

Die Bedeutung verschiedener Parameter bei der Beurteilung von Immissionen anhand von Borkenanalysen am Beispiel des Stadtgebietes von Graz

Von Walter KOSMUS und Dieter GRILL

Eingelangt am 17. Februar 1986

Zusammenfassung: 1. Borkenproben aus dem Grazer Becken wurden im Sommer und Winter gesammelt und in deren wäßrigen Eluatzen die elektrische Leitfähigkeit, der pH-Wert, der Sulfat-, Chlorid-, Calciumgehalt bestimmt, nach Mineralisierung der Proben der Cadmium- und Bleigehalt. Die erhaltenen Werte wurden einem faktorenanalytischen Verfahren zur Beurteilung ihrer Signifikanz bei der Beschreibung der Immissionssituation im Grazer Becken unterworfen. Die Aussagen erlauben mit Einschränkungen eine Zuordnung zu gewissen Quellen.

2. Die gemessenen Sulfatwerte korrelieren signifikant mit den Calciumwerten, was auf eine bevorzugte Reaktion des emittierten SO_2 mit den mineralischen Stäuben hinweist.

3. Die pH-Werte der wäßrigen Borkeneluate besitzen für das beobachtete Gebiet keinerlei Signifikanz.

4. Der Einfluß des Verkehrs zeigt sich neben der Bleibelastung auch deutlich an der Bildung eines Salz-Aerosols im Winter.

5. Die Deposition an Schadstoffen wird vor allem durch das Kleinklima bestimmt, durch das Auftreten von Kälteinseln, Stauräumen etc.

6. Von einer einheitlichen Situation im Grazer Becken kann nicht gesprochen werden, durch eine Menge an verschiedenen Faktoren ergeben sich sehr begrenzte Gegebenheiten, die in Qualität und Quantität sehr verschieden auftreten.

1. Einleitung

Bauborken sind überaus geeignete Rezeptoren für zahlreiche umweltbelastende Schadstoffe. In einer Reihe von Arbeiten wurde gezeigt, daß Borken sowohl für eine integrale Erfassung von SO_2 -Immissionen der Luft geeignet sind (HÄRTEL, GRILL & KRYSZCIN 1980, HÄRTEL & GRILL 1972, GRODZINSKA 1979), als auch Schwermetalle zu fixieren vermögen (LÖTSCHERT & KÖHM 1978). Für eine solche Art der Analyse eignen sich sowohl Nadelbäume als auch Laubbäume (HÄRTEL 1982).

Integrale Methoden zur Erfassung von Luftverunreinigungen sind nicht nur in wenig belasteten Gebieten für die Überwachung anthropogener Schadstoffe von Bedeutung, auch im stark belasteten städtischen Gebiet erfüllen sie ihre Funktion. So wurde die Borkenanalyse in der Vergangenheit mit großem Erfolg für die Beurteilung der Belastungen einzelner Stadtgebiete in Innsbruck (HUTTER 1973), Salzburg (STÜBER 1975) und Graz (KIENZL & HÄRTEL 1979) eingesetzt. Die vorliegende Arbeit hat sich zur Aufgabe gestellt, die Zahl der erfaßten Parameter zu erweitern und Zusammenhänge zwischen diesen durch Anwendung eines statistischen Verfahrens zu erkennen. Borkenanalysen ersetzen nicht automatisch arbeitende, zur kontinuierlichen Auf-

zeichnung der Belastung konzipierte Stationen, zu deren Hauptaufgabe in städtischen Gebieten die Smogwarnung bei Auftreten von gefährlichen Inversionslagen gehört. Die Zahl derartiger Anlagen ist durch die enorm hohen Kosten begrenzt. Integrale Methoden erlauben wegen der bedeutend geringeren Kosten eine größere Dichte an Meßstellen, was auch in städtischen Gebieten aufgrund der lokalen Differenziertheit der Immissionsproblematik einzelner Gebiete von Bedeutung ist. Einen Vorteil als Immissionsreceptor besitzt die Borke jedoch ohne Zweifel, sie kann jederzeit retrospektiv eingesetzt werden, d. h., bei Auftreten eines Immissionsproblems kann rückschauend für eine gewisse Periode eine Situation erkannt werden. Bei der Verwendung der Borke muß natürlich auf eine Spezifizierung des Zustandes des Schadstoffes verzichtet werden, die Elemente werden als Summe zur Anzeige gebracht, seien sie gasförmig, als Aerosol oder als Staub auf die Borke aufgebracht worden. Diese Summe entspricht jedoch auch der Belastung der Vegetation und des Menschen.

Die Beurteilung von Schadstoffimmissionen mit Hilfe von Borkenanalysen ist aber auch mit einer gewissen Problematik verbunden. Da die Immissionen fast ausschließlich an der Oberfläche haften, ist auf ein gleichbleibendes Verhältnis zwischen Probenoberfläche und -volumen zu achten. Meteorologisch bedingte Faktoren wie die Stammabläufe nach starken Regenfällen schränken die Aussage ein, durch die räumliche Begrenzung des Untersuchungsgebietes sollte dies jedoch nur einen absoluten und keinen relativen Faktor darstellen. Weit aus von größerem Einfluß sind die unterschiedlichen aerodynamischen Bedingungen, unter denen die Schadstoffe auf die Borke aufgebracht werden. Dieser Faktor ist gerade im städtischen Bereich durch die Verbauung von großer Bedeutung, beeinflußt er ganz wesentlich die absoluten Gehalte an aufgetragenen Schadstoffen. Dieses Problem ist jedoch von geringerer Bedeutung, wenn man die Interpretation der erhaltenen Analysenwerte nicht auf den Absolutgehalt stützt, sondern mehr auf das relative Verhältnis der Schadstoffe untereinander das Gewicht legt. Durch eine multivariate statistische Methode wird ein Faktorenmuster gewonnen, eine anschließend chemische Elementbilanz kann Aufschluß über die Art des Emittenten geben (PUXBAUM & WOPENKA 1984).

