlich um 100–150 m hoch aufragenden Steilhängen des Hunsrückschiefers umrahmt, während auf der Nordseite der mittlere Buntsandstein als Ausläufer der Bitburger Trias-Mulde die Talsohle um maximal 230 m überragt (WERLE 1978).

Die großklimatischen Verhältnisse im Raum Trier werden sowohl durch subozeanische als auch durch subkontinentale Klimaeinflüsse geprägt. Vorherrschend sind Winde aus südwestlichter Richtung mit einem prozentualen Anteil von 31,5 % (WETTERAMT TRIER 1988).

Das Moseltal als orographische Leitlinie bedingt eine Verstärkung der vorherrschenden

Windrichtung, so daß auch im Tal relativ hohe Windgeschwindigkeiten erreicht werden (Düseneffekt). Infolge dieser Windleitwirkung bestehen hinsichtlich der Durchlüftung, Verdünnung und Ausbreitung der Schadstoffe trotz der Tallage relativ günstige Vorraussetzungen.

Da industrielle Schwermetall-Emissionen im engeren Stadtgebiet keine Rolle spielen und auch keine großen Kraftwerke zur Verbrennung fossiler Brennstoffe vorhanden sind, stellt der Kraftfahrzeugverkehr die Hauptemissionsquelle für Schwermetalle im Stadtgebiet von Trier dar. Die Verkehrsbelastung ist allerdings infolge der wirtschaftlichen Stellung Triers als Oberzentrum mit großem Einzugsgebiet sowie der touristischen Attraktivität der Stadt sehr ausgeprägt und nimmt innerhalb des Bundesgebietes eine Spitzenposition ein. Hieraus resultiert eine starke Schadstoffbelastung der Luft.

Als nennenswerter punktförmiger Schwermetall-Emittent kommt lediglich das an der nordwestlichen Stadtgebietsgrenze befindliche Trierer Moselstahl- und Walzwerk in Betracht. Hier wurde allerdings inzwischen „die zur Zeit modernste Filteranlage der Stahlproduktionsbranche" in Betrieb genommen und „die Restprodukte auf ein Minimum reduziert" (Trierischer Volksfreund vom 7.10.1987). Das Moselstahlwerk geriet jedoch in jüngster Zeit wieder verstärkt in die Schlagzeilen aufgrund der Deponierung schwermetallhaltiger Hochofenschlacke in nahegelegene ehemalige Kiesgruben.

4. Material und Methode

Im Rahmen eines passiven Monitoring 1988 im Stadtgebiet von Trier diente die Borke dreier häufig vorkommender Laubbaumarten (*Aesculus hippocastanum, Acer pseudoplatanus, Platanus acerifolia)* von 150 ausgewählten Standorten als Akkumulationsindikator für Schwermetallimmissionen. Damit wurden schon 1983/84 erstmalig durchgeführte Untersuchungen (RUTHSATZ) möglichst genau wiederholt, um einen zeitlichen Vergleich der Ergebnisse für 111 der 150 Exemplare zu gewährleisten.

Als zusätzliches Untersuchungsmaterial dienten auch die Blätter der 150 Probenbäume sowie 2- und 3-jährige Nadeln der Eibe (*Taxus baccata)* von 61 unterschiedlich belasteten Standorten (TIMMERBEIL 1989).

Die Probennahme der Borkenstücke erfolgte im Frühjahr jeweils auf der SW-exponierten Stammseite älterer Exemplare (Stammdurchmesser: 40–50 cm) aus einer Höhe von 1,5–2,0 m. Es wurde möglichst die älteste Borkenschicht gesammelt, wobei die Dicke der Borkenstücke maximal 2–3 mm betrug. Bereiche, die bevorzugt von Stammablaufwasser beeinflußt waren (z. B. Stammablaufrinnen) sowie von Moosen oder gar Flechten bewachsene Borkenpartien, wurden bei der Probennahme grundsätzlich vermieden. Die gesammelten Borkenproben wurden ungereinigt und ungewaschen weiterbearbeitet. Nach Trocknung im ventilierten Trockenschrank (40 Std. bei 35–40° C) wurden die Borkenstücke mit einer gewöhnlichen Kaffeemühle staubfein gemahlen, wobei eine eventuelle Kontamination der Proben im Spurenbereich nicht ganz ausgeschlossen werden kann. Die Aufbewahrung des gemahlenen Pflanzenmateriales bis zur Analyse erfolgte in verschließbaren Fläschchen aus Polyethylen.

Der Aufschluß des Pflanzenmateriales erfolgte in einer Druckbombenapparatur mit PTFE-Einsätzen (4 Std. bei 150° C) unter Zusatz von 5 ml konz. Salpetersäure. Die klare Lösung wurde filtriert, mit destilliertem Wasser auf 25 ml verdünnt und bis zur Messung in verschraubbaren Kunstoffläschchen aufbewahrt.

Die Messung der Proben auf ihre Gehalte an den Schwermetallen Blei, Kupfer und Zink wurde mit einem AAS-Gerät (Perkin-Elmer, Modell 400) in einer Luft/Acetylen-Flamme durchgeführt. Für die einzelnen Proben wurden Doppel- bzw. Dreifachbestimmungen mit einer Integrationszeit von 5 Sekunden durchgeführt. Aus den beiden Parallelen jeder Probe wurde ein Mittelwert gebildet.

Im Gegensatz zu den Schwermetallen Kupfer und Zink ist der Nachweis von Blei mit der Flammen-AAS wesentlich unempfindlicher. Daher sind Gehalte unter 10 ppm Pb, trotz einer relativ guten Reproduzierbarkeit der Werte, nur noch unter Vorbehalt interpretierbar.

Um standörtliche, baumart- und schwermetallelementspezifische sowie signifikante Unterschiede der Schwermetallgehalte zwischen den Jahren 1983/84 und 1988 zu erfassen, wurden die Daten mit Hilfe des statistischen Programmpaketes SPSS 9 (Statistical Package for the Social Sciences) aufbereitet.

5. Ergebnisse

5.1 Die Schwermetallgehalte der Eibennadeln

Die ermittelten Schwermetallkonzentrationen der 61 Eibenexemplare zusammengefaßt zu Standortgruppen und getrennt nach Nadeljahrgängen sind Tab. 1 zu entnehmen. Die Standortgruppe I (Hauptverkehrsstraßen) repräsentiert dabei Exemplare, die sich in unmittelbarer Nähe verkehrsbelasteter Straßen befinden. Zur Standortgruppe II wurden einmal Probenbäume zusammengefaßt, die an Straßen mit weniger hohem Verkehrsaufkommen wachsen, zum andern aber auch solche, die an Hauptverkehrsstraßen stehen, den Abgasen jedoch infolge Abschirmung durch Gebäude oder staubfilternder Vegetation weniger stark ausgesetzt sind. Die Standortgruppe III umfaßt Bäume aus städtischen Park- und Grünanlagen sowie Exemplare außerhalb des engeren, bebauten Stadtgebietes.

Die Blei- und Kupfergehalte zeigen eine deutliche Abhängigkeit vom Kraftfahrzeugverkehr als der hauptsächlichen Emissionsquelle der beiden Metalle. Entsprechend sind die beiden Elemente hochsignifikant miteinander korreliert (r=0,95; p=0,001; Tab. 2 sowie Abb. 1).

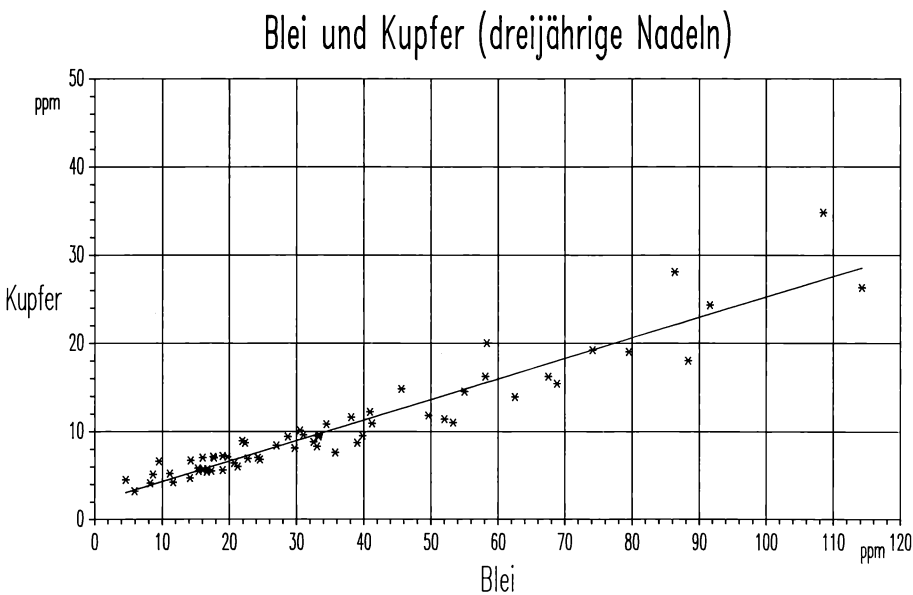

Abb. 1: Korrelationsdiagramm für den Blei- und Kupfergehalt 3-jähriger Eibennadeln (r=0,95; p= 0,001)

Tabelle 1: Schwermetallgehalte 2- und 3-jähriger Eibennadeln differenziert nach Standortgruppen

Standortgruppe	Nadeljahrgang	Gehalte in ppm/g TS								
		Blei			Kupfer			Zink		
		min.	max.	Mittel	min.	max.	Mittel	min.	max.	Mittel
I (Hauptverkehrsstraßen)	2	18,4	95,5	48,4	8,3	39,0	17,4	21,2	142,7	78,4
(n = 21)	3	31,0	114,2	64,2	8,7	34,8	16,7	29,5	172,4	80,9
	2 + 3			56,3			17,0			79,6
II (weniger belastete,	2	7,7	38,5	22,1	5,9	12,9	9,2	32,7	125,2	64,5
verkehrsnahe Standorte)	3	16,0	41,2	30,4	6,8	12,2	9,2	30,4	128,4	63,8
(n = 16)	2 + 3			26,2			9,2			64,1
III (Park- und Grünanlagen,	2	3,1	23,2	10,5	3,3	8,3	5,9	24,6	296,9	106,3
Stadtkern u. Peripherie)	3	4,6	29,7	15,7	3,2	8,1	5,8	23,4	363,8	115,3
(n = 24)	2 + 3			13,1			5,9			110,8
(n = 61)	2			26,6			10,7			85,7
	3			36,3			10,5			89,9
	2 + 3			31,5			10,6			87,8

Die **Bleikonzentrationen** der 122 Proben reichen von 3–114 ppm, wobei der durchschnittliche Gehalt 31,5 ppm beträgt. Bei der Mehrzahl der Meßpunkte (32 von 61) liegen die Bleikonzentrationen zwischen 10–30 ppm.

Erwartungsgemäß ist der Durchschnittsgehalt der 3-jährigen Nadeln infolge ihrer längeren Expositionszeit mit 36 ppm deutlich höher als der Durchschnittsgehalt der 2-jährigen Nadeln (27 ppm). Die Bleikonzentrationen der 3 Jahre alten Nadeln übersteigen dabei ausnahmslos an allen 61 Standorten die Gehalte der 2-jährigen Nadeln (bis zum 1 1/2-fachen).

Die **Kupferkonzentrationen** umfassen eine im Vergleich zu dem Element Blei nur sehr enge Spanne von 3–39 ppm, bei einem Durchschnittsgehalt aller 122 Proben von 11 ppm. Die gemessenen Kupferkonzentrationen liegen bei der Mehrzahl der Standorte (33 von 61) lediglich zwischen 5–10 ppm.

Im Gegensatz zu Blei besteht für Kupfer kein signifikanter Gehaltsunterschied zwischen den 2- und 3-jährigen *Taxus*-Nadeln. Die bestehenden minimalen Unterschiede zeigen eher geringfügig höhere Gehalte der 2 Jahre alten Nadeln.

Die **Zinkgehalte** der 122 Proben streuen, entsprechend den höheren Normalgehalten in Pflanzen, in dem weiten Bereich von 21–364 ppm. Der Durchschnittsgehalt beträgt 88 ppm.

Ein signifikanter Gehaltsunterschied zwischen den beiden Nadeljahrgängen besteht nur auf dem 5%-Niveau. Dieser ist in erster Linie auf die Konzentrationsunterschiede der Bäume aus den Park- und Grünanlagen zurückzuführen (Tab. 1). Im allgemeinen stimmen jedoch die Zn-Konzentrationen der beiden Nadeljahrgänge bei der überwiegenden Mehrzahl der Bäume relativ gut überein.

Im Vergleich zu Blei und Kupfer zeigt die Differenzierung nach Standortgruppen im Falle des Elementes Zink eine auffällige, entgegengesetzte räumliche Verteilung der Werte, wobei die höchsten Konzentrationen in Parkanlagen gemessen wurden. Damit ergibt sich für Zink eher eine negative Korrelation zum Kraftfahrzeugverkehr und damit zu den Elementen Blei und Kupfer (r=0,07 bzw. r=0,04; Tab. 2).

Tabelle 2: Korrelationsmatrix für die Schwermetallgehalte 2- und 3-jähriger Eibennadeln (n=61)

	Kupfer		Zink	
	r	Signifikanz	r	Signifikanz
Blei	0,95	x x x x	-0,07	.
Kupfer	-	-	-0,04	.

Signifikanzgrenzen:
. = nicht signifikant; x = 10 %-Niveau; x x = 5 %-Niveau; x x x = 1 %-Niveau; x x x x = 0,1 %-Niveau

Für die Standortgruppe III (Park- und Grünanlagen) ist dieser negative Zusammenhang zu den Elementen Blei und Kupfer sogar statistisch signifikant (r=0,32; p=0,01 bzw. r=0,40; p=0,05; Tab. 3).

Dagegen deuten die Zn-Gehalte bei der Standortgruppe I (Hauptverkehrsstraßen) auf einen gewissen Zusammenhang zum Kraftfahrzeugverkehr; denn zwischen Zn und den beiden anderen Elementen bestehen jeweils statistisch signifikante, positive Korrelationen (r=0,60; p=0,01 bzw. r=0,57; p=0,05).

Tabelle 3: Korrelationsmatrix für die Schwermetallgehalte 2- und 3-jähriger Eibennadeln getrennt nach Standortgruppen

		Kupfer		Zink	
		r	Signifikanz	r	Signifikanz
Blei	I (n = 21)	0,91	x x x x	0,60	x x x
	II (n = 16)	0,76	x x x x	–0,17	.
	III (n = 24)	0,76	x x x x	–0,32	x
Kupfer	I (n = 24)	–	–	0,57	x x
	II (n = 16)	–	–	–0,19	.
	III (n = 24)	–	–	–0,40	x x

Signifikanzgrenzen:
. = nicht signifikant; x = 10 %-Niveau; x x = 5 %-Niveau; x x x = 1 %-Niveau; x x x x = 0,1 %-Niveau

5.2 Die Schwermetallgehalte der Baumblätter

Die an den 154 Laubbäumen gemessenen Schwermetallkonzentrationen der Blätter sind in Tab. 4 getrennt nach Standortgruppen und Baumarten zusammengestellt.

Die Blei- und Kupfergehalte der ungewaschenen Baumblätter sind unter anderem aufgrund der wesentlich kürzeren Expositionszeit deutlich geringer als die der Eibennadeln. Dennoch ist vor allem bei den Bleigehalten, wenn auch weniger ausgeprägt als bei den Eibennadeln, eine klare Abhängigkeit von der Verkehrsbelastung zu erkennen (Tab. 4).

