© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at

Mitt. naturwiss. Ver. Steiermark	Band 109	S. 113–135	Graz 1979

Aus dem Institut für Pflanzenphysiologie der Universität Graz

Die Luftverunreinigungen im Stadtgebiet von Graz, dargestellt anhand von Borkenuntersuchungen

Von Irmtraut KIENZL und Otto HÄRTEL

Mit 5 Abbildungen und 7 Tabellen im Text und 1 Tabelle im Anhang
Eingelangt am 13. März 1979

Inhalt

1. Einleitung
2. Lage, Klima und Luftgüte von Graz
3. Methodische Vorbemerkungen
4. Borkenwerte und Immissionsstärke
5. Immissionserhebungen im Stadtgebiet von Graz
5.1. Vorbemerkung
5.2. Durchschnittswerte über alle Probestellen
5.3. Die Entfernungs- und Richtungsabhängigkeit der Borkenwerte
5.4. Vertikalverteilung der Borkenwerte
5.5. Vergleich der Borkenwerte mit der Luftgütekarte
5.6. Vergleich der Borkenwerte mit der Flechtenkarte von Graz
6. Schlußbemerkungen und Zusammenfassung
7. Danksagung
8. Literatur
Anhang (Tabelle 8)

1. Einleitung

In neuerer Zeit gewinnt die Borke als „Bioindikator" – man kann darüber streiten, ob dieser Terminus im Falle Borke wirklich zutreffend ist – immer mehr an Bedeutung. Mit Hilfe der pH-Werte von Laubholzborken lassen sich deutlich Zonen unterschiedlicher SO_2-Belastung ausscheiden (STAXÄNG 1969, GRODZIŃSKA 1971, LÖTSCHERT & KÖHM 1973, 1977, O'HARE 1974), während sich die Koniferenborke hiefür nicht eignet (HÄRTEL & GRILL 1972). Kationenanalysen von Laubholzborken liefern Hinweise für das Vorhandensein entsprechender Immissionen (LÖTSCHERT & KÖHM 1977). HÄRTEL & GRILL 1972 konnten zeigen, daß auch Koniferenborke saure Immissionen, insbes. SO_2, aber auch Staub u. dgl., absorbieren kann; dadurch erhöht sich die elektrolytische Leitfähigkeit wäßriger Eluate solcher Borken, und ihre Höhe gibt einen Anhaltspunkt für die Stärke der vorangegangenen Immissionen von Luftverunreinigungen. Eine zusätzliche Sulfatbestimmung erhöht die Spezifität der Methode. Sie liefert nicht nur in Industriegebieten mit starken Immissionen saurer Abgase gut mit anderen Kriterien übereinstimmende und diese ergänzende Werte (HÄRTEL & GRILL 1972), sie erwies sich insbesondere für die Beurteilung und Kartierung von Luftverunreinigungen in Städten als brauchbar. So wurde dieser „Borkentest" in Innsbruck (HUTTER 1973) und in Salzburg (STÜBER 1975) mit gutem Erfolg zur Beurteilung der Luftgüte dieser

© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at

Städte benutzt. Im Zuge einer eingehenden und kritischen Bearbeitung der Leitfähigkeitsmethode (KIENZL 1978) wurde auch das Stadtgebiet von Graz nach dieser Methode kartiert. Es bietet nicht allein durch seine topographische Lage günstige Voraussetzungen, die Brauchbarkeit der Methode unter Beweis zu stellen: Fortlaufend durchgeführte Messungen der SO_2-Immissionen mit der integrierenden Bleikerzenmethode, Luftanalysen gemäß der Technischen Anleitung Luftverunreinigungen in der Bundesrepublik (TAL) und ein Meßstellennetz für Staubniederschläge (Bergerhoff-Geräte) liefern willkommene Unterlagen; eine Flechtenkarte von Graz (EHRENDORFER et al. 1971) versprach zusätzliche Vergleichsmöglichkeiten. Über die Ergebnisse der Vergleiche wird im folgenden berichtet.

2. Lage, Klima und Luftgüte von Graz

Das Stadtgebiet und damit das in nachstehende Untersuchungen einbezogene Gebiet ist 127,54 km² groß und von annähernd quadratischem Umriß. Seine Ausdehnung in Ost-West-Richtung beträgt im Norden rd. 12 km und im Süden rd. 10 km; in Nord-Süd-Richtung erstreckt sich Graz über rd. 12,5 km. Es wird in NNW-SSE-Richtung von der Mur durchflossen. Die Seehöhe beträgt an der Eintrittsstelle der Mur 367 m, an der südlichen Austrittsstelle 331 m, der Hauptplatz im Zentrum der Stadt liegt 352 m ü. NN, überragt vom 473 m hohen Schloßberg. Graz liegt in einem nach Süden offenen Becken, das an seiner schmalsten Stelle im Norden rd. 2 km, im Süden der Stadt rd. 8 km breit ist. Es wird im Westen durch einen Höhenrücken begrenzt, der von der Ruine Gösting und dem Steinberg (569 bzw. 742 m) in Richtung Süden über den Gaisberg (636 m) und den Buchkogel (675 m) verläuft und in dem das Stadtbild beherrschenden Plabutsch (763 m) kulminiert. Die westliche Umrahmung verläuft demnach in einer relativen Höhe zum Talboden von rd. 300–400 m. Im Norden begrenzen Höhenzüge vom Admonter Kogel (566 m) und der Kanzel (633 m) zum Lineck (698 m) die Grazer Bucht in einer relativen Höhe von rd. 250–350 m. Im Nordosten und Osten senkt sich die Umrahmung von rd. 300 m relativer Höhe (Platte) bis etwa 100 m im Süden, sanfte Bergrücken reichen hier z. T. bis nahe an das Stadtzentrum.