In der vorliegenden Arbeit wird versucht, anhand von Borkeneluat und deren Calcium-, Schwefel- und Chloridgehalt, der elektrischen Leitfähigkeit als Maß der Ionensumme, dem pH-Wert als Säuregrad und dem Gesamtgehalt der Borke an Blei die Immissionsproblematik der Stadt Graz darzustellen. Auf eine Anführung der Einzeldaten sei wegen ihrer großen Zahl hier verzichtet, sie können an anderer Stelle eingesehen werden (KASCHNITZ 1986, LAUNDL 1983).

2. Untersuchungsmethoden

2.1. Wahl der Probebäume

Durch das Stadtgebiet von Graz wurden zwei Achsen gelegt, die eine in NO-SW-Richtung verlaufend, die andere in NW-SO-Richtung, jeweils mit einer Profilbreite von je 1,5 km (Abb. 1). Mit wenigen Ausnahmen (Schloßbergplateau und Steinbergstraße) stammen die Proben von Bäumen in Meereshöhe der Stadt. Diese Profilrichtungen wurden aus folgenden Überlegungen gewählt:

NW-SO-Profil: Da N- und NW-Winde in Graz am häufigsten sind und gleichzeitig von N bis W Industrie- bzw. Verkehrszentren vorhanden sind, ist eine große Belastung in NW bis SO zu erwarten.

NO-SW-Profil: Dieses wurde so gewählt, daß es größere Teile von weitgehend unbelastetem Gebiet erfaßt.

Zwei Arten von Testbäumen wurden herangezogen, deren Wahl vor allem durch die Eignung der Borke bestimmt war, aber auch durch ihre Verbreitung über das ganze Stadtgebiet. Als verbreitetster Alleebaum wurden Proben von der Roßkastanie (*Aesculum hippocastanum*) und von Apfelbäumen (*Malus domestica*), als Vertreter bevorzugt in Gärten angebaute Bäume, entnommen. Die Borkenprobenentnahme beschränkte sich auf Bäume mit einem Mindestdurchmesser von 25 cm, nach Möglichkeit wurden freistehende Bäume ausgewählt.

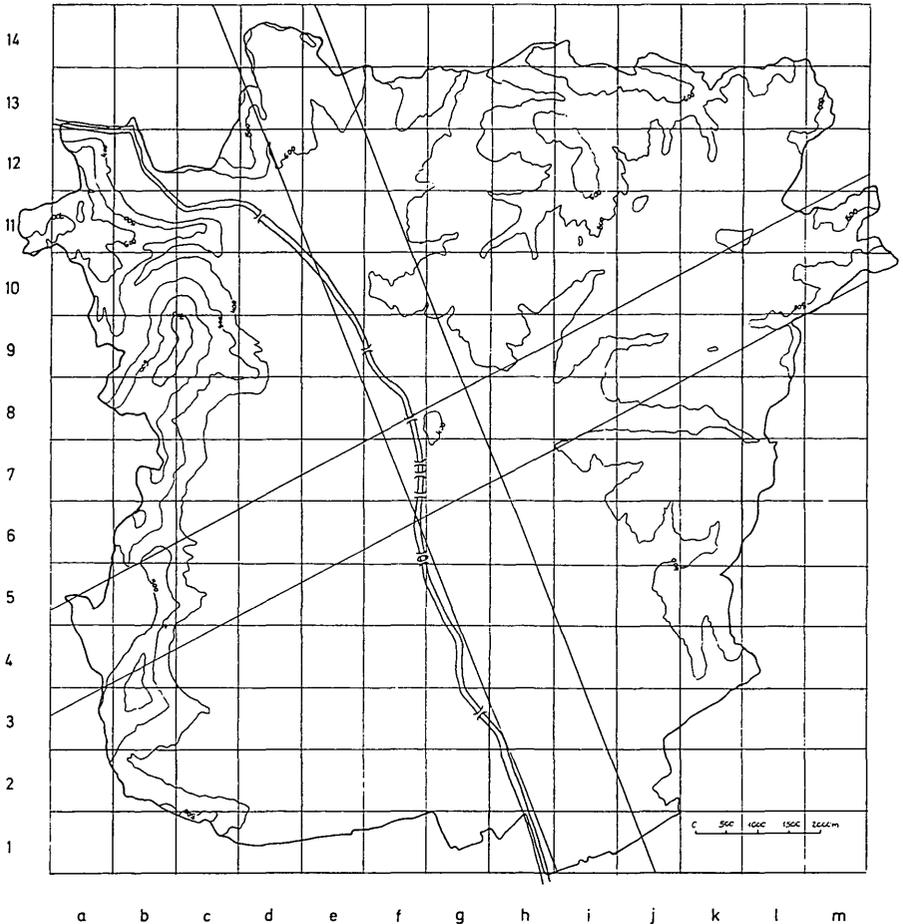


Abb. 1: Untersuchungsprofil durch das Grazer Becken (aus KASCHNITZ 1987).

2.2. Methodik der Borkenanalyse

Die Proben wurden in einer Höhe von 1,2–2,6 m an zwei gegenüberliegenden Stellen des Stammes entnommen, und zwar wurde die oberste Borkenschicht in einer Dicke von ca. 3 mm abgehoben. Dabei wurde darauf geachtet, daß die Borkenproben möglichst frei von Flechten- und Algenbewuchs waren, da dies eine Verfälschung der Werte zur Folge gehabt hätte (MARTIN & COUGHTREY 1982).

Die lufttrockene Borke wurde sodann in quadratische Stückchen von 5–10 mm Seitenlänge zerteilt. Für die Bestimmungen aus dem Borkeneluat wurden 4 g zerteilter Borke mit 60 ml aqua dest. 24 Stunden bei Zimmertemperatur extrahiert, wobei der Probekolben geschüttelt wurde. Danach wurden die Eluate durch ein Faltenfilter filtriert und den nachstehenden Untersuchungen unterworfen:

pH: Die pH-Werte der Extrakte wurden mit einem pH-Meter (Methrom E 512) mit Einstabglaselektrode bei Zimmertemperatur gemessen. Als Eichlösungen dienten Standardpuffer der Fa. Merck.