Tabelle 4: Schwermetallgehalte von Baumblättern differenziert nach Standortgruppen

Standortgruppe	Baumart	Gehalte in ppm/g TS					
		Blei		Kupfer		Zink	
		max.	Mittel	max.	Mittel	max.	Mittel
I (Hauptverkehrs-straßen) (n = 39)	Roßkastanie (n = 13)	49,7	21,1	21,7	10,6	92,5	31,2
	Bergahorn (n = 12)	35,2	19,0	11,4	8,6	63,1	41,6
	Platane (n = 14)	16,4	10,7	10,9	8,4	38,0	26,9
II (weniger belastete, verkehrsnahe Standorte) (n = 72)	Roßkastanie (n = 20)	32,6	9,3	10,8	6,8	29,1	16,4
	Bergahorn (n = 31)	15,9	9,7	23,3	7,3	64,9	31,8
	Platane (n = 21)	10,4	4,8	9,9	6,8	31,6	20,7
III (Park- und Grünanlagen, Stadtkern u. Peripherie) (n = 43)	Roßkastanie (n = 19)	9,5	5,7	12,0	5,9	33,1	17,9
	Bergahorn (n = 16)	15,6	6,4	15,6	7,6	110,2	48,4
	Platane (n = 8)	4,8	3,3	8,7	6,0	31,2	20,7
	Roßkastanie (n = 52)		10,9		7,4		20,6
	Bergahorn (n = 59)		10,7		7,6		38,3
	Platane (n = 43)		6,4		7,2		22,7

Insgesamt reichen die **Bleikonzentrationen** bis maximal 50 ppm. Der durchschnittliche Bleigehalt liegt lediglich bei 10 ppm und beträgt damit nur noch 1/3 der mittleren Konzentration der beiden Eibennadeljahrgänge (31,5 ppm).

Der Vergleich der drei Baumarten zeigt für die Platanenblätter (Mittelwert: 6 ppm) ein gegenüber den Kastanien- und Ahornblättern (Mittelwerte: 11 ppm) signifikant geringeres Akkumulationsvermögen für Blei (Tab. 4).

Ein Zusammenhang zu den Emissionen des Kraftfahrzeugverkehrs besteht zumindest in der Tendenz auch für das Element **Kupfer.** Hierfür spricht auch die hoch signifikante Korrelation der Blei- und Kupfergehalte in Kastanienblättern (r=0,74; p=0,001). Die Konzentrationen der 154 Bäume reichen nur noch bis maximal 23 ppm bei einem Mittelwert von 7 ppm.

Im Gegensatz zu dem Element Blei bestehen für Kupfer keine signifikanten Gehaltsunterschiede zwischen den drei Baumarten (Tab. 4).

Auch die **Zinkgehalte** der Baumblätter sind wie schon die Blei- und Kupfergehalte bedeutend niedriger als die Zn-Konzentrationen der Eibennadeln. So reichen die Einzelwerte nur noch bis maximal 110 ppm bei einem Durchschnittsgehalt von 28 ppm.

Im Vergleich zu den Kastanien- und Platanenblättern (21 bzw. 23 ppm) ist der durchschnittliche Zinkgehalt der **Ahornblätter** mit 38 ppm fast doppelt so hoch.

Darüber hinaus bestätigte sich nur für diese Baumart das bereits von den Nadelanalysen bekannte Phänomen einer im Vergleich zu den Elementen Blei und Kupfer uneinheitlichen bzw. eher umgekehrten räumlichen Verteilung der Werte; denn zu den Bleigehalten der *Acer*-Blätter besteht keine (r=0,10) und zu den Cu-Gehalten nur eine auf dem 5%-Niveau signifikante Korrelation (r=0,28). So finden sich niedrigere Konzentrationen häufig im eigentlichen Stadtkern und an verkehrsexponierten Probenbäumen, während die höchsten Gehalte in Park- und Grünanlagen sowie in Stadtrandgebieten gemessen wurden. Zu den Pb- und Cu-Gehalten der *Aesculus*-Blätter (r=0,83; p=0,001 bzw. r=0,75; p=0,001) sowie der *Platanus*-Blätter (r= 0,59; p=0,001 bzw. 0,72; p=0,001) ergaben sich dagegen enge Beziehungen, die zusammen mit den an Hauptverkehrsstraßen höheren Durchschnittsgehalten aller drei Baumarten (Tab. 4) auf einen gewissen Einfluß der Zn-Emissionen des Straßenverkehres schließen lassen.

5.3 Die Schwermetallgehalte der Baumborken im Stadtgebiet

Eine Übersicht über die an den 150 Laubbäumen gemessenen Schwermetallgehalte der Borke ist Tab. 5 sowie den Abbildungen 2–4 zu entnehmen. Die Differenzierung nach Standortgruppen ist in Tab. 6 dargestellt.

Die **Bleigehalte** der Borke sind unter anderem aufgrund ihrer bedeutend längeren Expositionszeit erwartungsgemäß beträchtlich höher als die der Nadeln und Blätter.

Insgesamt umfassen die Bleikonzentrationen eine Spanne von 6–558 ppm. Der Durchschnittsgehalt aller Borkenproben beträgt mit 114 ppm fast das 4-fache des Mittelwertes der 2- und 3-jährigen Eibennadeln (31,5 ppm) und mehr als das 10-fache des mittleren Gehaltes der Baumblätter (10 ppm) (Tab. 7).

In Abhängigkeit der Oberflächenbeschaffenheit ergeben sich, ähnlich wie bei den Blättern, ausgeprägte, artspezifische Konzentrationsunterschiede. Dabei zeichnet sich die rauhere und rissigere Borke der Kastanie durch das größte Adsorptionsvermögen aus; denn der Durchschnittsgehalt ist mit 190 ppm im Vergleich zum Bergahorn (105 ppm) und zur Platane (35,5 ppm) fast doppelt bzw. mehr als 5 mal so hoch (Tab. 6).

Die **Kupfergehalte** der Baumborke sind ebenfalls deutlich höher als die der Nadeln und Blätter, allerdings sind die Unterschiede weniger ausgeprägt als bei den Bleigehalten. Die Gehalte reichen je nach Baumart von 4–96 ppm und betragen im Durchschnitt 21 ppm. Der Mittelwert ist gegenüber demjenigen der 2- und 3-jährigen Eibennadeln (11 ppm) nur noch

etwa doppelt so hoch und beträgt im Vergleich zum mittleren Gehalt der Blätter (7 ppm) lediglich noch etwa das 3-fache (Tab.7).

Auch für Kupfer lassen sich in der Tendenz dieselben artspezifischen Gehaltsunterschiede ausmachen wie bereits für das Element Blei. So ist der Mittelwert der *Aesculus*-Borken (31 ppm) im Vergleich zu dem der *Acer*- und *Platanus*-Borken (19 bzw. 11 ppm) beträchtlich höher (Tab.6).

Die **Zinkgehalte** der Baumborke sind im Vergleich zu denen der Baumblätter deutlich höher, während der Unterschied zu den Zinkkonzentrationen der Eibennadeln weniger ausgeprägt ist.

Die Gehalte reichen je nach Baumart von 24–714,5 ppm und umfassen damit von den drei in Trier untersuchten Schwermetallen die größte Spanne. Der Maximalwert von 714,5 ppm ist als Ausreißer anzusehen, der vermutlich im wesentlichen auf die Korrosion eines nahen Drahtzaunes zurückzuführen sein dürfte. Der Höchstwert für unmittelbar verkehrsexponierte Probenbäume beträgt demnach 477 ppm und wurde im Alleenring gemessen (Johanniterufer/ Römerbrücke, Probe 43).

Im Gegensatz zu den Elementen Blei und Kupfer lassen die Zinkgehalte der Borken keine signifikanten Gehaltsdifferenzen zwischen den Baumarten erkennen, auch wenn die Abstufung der Werte dieselbe Tendenz wie bei Blei und Kupfer vermuten läßt (Tab. 6).

5.3.1 Räumliche Differenzierung der Schwermetallgehalte in den Baumborken

Die räumliche Differenzierung der Schwermetallgehalte in den Baumborken (Abb. 2–4 u. Tab. 6) zeigt für die drei Elemente jeweils ähnlich charakteristische, großräumige Verteilungsmuster, wie bereits die Gehalte der Nadeln und Blätter (Kap. 5.1 u. 5.2).

So ergibt sich für die Schwermetalle **Blei** und **Kupfer** eine deutliche Abhängigkeit von der Verkehrsbelastung. Entsprechend sind die Blei- und Kupferkonzentrationen hochsignifikant miteinander korreliert (r=0,84, Tab. 8).

Demnach finden sich die höchsten Konzentrationen beider Metalle im extrem verkehrsbelasteten Alleenring, an den übrigen verkehrsreichen Straßen sowie im dicht bebauten und daher schlecht durchlüftbaren Stadtkern. Die niedrigsten Werte wurden dagegen in städtischen Park- und Grünanlagen, in Stadtrandlagen und an durch Gebäude oder Vegetation abgeschirmten Bäumen gemessen.

Bei Blei ist der Zusammenhang der Werte zum Kraftfahrzeugverkehr naheliegend. Im Falle von Kupfer kommen ebenfalls die Verbrennung der Kraftstoffe (NYANGABABO & ICHIKUNI 1986) sowie Abnutzung und Verschleiß kupferhaltiger Kraftfahrzeugbestandteile als mögliche Emissionsquellen in Betracht (WARD et al. 1977).

Ausnahmen von diesen Verteilungsmustern lassen sich leicht mit Hilfe standörtlicher Besonderheiten erklären; beispielsweise im Falle von Kupfer durch die Korrosion von Stromleitungen.

Auch die **Zinkgehalte** in der Baumborke lassen einen Zusammenhang zum Kraftfahrzeugverkehr erkennen, und zwar deutlicher als die Gehalte der Nadeln und Blätter. So bestehen jeweils hochsignifikante Korrelationen zu den Blei- und Kupfergehalten der Borken (r= 0,42 bzw. r=0,47; p=0,001; vgl. Tab. 8), die auf den Straßenverkehr als gemeinsame Emissionsquelle deuten. Die enge Beziehung gilt für alle drei Baumarten gleichermaßen. Dagegen war im Fall der Blätter ein Zusammenhang zu den Pb- und Cu-Konzentrationen nur für Kastanie und Platane gegeben, und im Fall der *Taxus*-Nadeln nur an Hauptverkehrsstraßen.

Dennoch ist der Zusammenhang zwischen den Zinkgehalten in der Baumborke und der Verkehrsbelastung deutlich weniger ausgeprägt als bei den Elementen Blei und Kupfer,

Tabelle 5: Schwermetallgehalte von Baumborken im Stadtgebiet von Trier
(Standortgruppen: I = Hauptverkehrsstraßen; II = weniger belastete, verkehrsnahe Standorte; III = Park- und Grünanlagen)

Proben-Nr.	Lokalität	Baumart	Standort-gruppe	Blei		ppm/g TS Kupfer	Zink	
				1983/84	1988	1988	1983/84	1988
1	Moselstaustufe Trier	Platane	III	–	41,1	14,9	–	109,1
2	Pellingerstraße	Roßkastanie	III	149,5	106,5	13,5	76,5	58,4
3	Friedhof Irsch	Roßkastanie	III	37,0	53,3	10,1	62,5	142,0
4	Auf der Weismark	Bergahorn	III	31,5	17,1	7,5	80,5	107,2
5	Auf der Weismark	Bergahorn	II	107,0	94,2	90,6	151,0	99,8
6	Südbad/An der Härenwies	Platane	II	–	5,9	7,1	–	29,1
7	Südbad	Bergahorn	III	71,0	42,2	9,0	94,0	78,0
8	Ahorn-Eschen-Schluchtwald	Bergahorn	III	12,0	17,4	5,7	48,5	40,7
9	Abtei St. Matthias	Bergahorn	III	63,0	48,3	11,9	79,5	72,5
10	Abtei St. Matthias	Roßkastanie	III	102,5	86,6	18,0	66,5	59,2
11	Mattheiser Weiher	Bergahorn	III	34,5	45,0	6,7	52,0	46,6
12	Mattheiser Weiher	Bergahorn	III	13,0	44,5	8,6	85,5	91,3
13	Mattheiser Weiher	Platane	III	11,0	10,5	3,7	29,0	27,1
14	Friedhof St. Matthias	Bergahorn	III	33,0	24,7	6,6	83,0	60,6
15	Weiherstraße	Bergahorn	III	48,0	57,6	13,4	96,5	95,4
16	Am Kiewelsberg	Platane	II	16,0	13,5	6,8	56,5	37,7
17	St. Barbara-Ufer	Platane	I	–	35,8	10,9	–	119,2
18	Kentenichstr. (Schulhof)	Bergahorn	II	17,0	51,4	9,9	67,0	82,3
19	Töpferstraße	Bergahorn	II	70,0	87,6	12,4	63,5	77,4
20	Luxemburgerstr. 82	Platane	II	–	15,4	7,3	–	41,4
21	Bernhardstraße 26	Roßkastanie	III	68,5	59,0	18,5	92,0	54,3
23	Olewigerstraße	Platane	II	–	29,0	11,1	–	44,9
24	Sickingenstr. (Kloster)	Bergahorn	II	231,5	165,2	14,4	134,0	113,6
25	Hunsrückstraße	Platane	II	30,0	25,1	5,5	44,0	30,1

Tabelle 5: Fortsetzung

27	Hunsrückstr. (Weingut)	Roßkastanie	II	53,5	34,1	10,2	100,5	71,5
28	Café Mohrenkopf	Roßkastanie	III	–	17,2	11,5	–	30,2
29	Café Mohrenkopf	Roßkastanie	III	–	37,0	9,8	–	94,1
30	Am Irminenwingert	Roßkastanie	III	–	80,6	13,5	–	49,0
31	Gneisenaustraße	Bergahorn	II	–	77,0	9,4	–	90,6
32	Brentanostraße	Roßkastanie	II	–	37,1	13,7	–	67,7
33	Trierweiler Weg (Schule)	Bergahorn	II	–	23,7	6,6	–	53,5
34	Trierweiler Weg (Schule)	Bergahorn	II	–	54,6	11,6	–	52,3
35	Markusstraße/Hornstraße	Bergahorn	II	–	132,0	17,6	–	113,4
36	Bhf. Trier-West (Brücke)	Platane	II	–	80,9	22,2	–	714,5
37	Eurener Straße (Bhf.)	Platane	II	–	110,4	25,3	–	116,7
38	Luxemburgerstraße (ND)	Platane	II	–	25,4	5,1	–	92,4
39	Aachener Straße (Mosel)	Roßkastanie	III	–	67,3	12,0	–	34,5
40	Krahnenufer	Platane	I	112,5	110,4	22,5	101,0	145,6
41	Johanniterufer	Roßkastanie	I	175,5	178,5	26,8	100,0	87,3
42	Johanniterufer/Römerbr.	Roßkastanie	I	622,5	351,1	61,5	211,0	178,5
43	Johanniterufer/Römerbr.	Roßkastanie	I	576,0	468,9	65,2	490,0	476,8
44	St. Barbara-Ufer	Platane	I	101,8	10,4	5,6	88,0	32,2
45	St. Barbara-Ufer	Platane	I	173,5	55,1	14,8	110,0	88,5
46	Südallee (Barbarathermen)	Bergahorn	I	172,0	244,7	34,5	83,0	103,8
47	Kaiserstraße 13	Roßkastanie	I	518,5	403,6	48,5	80,0	95,7
48	Kaiserstraße 14	Roßkastanie	I	219,5	395,3	53,0	71,5	102,5
49	Südallee	Bergahorn	II	144,0	191,9	21,7	51,0	55,9
50	Augustinerhof	Roßkastanie	II	106,0	145,7	27,7	48,0	68,9
51	Augustinerhof	Roßkastanie	II	209,0	192,8	31,2	87,0	106,3
52	Augustinerhof	Platane	II	–	32,7	10,0	–	96,4
53	Hindenburg-Gymnasium	Bergahorn	II	29,0	46,6	8,9	42,0	72,9
54	Kaiserstraße (Synagoge)	Bergahorn	II	93,5	154,9	24,6	90,5	84,7