Elektrolytische Leitfähigkeit: Die Bestimmung der elektrolytischen Leitfähigkeit wurde nach HÄRTEL & GRILL 1972 durchgeführt. Die Widerstandswerte des Extraktes wurden in einer Pipettenmeßzelle in Verbindung mit einem Konduktometer (Methrom 518) bei Zimmertemperatur ermittelt. Die Werte wurden unter Berücksichtigung der Zellenkonstante in μS umgerechnet.

Sulfat: Die Bestimmung des Sulfatgehaltes erfolgte durch eine turbidimetrische Analyse. Diese beruht auf einer photometrischen Trübungsmessung nach Fällung als Bariumsulfat im sauren Milieu (HUNT 1980) und Stabilisierung der Lösung mit Tween 80 (Polyoxyethylen-sorbitan-monooleat).

Reagentien: Salzsäure p. a. 10%

Bariumchlorid 16 g p. a. in 100 ml aqua dest.

Tween 80 133 ml werden mit aqua dest. auf 1 l aufgefüllt. Die Lösung ist nach 24 Stunden gebrauchsfertig, muß jedoch unbedingt gekühlt gelagert und jeweils nach 14 Tagen erneuert werden.

Photometer: Beckmann M 25

Arbeitsvorschrift: 8 ml Extrakt werden mit 1 ml der Salzsäure und 6 ml Tween-80-Lösung versetzt, unter Rühren wird tropfenweise 1 ml Bariumchlorid zugesetzt. Nach 45 Minuten wird die Trübung bei 420 nm gemessen. Da die Probenextrakte unterschiedliche Eigenfärbung aufwiesen, wurde als Vergleichsprobe das Eluat derselben Probe mit sämtlichen Reagentienzusätzen mit Ausnahme des Bariumchlorides eingesetzt. (HÄRTEL & GRILL 1972). Die Eichgerade wurde unter Verwendung von Schwefelsäure unterschiedlicher Konzentrationen im Bereich 1–60 ppm Schwefel erstellt.

Chlorid: Der Chloridgehalt wurde ebenfalls turbidimetrisch bei 360 nm nach Fällung mit Silbernitrat im salpetersauren Milieu bestimmt (LANGE 1964).

Reagentien: Salpetersäure 4 N

Silbernitrat 1% in aqua dest.

Arbeitsvorschrift: 5 ml des Extraktes werden mit 0,5 ml der Salpetersäure versetzt. Die Fällung erfolgt unter starkem Rühren mit 0,5 ml der Silbernitratlösung. Auf eine Zugabe von Stabilisator kann in diesem Falle verzichtet werden, da die Silberhalogenide von sich aus zu kolloidalen Lösungen neigen. Gemessen wird nach 15 Minuten bei 360 nm, die Vergleichsprobe wurde analog der Sulfatvorschrift bereitet. Die Eichgerade wurde mit HCl im Bereich von 0,1012–35,453 ppm Chlorid erstellt.

Calcium: Als Grundlage der Calciumbestimmung diente die übliche komplexometrische Bestimmung mit Calconcarbonsäure als Indikator.

Reagentien: 0,02 M Titriplex III – Merck

Calconcarbonsäure 1% Kochsalzverreibung

Salzsäure 2 N

Kalilauge 2 N

Arbeitsvorschrift: Um Störungen der Bestimmung durch organische Bestandteile zu vermeiden, werden 5 ml Borkenextrakt in einem Porzellantiegel bei 105° im Trockenschrank zur Trockene eingedampft und nachher kurz über der Bunsenflamme geblüht. Hernach wird mit 2 ml HCl in der Wärme aufgenommen, in einen Titrierkolben übergeführt und auf ein Volumen von ca. 20 ml mit aqua dest. gebracht. Diese Lösung wird solange mit KOH versetzt, bis ein pH-Wert von 12 erreicht ist. Nach Zugabe einer Spatelspitze Indikatorverreibung wird von weinrot bis zum Umschlag nach blau aus einer Mikrobürette titriert. 1 ml der Maßlösung entspricht 0,8016 mg Ca.

Neben diesen im wäßrigen Borkeneluat bestimmten Größen wurde die Borke auf die beiden Schwermetalle Cadmium und Blei analysiert. Da im wäßrigen Eluat aufgrund der gesamten geringen Gehalte und des hohen adsorptiven und komplexbildenden Vermögens der Borke nur 0,02% des Gesamtgehaltes an Blei festzustellen waren, mußten die Schwermetallgehalte nach Totalaufschlüssen der Borke bestimmt werden. Dazu wurden ca. 800 mg der Borke in einem konditionierten Quarztiegel einem Naßaufschluß unterworfen. Als Aufschlußsäure diente ein Gemisch von 75% Salpetersäure und 25% Schwefelsäure, beide in Suprapurqualität. Durch langsame Erhöhung der Temperatur wurde die Salpetersäure abgedampft und zur Vervollständigung des Aufschlusses bei bedecktem Uhrglas 50 µl H₂O₂ zugesetzt. Letztere Maßnahme erwies sich bei Borkenproben als notwendig, da ohne diese Zugabe organische Reste übrigblieben. Durch weitere Erhöhung der Temperatur wurde die Probe zur Trockene eingedampft. Nach Aufnehmen mit Wasser (nanopur) und Versetzen mit 10 µl HCl wurde die Probe in das Meßgefäß übergeführt.

Kontrollproben wurden im Sauerstoffplasma des PAAR CP-1-Gerätes verascht. Innerhalb der analytischen Fehlergrenze wurden übereinstimmende Werte erhalten.

Die quantitative Analyse von Cadmium und Blei erfolgte mit der Methode der inversen Voltammetrie. Gemessen wurde mit einem PAR 384 Polarographen und einer Kemula Elektrode Methrom E 410 als Arbeitselektrode, einer Kalomel Vergleichs- und einer Platin-Gegenelektrode. Die Berechnung der Gehalte erfolgte mit Hilfe der Standard-Additionsmethode. Obwohl die Analyse von Cadmium mit Hilfe der Inversvoltammetrie bis in den sub-ppb-Bereich möglich ist, wurden als Erfassungsgrenze 0,05 ppm aus Gründen eines geringeren Aufwandes gesetzt. Da die meisten Proben unter dieser Grenze blieben, wurde Cadmium aus der Faktoranalyse ausgeschlossen.

2.3. Berechnung und Interpretation der Ergebnisse

Da für das Verständnis der faktorenanalytischen Ergebnisse die Kenntnis des statistischen Ansatzes, der zu ihrer Gewinnung führt, notwendig ist, sei hier die Methode näher erläutert. Die Analyse von Umweltproben führt zwangsläufig zu einer großen Anzahl von Daten, da erst ab einer gewissen Menge an Proben eine Aussage getroffen werden kann. Im vorliegenden Falle sind von 40 Standorten 12 Ergebnisse erhalten worden, für eine statistische Auswertung ergibt sich ein 40 × 12-dimensionales, d. h. 480faches Problem. Um gültige Aussagen zu erhalten, muß man zu leistungsfähigen faktorenanalytischen Verfahren greifen, in der vorliegenden Analyse wurde das SIMCA-Verfahren (Soft Independent Modelling of Class Analogy) von WOLD (1976) gewählt. Durch den von den Variablen (Analysendaten) mehrdimensional (12-) aufgespannten Vektorraum legen wir jenen Vektor (Hauptkomponente), auf den die Variablen die größtmögliche Abbildung besitzen. In der Beziehung unterein-

ander können die Variablen zwei verschiedene Verhalten zeigen, entweder gleichläufig, d. h., sie wachsen um einen gleichen Faktor von Objekt zu Objekt, oder gegenläufig. Dieses Verhalten beschreibt der systematische Anteil an der Datenmenge, den Rest bildet der stochastische Anteil; somit beschreibt die Hauptkomponente den systematischen Teil der Information aller Objekte (Standorte), die dem Problem innewohnt. Mit der Residue der ersten Hauptkomponente wird das Verfahren wiederholt usw. Zwei Hauptkomponenten spannen nun einen Darstellungsraum (Darstellungsfläche) auf, in die man zur Anschaulichmachung des Problems Projektionen in ein orthogonales Koordinatensystem durchführt (Karhunen-Loeve-Transformation). Die Projektion der Variablen auf diese Ebene zeigt die Korrelation zwischen den Variablen. Daten, denen die gleiche oder ähnliche Systematik innewohnt, kommen an derselben Stelle zur Darstellung. Ähnlich verfährt man mit den Objekten, auch sie werden in die Ebene der Hauptkomponenten projiziert. Dabei kommen auch Objekte, denen ein gleiches oder ähnliches Verhalten des Datensatzes innewohnt, an derselben Stelle auf der Darstellungsfläche zu liegen. Je nach dem Grad des Unterschiedes der Objekte voneinander bilden sich abgegrenzte Häufungen in der Darstellung, man spricht von der sogenannten Clusteranalyse. Mit diesen Projektionen hat man das Wesentlichste erreicht, eine Reduktion eines vieldimensionalen Problems auf eine für den Menschen anschauliche Darstellung in einem zweidimensionalen Koordinatensystem. Da eine Vielzahl zur Behandlung von größeren Datenmengen zur Verfügung steht, wurde für den Fall der Anwendung auf umweltbezogene Analysen der Überbegriff „Ökometrik“ vorgeschlagen.

3. Diskussion der Ergebnisse

Für die statistische Auswertung der Borkenproben wurde mit Ausnahme der Schwermetalle der Mittelwert zweier am Stamm gegenüberliegender Proben genommen. Da die Schwermetallanalyse aufwendiger ist, wurde nur die der Straßenseite zugewandte Probe analysiert. Eine erste statistische Auswertung brachte keinerlei Signifikanz bezüglich der Art des Baumes, ob Apfel- oder Kastanienbaum, beide scheinen dieselbe Eignung als Schadstoffreceptor zu besitzen, die eluierten Gehalte an Calcium, Sulfat, Chlorid können demnach auch nicht artspezifisch sein.

Abbildung 2a zeigt die Darstellung der Parameter in der Ebene der beiden Hauptkomponenten. Bei dieser Darstellung kommen jene Parameter zu einer benachbarten Lage, deren systematisches Verhalten eine gewisse Ähnlichkeit zeigt, Parameter mit gegenläufigem Verhalten lassen sich durch den Koordinatenmittelpunkt spiegeln. Grob lassen sich drei Gruppen erkennen, die pH-Werte, die Bleiwerte und die Leitfähigkeiten, Calcium- und Schwefelwerte. Die Chloridwerte besitzen eine Sonderstellung. Die pH-Werte zeigen im Sommer wie im Winter gleiches Verhalten, jedoch zeigt sich in auffallender Weise keine Beziehung zu einer der ebenfalls bestimmten Variablen. Auch ist die Belastung durch den Kraftfahrzeugverkehr, als Markerelement hiezu dient das Blei aus dem Zusatz zum Treibstoff, örtlich für die verschiedenen Jahreszeiten dieselbe. Wohl ist die Menge an emittiertem Blei im Winter größer, da kalte Motoren einen bedeutend höheren Kraftstoffverbrauch aufweisen, an der geographischen Verteilung der Immissionen ändert sich nichts. Stark gekoppelt mit dem Verkehr ist der Chloridgehalt im Winter. Als Erklärung dazu käme das Salzen der Gehsteige in Frage, deren ablaufendes Wasser auf die Fahrbahn gerät und vom Verkehr als Aerosol in die Atmosphäre gebracht wird.