Tabelle 5: Fortsetzung

Proben-Nr.	Lokalität	Baumart	Standort-gruppe	Blei 1983/84	Blei 1988	ppm/g TS Kupfer 1988	Zink 1983/84	Zink 1988
55	Kaiserstraße (Synagoge)	Bergahorn	II	90,0	105,4	18,6	86,0	101,3
56	Kaiserstraße 24	Platane	II	54,5	25,1	5,4	119,5	60,6
57	Hindenburgstraße	Bergahorn	II	133,0	158,3	29,9	92,0	80,0
58	Kaiserstraße 26	Roßkastanie	I	529,5	384,6	68,2	107,5	116,7
59	Südallee 32/35	Bergahorn	I	189,0	177,3	34,1	98,0	136,5
60	Kaiserstraße 26	Roßkastanie	II	–	131,3	31,0	–	99,4
61	Kaiserstraße 26	Roßkastanie	I	529,5	361,1	64,2	112,5	125,9
62	Antoniusstraße	Bergahorn	II	155,0	212,0	56,2	104,0	89,1
63	Stresemannstraße (ND)	Platane	I	24,0	13,0	3,4	128,8	34,4
64	Kaiserstraße 39	Bergahorn	II	101,0	85,4	12,4	104,0	85,0
65	Südallee (Stadtbad)	Platane	I	–	65,7	16,1	–	104,6
66	Südallee (Kaiserthermen)	Bergahorn	I	–	68,6	11,6	–	98,8
67	Palastgarten	Roßkastanie	III	210,0	168,2	20,9	76,0	123,4
68	Palastgarten	Roßkastanie	III	164,0	167,1	27,2	73,5	130,1
69	Palastgarten	Platane	III	19,0	34,1	14,6	68,5	178,9
70	Palastgarten	Platane	III	26,0	12,9	4,6	69,5	31,2
71	Landesmuseum	Bergahorn	III	6,0	14,4	7,7	33,0	42,3
72	Landesmuseum	Bergahorn	II	166,5	175,4	29,0	82,0	75,5
73	Ostallee (Stadtmauer)	Roßkastanie	II	–	113,7	23,9	–	101,6
74	Ostallee 57	Roßkastanie	I	200,5	245,2	35,3	84,5	106,3
75	Ostallee 59	Roßkastanie	I	424,0	277,0	39,0	151,0	101,2
76	Amphitheater	Bergahorn	III	35,5	25,5	4,8	66,5	55,5
77	Sickingenstraße	Roßkastanie	II	–	131,4	19,3	–	97,4
78	Bergstraße (Kirche)	Bergahorn	II	60,5	69,0	11,7	57,0	57,6
79	Hotel Petrisberg	Platane	III	33,5	16,0	10,8	40,0	51,1

Tabelle 5: Fortsetzung

80	Hotel Petrisberg	Roßkastanie	III	146,0	153,7	17,0	51,5	66,0
81	Hotel Petrisberg	Roßkastanie	III	–	60,8	12,7	–	64,2
82	Bei Franzenknöpfchen	Roßkastanie	III	41,0	63,4	14,0	55,0	96,5
83	Sickingenstr. (Wasserturm)	Bergahorn	II	105,0	128,9	13,2	89,0	148,0
84	Sickingenstr. (Kaserne)	Bergahorn	III	59,0	40,2	9,5	72,0	70,9
85	Martinerfeld/Kölner Str.	Bergahorn	I	–	96,0	18,8	–	106,1
86	Martinerfeld/Kölner Str.	Platane	III	–	12,2	3,7	–	27,5
87	Katharinenufer	Bergahorn	II	39,0	67,7	9,7	61,0	65,6
88	Katherinenufer/Böhmerstr.	Platane	I	–	26,3	11,5	–	55,2
89	Fachhochschule	Roßkastanie	II	145,0	232,7	20,1	34,5	61,0
90	Fachhochschule	Bergahorn	II	105,5	144,7	14,7	55,0	54,4
91	Georg-Schmitt-Platz	Platane	I	132,5	83,8	22,6	107,0	143,6
92	Fr.-Ebert-Allee 2	Platane	I	32,5	45,7	14,8	54,0	104,8
93	Fr.-Ebert-Allee 2	Roßkastanie	II	207,0	228,2	28,1	70,7	51,2
94	Langstr./Deutschh.-Str.	Bergahorn	II	208,5	157,7	16,4	69,5	82,2
95	Fr.-Ebert-Allee	Roßkastanie	II	220,0	154,1	19,4	73,5	94,9
96	Lindenstr./Danystraße	Roßkastanie	I	–	491,7	64,5	–	175,3
97	Bruchhausenstraße	Bergahorn	I	62,0	122,5	14,9	68,5	81,7
98	Nikolaus-Koch-Platz	Platane	II	48,5	12,5	4,0	81,5	41,5
99	Nikolaus-Koch-Platz	Platane	II	58,0	34,7	13,9	170,0	97,7
100	Rautenstrauch-Park	Roßkastanie	III	37,0	65,7	9,1	85,0	59,7
101	Stockplatz	Roßkastanie	II	–	523,2	75,6	–	147,0
102	Franz-Ludwig-Straße	Platane	II	90,5	10,7	4,6	140,5	48,4
103	Nordallee 11	Bergahorn	II	100,0	94,7	15,6	63,0	75,5
104	Ev.Elisabeth-Kr.-haus	Roßkastanie	II	56,5	100,7	18,8	49,0	65,3
105	Nordallee 17	Bergahorn	II	53,0	73,0	12,8	67,5	76,9
106	Domfreihof	Platane	II	54,0	14,9	3,9	84,5	24,6
107	Domfreihof	Platane	II	68,5	23,1	9,4	125,5	61,8

Tabelle 5: Fortsetzung

Proben-Nr.	Lokalität	Baumart	Standort-gruppe	Blei 1983/84	Blei 1988	ppm/g TS Kupfer 1988	Zink 1983/84	Zink 1988
108	Domfreihof	Platane	II	62,0	15,0	5,0	131,0	35,5
109	Liebfrauenstraße 10	Roßkastanie	II	137,0	109,2	24,2	130,0	118,2
110	Konstantinplatz	Bergahorn	I	66,5	154,3	28,9	115,5	141,4
111	Konstantinplatz	Bergahorn	I	233,0	154,9	22,1	92,0	75,3
112	Mustorstraße	Platane	II	70,0	25,4	12,2	79,5	61,9
113	Mustorstraße	Platane	II	52,5	8,5	8,0	54,5	24,4
114	Mustorstraße	Platane	II	91,0	11,5	7,5	104,0	38,9
115	Ostallee 37	Bergahorn	I	–	270,0	28,3	–	286,0
116	Ostallee 27	Platane	I	113,0	11,2	5,1	166,0	30,0
117	Ostallee 27	Bergahorn	I	–	509,5	95,6	–	160,7
118	Ostallee 17	Bergahorn	I	45,5	104,0	11,9	79,5	72,0
119	Ostallee 13	Bergahorn	I	181,5	197,5	80,2	62,0	373,1
120	Balduinstraße 6	Roßkastanie	I	335,5	369,6	51,2	122,5	127,4
121	Balduinstraße	Roßkastanie	I	601,5	557,6	77,7	253,0	245,4
122	Christophstraße 7	Roßkastanie	I	384,0	243,0	72,1	184,5	146,9
123	Christophstraße 9	Roßkastanie	II	–	130,1	30,0	–	100,2
124	Christophstraße 15	Bergahorn	II	69,0	116,5	24,5	87,0	90,3
125	Christophstraße 16	Roßkastanie	I	427,0	250,3	49,9	110,0	89,2
127	Schöndorferstraße	Platane	I	–	63,1	24,5	–	152,8
128	Schöndorferstraße	Platane	I	–	86,9	30,7	–	201,5
129	Balthasar-Neumann-Str.	Bergahorn	II	82,5	98,6	13,9	123,5	104,4
130	Balthasar-Neumann-Str.	Bergahorn	II	61,5	106,0	14,3	60,0	79,3
131	Steilstraße (Parkeingang)	Roßkastanie	II	14,5	92,1	29,0	48,5	248,1
132	Kürenzer Park	Platane	III	33,5	13,9	9,6	70,5	80,3
133	Avelsbacher Straße	Roßkastanie	I	145,0	55,1	14,6	103,0	104,8

Tabelle 5: Fortsetzung

134	Römerstr. (Zivild.schule)	Bergahorn	III	–	67,6	10,8	–	178,9
135	Bitb.Str./K.-W.-Brücke	Platane	I	–	57,9	11,1	–	57,8
136	Bitb.Str./K.-W.-Brücke	Platane	I	–	79,0	13,5	–	68,0
137	Weißhaus	Bergahorn	III	55,0	28,1	6,2	67,5	63,1
138	Neue Zurm.-Str. (Ruderv.)	Bergahorn	II	81,5	74,1	9,0	92,0	111,1
139	Exzellenzhaus	Platane	II	28,5	24,4	5,4	88,0	50,8
140	Moselstadion	Roßkastanie	III	251,5	206,3	26,1	106,5	98,9
141	Moselstadion	Roßkastanie	III	274,0	249,3	34,2	104,0	124,1
142	Hauptfriedhof	Roßkastanie	III	191,0	148,7	20,0	67,5	64,0
143	Hauptfriedhof	Bergahorn	III	76,0	72,1	11,9	40,0	38,7
144	Hauptfriedhof	Bergahorn	III	95,5	85,0	12,0	69,0	67,7
145	Zurm.-Str.(Moseluferprom.)	Bergahorn	III	41,5	67,8	11,8	95,0	118,5
147	Nells Park	Bergahorn	III	–	59,5	12,5	–	107,7
148	Verteilerkreis Nord	Roßkastanie	I	235,5	167,4	30,2	154,5	132,9
149	Nells Park	Roßkastanie	III	68,5	43,2	11,4	54,5	40,7
150	Nells Park	Bergahorn	III	–	72,8	17,4	–	140,0
151	Nells Park	Roßkastanie	III	155,0	130,2	30,6	96,5	117,0
152	Nells Park	Platane	III	8,5	17,5	6,8	28,5	56,0
153	Ruwerer Straße	Roßkastanie	I	148,0	159,0	31,6	185,0	224,0
154	Ruwerer Str. (Bahnüberg.)	Platane	I	113,0	82,0	20,8	113,5	114,0
				132,4 (n=111)	113,9 (n=150)	21,0 (n=150)	92,2 (n=111)	98,6 (n=150)

Tabelle 6: Differenzierung der Schwermetallgehalte von Baumborken nach Standortgruppen

Standortgruppe	Baumart	Gehalte in ppm/g TS								
		Blei			Kupfer			Zink		
		min.	max.	Mittel	min.	max.	Mittel	min.	max.	Mittel
I (Hauptverkehrsstraßen) (n = 43)	Roßkastanie (n = 17)	55,1	557,6	315,2	14,6	77,7	50,2	87,3	476,8	155,1
	Bergahorn (n = 11)	68,6	509,5	190,8	11,6	95,6	34,6	72,0	373,1	148,7
	Platane (n = 15)	10,4	110,4	55,1	3,4	30,7	15,2	30,0	201,5	96,8
II (weniger belastete, verkehrsnahe Standorte) (n = 62)	Roßkastanie (n = 15)	34,1	523,2	157,1	10,2	75,6	26,8	51,2	248,1	99,9
	Bergahorn (n = 27)	23,7	212,0	109,1	6,6	90,6	19,6	52,3	148,0	84,2
	Platane (n = 20)	5,9	110,4	27,2	3,9	25,3	9,0	24,4	714,5	87,5
III (Park- und Grünanlagen, Stadtkern u. Peripherie) (n = 45)	Roßkastanie (n = 19)	17,2	249,3	103,4	9,1	34,2	17,4	30,2	142,0	79,3
	Bergahorn (n = 18)	14,4	85,0	46,1	4,8	17,4	9,7	38,7	178,9	82,0
	Platane (n = 8)	10,5	41,1	19,8	3,7	14,9	8,6	27,1	178,9	70,2
	Roßkastanie (n = 51)			189,8			31,1			110,6
	Bergahorn (n = 56)			104,9			19,4			96,1
	Platane (n = 43)			35,5			11,1			87,5
	(n = 150)			113,9			21,0			98,6

Tabelle 7: Schwermetallgehalte (ppm/g TS) verschiedener Pflanzenorgane im Stadtgebiet von Trier

		Blei		Kupfer		Zink	
		max.	Mittel	max.	Mittel	max.	Mittel
Borke	Roßkastanie	557,6	189,8	77,7	31,1	476,8	110,6
	Bergahorn	509,5	104,9	95,6	19,4	373,1	96,1
	Platane	110,4	35,5	30,7	11,1	714,5	87,5
			113,9		21,0		98,6
Blätter	Roßkastanie	49,7	10,9	21,7	7,4	92,5	20,6
	Bergahorn	35,2	10,7	23,3	7,6	110,2	38,3
	Platane	16,4	6,4	10,9	7,2	38,0	22,7
			9,6		7,4		28,0
Nadeln (Eibe)	2-jährig	99,5	48,4	39,0	17,4	142,7	78,4
	3-jährig	114,2	64,2	34,8	16,7	172,4	80,9
			56,3		17,0		79,6