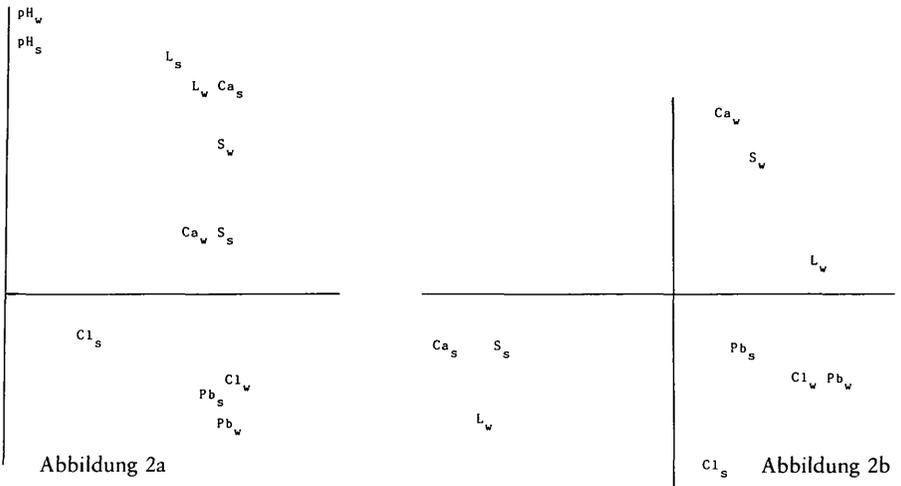


Abb. 2: Projektion der Daten in die Ebene der beiden Hauptkomponenten. a) unter Verwendung der gemessenen Werte, b) Meßwerte eines Standortes auf 1 normiert Index s Sommerproben, w Winterproben.

Das Verhalten der dritten Gruppe wird in einer anderen Darstellung deutlicher. Man kann, um das relative Verhalten der Variablen zu betonen und den Einfluß des Abstandes von der Quelle zu minimieren, die Gesamtheit der Werte einer Probe auf eins normieren. Die pH-Werte wurden, da ihre Bedeutung zur Beschreibung der Immissionsituation sehr gering ist, von dieser Analyse ausgeschlossen. Abbildung 2b zeigt diese Darstellung. Die elektrische Leitfähigkeit der Borkenextrakte im Sommer ist stark vom Sulfat- und Calciumgehalt abhängig, während sich für den Winter der Einfluß des Natriumchlorid-Aerosols bemerkbar macht, die Lage der Leitfähigkeit ist näher an die des Verkehrs (Blei und Chlorid) gerückt. Bemerkenswert ist die Koppelung der Sulfat- und Calciumwerte sowohl im Sommer wie im Winter. Dieses Ergebnis ist ein weiterer Beweis für die den Stäuben zugeschriebene Pufferwirkung bei sauren Immissionen, fehlte diese, müßte der pH-Wert im Winter mit dem Verhalten des Sulfates konform gehen. Am ehesten kommt die Bildung von Gipsteilchen durch eine atmosphärische Reaktion (MESZAROS 1981) des in Graz vorherrschenden mineralischen Staubes aus Calciumcarbonat und der Schwefeloxidemissionen in Frage, eine Reaktion die auch auf der Borke ablaufen kann. Als weitere Calciumquelle käme noch die Flugasche des Hausbrandes in Frage. Das stark unterschiedliche Verhalten des Sulfates im Sommer und Winter resultiert nicht nur aus den größeren Schwefeloxidemissionen im Winter, sondern auch zum großen Teil aus der unterschiedlichen Verweilzeit in der Atmosphäre. Im Sommer beträgt die Verweilzeit für Schwefeloxid einen Tag, für Sulfat neun Tage, im Winter sind es 0,4 bzw. zwei Tage (MÖLLER 1985). Durch die kürzeren Verweilzeiten sind die Immissionen am Ort der Quellen ungleich größer, während im Sommer durch die längere Verweilzeit der Schadstoff ausgebracht werden kann, was auch die stärkeren Winde in dieser Jahreszeit begünstigen.

In diesem Zusammenhang ist interessant, daß die Calciumkonzentration keine Beeinflussung durch den Verkehr erfährt, was durch resuspendierten Staub von der Fahrbahn hervorgerufen sein könnte. Der Grund dafür dürften andere vorherr-

schende Quellen sein, wie die Kalkgewinnung im Murtal oberhalb von Graz und die Schottergewinnung im Süden, was bei jeder Windrichtung genug an mineralischen Stäuben ins Stadtgebiet einbringt.

An dieser Stelle sei nochmals darauf hingewiesen, daß die Diskussion sich nur auf den systematischen Teil, jenen, den die Statistik erfaßt, bezieht. Der unsystematische Teil hat bei der Verwendung der Borke als Receptor aufgrund variabler Depositionsbedingungen natürlich einen größeren Anteil, beträgt selbst bei analytisch reproduzierbarer Probenahme eines Stadtaerosols der in Hinblick auf die Quelle nicht erklärbarer Anteil 22% (PUXBAUM & WOPENKA 1984).

Die Diskussion läßt sich noch mit Hilfe des statistischen Verfahrens quantifizieren, es läßt sich jene Größe zahlenmäßig ausdrücken, inwieweit den einzelnen Parametern Gewicht in der Beschreibung der gesamten Immissionssituation zukommt. Diese Zahl, das „Modelliervermögen“, wird auf einer Skala zwischen 0 und 1 dargestellt. Tabelle 1 zeigt die Zahlenwerte nach Sommer und Winter getrennt. Danach besitzt der pH-Wert eine verschwindende Bedeutung. Tatsächlich ist die Bedeutung des pH-Wertes umstritten, eine Diskussion zieht sich quer durch die Literatur. Teilweise wurde eine Korrelation zwischen pH und SO_2 -Konzentration der Luft reklamiert (GRODZINSKA 1982), während für Eichen- und Ulmenborke (GRETHER 1977) und für Koniferen (HÄRTEL & GRILL 1972) kein Zusammenhang gefunden wurde. Vielfach wird versucht, die Situation durch Einführung zusätzlicher Parameter zu retten. So sollen die Faktoren, die den pH-Wert des Borkeneluates beeinflussen, wie Rindenstruktur und unterschiedlicher Chemismus der Borke, über einen Äquivalenzfaktor, die territoriale und regionale Vergleichbarkeit durch Berücksichtigung eines Backgroundwertes erreicht werden (SCHUBERT 1985). Natürlich ist die Rindenstruktur über die Depositionsgeschwindigkeit (CHAMBERLAINE 1960) primär an der Menge an abgelagerten Säurebildnern maßgeblich beteiligt, sekundär die Menge an natürlich vorhandenen organischen Säuren, die den pH-Wert des Eluates (KREINER 1983) beeinflussen, können doch diese schwachen Säuren in der Borke Puffersysteme aufbauen. Erheblich einflußreicher sind lokal begrenzte Quellen möglicher Neutralisationspartner, die das Verhältnis zwischen säurebildenden und neutralen Schwefeldeponien bestimmen. Das Grazer Becken ist, wie wir weiter unten sehen werden, ein solches typisches Beispiel für sehr begrenzte lokale Unterschiede. Eine Korrelation des pH-Wertes von Borkeneluates und der Emission von sauren Schadstoffen scheint nur für Gebiete mit einer sehr homogenen Immissionssituation gerechtfertigt zu sein.

Ohne Zweifel ist das emittierte SO_2 primäre Ursache für die Wasserstoffionen, einerseits durch seine Reaktion in Wasser zu schwefeliger Säure und andererseits durch seine Oxidation zu Schwefelsäure. Diese Oxidation ist wesentlich von den atmosphärischen Gegebenheiten abhängig, da sie stark von stärkerer Sonneneinstrahlung und höherer Temperatur beschleunigt wird. Als weiterer Faktor für die Umwandlung von SO_2 zu Sulfat kommen Oxidantien in der Atmosphäre und vor allem Katalysatoren wie Staubpartikel in Frage. Für unsere Studie ist wesentlich, daß auf festen Oberflächen, wie sie die Borke darstellt, mit einer relativ raschen Oxidation des SO_2 zu Sulfat gerechnet werden muß. Für unsere geographische Breite wird bei einem weltweiten Vergleich das größte SO_2 -zu-Sulfat-Verhältnis gefunden, hervorgerufen durch maximale SO_2 -Emissionen aber schlechtere meteorologische Bedingungen für die Oxidation. Daher kommt für unseren speziellen Fall der Stadt Graz der katalytischen Oxidation besondere Bedeutung zu. Als weltweiter Durchschnitt gilt, daß insgesamt vom emittierten SO_2 etwa 45% als SO_2 auf der Erdoberfläche abgelagert werden und 55% als Sulfation (MÖLLER 1985).

Zwei Quellen, eine natürliche und eine anthropogene, verändern lokal das Angebot an neutralisierenden Reaktionspartnern, die eine ist der Eintrag an mineralischen Stäuben in die Atmosphäre und die andere die Produktion von Ammoniak bei dem Verrottungsprozeß der Mülldeponie Köglerweg.

Schon bei vorangegangenen Borkenuntersuchungen von Graz (KIENZL & HÄRTEL 1972) wurde auf die gute Übereinstimmung der Borkenwerte mit der Luftgütekarte von Graz hingewiesen, jedoch mit einer Ausnahme, dem Gebiet westlich der Mur am südlichen Stadtrand, wo hohe Sulfatwerte gefunden wurden, jedoch die SO_2 -Messungen weitaus geringere Werte ergaben. Eine ähnliche Diskrepanz ergab sich für einen Teil von Salzburg. Durch die vorliegende Analyse glauben wir eine Erklärung für dieses Mißverhältnis geben zu können. Die Luftgütekarte wird durch Analyse der SO_2 -Konzentration der Luft mit Hilfe spektroskopischer Methoden bzw. durch eine integrale Langzeitmethode, der Bleikerze, erstellt. Die Bleikerze fungiert ähnlich der Borke als Receptor für gasförmiges SO_2 , es reagiert mit dem Bleidioxid zu Bleisulfat, das der Auswertung zugeführt wird, somit wären beide Methoden, da sie die gleiche Grundlage besitzen, die Deposition, direkt vergleichbar zum Unterschied von den spektroskopischen Messungen, die eine Konzentration im Volumen bestimmen. Jedoch besitzt die Bleikerze am Aufstellungsort eine Schutzglocke, die sie vor Wettereinflüssen und Verschmutzung durch Vögel schützen sollte. Der Lufttransport unter der Glocke reduziert sich zu einer turbulenten Diffusion, was die Messungen von der Windgeschwindigkeit fast unabhängig macht (KOSMUS 1985). Diese Schutzglocke führt nun dazu, daß wohl das gasförmige SO_2 die Oberfläche der Bleikerze erreicht, nicht aber die festen sulfathaltigen Teilchen ab einer gewissen Partikelgröße. Gerade aber jene Teilchen besitzen im angesprochenen Gebiet im Süden von Graz besonders hohe Konzentrationen. In der Zeit besonders hoher SO_2 -Emissionen, im Winterhalbjahr, mitunter auch in der Vegetationsperiode, stellt sich im Grazer Raum folgende Klimastruktur (LAZAR 1982) und damit Bedingungen für chemische Reaktionen in der Atmosphäre ein: Vom Norden streicht der Talabwind, der sich über der Stadt mit SO_2 belädt, südwärts. Vom Süden, aus dem Grazer Feld, wo die Schottergewinnung stattfindet, setzen sich in Bodennähe schwache gegenläufige Strömungen, mit erheblichen Mengen an mineralischen Bestandteilen versetzt und oft mit Nebel verbunden, durch; dabei gleitet die wärmere Luft des Talabwindes auf die kältere Flurwindströmung aus dem Süden auf. Die Reaktion des SO_2 mit dem Calciumcarbonat und Oxidation zu Sulfat sind relativ rasch in der Vermischungszone und führen, da es sich um große Partikel handelt, zu hohen lokalen Sulfatimmissionen. Hinzu kommt außerdem der in den ursprünglichen Mineralen enthaltene natürliche Sulfatgehalt.