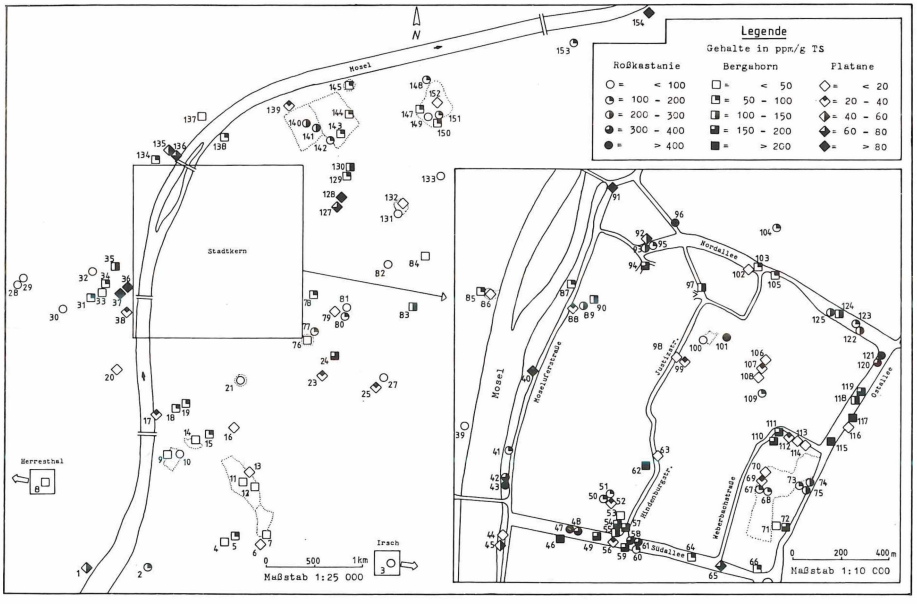

Abb. 2: Bleigehalte in der Borke von Laubbäumen im Stadtgebiet von Trier

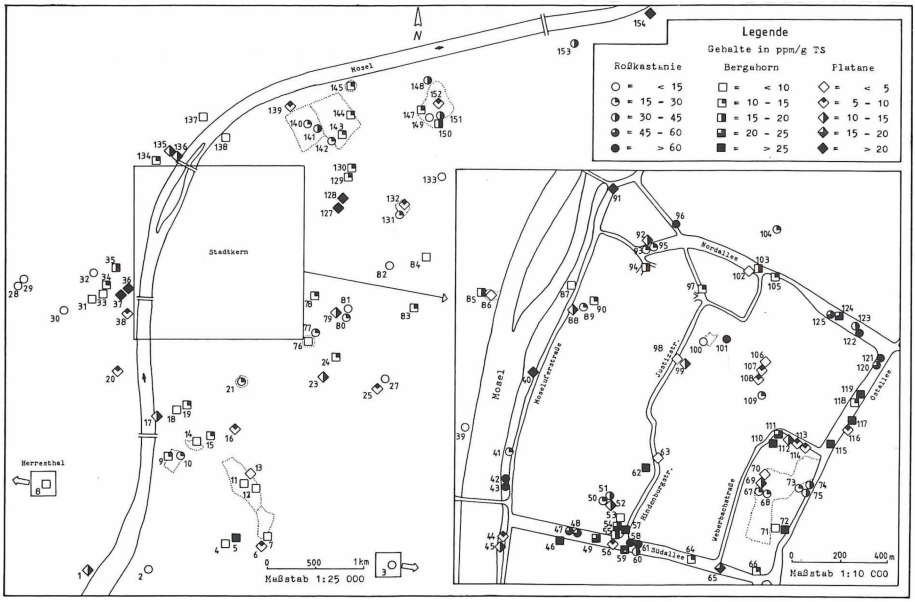

Abb. 3: Kupfergehalte in der Borke von Laubbäumen im Stadtgebiet von Trier

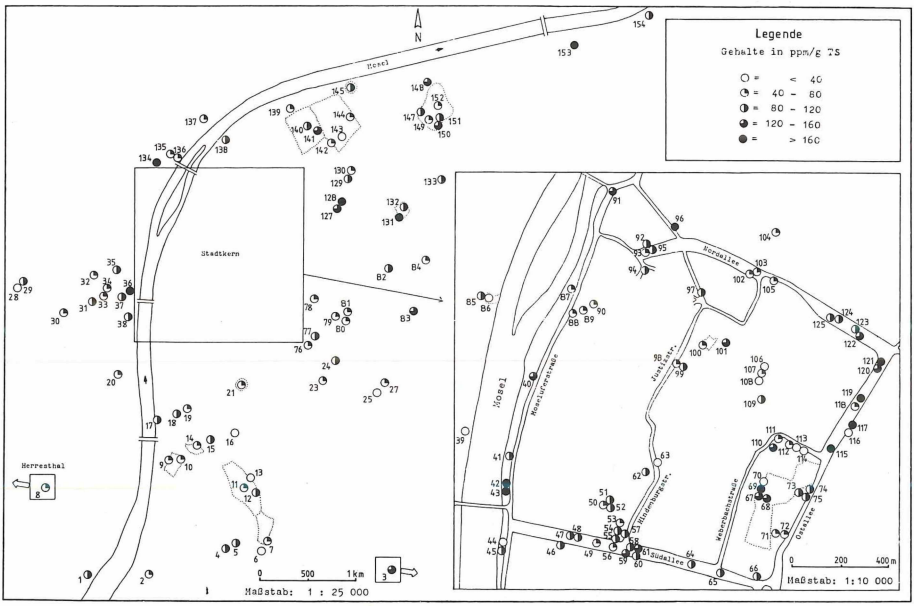

Abb. 4: Zinkgehalte in der Borke von Laubbäumen im Stadtgebiet von Trier

Tabelle 8: Korrelationsmatrix für die Schwermetallgehalte in der Baumborke (n=142)

	Kupfer		Zink	
	r	Signifikanz	r	Signifikanz
Blei	0,84	x x x x	0,42	x x x x
Kupfer	–	–	0,47	x x x x

Signifikanzgrenzen:
. = nicht signifikant; x = 10 %-Niveau; x x = 5 %-Niveau; x x x = 1 %-Niveau; x x x x = 0,1 %-Niveau

obwohl der Straßenverkehr eine wichtige Emissionsquelle für dieses Metall darstellt (Reifenabrieb, Verbrennung von Benzin und Motoröl). So finden sich mit die höchsten Werte nicht nur an verkehrsbelasteten Straßen, sondern durchaus auch an verkehrsärmeren Standorten sowie in Park- und Grünanlagen. In dieser insgesamt weniger klar deutbaren Verteilung der Zn-Gehalte äußert sich möglicherweise die stärkere Aufnahme dieses mobilen Elementes aus dem Boden, wodurch bestehende Unterschiede in der Immissionsbelastung überlagert werden. Damit werden auch die Ergebnisse der Nadel- und Blattanalysen bestätigt (Kap. 5.1 u. 5.2).

5.3.2 Kleinräumige Belastungsunterschiede

Abgesehen von dem großräumigen Verteilungsmuster lassen sich anhand der Pb- und Cu-Gehalte der Baumborke unterschiedliche Immissionsbelastungen auch auf kleinstem Raum ausmachen.

So können beispielsweise auffallend niedrige Blei- und Kupfergehalte durchaus an extrem verkehrsreichen Standorten gemessen werden. Besonders auffallend ist dies im Bereich der Kaiserthermen mit einer Verkehrsfrequenz von etwa 27 000 Kfz/Tag. Hier wurde mit 60 ppm Pb (Probe 66) der niedrigste Bleigehalt der Ahornborke an Hauptverkehrsstraßen ermittelt. Vergleichbar geringe Konzentrationen können häufig schon in Grün- und Parkanlagen gemessen werden. Dieses Ergebnis steht außerdem in sehr guter Übereinstimmung mit der unerwartet geringen Bleibelastung der Blätter und Nadeln in diesem Bereich. Die geringen Bleigehalte sind wohl in erster Linie auf die gute Durchlüftbarkeit infolge der weitgehend fehlenden Bebauung zurückzuführen, so daß sich hier die Kraftfahrzeugemissionen relativ ungehindert ausbreiten können.

Umgekehrt können unerwartet hohe Bleikonzentrationen auch an Straßen mit relativ geringem Verkehrsaufkommen festgestellt werden. Dies ist beispielsweise im Bereich des als Parkplatz dienenden Stockplatzes der Fall (Probe 101). Übereinstimmend mit dem Gehalt der Blätter (33 ppm) fand sich hier im Bereich des dicht bebauten und daher generell schlechter durchlüftbaren Stadtkerns auch das Maximum der Bleibelastung der Kastanienborke für die Standortgruppe II (523 ppm). Der Wert stellt den zweithöchsten überhaupt gemessenen Bleigehalt dar. Zusätzlich zu der erschwerten Durchlüftbarkeit dürfte hier auch der durch die Parkplatzsuche verursachte, zähfließende Verkehr für die hohe Bleibelastung verantwortlich sein. Im Gegensatz dazu beträgt der Bleigehalt in der Borke einer weniger als 100 m entfernten Kastanie in einer kleinen Grünanlage (Rautenstrauch-Park, Probe 100) mit 66 ppm nur noch 1/8 des Gehaltes vom Stockplatz.

Auch für den höchsten überhaupt gemessenen Bleigehalt in der Baumborke (558 ppm, Probe 121) sind wohl zusätzlich zu der Verkehrsfrequenz besondere lokale Verhältnisse ver-

antwortlich zu machen. Der Wert wurde an einer Kastanie am Beginn der Balduinstraße gemessen und stimmt gut mit dem hier ebenfalls gemessenen Maximum des Gehaltes in den Blättern überein (50 ppm). Als Ursache für die starke Bleikontamination des Probenbaumes kommt einmal die dicht an die Straße heranreichende Bebauung in Betracht, die diesem Abschnitt den Charakter einer „Straßenschlucht" verleiht und die seitliche Ausbreitung der Autoabgase erschwert. Darüber hinaus verläuft die Ostallee/Balduinstraße genau parallel zur Hauptwindrichtung (SW), so daß die durch den starken Verkehr emittierten Bleiaerosole durch den Wind in Richtung des Straßenverlaufes, d. h. zum Anfang der Balduinstraße hin transportiert werden und es so zu einer Erhöhung der Bleikonzentration der Luft in diesem Bereich kommen könnte. Für diese Vermutung sprechen auch der mit 601,5 ppm sehr hohe Bleigehalt in der Borke 1983/84 sowie die hohen Kupfer- und Zinkkonzentrationen dieses Exemplares sowohl 1988 als auch 1983/84.

Weitere standörtliche Besonderheiten, die eine kleinräumig wechselnde Kontamination von Bäumen zur Folge haben können, sind am Beispiel des mittleren Abschnitts der Südallee/Kaiserstraße gesondert herausgestellt (Abb. 5).

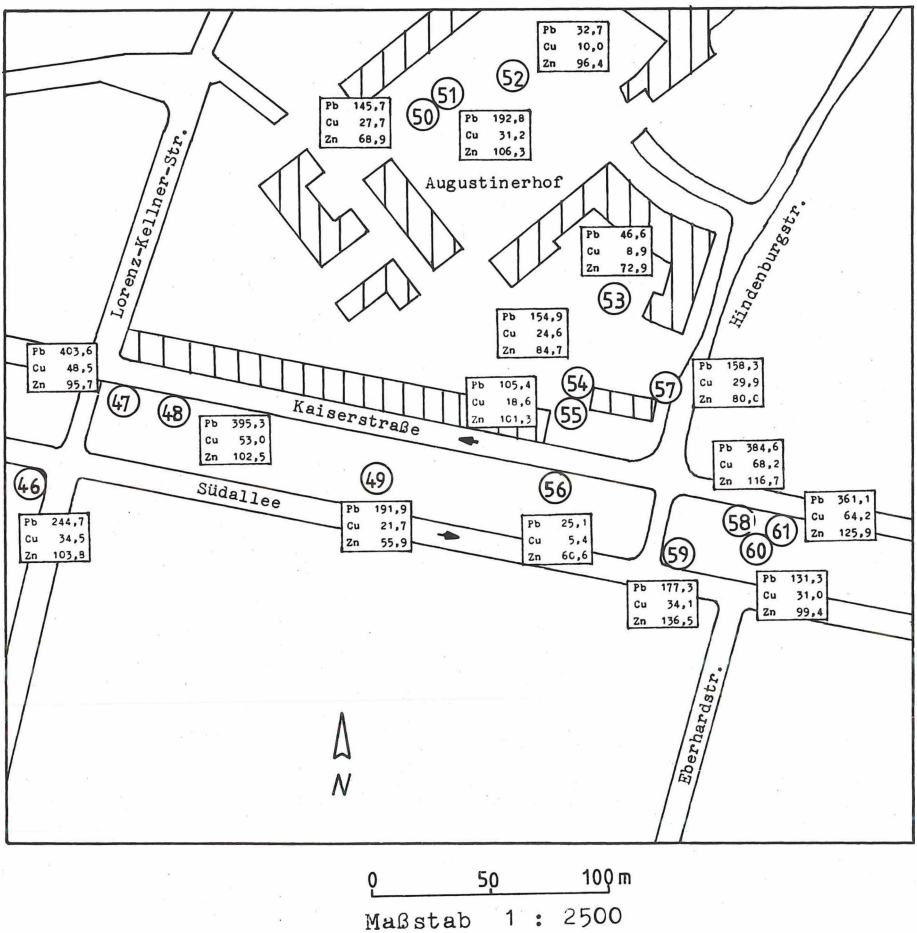

Abb. 5: Schwermetallgehalte von Baumborken im mittleren Abschnitt der Südallee/Kaiserstraße (in ppm/g TS)

Dabei zeigen die Gehalte in den Borken der 4 Roßkastanien unmittelbar am Fahrbahnrand der Kaiserstraße (Proben 47, 48, 58, 61) einheitlich eine starke Bleibelastung an (361–404 ppm). Die Kontamination der weniger als 10 m entfernten Roßkastanie, die jedoch schon innerhalb des baum- und gehölzbestandenen Mittelstreifens der Allee steht (Probe 60), ist mit 131 ppm nur noch etwa 1/3 so hoch wie am unmittelbaren Straßenrand. Einen mit 177 ppm unerwartet niedrigen Bleigehalt weist im Vergleich zu den anderen Ahornexemplaren in diesem Abschnitt (Proben 46, 49, 57) der exponierte Bergahorn an der verkehrsreichen Kreuzung zur Hindenburgstraße auf (Probe 59). Vermutlich hängt dies mit der lückigen Bebauung am rechten Fahrbahnrand der Südallee zusammen, so daß sich zusätzlich zu den möglichen Düseneffekten im Kreuzungsbereich zur Hindenburgstraße auch Düseneffekte zwischen den Häuserzeilen bemerkbar machen können. Erwartungsgemäß gering ist dagegen der Bleigehalt des Ahornexemplares im abgeschirmten Innenhof des Hindenburg-Gymnasiums (Probe 53). Der Wert entspricht dem durchschnittlichen Bleigehalt der Ahornborke in den Park- und Grünanlagen.

Ein weiteres Beispiel für die auf engstem Raum in Abhängigkeit kleinräumiger Standortunterschiede stark wechselnde Pb-Belastung von Bäumen sind die Verhältnisse im Bereich des Landesmuseums. Hier fand sich schon außerhalb der den Palastgarten begrenzenden Stadtmauer und nur etwa 50 m von der verkehrsreichen Ostallee entfernt mit 14 ppm das Minimum des Bleigehaltes in der Ahornborke (Probe 71). Die Pb-Konzentration entspricht sogar dem Gehalt der in einem Schluchtwald außerhalb von Trier gemessen wurde (Probe 8). Allerdings ist die Entnahmestelle verkehrsabgewandt exponiert und zudem durch die umgebende Vegetation sowie durch die Stadtmauer wirkungsvoll abgeschirmt. Analog zu 1988 wurde hier auch bereits 1983/84 das Minimum des Bleigehaltes aller Proben gemessen (6 ppm). Im Gegensatz dazu ist die Kontamination des benachbarten und weniger als 10 m von der Ostallee entfernten Bergahorn (Probe 72) mit 175 ppm etwa 12 mal so hoch wie beim Probenbaum 71, wobei auch dies durch den 1983/84 gemessenen Wert (166,5 ppm) bestätigt wird.

5.4 Die Schwermetallgehalte der Baumborken in der Umgebung des Moselstahlwerkes

Da in der Umgebung des Moselstahlwerkes nur die Borke von Obstbäumen als Indikatormaterial für Schwermetall-Immissionen verfügbar war, ist ein direkter Vergleich mit den im eigentlichen Stadtgebiet gemessenen Schwermetallgehalten in den Borken der anderen Baumarten lediglich unter Vorbehalt möglich.

Zum Vergleich wurde daher der Schwermetallgehalt von zwei Obstbäumen außerhalb von Trier bei Herresthal ermittelt (Tab. 9).

Die Blei-, Kupfer-, Zink- und Chromgehalte der Baumborken in der Umgebung des Emittenten zeigen erwartungsgemäß eine deutliche Abhängigkeit von der Exposition der Exemplare zur Hauptwindrichtung und ihrer Entfernung zum Emittenten (Abb. 6).

So ist die Kontamination der SW-exponierten Stammseite bei den 5 Individuen im SW des Moselstahlwerkes (Proben 1–5) deutlich geringer als bei den Probenbäumen im N des Emittenten, die der Abluftfahne bevorzugt ausgesetzt sind (Proben 6–10). Hier reichen die Gehalte je nach Standort und Entfernung vom Stahlwerk bei Blei bis 477 ppm, bei Kupfer bis 122 ppm, bei Zink bis 1805 ppm und bei Chrom bis 26 ppm. Die durch diese Werte angezeigte Immissionsbelastung ist für das Element Blei etwas geringer, für Kupfer dagegen höher als die im eigentlichen Stadtgebiet an verkehrsbelasteten Straßen gemessenen Maximalwerte. Demgegenüber zeigen die Zinkkonzentrationen eine wesentlich stärkere Immissionsbelastung an, wobei die Werte das 10–20-fache der im Stadtgebiet gemessenen Gehalte betragen.