Zu viel kleineren Teilchen, da sie durch eine Gasphasenreaktion zustande kommen, führt die Reaktion des SO_2 mit dem durch die Zersetzung von organischen Substanzen hauptsächlich in Mülldeponien gebildeten Ammoniak. Bei der Einwohnerzahl von Graz muß man nach internationalen Standardannahmen mit einer täglichen Emission von ca. 3 t NH_3 rechnen. Es ist zwar noch unstritten, ob das SO_2 vor oder nach der Reaktion mit NH_3 zu Sulfat oxidiert wird, für unsere Diskussion ist es jedoch belanglos. Die gebildeten $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Teilchen sind von so geringer Partikelgröße, daß sie leicht mit den Luftmassen mitgetragen werden. Sie tragen wesentlich zu den hohen Sulfatwerten an den Stauhängen rund um Graz bei, für die es leider keine Luftmeßdaten gibt.

Einen sehr kleinen Wert an Modellierungsstärke weist auch das Blei auf, da seine Immissionssituation sehr stark lokal auf kurze Distanzen, der Fahrbahntfernung,

beschränkt ist und der Bleigehalt sehr rasch mit der Entfernung abfällt (HORAK & HUBER 1974), die Probenbäume jedoch sehr unterschiedliche, zum Teil von der Straße abgeschirmte Lagen aufwiesen (Tab. 1).

Tab. 1: Modelliervermögen der Variablen

Variable	Sommer	Winter
pH	0,02	0,01
Leitf.	0,47	0,37
Ca	0,63	0,46
Cl	0,13	0,34
S	0,46	0,21
Pb	0,01	0,17

Tab. 2: Mittelwerte und Standardabweichungen der Analysenergebnisse von 40 Standorten

	Sommer	Winter
pH	5,52 ± 0,95	4,88 ± 0,90
Leitf. (uS)	249,7 ± 192	527,8 ± 300
Ca (mg)	348,2 ± 194,8	757,2 ± 573,4
Cl (mg)	42,7 ± 25,3	75,8 ± 88
S (mg)	68,1 ± 127,6	350,7 ± 241
Pb (ppm)	17 ± 24	31,1 ± 33,1

Wie in der Einleitung erwähnt, sind die Beurteilung der absoluten Größen der Ergebnisse und ihr Vergleich zueinander durch die unterschiedliche Immissions-situation der Probenbäume schwer durchzuführen. Hinzu kommt noch, daß die stadtklimatische Situation, für die es eine detaillierte Studie gibt (LAZAR 1982), ein äußerst komplexes Bild zeigt. So lassen sich die klimatischen Verhältnisse weder vom Ostteil der Stadt auf den Westen noch vom Norden auf den Süden übertragen. Diese Bedingungen werden durch die Zahlenwerte in Tabelle 2 deutlich. Die Mittelwerte aller 40 Probenbäume besitzen sehr große Standardabweichungen, was auf eine sehr unterschiedliche individuelle Immissions-situation hinweist. Beeindruckend ist die gewaltige Steigerung der Sulfatimmission im Winter um den Faktor 5, während das als Puffer wirkende Calcium nur eine Steigerung um den Faktor 2 erfährt. Die fehlende Pufferkapazität ist für das Absinken des pH-Wertes um 0,6 Einheiten verantwortlich, das ist das 4,3fache an Wasserstoffionenkonzentration. Die Leitfähigkeit des Borkeneluates steigt um den Faktor 2,1, aus den Äquivalentleitfähigkeiten der bestimmten Ionen wäre etwa der Faktor 2,7 zu erwarten, es ist daher im Sommer der Anteil der nichtbestimmten Ionen wie die Alkalien größer als im Winter. Sieht man vom Chlorid ab, ist die Standardabweichung im Winter verglichen mit den absoluten Größen der Mittelwerte kleiner. Als Grund dafür ist wahrscheinlich das Fehlen des Blätterdaches im Winter anzusehen, das für den Stammteil, wo die Borkenproben entnommen wurden, eine einheitlichere Immissionssituation schafft. Das Chlorid fällt insofern aus der Reihe, da im Winter eine völlig neue Quelle, das Salzen der Gehsteige und der Straßen, hinzukommt, die wie mit dem Blei des Verkehrs sehr unterschiedlich auf die Probenbäume einwirkt.

Durch die komplexe klimatische Situation läßt sich für Graz kein einheitliches Bild der Immissionsproblematik entwerfen, für die räumliche Verteilung der Absolutwerte lassen sich nur einige Hinweise geben. Neben den sehr unterschiedlichen Windverhältnissen führt das Vorhandensein sogenannter „Wärmeinseln“ im

Winter zu vertikalen Strömungen und damit zu einer weiteren Verbreitung der Schadstoffe, während größere Grünflächen als Kaltluftproduzenten als „Staub-schlucker“ (LAZAR 1982) fungieren. Dementsprechend weisen Standorte mitten in der Stadt (z. B. Lendplatz) oft einen geringeren Sulfatwert auf als Borken von Standorten aus größeren Grünflächen (z. B. Reininghausgründe). Es wäre daher völlig verfehlt, einzelne Borkendaten einem benachbarten vermutlichen Emittenten zuzuschreiben.

Verallgemeinern kann man nur folgende Gegebenheiten. Höhere Calcium- und Sulfatwerte weist ein Gebiet auf, das Andritz und die obere Graben- und Körösisstraße umfaßt. Hier könnte die Zuführung bereits belasteter Luft aus dem Gratkorner Becken den Ausschlag geben. Interessant sind die Unterschiede zwischen höherliegenden Probestellen an den Randzonen der Stadt, die als Prall- und Stauhänge fungieren und höhere Sulfatwerte aufweisen als die in ihrer Funktion als Zuluftkanäle wirksamen Täler, während jedoch gleichzeitig diese Täler als Verkehrszubringer dienen und somit eine hohe Bleibelastung aufweisen.

Nennenswerte Cadmiummengen (50–500 ppb) zeigen Borken, die dem direkten Straßenverkehr wie Alleebäume ausgesetzt sind, doch die Hauptquelle für das Cadmium in verkehrsbelasteten Gebieten ist der Reifenabrieb. Der Reifenmasse wird eine recht beachtliche Menge an Zinkoxid beigemischt, das je nach Herkunft mit mehr oder weniger Cadmium vergesellschaftet ist. Daneben scheinen noch lokale Cadmiumquellen zu existieren, vor allem metallverarbeitende Betriebe. Vergleichsweise wurde bei einer Untersuchung der Metallimmissionen in Zürich für Blei, Cadmium, Kupfer und Zink für das Stadtgebiet keine Korrelation zwischen den Metallen gefunden, während für ein Gebiet außerhalb der Stadt eine hohe Korrelation zwischen Blei und Cadmium gegeben war (HERTZ & al. 1984).