Tabelle 9: Schwermetallgehalte von Baumborken 1988 in der Umgebung des Moselstahlwerkes

Proben-Nr.	Lokalität	Blei	Kupfer	Zink	Chrom
1	Moselstahlwerk (SW)	226,6	34,7	532,9	13,7
2	Moselstahlwerk (SW)	112,1	16,4	775,9	8,5
3	Moselstahlwerk (SW)	87,1	17,7	829,8	6,7
4	Moselstahlwerk (SW)	75,3	18,1	372,9	6,4
5	Moselstahlwerk (SW)	138,5	36,9	387,6	6,7
6	Moselstahlwerk (N)	135,1	26,2	293,1	10,2
7	Moselstahlwerk (N)	125,6	27,9	425,4	10,0
8	Moselstahlwerk (N)	180,9	74,9	954,0	19,3
9	Moselstahlwerk (N)	206,3	86,9	1158,3	22,4
10	Moselstahlwerk (N)	229,8	121,6	1804,6	25,9
11	Moselstahlwerk (N)	476,8	94,6	1350,5	24,1
12	Moselstahlwerk (N)	243,7	58,0	905,0	23,5
13	Moselstahlwerk (ENE)	333,2	42,1	1989,7	34,7
14	Moselstahlwerk (ENE)	260,1	47,9	2007,0	55,3
15	Moselstahlwerk (N)	402,4	41,4	355,4	25,1
16	Moselstahlwerk (N)	225,1	32,1	129,4	11,6
	Herresthal	137,3	18,6	172,6	5,6
	Herresthal	45,3	16,7	71,6	3,3

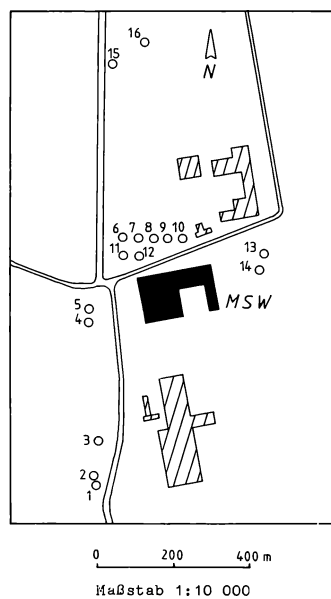

Abb. 6: Lage der Probenbäume in der Umgebung des Moselstahlwerkes

Bemerkenswert bei den Probenbäumen 6–10 sind die in der Tendenz von West nach Ost deutlich zunehmenden Gehalte in den Borken bei allen 4 Schwermetallen, was wiederum auf den Einfluß der vorherrschenden Windrichtung zurückzuführen sein dürfte; denn auch die Schwermetallgehalte der Baumblätter zeigen dieselbe Tendenz an (Pb: 22–34 ppm; Cu: 10–24 ppm, Zn: 179–247 ppm, Cr: 3–6 ppm). Demgegenüber wirkt sich die kürzere Entfernung im Fall der Probenbäume 11 und 12 wieder in deutlich höheren Gehalten aller 4 Elemente aus als bei den etwas weiter entfernten Exemplaren 6 und 7. Für den relativ hohen Bleigehalt des in größerer Entfernung vom Emittenten, aber am Fahrbahnrand der Straße befindlichen Exemplares (Probe 15, 402 ppm) sind zusätzlich verkehrsbedingte Emissionen anzunehmen; denn auch der Bleigehalte der Blätter war hier mit 48 ppm relativ hoch.

Die höchsten Zinkgehalte (1990 bzw. 2007 ppm) sowie die höchsten Chromgehalte (35 bzw. 55 ppm) fanden sich bei zwei Probenbäumen ENE-lich des Moselstahlwerks (Proben 13 u. 14). Übereinstimmend mit diesem Ergebnis wurden hier auch die höchsten Blei-, Zink- und Chromgehalte in den Baumblättern gemessen (Pb: 62 ppm; Zn: 611 bzw. 391 ppm; Cr: 11 bzw. 9 ppm).

6. Diskussion

Die Interpretation der gewonnenen Analysendaten im Hinblick auf eine Immissionsbelastung wird durch das elementspezifische Verhalten der einzelnen Schwermetalle kompliziert.

So eignet sich beispielsweise die **Bleianreicherung** gut zur Indikation der Immissionsbelastung eines bestimmten Standortes, weil die Pflanzen von Natur aus bleiarm sind (1–3 ppm). Außerdem erfolgt eine Aufnahme über die Wurzeln nur in sehr begrenztem Umfang und eventuell aufgenommenes Blei wird innerhalb der Pflanze so gut wie nicht weitertransportiert. Die gemessenen Bleikonzentrationen sind daher in erster Linie die Folge eines je nach Standort unterschiedlichen atmosphärischen Eintrags auf die Außenflächen der betreffenden Pflanzenorgane.

Demgegenüber können die Normalgehalte von **Kupfer** in Pflanzen bis zu 20 ppm betragen und von **Zink** gar von 20 bzw. 25 ppm bis zu 200 ppm reichen. Im Falle des Zink besteht zusätzlich noch eine ausgeprägte, artspezifisch unterschiedliche Aufnahme, so daß die Angabe von Obergrenzen für den Normalgehalt in Pflanzen äußerst fragwürdig erscheint. Daher eignet sich das Ausmaß der Anreicherung dieser beiden Elemente möglicherweise weniger gut zur Indikation einer etwaigen Immissionsbelastung. Überdies gehören Kupfer und Zink zu den essentiellen Mikronährstoffen und können daher verstärkt auch aus dem Boden aufgenommen werden. Während sich Kupfer dabei vor allem in den Wurzeln anreichert und seine Mobilität innerhalb der Pflanze noch als relativ gering angesehen wird (z. B. ADRIANO 1986), ist Zink sowohl im Boden als auch in der Pflanze äußerst mobil, so daß der Gehalt der oberirdischen Pflanzenteile stark von der Aufnahme über die Wurzeln abhängt.

6.1 Die Blei- und Kupfergehalte der Eibennadeln

Die gemessenen **Bleikonzentrationen** sind im Vergleich zu Literaturangaben über die Gehalte in Koniferen relativ niedrig, zumal die Nadeln vor den Untersuchungen nicht gereinigt wurden und den Luftschadstoffen immerhin 2 bzw. 3 Jahren ausgesetzt waren. So betragen die Gehalte der 3-jährigen *Taxus*-Nadeln in Trier auch an extrem verkehrsbelasteten Meßpunkten mit einem Verkehrsaufkommen von bis zu 27 000 Kfz/Tag in der Regel weniger als 100 ppm. Dagegen wurden von KELLER & PREIS (1967) bereits in einjährigen Fichtennadeln (ungewaschen) verkehrsexponierter Bäume mehr als 700 ppm Pb bestimmt. Auch

MANKOVSKA (1977) zit. in MARTIN & COUGHTREY (1982) fand 1 m vom Fahrbahnrand entfernt bis 700 ppm in einjährigen und fast 800 ppm in zweijährigen Nadeln von *Picea excelsa*. BRÜGGEMANN & BOEHNCKE (1975) ermittelten 250 ppm in Fichtennadeln (vermutlich 1-jährig, ungewaschen) 2 m entfernt von einer Autobahn. Etwas mehr als 200 ppm in 2-jährigen und bis zu 250 ppm in 3-jährigen Nadeln von *Picea strobus* (ungewaschen) fanden HEICHEL & HANKIN (1976) am Straßenrand. An Hauptverkehrsstraßen in Gießen wurden bis zu 200 ppm Pb in einjährigen *Picea*-Nadeln gemessen (STEUBING & KIRSCHBAUM 1976). WAGNER & MÜLLER (1979) stellten an Hauptverkehrsstraßen Saarbrückens in einjährigen, gewaschenen *Picea*-Nadeln (Mischproben) Höchstwerte von 24 ppm fest.

Auch ein Vergleich mit Untersuchungen über den Pb-Gehalt von *Taxus*-Nadeln zeigt für Trier geringere Werte an. So ermittelten beispielsweise HÖLLWARTH & RUMP (1979) in vermutlich 1-jährigen, ungewaschenen *Taxus*-Nadeln verkehrsexponierter Standorte in Darmstadt bereits einen Durchschnittswert von 50 ppm bei einem Höchstwert von immerhin 190 ppm. Deutlich höhere Schwermetallgehalte werden auch von SMITH (1972 u. 1973) für New Haven (USA) genannt. Danach betrug der Bleigehalt in Nadeln (einjährig, ungewaschen) 4 m vom Straßenrand entfernter Eiben durchschnittlich 159 ppm bei einer Streuung der Werte von 50–260 ppm. Die Bleigehalte gewaschener, 1-jähriger Eibennadeln betragen nach SMITH (1973) durchschnittlich 139 ppm (40–240 ppm).

Dennoch belaufen sich die in Trier gemessenen Höchstwerte damit auf mehr als das 30-fache des Bleigehaltes der für Pflanzen als normal angesehen wird. Auffallend sind die bei der Standortgruppe I in einem sehr weiten Bereich streuenden Einzelwerte. Dies ist darauf zurückzuführen, daß die Bleikonzentrationen nicht nur von dem Verkehrsaufkommen, sondern von einer Vielzahl weiterer Faktoren abhängen. Unter diesen Einflußgrößen kommt vor allem der Durchlüftbarkeit eine große Bedeutung zu. Daher finden sich hohe Bleikonzentrationen durchaus auch an Standorten mit relativ geringer Verkehrsdichte, während umgekehrt selbst ein sehr starkes Verkehrsaufkommen nur zu einer geringen Bleikontamination der Eibennadeln führen kann.

Das Ausmaß einer diese kleinräumigen Belastungsunterschiede überlagernden Background-Konzentration wurde von LÖTSCHERT & GROSCH (1984) für das Stadtgebiet von Frankfurt a. M. bestimmt. Danach ermittelten sie in gewaschenen Eibennadeln eine Immissionsgrundbelastung von 8,5 ppm (Mittelwert über 3 Jahrgänge).

Die in Trier gemessene Zunahme der Bleigehalte mit dem Nadelalter deckt sich mit zahlreichen Angaben in der Literatur (z. B. BRÜGGEMANN & BOEHNCKE 1975; HEICHEL & HANKIN (1976). Nach LÖTSCHERT & GROSCH (1984) verläuft der Anstieg des Pb-Gehaltes gewaschener *Taxus*-Nadeln in linearer Abhängigkeit vom Alter, was auf eine überwiegende Inkorporation des Metalles zurückgeführt wird. Lediglich KELLER & PREIS (1967) stellten eine gegenläufige Tendenz fest. Sie sehen dies als Folge eines möglichen Schutzes der älteren Zweige durch die jüngsten Zweige an.

Die **Kupfergehalte** der Eibennadeln lassen keine nennenswerte Kontamination erkennen, so daß Aussagen über eine unterschiedliche Immissionsbelastung der entsprechenden Standorte kaum getroffen werden können. So beträgt der Höchstwert nur das Doppelte der Obergrenze des normalen Konzentrationsbereiches in Pflanzen (20 ppm). Legt man allerdings vorsichtigere Schätzungen des Normalgehaltes zugrunde und geht von einer beginnenden Belastung bei mehr als 7 ppm aus (REIGBER & BRAUN 1985), so beträgt der Höchstwert schon das 6-fache dieser unteren Belastungsgrenze.

Der in Trier gemessene durchschnittliche Kupfergehalt der 2- und 3-jährigen *Taxus*-Nadeln (11 ppm) entspricht weitgehend den in der Literatur zitierten Angaben. So fand HÖLLWARTH (1984) im Stadtgebiet von Darmstadt einen gesamtstädtischen Mittelwert von 9 ppm in gewaschenen, vermutlich 1-jährigen Eibennadeln. 1980 betrug dieser Wert noch 16 ppm bei einem Maximalgehalt von 30 ppm. Ein mit 9 ppm (7–12 ppm) vergleichbarer Durchschnittsgehalt in gewaschenen, 1-jährigen Eibennadeln wurde auch von SMITH (1973) in New Haven

(USA) ermittelt. Obwohl sich die genannten Literaturangaben auf kürzer exponierte 1-jährige Nadeln beziehen, lassen sich die Werte dennoch zum Vergleich heranziehen, da die Ergebnisse für Trier zeigen, daß die Expositionszeit für die Kupfergehalte der Nadeln offenbar keine Rolle spielt. So finden sich in der Literatur Angaben, wonach zumindest in relativ unbelasteten Waldökosystemen mit steigendem Nadelalter eher eine abnehmende Tendenz der Kupfergehalte zu verzeichnen ist (z. B. MAYER 1981).

Die deutliche Abhängigkeit der Cu-Konzentrationen von den Emissionen des Straßenverkehrs (Pb/Cu: r=0,95; p=0,001) deckt sich mit entsprechenden Angaben in der Literatur (z. B. HÖLLWARTH 1982 u. 1984).

6.2 Die Blei- und Kupfergehalte der Baumblätter

Die im Spätsommer 1987 in Trier gemessenen **Bleigehalte** sind im Vergleich zu älteren Literaturangaben sehr gering. Der Durchschnittsgehalt (10 ppm) und der Höchstwert (50 ppm) belaufen sich „nur" auf das 3- bzw. 16-fache des normalen Bleigehaltes in Pflanzen. Selbst an extrem verkehrsbelasteten Meßpunkten wurden mit Ausnahme von 3 Bäumen weniger als 30 ppm Blei gemessen.

Dagegen werden beispielsweise von SMITH (1976) Maximalgehalte in ungewaschenen Blättern von bis zu 515 ppm Pb genannt. An Autobahnen wurden Bleigehalte von bis zu 600 ppm (LERCHE & BRECKLE 1974) bzw. bis zu 800 ppm (FIDORA 1972) ermittelt. An Hauptverkehrsstraßen in Brüssel reichten die Bleigehalte ungewaschener Robinienblätter bis 340 ppm (MAJERUS & DENAEYER-DE SMET 1974). HAMPP (1973) stellte in München selbst für gewaschene Spitzahornblätter bereits Pb-Konzentrationen bis 113 ppm fest. Erhebliche Pb-Gehalte in Baumblättern von bis zu 80 ppm selbst an verkehrsärmeren Standorten ergaben die Untersuchungen von LERCHE & BRECKLE (1974) für das Bonner Stadtgebiet.

Auch die Vergleichswerte aus der Literatur für die Bleigehalte der in Trier verwendeten Platane sind deutlich höher. Danach können die Maximalgehalte ungewaschener Blätter an Hauptverkehrsstraßen bis zu 110 ppm und in Parkanlagen bis 30 ppm reichen (MAJERUS & DENAEYER-DE SMET 1974) und die Durchschnittsgehalte verkehrsreicher Standorte können bis zu 60 ppm Pb betragen (DELCARTE & IMPENS 1976). Durchschnittswerte in gewaschenen Platanenblättern städtischer Standorte belaufen sich nach KOVACS et al. (1982) auf immerhin 24 ppm Pb.

Ähnliche Werte wie in Trier wurden erst in jüngerer Zeit von SCHEBEK et al. (1984) in Darmstadt ermittelt. Danach beträgt der durchschnittliche Bleigehalt gewaschener Birkenblätter 10 ppm, wobei an städtischen Standorten Werte um 16 ppm und an verkehrsbelasteten Standorten Werte unter 30 ppm gemessen wurden.

Obwohl ein Vergleich mit Literaturangaben nur bedingt aussagekräftig sein kann, stellt sich angesichts der starken Verkehrsbelastung in Trier doch die Frage nach den Ursachen der relativ geringen Pb-Konzentrationen der Baumblätter.

Abgesehen von den trotz gestiegenem Verkehrsaufkommen möglichen Auswirkungen des gegenüber früher deutlich verringerten Bleigehaltes im Benzin (Benzin-Blei-Gesetz 1972/1976) sowie der Einführung von bleifreiem Benzin, sind hierfür wohl auch die überdurchschnittlich hohen und häufigen Niederschläge der Vegetationsperiode 1987 verantwortlich zu machen. Durch Niederschläge kann ein beträchtlicher Teil des auf den Blättern oberflächlich adsorbierten Bleis wieder entfernt werden (LERCHE & BRECKLE 1974; MARTIN & COUGHTREY 1982). So können nach HO & TAI (1979) schon kurze und schwache Regenperioden bis zu 67 % des Gesamtbleigehaltes entfernen. Hiervon ist der nach SW exponierte Kronenbereich der Bäume als Entnahmestelle der Proben naturgemäß stärker betroffen („Wetterseite"). Darüber hinaus war die Dauer der dem Sammeltermin vorausgegangenen Trockenperiode mit nur wenigen Tagen verhältnismäßig kurz.