Die vorliegenden Borkenanalysen zeigen deutlich, wo die neuralgischen Punkte der Immissionsproblematik der Stadt Graz liegen. Auf sie kann zurückgegriffen werden, wenn günstige Standorte für Messungen mit Hilfe von Hilfsmitteln wie Bergerhoffgeräten festgelegt werden sollten.

Literatur

- CHAMBERLAINE A. C. (1960): Aspects of the deposition of radioactive and other gases and particulates. – Int. J. Air Pollut. 3: 63–88.
- GREYER, D. F. (1977): The effect of a high stack coal burning power plant on the relativ pH of the superficial bark of hardwood trees. – Water, Air and Soil Pollut. 7: 122–137.
- GRODZINSKA, K. (1979): Tree bark-sensitive biotest for environment acidification. – Environ. Intern. 2: 173–176.
- GRODZINSKA, K. (1982): Monitoring of air pollutants by mosses and tree bark. – Proc. Intern. Workshop Osnabrück 1981, 33–42
DR W. Junk Publishers The Hague 1982.
- HÄRTEL, O. & GRILL, D. (1972): Die Leitfähigkeit von Fichtenborken-Extrakten als empfindlicher Indikator für Luftverunreinigungen. – Europ. J. Forest. Path. 2: 205–215.
- HÄRTEL, O., GRILL, D. & KRYSZCIN, F. (1980): Darstellung der Umweltbelastung im weststeirischen Industriegebiet anhand von Fichtenborken. – Mitt. naturw. Ver. Steiermark, 110: 105–116.
- HÄRTEL, O. (1982): Pollutants accumulation by bark. – Proc. Intern. Workshop Osnabrück 1981, 137–147
DR W. Junk Publishers The Hague 1982.

- HERTZ, J., SCHMIDT, I. & THOENI, L. (1984): Monitoring of heavy metals in airborne particles by using mosses collected from the city of Zurich. – Intern. J. Environm. Anal. Chem. 17: 1–12.
- HORAK, O. & HUBER, I. (1974): Verunreinigung von Pflanzen und Böden durch Bleirückstände aus Benzinmotoren. – Die Bodenkultur, 25: 34–47.
- HUNT, J. (1980): Determination of total sulphur in small amounts of plant material. – Analyst 105: 83–85.
- HUTTER, M. (1973): Die Pflanze als Indikator für Luftverunreinigungen. – Diss. Univ. Innsbruck.
- KASCHNITZ, A. (1987): Revision der Flechtenkarte von Graz (in Vorbereitung). – Diss. Univ. Graz.
- KIENZL, I. & HÄRTEL, O. (1979): Die Luftverunreinigungen im Stadtgebiet von Graz, dargestellt anhand von Borkenuntersuchungen. – Mitt. naturw. Ver. Steiermark, 109: 113–135.
- KOSMUS, W. (1985): Summation method for monitoring nitrogen oxides. – Intern. J. Environ. Anal. Chem. 22: 269–279.
- KREINER, W. (1983): Das Verhalten der Borke unter SO_2 -Immissionen. – Diss. Univ. Graz.
- LANGE, B. (1964): Kolorimetrische Analyse. – 6. Aufl. Verlag Chemie. GMBH. Weinheim/Bergstraße.
- LAUNDL, St. (1983): Schwermetalluntersuchungen an Baumborken. – Hausarbeit Univ. Graz.
- LAZAR, R. (1982): Stadtklimatische Besonderheiten von Graz. – Tagungsband Umweltschutzseminar, Magistratsabteilung 10/9, Graz.
- LÖTSCHERT, W. & KÖHM, H.-J. (1978): Characteristics of tree bark as an indicator in high-immissions areas. – Oecologia (Berl.), 37: 121–132.
- MARTIN, M. H. & COUGHTREY, P. J. (1982): Biological monitoring of heavy metal pollution. – Applied Science Publishers London.
- MESZAROS, E. (1981): Atmospheric Chemistry. – Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam–Oxford–New York.
- MÖLLER, D. (1985): Atmosphärischer Schwefelzyklus. – In Umwandlung und Ausbreitung von Luftschadstoffen. – VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie, Leipzig.
- PUXBAUM, H. & WOPENKA, B. (1984): Die Anwendung von Receptormodellen zur Aerosolquellenanalyse – Ein Review. – Fresenius Z. Anal. Chem. 317: 278–285.
- SCHUBERT, R. (1985): Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen. – VEB Gustav Fischer Verlag Jena.
- STÜBER, E. (1975): Studie über die umwelthygienisch-ökologische Situation der Stadt Salzburg. – Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Salzburg.
- WOLD, S. (1976): Pattern recognition by means of disjoint principal component models. – Pattern Recognition, 8: 127–136.
- Anschrift der Verfasser: Univ.-Prof. Dr. D. GRILL, Institut für Pflanzenphysiologie der Karl-Franzens-Universität, Schubertstraße 51, A-8010 Graz
Univ.-Ass. Dr. W. KOSMUS, Institut für Analytische Chemie der Karl-Franzens-Universität, Universitätsplatz 1, A-8010 Graz

Dem Magistrat Graz, der diese Arbeit durch eine Subvention unterstützte, sei herzlich gedankt.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Mitteilungen des naturwissenschaftlichen Vereins für Steiermark](#)

Jahr/Year: 1986

Band/Volume: [116](#)

Autor(en)/Author(s): Kosmus Walter, Grill Dieter

Artikel/Article: [Die Bedeutung verschiedener Parameter bei der Beurteilung von Immissionen anhand von Borkenanalysen am Beispiel des Stadtgebietes von Graz. 161-172](#)