Das deutlich geringere **Adsorptionssvermögen der Platanenblätter** für Blei ist aus der Literatur bekannt (vgl. MAJERUS & DENAEYER-DE SMET 1974; DELCARTE & IMPENS 1976) und hängt unter anderem mit der relativ glatten Blattoberfläche zusammen. Dagegen sind die Kastanien- und Ahornblätter rauher und stärker strukturiert und besitzen daher vermutlich ein größeres Haftungsvermögen für die Bleipartikel. Abgesehen von der unterschiedlichen Oberflächenbeschaffenheit der Blätter könnte sich auch ein artspezifisch unterschiedliches Verhältnis von Blattfläche zu Blattrockengewicht in den Werten widerspiegeln. So führen MAJERUS & DENAEYER-DE SMET (1974) die im Vergleich zu Robinienblättern geringeren Schwermetallgehalte von Platanenblättern auf deren kleinere Blattfläche im Verhältnis zum Blattrockengewicht zurück (vgl. Kap. 2.1).

Hinsichtlich des **Indikationswertes** für Bleibelastungen in Städten sind die Blätter der Platane somit im Vergleich zu den Kastanien- und Ahornblättern als Indikatormaterial weniger gut geeignet. Denn gerade im Bereich geringer Immissionsbelastungen ergibt sich nach SCHEBEK et al. (1984) die Forderung, pflanzliche Indikatoren zu finden, die sich durch hohe Akkumulationsraten auszeichnen.

Die geringen **Kupfergehalte** der Baumblätter (Maximum: 23 ppm), die alle noch dem Normalgehalt in Pflanzen entsprechen, lassen keine Aussagen über eine unterschiedliche Immissionsbelastung zu. So entspricht der Mittelwert aller Proben mit 7 ppm lediglich der zitierten unteren Belastungsgrenze. An Hauptverkehrsstraßen in Brüssel wurden dagegen bis zu 50 ppm Cu gemessen (MAJERUS & DENAEYER-DE SMET 1974). Vergleichswerte aus der Literatur für die Platane sind etwas höher als in Trier. Danach reichen die Maximalgehalte in ungewaschenen Blättern verkehrsreicher Standorte bis 15 ppm (MAJERUS & DENAEYER-DE SMET 1974) und die Durchschnittsgehalte bis 12 ppm (DELCARTE & IMPENS 1976). Der Mittelwert für gewaschene *Platanus*-Blätter städtischer Standorte beläuft sich nach KOVACS et al. (1982) auf 9 ppm.

Der zumindest in der Tendenz bestehende Zusammenhang der Cu-Konzentrationen zu den Emissionen des Kraftfahrzeugverkehres (Pb/Cu in Kastanien: r=0,74; p=0,001) wird wie bereits bei den Nadeln durch entsprechende Angaben in der Literatur bestätigt (z. B. MAJERUS & DENAEYER-DE SMET 1974; DELCARTE & IMPENS 1976).

6.3 Die Blei- und Kupfergehalte der Baumborken im Stadtgebiet

Die Interpretation von Schwermetallgehalten in Baumborken wird grundsätzlich dadurch erschwert, daß die Probennahme bisher nicht in dem Maß standardisiert werden konnte wie die Entnahme von Blatt- und Nadelproben. Daher muß eine Vielzahl möglicher Fehlerquellen berücksichtigt werden.

So beeinflussen beispielsweise das Stammablaufwasser sowie Alter und Dicke der Borkenstücke entscheidend deren Schwermetallgehalt (Kap.2.2).

Aufgrund dieser Fehlerquellen bei der Probennahme muß bei den Schwermetallgehalten von Borken schon von vorneherein mit einer beträchtlichen Variabilität der Werte gerechnet werden, ohne daß hierfür eine unterschiedliche Immissionsbelastung verantwortlich gemacht werden könnte. Dies bestätigt auch ein Vergleich von jeweils 2 benachbarten, höchstens 5 m voneinander entfernten Probenbäumen an 21 unterschiedlichen Standorten (LAAKSOVIRTA et al. 1976). Zwar korrelieren die Bleigehalte insgesamt hoch signifikant miteinander (r=0,79; p=0,001), die Einzelwerte können jedoch teilweise beträchtlich voneinander abweichen (z. B. von 935–1590 ppm bzw. von 324–974 ppm).

Der mittlere **Bleigehalt** der Borke (114 ppm), liegt um fast das 40-fache über dem Normalgehalt von Pflanzen. Der Höchstwert beträgt mit 557 ppm immerhin etwa das 200-fache des Normalgehaltes. Diese Werte lassen auf eine relativ starke Immissionsbelastung durch Blei schließen, auch wenn die Konzentrationen noch im Rahmen der wenigen in der Literatur ange-

gebenen Werte für Baumborken verkehrsreicher Standorte liegen. Höhere Bleigehalte als in Trier ergaben Untersuchungen von HAMPP & HÖLL (1974) in München (bis 682 ppm) und von BARNES et al. (1976) in Glasgow. Je nach Verkehrsdichte, Baumart und Entfernung zur Fahrbahn wurden hier 100–700 ppm Pb gemessen. Auch die Bleikonzentrationen in den städtischen Grünanlagen Glasgows (bis 440 ppm) sind höher als in den städtischen Parkanlagen von Trier (bis 250 ppm; vgl. Tab.6). LAAKSOVIRTA et al. (1976) fanden sogar bis zu 1590 ppm Pb in Kiefernborken 20 m entfernt von einer 4-spurigen Straße. In Japan wurden bis 200 ppm Blei in Zedernborken gemessen (NYANGABABO & ICHIKUNI 1986). Deutlich niedrigere Konzentrationen wurden in Nigeria festgestellt. Danach ermittelten OSIBANJO & AJAYI (1980) an verkehrsreichen Straßen in Ibadan, der drittgrößten Stadt Afrikas, je nach Baumart Bleiwerte von 40–140 ppm und ADEMOROTI (1986) hat in Benin City Konzentrationen von 58–143,5 ppm gemessen.

Geringer belastete Standorte weisen gewöhnlich Bleigehalte in Borken von weniger als 100 ppm auf (MARTIN & COUGHTREY 1982; FANGMEIER et al. 1986). In unbelasteten und weit von möglichen Emissionsquellen entfernten Gebieten betragen die Bleigehalte weniger als 10 ppm (versch. Autoren zit. in MARTIN & COUGHTREY 1982).

Die vergleichsweise geringen Blei- und Kupfergehalte der *Platanus*-Borken sind abgesehen von der glatten Oberfläche und einem möglicherweise anderen Verhältnis von Borkenoberfläche zu Borkengewicht eventuell auch darauf zurückzuführen, daß sich die Borke relativ leicht in großen Platten und Schuppen ablöst und infolgedessen vermutlich kürzer exponiert ist als die Borke der beiden anderen Arten (vgl. Kap. 6.5).

Damit ist der **Inidikationswert der Platane**, wie schon hinsichtlich der Schwermetallgehalte ihrer Blätter, auch was die Pb- und Cu-Gehalte ihrer Borke betrifft, im Vergleich zu den beiden anderen Baumarten gering. Dagegen eignet sich die Borke der Roßkastanie aufgrund ihrer beträchtlich höheren Akkumulationsrate für die Verwendung als Bioindikator von Blei- und Kupferbelastungen in Städten unter den untersuchten Baumarten am besten.

Eine erwartungsgemäß deutlich geringere Immissionsbelastung im Stadtgebiet von Trier lassen die **Kupferkonzentrationen** der Baumborke erkennen, denn Kupfer wird durch den Straßenverkehr in wesentlich geringerem Umfang emittiert als Blei. So entspricht der durchschnittliche Kupfergehalt mit 21 ppm in etwa der in der Literatur häufig zitierten oberen Belastungsgrenze bei Pflanzen von 20 ppm. Die Höchstwerte (bis 78 ppm) betragen das 4-fache des Normalgehaltes von Pflanzen.

Im Vergleich zu den wenigen Literaturangaben über Kupfergehalte in Baumborken verkehrsnaher Standorte sind diese Werte höher. So ermittelten NYANGABABO & ICHIKUNI (1986) 41 ppm in Zedernborken. Auch die von ADEMOROTI (1986) an sehr verkehrsreichen Straßen in Benin City, Nigeria gemessenen Cu-Konzentrationen sind wie schon die Bleigehalte vergleichsweise gering (max. 22 ppm). Ähnlich niedrig sind die von OSIBANJO & AJAYI (1980) publizierten Cu-Gehalte in Borken verkehrsreicher Straßen in Ibadan (5–22 ppm). BARNES et al. (1976) fanden in Eichenborken an einer verkehrsreichen Straße 25 ppm Cu, in Grünanlagen dagegen immerhin 38 ppm in den auch in Trier untersuchten *Aesculus*-Borken.

Die Kupfergehalte unbelasteter Gebiete unterscheiden sich insgesamt nur wenig von den aufgeführten Werten verkehrsreicher Standorte. Nach NYANGABABO & ICHIKUNI (1986) betragen sie 15 ppm und bei ADEMOROTI (1986) liegen sie um 5 ppm. Auch nach verschiedenen anderen Autoren (zit. in MARTIN & COUGHTREY 1982) reichen die Cu-Konzentrationen von Borken unbelasteter Standorte je nach Baumart von 2–21 ppm.

Der für Trier anhand von Baumborken indirekt festgestellte Zusammenhang zwischen den Cu-Gehalten und dem Straßenverkehr (Cu/Pb: $r=0,84$; $p=0,001$) wird in der Literatur unterschiedlich beurteilt. Während NYANGABABO & ICHIKUNI (1986) ebenfalls aufgrund enger Beziehungen zwischen Pb und Cu auf den Kraftfahrzeugverkehr als gemeinsame Emissionsquelle hinweisen und nach BARNES et al. (1976) die Cu-Gehalte von Borken mit zunehmender Entfernung von der Straße abnehmen, besteht weder für OSIBANJO & AJAYI (1980) noch für

ADEMOROTI (1986) eine eindeutige Korrelation zwischen den Kupfergehalten von Baumborken und der Verkehrsdichte.

6.3.1 Kleinräumige Belastungsunterschiede

Kleinräumige Belastungsunterschiede (vgl. Kap. 5.3.2) mit den Schwermetallen Blei und Kupfer können aufgrund der höheren Gehalte von Baumborken wesentlich differenzierter angezeigt werden als durch die Gehalte von Nadeln und Blättern. Dabei treten beträchtliche Konzentrationsunterschiede auch auf kleinstem Raum auf. Zwar muß aufgrund der geringen Teilchengröße insbesondere der Bleipartikel von einer gewissen Immissionsgrundbelastung ausgegangen werden, doch ist die Ausbreitung der Schwermetallaerosole offenbar ein überaus komplexer Vorgang, der von einer Vielzahl von Einflußgrößen gesteuert wird. Neben so bedeutenden Faktoren wie Verkehrsdichte, Bebauungsdichte, Durchlüftbarkeit, Entfernung und Exposition der Pflanzen zur Emissionsquelle sowie der abschirmenden Wirkung von Gebäuden und Pflanzen, beeinflussen vor allem auch stadtklimatische Besonderheiten wie die kleinräumig stark wechselnden Windverhältnisse, Tunnel- und Düseneffekte und Wirbelbildungen im Lee von Hindernissen (vgl. GEORGII et al. 1974; BOGGESS & WIXSON 1979) die Kontamination der Pflanzen.

Auch sekundäre Veränderungen der Pflanzenoberflächen, hervorgerufen z. B. durch Pilz- und Blattlausbefall können von großer Bedeutung für die Adsorption der Schwermetallpartikel sein (LERCHE & BRECKLE 1974; SYMADER 1983).

Aufgrund der mikromosaikartigen Struktur der Immissionsbelastung ist es schwierig, einzelne Belastungsschwerpunkte auszugliedern. Ganz allgemein können jedoch der gesamte Bereich des stark befahrenen Alleenrings, enge und verkehrsreiche Straßen mit schluchtartigem Charakter (z. B. Balduinstraße, Lindenstraße) sowie verkehrsbeeinflußte Standorte im dicht bebauten und daher die Ausbreitung der Abgase erschwerenden Stadtkern als die mit am stärksten belasteten Bereiche angesehen werden.

6.4 Die Zinkgehalte der untersuchten Pflanzenorgane und ihre Eignung zur Bioindikation von Immissionsbelastungen

Die Zinkgehalte der Nadeln, Blätter und Borken lassen keine Rückschlüsse auf eine nennenswerte Immissionsbelastung zu; denn die Werte liegen fast ausschließlich unterhalb der häufig zitierten, allerdings wenig aussagekräftigen Obergrenzen des Normalgehaltes von Pflanzen (150 bzw. 200 ppm). Ein Vergleich mit Literaturangaben ist aufgrund der artspezifisch unterschiedlichen Aufnahme dieses Metalles nur für dieselben Arten zulässig.

Bezüglich der Konzentrationen der **Nadeln** (21–364 ppm; Mittelwert 88 ppm, Tab.1) ergibt sich kein einheitliches Bild. Während HÖLLWARTH (1982) in gewaschenen Eibennadeln (vermutlich 1-jährig) Höchstwerte bis 156 ppm ermittelte, reichen die Gehalte 1-jähriger *Taxus*- Nadeln (gewaschen) bei SMITH (1973) von 109–650 ppm (Mittelwert: 351 ppm).

Die Zn-Gehalte der **Blätter** (8–110 ppm; Mittelwert: 28 ppm) liegen je nach Baumart alle mehr oder weniger deutlich unter den zitierten Obergrenzen (Tab.4). Der Höchstwert für die Platanenblätter (38 ppm) ist im Vergleich zu entsprechenden Literaturangaben deutlich niedriger. So reichen nach MAJERUS & DENAEYER-DE SMET (1974) die Maximalgehalte ungewaschener Platanenblätter an Hauptverkehrsstraßen bis 100 ppm und in Parkanlagen immerhin bis 37 ppm. Auch der von DELCARTE & IMPENS (1976) angegebene Durchschnittswert für Plantanenblätter verkehrsreicher Meßpunkte (51 ppm) ist fast doppelt so hoch als der in Trier an Hauptverkehrsstraßen ermittelte Durchschnittsgehalt (27 ppm). KOVACS et al. (1982) fanden durchschnittlich 42 ppm Zn in gewaschenen *Plantanus*-Blättern städtischer Standorte.

Die Konzentrationsunterschiede zwischen den Ahornblättern (Mittelwert: 38 ppm) und den Kastanien- und Platanenblättern (Mittelwerte: 21 bzw. 23 ppm) sind auf das aus der Literatur bekannte, ausgeprägte und artspezifisch unterschiedliche Aufnahmevermögen dieses Elementes zurückzuführen. So wurde ein verhältnismäßig starkes Anreicherungsvermögen des Bergahorn bereits von AHRENS (1964) festgestellt. Damit scheidet der Bergahorn schon von vorne herein als Bioindikator für vergleichende Untersuchungen über Zinkbelastungen aus.

Anhand der Zinkgehalte der **Baumborken** (24–714,5; Mittelwert: 99 ppm; vgl. Tab. 6) läßt sich weder ein signifikant unterschiedliches Adsorptionsvermögen noch eine ausgeprägte, artspezifisch unterschiedliche Aufnahme aus dem Boden ableiten.

Vergleichswerte, allerdings verschiedener Baumarten, an verkehrsreichen Straßen belaufen sich auf 36 ppm (NYANGABABO & ICHIKUNI 1986), 80 ppm (BARNES et al. 1976) und bis 103 ppm (OSIBANJO & AJAYI 1980 und ADEMOROTI 1986). In nicht kontaminierten Gebieten reichen die Zn-Konzentrationen von Baumborken von 29–110 ppm (versch. Autoren zit. in MARTIN & COUGHTREY 1982). In auch in Trier verwendeten *Aesculus*-Borken städtischer Parkanlagen fanden BARNES et al. (1976) 100 ppm (Trier: Max. 142 ppm, Mittelwert 79 ppm).

Die insgesamt uneinheitliche Verteilung der Zinkgehalte aller untersuchten Pflanzenorgane sowie der im Vergleich zu den Elementen Blei und Kupfer undeutliche Zusammenhang zum Kraftfahrzeugverkehr deutet darauf hin, daß die Pflanzengehalte vor allem durch die Aufnahme dieses mobilen Elementes über die Wurzeln bedingt sind und daher in erster Linie von geogenen und edaphischen Faktoren abhängen.

Dieses Ergebnis bestätigt sowohl Untersuchungen von WAGNER & MÜLLER (1979) als auch die Analysen von HÖLLWARTH (1982) und SCHEBEK et al. (1984). So ergaben Analysen 1-jähriger Fichtennadeln in Saarbrücken von WAGNER & MÜLLER (1979) ebenfalls völlig unterschiedliche Verteilungsmuster der Elemente Blei und Zink. Dabei wurden die höchsten Zinkwerte außerhalb des verdichteten Siedlungsbereiches gemessen und genau wie in Trier waren die Gehalte auch an abgeschirmten Friedhofsstandorten deutlich erhöht.

HÖLLWARTH (1982) fand bei einer mit Trier vergleichbaren räumlichen Differenzierung in Darmstadt sowohl an den Kontrollen im Außenbereich als auch in Parkanlagen deutlich höhere Durchschnittsgehalte in Eibennadeln als im unmittelbaren Stadtgebiet.

Auch nach SCHEBEK et al. (1984) läßt sich das Element Zink schwer in eine räumliche Gliederung einpassen, weil die Verteilung der Maximalwerte zu uneinheitlich ist.

Die in Trier gemessenen Zinkwerte lassen darüber hinaus den Schluß zu, daß die Gehalte der kürzer exponierten Baumblätter und Eibennadeln eher auf eine je nach Standort unterschiedliche, jedoch insgesamt stärkere Aufnahme aus dem Boden zurückzuführen sind und weniger auf eine oberflächliche Kontamination. Aufgrund der artspezifisch unterschiedlichen Aufnahme und der Tatsache, daß bestimmte Baumarten wie z. B. Birken und Pappeln bereits auf unbelasteten Böden beträchtliche Zinkmengen von über 700 ppm bis zu 1500 ppm in Blättern anreichern können (AHRENS 1964), sind diese Pflanzenteile gerade in Gebieten geringer Immissionsbelastung als Indikatormaterial ungeeignet.

Die Zn-Gehalte der viel länger exponierten Baumborken resultieren dagegen möglicherweise stärker aus einer oberflächlichen Adsorption, weswegen ihr Indikationswert wohl grundsätzlich höher zu bewerten ist. Dennoch kann das mobile Zn offenbar auch in stärkerem Umfang bei der Bildung der Borkenschichten eingelagert werden, so daß die inneren Borkenschichten dann ähnlich hohe Konzentrationen aufweisen (bis 1500 ppm) wie die äußersten, den Luftschadstoffen direkt exponierten, 2–3 mm dicken Schichten (DE BRUIN & HACKENITZ 1986).

Bei differenzierter Betrachtung lassen die in Trier gemessenen Zn-Gehalte der Nadeln und Blätter und insbesondere die der Borken aber auch einen zusätzlichen Einfluß der Emissionen des Straßenverkehres vermuten. Dieser Zusammenhang ist allerdings nur undeutlich und entsprechend widersprüchlich sind die Angaben in der Literatur hierzu. MAJERUS & DENAEYER-

DE SMET (1974) sowie BRÜGGEMANN & BOEHNCKE (1975) ermittelten für Blätter bzw. Nadeln ebenfalls enge statistische Zusammenhänge zwischen den Zn-und Pb-Gehalten. Nach DELCARTE & IMPENS (1976) und ADEMOROTI (1986) zeigen die Zinkgehalte von Blättern bzw. Borken eine Abhängigkeit zur Verkehrsdichte an. Dagegen besteht für OSIBANJO & AJAYI (1980) keine Beziehung zwischen den Zn-Gehalten in Borken und der Verkehrsdichte. Auch NYANGABABO & ICHIKUNI (1986) stellten keine eindeutige Korrelation zwischen Zink und den Pb- und Cu-Konzentrationen von Baumborken fest. HÖLLWARTH (1982) fand sogar übereinstimmend mit den Resultaten aus Trier einen negativen Zusammenhang zwischen den Zn-und Pb-Gehalten von *Taxus*-Nadeln.

6.5 Zeitlicher Vergleich der Schwermetallgehalte von Baumborken im Stadtgebiet zwischen 1983/84 und 1988

Die 1983/84 zwischen den einzelnen Standorten ermittelten Gehaltsunterschiede der Elemente Blei und Zink werden trotz der schwieriger zu standardisierenden Probennahme in der Tendenz gut durch die Ergebnisse der Untersuchung 1988 bestätigt, auch wenn die absoluten Werte teilweise stärker voneinander abweichen können (vgl. Tab. 5). Die Korrelationskoeffizienten für Blei (r=0,90; p=0,001) bzw. Zink (r=0,63; p=0,001) bestätigen den engen Zusammenhang.

Abgesehen von der grundsätzlichen Übereinstimmung bestehen jedoch auch hier deutliche artspezifische Unterschiede, was die Reproduzierbarkeit der Werte angeht. Dabei sind die Blei- und Zinkgehalte bei der Roßkastanie am besten korreliert (r=0,90; p=0,001 bzw. r=0,85; p=0,001), während bei der Platane für Blei ein weniger enger (r=0,50; p=0,01) und für Zink kein signifikanter Zusammenhang mehr besteht (r=0,09).

So sind die Blei- und Zinkgehalte der Platane 1983/84 deutlich höher als 1988 (bei Pb je nach Standortgruppe bis zum 3-fachen; Tab. 10).

Tabelle 10: Vergleich der Schwermetallgehalte der Baumborke zwischen 1983/84 und 1988 getrennt nach Standortgruppen

Standortgruppe	Baumart		ppm/g TS			
			Blei		Zink	
			1983/84	1988	1983/84	1988
I (Hauptverkehrsstraßen) (n = 31)	Roßkastanie	(n = 16)	379,5	304,2	157,5	153,8
	Bergahorn	(n = 7)	135,6	165,0	85,5	140,5
	Platane	(n = 8)	100,4	51,5	108,5	86,6
II (weniger belastete, verkehrsnahe Standorte) (n = 45)	Roßkastanie	(n = 9)	127,6	143,3	71,3	98,4
	Bergahorn	(n = 23)	100,2	115,6	82,2	85,3
	Platane	(n = 13)	55,7	18,8	98,4	47,2
III (Park- und Grünanlagen, Stadtkern u. Peripherie) (n = 35)	Roßkastanie	(n = 14)	135,4	121,5	76,3	88,2
	Bergahorn	(n = 15)	45,0	42,0	70,8	69,9
	Platane	(n = 6)	21,9	17,5	51,0	70,8
	Roßkastanie	(n = 39)	233,7	201,5	108,5	117,5
	Bergahorn	(n = 45)	87,3	98,8	78,9	88,8
	Platane	(n = 27)	61,4	28,2	90,9	64,1
	(n = 111)		132,4	117,7	92,2	92,9

Da die Mittelwertunterschiede zwischen 1983/84 und 1988 für die beiden anderen Arten beträchtlich geringer sind und zudem je nach Standortgruppe keine einheitliche Tendenz aufweisen, sind die Gehaltsunterschiede im Falle der Platane möglicherweise eher auf die Art und Weise zurückzuführen, wie sich die Borke infolge des sekundären Dickenwachstums ablöst. Für diese Vermutung spricht auch, daß die Pb-Gehalte einzelner Platanen 1983/84 z. T. bis zum 10-fachen über den Gehalten von 1988 lagen, was durch eine unterschiedliche Immissionsbelastung alleine wohl nicht erklärt werden kann. Dies läßt sich am Beispiel von 6 Platanen entlang der extrem verkehrsreichen Moseluferstraße verdeutlichen, denn die Kontamination der Borken ist sehr uneinheitlich. So wurde hier mit 110 ppm (1983/84: 112,5 ppm) einerseits der maximale Bleigehalt gemessen (Probe 40), andererseits fand sich in der Nähe mit nur 26 ppm ein überraschend niedriger Gehalt (Probe 88), obwohl die Entnahmestelle unmittelbar dem starken Verkehr ausgesetzt ist. Das Exemplar im Kreuzungsbereich des Georg-Schmitt-Platzes (Probe 91) zeigt mit 84 ppm (1983/84: 132,5 ppm) wieder eine erwartet starke Belastung an. Selbst die Bleigehalte zweier unmittelbar benachbarter Platanen (Proben 44 u. 45) sind mit 10 bzw. 55 ppm auffallend uneinheitlich und zudem gegenüber 1983/84 (102 bzw. 173,5 ppm) beträchtlich geringer. Überdies stellt der zuerstgenannte Wert das Minimum der Platanen an Hauptverkehrsstraßen dar und fällt damit für diesen extrem verkehrsbelasteten Straßenabschnitt mit zusätzlichem Ampelstau deutlich aus dem Rahmen. Noch nicht einmal in Parkanlagen wurden niedrigere Gehalte gemessen. Auch das Exemplar in der Nähe der Konrad-Adenauer-Brücke (Probe 17) ist mit 36 ppm vergleichsweise gering kontaminiert.

Ein weiteres Beispiel für die große natürliche Variabilität der Bleigehalte in den Platanenborken ist das Exemplar an der verkehrsreichen Stresemannstraße (Probe 63). Hier entspricht die Kontamination der Borke mit 13 ppm (1983/84: 24 ppm) fast schon derjenigen der Blätter (10 ppm). Ähnliche Verhältnisse liegen auch in der verkehrsbelasteten Ostallee vor (Probe 116), wo mit 11 ppm Pb ebenfalls ein extrem geringer Gehalt gemessen wurde. 1983/84 wurde hier noch die 10-fache Bleikonzentration gemessen (113 ppm).

Die erwähnten unerwartet niedrigen Bleigehalte an den sehr stark befahrenen Hauptverkehrsstraßen (26 ppm; 10,4 ppm; 36 ppm; 13 ppm; 11 ppm;) zeigen sogar eine geringere Belastung an, als ein abgeschirmter Probenbaum außerhalb des bebauten, engeren Stadtgebietes (Probe 1; 41 ppm). Dagegen ist der Maximalgehalt der Standortgruppe II mit 110 ppm (Probe 37) für diese weniger stark verkehrsbelastete Straße unerwartet hoch.

Für die große Variabilität der Werte sind somit weniger standörtliche Besonderheiten als vielmehr unterschiedliche alte und daher nicht zu vergleichende Borkenproben verantwortlich zu machen.

Vermutlich ist hierfür entscheidend, daß sich die Borke der Platane leicht in großen Platten ablöst und häufig die jüngste Schicht zur Exposition gelangt. Infolge dieses besonderen Abblätterungsprozesses ergeben sich nicht nur von Baum zu Baum, sondern auch an demselben Exemplar große Altersunterschiede der äußersten exponierten Borkenschichten, die sich farblich deutlich voneinander abheben. Dies läßt vermuten, daß die Platanenborken im Vergleich zu den beiden anderen Baumarten grundsätzlich kürzer exponiert sind, was, zusätzlich zu der glatten Oberfläche, auch ihre deutlich niedrigeren Bleigehalte erklären würde. Da jedoch gerade die Expositionszeit einen erheblichen Einfluß auf die Schwermetallgehalte hat, sind die Werte über einen längeren Zeitraum schwerer zu vergleichen als bei den beiden anderen Baumarten. So sind vermutlich die 1983/84 exponierten Platanenborken häufig bereits abgeblättert, während die 1988 gesammelten Borken 1983/84 häufig noch nicht die Außenschicht des Stammes erreicht hatten. Demgegenüber könnten die 1988 gesammelten Borkenproben der beiden anderen Baumarten schon 1983/84 exponiert gewesen sein, wodurch sich geringere Gehaltsunterschiede ergeben.

In Übereinstimmung hiermit halten auch MARTIN & COUGHTREY (1982) die Gattung *Platanus* aufgrund des großflächigen Abblätterns ihrer Borke für nicht geeignet die Akkumulation von Schwermetallen über einen längeren Zeitraum wiederzugeben.

Damit ist der **Indikationswert der Platanenborke** für vergleichende Untersuchungen zur Schwermetallbelastung in Städten nicht nur durch das generell geringere Akkumulationsvermögen in Frage gestellt, sondern auch aufgrund der mangelnden Vergleichbarkeit der Werte, infolge der schwieriger zu standardisierenden Probennahme und zwar sowohl in räumlicher als auch in zeitlicher Hinsicht.

Eine **Veränderung des Bleigehaltes** über die letzten 4 Jahre läßt sich aus Tab. 10 nicht eindeutig ablesen. Zwar liegt der Durchschnittsgehalt 1988 signifikant unter dem von 1983/84, weil die Mittelwertunterschiede jedoch je nach Standortgruppe und Baumart sehr uneinheitlich sind und insbesondere der 1983/84 höhere Durchschnittsgehalt der Platane wenig aussagekräftig ist, darf eine generell abnehmende Tendenz über die letzten Jahre wohl nicht abgeleitet werden. Auffällig ist dennoch der 1983/84 deutlich höhere Pb-Gehalt der Kastanienborken an den Hauptverkehrsstraßen. Dabei waren die Konzentrationen bei vielen Probenbäumen sogar beträchtlich höher (um bis zu 270 ppm) als 1988 (Proben 42, 43, 58, 61, 75, 122, 125, 133). Umgekehrt wurde nur bei einem Exemplar (Probe 48) 1988 ein deutlich höherer Gehalt gemessen. Möglicherweise resultieren die Gehaltsdifferenzen auch aus einem von Art zu Art unterschiedlichen Anteil des Niederschlages, der als Stammablaufwasser abfließt. Dies hängt in erster Linie von der Anordnung der Äste um den Stamm ab (MARTIN & COUGHTREY 1982) und könnte sich bei den am stärksten kontaminierten Exemplaren eventuell stärker auswirken; denn grundsätzlich gilt, daß die abwaschbaren Bleimengen umso größer sind, je stärker die Immissionsbelastung ist (MOTTO et al. 1970; STEUBING 1987).

6.6 Die Schwermetallgehalte der Baumborken in der Umgebung des Moselstahlwerkes

Gemessen an Literaturangaben über Pflanzengehalte in der Umgebung starker punktförmiger Emittenten ist die Schwermetallbelastung in der Umgebung des Moselstahlwerkes verhältnismäßig gering. So können bereits die Schwermetallgehalte von Blättern und Nadeln je nach Art des Emittenten Extremwerte von bis zu 12 000 ppm Pb (BOGGESS & WIXSON 1979), 27 400 ppm Zn (ERNST 1972) und 6120 ppm Cu (DELCARTE et al. 1973) in ungewaschenem Pflanzenmaterial erreichen. In Baumborken aus der Umgebung von Einzelemittenten wurden je nach Entfernung und Baumart sogar Konzentrationen von bis zu 24 200 ppm Pb, 13 800 ppm Zn und 720 ppm Cu gemessen (versch. Autoren zit. in MARTIN & COUGHTREY 1982). DE BRUIN & HACKENITZ (1986) fanden bis 1500 ppm Zn, bis 130 ppm Cu und bis zu 49 ppm Cr in Borken eines durch Zinkschmelzen belasteten Gebietes in Holland.

Dennoch muß die landwirtschaftliche Nutzung in unmittelbarer Umgebung des Emittenten kritisch bewertet werden. Am günstigsten ist dabei noch der 1989 erfolgte Getreideanbau zu sehen; denn allgemein gilt beim Ackerbau, daß die generativen Organe (Früchte, Samen, Körner) stets wesentlich geringere Konzentrationen aufweisen als die dazugehörigen vegetativen Pflanzenteile (u. a. ADRIANO 1986). So fungieren beispielsweise nach LUX (1986) Spelzen von Getreidepflanzen in Immissionsgebieten als „effektiver Immissionsschutz" für die Körner. Überdies besteht zumindest für das immobile Blei schon von Natur aus ein Verhältnis des Gehaltes von Wurzeln: Blättern: Körnern von 100 : 10 : 1 (BOGGESS & WIXSON 1979). Zudem kann es leicht von pflanzlichen Oberflächen abgewaschen werden. Dennoch entspricht die Bleikontamination sowohl der Borken als auch der Blätter in der Umgebung des Moselstahlwerkes durchaus der Belastung an Hauptverkehrsstraßen des Stadtgebietes.

Ähnlich stark wie Blei wird Chrom in den Wurzeln zurückgehalten. Dagegen wird Zink ziemlich gleichmäßig zwischen Wurzeln und Sproß verteilt, so daß eine Gefährdung durch dieses Element insgesamt kritischer zu bewerten ist.

Daher sollte die landwirtschaftliche Nutzung als Weide, wie sie noch 1988 im Bereich der

Probenbäume 15 u. 16 stattgefunden hat, vorsichtshalber eingestellt werden, um eine Anreicherung der Schwermetalle in der Nahrungskette zu vermeiden.

7. Zusammenfassung

Im Rahmen eines passiven Monitoring im Stadtgebiet von Trier 1987/88 dienten Nadeln von *Taxus baccata* sowie Blätter und Borken von *Aesculus hippocastanum*, *Acer pseudoplatanus* und *Platanus acerifolia* als Indikatormaterial für die Akkumulation der Schwermetalle Blei, Kupfer, Zink und teilweise auch Chrom.

Dabei ergaben sich standörtliche, baumart- und schwermetallelementspezifische sowie durch die Dauer der Exposition bedingte Unterschiede der Schwermetallgehalte.

Die Pb- und Cu-Gehalte der untersuchten Pflanzenorgane reichen bis fast zum 200- bzw. 4–5-fachen des Normalgehaltes von Pflanzen und zeigen im Gegensatz zu Zn eine deutliche Immissionsbelastung im Stadtgebiet an.

Die **Pb**- und **Cu**-Konzentrationen folgen entsprechend der abnehmenden Expositionsdauer der Abstufung **Borke** (Mittel 114 bzw. 21 ppm; Max. 558 bzw. 96 ppm) > **Nadeln** (Mittel 31,5 bzw. 11 ppm; Max. 114 bzw. 39 ppm) > **Blätter** (Mittel 10 bzw. 7 ppm; Max. 50 bzw. 23 ppm). Für beide Elemente wurden ähnliche und charakteristische räumliche Verteilungsmuster ermittelt mit Höchstwerten an Hauptverkehrsstraßen und Minima in Grünanlagen und Stadtrandgebieten. Unterschiedliche Immissionsbelastungen mit Pb und Cu lassen sich in Abhängigkeit standörtlicher Besonderheiten (z. B. Durchlüftbarkeit) auch auf kleinstem Raum ausmachen.

Die **Zn**-Gehalte zeigen aufgrund des Zurücktretens verkehrsbedingter Emissionen gegenüber einer stärkeren Aufnahme aus dem Boden eher eine entgegengesetzte, insgesamt jedoch uneinheitliche räumliche Verteilung der Werte. Teilweise bestehende, signifikante Korrelationen zu den Pb- und Cu-Gehalten weisen dennoch auf den Kraftfahrzeugverkehr als gemeinsame Emissionsquelle aller drei Metalle hin.

Von den untersuchten Laubbaumarten ist *Aesculus hippocastanum* als Akkumulationsindikator (Blätter und Borken) für die Schwermetalle Pb und Cu am besten, *Platanus acerifolia* dagegen am wenigsten geeignet. Zink wird von *Acer pseudoplatanus* am stärksten aufgenommen.

Abgesehen von Baumarten wie *Platanus acerifolia*, deren Borken großflächig abblättern, eignen sich **Baumborken** trotz der möglichen größeren Variabilität der Werte grundsätzlich als Indikatormaterial für zeitlich und räumlich vergleichende Untersuchungen von Schwermetallbelastungen. Eine Veränderung der Pb- und Zn-Belastung seit 1983/84 konnte dabei jedoch nicht festgestellt werden.

Bei den *Taxus*-**Nadeln** erfolgt mit steigendem Nadelalter nur für Blei eine hochsignifikante Zunahme der Konzentrationen.

Die Schwermetallbelastung in der Umgebung des **Moselstahlwerkes** zeigt eine deutliche Abhängigkeit von der Hauptwindrichtung und entspricht bei Blei der Belastung an Hauptverkehrsstraßen, bei Kupfer ist sie etwas, bei Zink dagegen beträchtlich höher (bis 2000 ppm in Borken).

Danksagung

Unser Dank gilt vor allem Frau Dorothea Kehl für Hilfe und Rat bei den langwierigen Laboranalysen, Herrn Dipl.-Geogr. Ralph Klein für die Anleitung zur statistischen Auswertung des Datenmaterials und Frau Dipl.-Geogr. Ute Jarlik für die ausdauernde Mitarbeit bei der Probenahme 1983/84.

8. Literaturverzeichnis

ADEMOROTI, C.M.A. (1986): Levels of heavy metals on bark und fruit of trees in Benin City, Nigeria. – Environmental Pollution (Series B), **14**: 241–253.

ADRIANO, D.C. (1986): Trace elements in the terrestrial environment. – New York: Springer

AHRENS, E. (1964): Untersuchungen über den Gehalt von Blättern und Nadeln verschiedener Baumarten an Kupfer, Zink, Bor, Molybdän und Mangan. – Allgemeine Forst- und Jagdzeitung, **135**: 8–16.

BARNES, D., HAMADAH, M.A. & OTTAWAY, J.M. (1976): The lead, copper and zinc content of tree-rings and bark. A measurement of local metallic pollution. – Science of the Total Environment, **5**: 63–67.

BOGGESS, W.R. (Ed.) & WIXSON, B.G. (Ass. Ed.) (1979): Lead in the environment. – Castle House Publications Ltd.

BRÜGGEMANN, J. & BOEHNCKE, E. (1975): Blei-, Natrium- und Zinkkonzentrationen in Koniferennadeln als Indikator verkehrsbedingter Umweltverschmutzung. – Wiener Tierärztliche Monatsschrift, **62**: 209–213.

DE BRUIN, M. & HACKENITZ, E. (1986): Trace element concentrations in epiphytic lichens and bark substrate. – Environmental Pollution (Series B), **11**: 153–160.

DELCARTE, E. & IMPENS, R. (1976): Présence de métaux lourds dans les feuilles d'arbres d'alignement à Bruxelles. – 4 th. International Colloquium on the Control on Plant Nutrition: Proceedings, **1**: 350–357.

DELCARTE, E., NANGNIOT, P. & IMPENS, R. (1973): La détermination d'éléments métalliques dans les sols et les végétaux en sites industriels et urbains. – Ann. Gembloux, **79**: 141–149.

ERNST, W. (1972): Zink- und Cadmium-Immissionen auf Böden und Pflanzen in der Umgebung einer Zinkhütte. – Ber. Deutsch. Botan. Ges., **85**(7–9): 295–300.

FANGMEIER, A., STEUBING, L. & GNITTKE, J. (1986): Analyse der Schadstoffbelastung verschiedener Kompartimente eines Waldökosystems. – Verh. Ges. f. Ökologie (Hohenheim 1984), **XIV**: 269–278.

FIDORA, B. (1972): Der Bleigehalt von Pflanzen verkehrsnaher Standorte in Abhängigkeit von der Vegetationsperiode. – Ber. Deutsch. Botan. Ges., **85** (5/6): 219–227.

GEORGII, H.W., JENDRICKE, U., JOST, D. & MÜLLER, J. (1974): Die Verteilung von Schwermetallen in reiner und verunreinigter Atmosphäre. – Staub – Reinhaltung der Luft, **34**: 15–17.

HAMPP, R. (1973): Bleigehalt von Blattspreiten (*Acer platanoides* L.) als Indikator für die verkehrsabhängige Bleibelastung im Stadtgebiet von München. – Ber. Bayer. Botan. Ges., **44**: 211–220.

HAMPP, R. & HÖLL, W. (1974): Radial and axial gradients of lead concentrations in bark and xylem of hardwoods. – Arch. Environmental Contamination and Toxicol., **2**(2): 143–151.

HARRES, H.P., HÖLLWARTH, M. & SEUFFERT, O. (1987): Altlasten besonderer Art. Erzgewinnung in Sardinien und Schwermetallbelastung. Eine Untersuchung am Beispiel des Riu sa Duchessa. – Geoökodynamik, **8**(1): 1–48.

HEICHEL, G.H. & HANKIN, L. (1976): Roadside coniferous windbreaks as sinks for vehicular lead emission. – J. Air Pollution Control Assoc., **26**: 767–770.

HO, Y.B. & TAI, K.M. (1979): Effect of rain on lead levels in roadside vegetation in Hong Kong. – Bull. Environmental Contamination and Toxicol., **23**: 658–660.

HÖLLWARTH, M. (1982): Überwachung städtischer Schwermetallimmissionen mit Hilfe eines Bioindikators. – Staub – Reinhaltung der Luft, **42**: 373–377.

HÖLLWARTH, M. (1984): Entwicklung der Schwermetallgehalte von Eibennadeln an städtischen Standorten von 1975 bis 1982. – Angewandte Botanik, **58**: 21–30.

HÖLLWARTH, M. & RUMP, H.H. (1979): Beiträge zur Immissionssituation in Hessen. – Schriftenreihe Inst. f. Naturschutz Darmstadt, **XI** (4).

KELLER, Th. & PREIS, H. (1967): Der Bleigehalt von Fichtennadeln als Indikator einer verkehrsbedingten Luftverunreinigung. – Schweizer. Z. Forstwesen, **118**: 143–162.

KOVACS, M., OPAUSZKY, J., KLINCSEK, P. & PODANI, J. (1982): The leaves of city trees as accumulation indicators. – In: STEUBING, L. & JÄGER, H. (Ed.): Monitoring of air pollution by plants: Methods and problems. – Tasks for Vegetation Science, 7: 19–153.

LAAKSOVIRTA, K., OLKONEN, H. & ALAKUIJALA, P. (1976): Observations on the lead content of lichen and bark adjacent to a highway in southern Finland. – Environmental Pollution, **11**: 247–255.

LERCHE, H. & BRECKLE, S.-W. (1974): Untersuchungen zum Bleigehalt von Baumblättern im Bonner Raum. – Angewandte Botanik, **48**: 309–330.

LÖTSCHERT, W. & GROSCH, S. (1984): Bleiakkumulation in den Nadeln von *Taxus baccata* L. im Immissionsgebiet von Frankfurt a.M. – Acta Oecologica/Oecologia Plantarum, **5** (19), Nr. 1: 39–47.

LÖTSCHERT, W. & KÖHM, H.-J. (1978): Characteristics of tree bark as an indicator in high-immission areas. II.: Contents of heavy metals. – Oecologia (Berlin), **37**: 121–132.

LUX, W. (1986): Schwermetallgehalte und -isopleten in Böden, subhydrischen Ablagerungen und Pflanzen im Südosten Hamburgs – Beurteilung eines Immissionsgebietes. – Dissertation.

MAJERUS, P. & DENAEYER-DE SMET, S. (1974): L'analyse foliaire de métaux lourds en tant qu'indicateur de pollution urbaine. – Mem. Soc. royale Botanique de Belgique, **6**: 71–84.

MANNING, W.-J. (1980): Biomonitoring air pollutants with plants. – London: Applied Sci. Publishers.

MARTIN, M.H. & COUGHTREY, P.J. (1982): Biological monitoring of heavy metal pollution. Land and air. – London, New York: Applied Sci. Publishers.

MAYER, R. (1981): Natürliche und anthropogene Komponenten des Schwermetallhaushalts von Waldökosystemen. – Göttinger Bodenkundl. Ber., **70**.

MOTTO, H.L., DAINES, R.H., CHILKO, D.M. & MOTTO, C.K. (1970): Lead in soils and plants: its relationships to traffic volume and proximity to highways. – Environmental Sci. and Technol., **4**: 231–237.

NYANGABABO, J.T. & ICHIKUNI, M. (1986): The use of cedar bark in the study of heavy metal contamination in the Nagatsuta area, Japan. – Environmental Pollution (Series B) **11**: 211–229.

OSIBANJO, O. & AJAYI, S.O. (1980): Trace metal levels in tree barks as indicators of atmospheric pollution. – Environment International, **4**: 239–244.

REIGBER, E. & BRAUN, G. (1985): Forstliche Bioindikatoruntersuchungen in Bayern – Methodik und erste Ergebnisse 1981/82. – Forstliche Forschungsber. München, **68**.

SCHEBEK, L., LIESER, K.H. & HÖLLWARTH, M. (1984): Die Birke (*Betula pendula* ROTH) als Bioindikator für Schwermetallimmissionen. – Angewandte Botanik, **58**: 475–482.

SMITH, W.H. (1972): Lead and mercury burden of urban woody plants. – Science, **176**: 1237–1239.

SMITH, W.H. (1973): Metal contamination of urban woody plants. – Environmental Sci. and Technol., 7(7): 631–635.

SMITH, W.H. (1976): Lead contamination of the roadside ecosystem. – J. Air Pollution Control Assoc., **26**: 753–766.

STEUBING, L. (1979): Monitoring serial inorganic pollutants by plant indicator specimens. – In: LUEPKE, N.-P. (Ed.): Monitoring environmetal materials and specimen banking. – Proc. of the International Workshop, Berlin (West), 23–28. October 1978: 538–554

STEUBING, L. (1987): Bioindikation von Schwermetallen in verschiedenen Ökosystemen. – In: Bioindikation: wirkungsbezogene Erhebungsverfahren für den Immissionsschutz; Tagung, Freising, 23. u. 24. Oktober 1986 (VDI-Berichte Nr. 609): 351-366.

STEUBING, L., GNITTKE, J. & GROBECKER, K.H. (1983): Blei- und Cadmium-Belastung eines agrarischen Ökosystems. – Angewandte Botanik, **44**: 73–85.

STEUBING, L. & KIRSCHBAUM, U. (1976): Immissionsbelastung der Straßenrandvegetation. – Natur und Landschaft, **51**. Jg.: 239–244.

STÖCKER, G. (1980): Zu einigen theoretischen und methodischen Aspekten der Bioindikation. – In: SCHUBERT, R. & SCHUH, J. (Hrsg.): Methodische und theoretische Grundlagen der Bioindikation (Bioindikation 1): 10–21).

SYMADER, W. (1983): Räumliche Verbreitungsmuster der Belastung Kölner Stadtbäume durch einzelne Schwermetalle. – Verh. Ges. f. Ökologie (Mainz 1981), **10**: 481–483.

TIMMERBEIL, H. (1989): Untersuchungen zur Schwermetallbelastung im Stadtgebiet von Trier anhand von Bäumen als Bioindikatoren. – Diplomarbeit, Universität Trier.

VALENTA, P. (1985): Diskussionsbeitrag in GODT, J. (1985): Schwermetallbelastung des Teutoburger Waldes südwestlich der Stadt Detmold. – In: BRECKLE, S.-W. & KAHLE, H.: Beiträge des Symposiums „Schwermetalle und saure Depositionen", Bielefelder Ökologische Beitr., **1**: 7–18.

WAGNER, G. & MÜLLER, P. (1979): Fichten als „Bioindikatoren" für die Immissionsbelastung urbaner Ökosysteme unter besonderer Berücksichtigung von Schwermetallen. – Verh. Ges. f. Ökologie (Münster 1978), **VII**: 307–314.

WARD, N.I., BROOKS, R.R. & ROBERTS, E. (1977): Heavy metal pollution from automotive emissions and its effect on roadside soils and pasture species in New Zealand. – Environmental Sci. and Technol., **11**: 917–920.

WERLE, O. (Hrsg., 1978): Trier und Umgebung. – Sammlung Geographischer Führer, **11**, Berlin, Stuttgart: Bornträger.

(Bei der Schriftleitung eingegangen am 27. 10. 1989)

Anschrift der Autoren:
Dipl.-Geogr. Harald Timmerbeil, Varrentrappstraße 71, 6000 Frankfurt 90
Prof. Dr. Barbara Ruthsatz, Universität Trier FB III (Geographie-Geowissenschaften), Lehrstuhl f. Geobotanik, Postfach 3825, 5500 Trier.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Mitteilungen der POLLICHIA

Jahr/Year: 1989

Band/Volume: 76

Autor(en)/Author(s): Ruthsatz Barbara

Artikel/Article: Untersuchungen zur Schwermetallbelastung im Stadtgebiet von Trier anhand von Bäumen als Bioindikatoren 5-44