Die Beckenlage ist für das Klima von Graz bestimmend. Es wird vor allem durch geringe Windgeschwindigkeiten charakterisiert; etwa 50 % aller Messungen ergeben ± Windstille, ca. 25 % Windgeschwindigkeiten unter 7 km/h und nur etwa 20 % solche von 7–18 km/h (STEINHAUSER & CHALUPA 1965, FISCHER & BRANTNER 1968, BURKARD 1969). Kaltlufteinbrüche aus dem Norden kommen durch den Gebirgswall nur abgeschwächt ins Grazer Becken, bei Nordwest- und Westwetterlagen ist im Lee und bei absteigender Luftbewegung auch die Niederschlagsneigung gemindert (FISCHER & BRANTNER 1968, BURKARD 1969). Wegen der nach Osten offenen Lage wird der Grazer Raum im Winter häufig in osteuropäische Hochdrucklagen einbezogen.

Aus dem ruhigen Wetterablauf, den geringen Luftbewegungen und der Beckenlage ergibt sich für den Grazer Raum das ganze Jahr über eine große Inversionsanfälligkeit. Im Winter herrschen hier während etwa 60 % der Zeit Temperaturinversionen, die 24 Stunden und länger anhalten können (FRENZEL, LITSCHMANN & MAHRINGER 1974). Im Sommer bilden sich nachts in 50–80% aller Fälle Bodeninversionen aus, die sich aber in den frühen Vormittagsstunden auflösen. Anhaltende, von erhöhten Standpunkten an der über der Stadt liegenden Dunstschicht ohne weiteres erkennbare winterliche Inversionslagen führen dazu, daß gasförmige und auch feste Emissionen nicht abgeführt werden können und sich in der über der Stadt liegenden Luftschicht anreichern.

Dadurch ist Graz im Winter durch Abgase, insbes. durch SO_2, stark belastet, im Sommer kann es hingegen als eher unbelastet angesehen werden. Das Mittel von an

© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at

22 Meßpunkten gewonnenen Bleikerzen-Werten beträgt im Sommer 0,31 mg SO_2/dm^2.Tag, im Winter hingegen das Dreifache davon, nämlich 0,92 mg SO_2/dm^2.Tag. Nach luftanalytischen Messungen liegen die Tagesmittelwerte im Sommer im Bereich von 0,07 bis 0,28 mg SO_2/m^3, im Winter zwischen 0,25 und 0,54 mg SO_2/m^3 Luft; die entsprechenden Halbstunden-Mittelwerte bewegen sich im Sommer zwischen 0,15 und 0,25, im Winter zwischen 0,52 und 1,59 mg SO_2/m^3. Der Grenzwert von 0,2 mg SO_2/m^3 wird in den Monaten November bis Januar an 9–28 Tagen je dreimal überschritten, im Mittel an rd. 20 Tagen, im Sommer kommen derartige Überschreitungen nur vereinzelt und nur lokal vor (nach dem Statistischen Jahrbuch der Stadt Graz[1]) 1971–1973 und 1974–1976).

Als Quelle dieser SO_2-Immissionen kommt die in Graz allerdings nicht allzustark vertretene Industrie in Frage. Sie ist vor allem im Norden bis Westen des weiteren Stadtgebietes angesiedelt, aber auch im Süden gibt es Quellen stärkerer Emissionen. Der Nordosten, Osten sowie der Südwesten der Stadt sind hingegen von Industrie weitgehend frei. Nach GRADISCHNIK 1972 gehen aber nur 26% des in der Luft über Graz enthaltenen SO_2 auf Industrieemissionen zurück, der größte Teil, nämlich 58,5%, entstammt dem Hausbrand der rd. 250.000 Einwohner zählenden Stadt, den Rest liefern der Kraftfahrzeugverkehr und andere Emissionsquellen.

3. Methodische Vorbemerkungen

Das Prinzip der Methode wurde bereits in der Einleitung kurz angedeutet.

Für die Untersuchung wird die äußerste Schicht der Fichtenborke in einer Dicke von rd. 3 mm abgehoben und mit einer Baumschere in 5–10 mm im Quadrat messende Stückchen zerkleinert. Auf gleichmäßige Zerkleinerung ist zu achten, weil der Zerteilungsgrad die Leitfähigkeitswerte beeinflußt (KIENZL 1978). Mahlung ergäbe etwas höhere Werte, doch bleiben die Relationen zwischen den einzelnen Proben unverändert. Da durch Mahlung zusätzliche Fehler nicht ausgeschlossen werden können, wurde der weniger arbeitsaufwendigen Zerkleinerung von Hand der Vorzug gegeben. 4 g der so vorbereiteten Borke werden mit 60 ml destillierten Wassers 24 Std. unter öfterem Umschütteln bei Zimmertemperatur extrahiert. Die Leitfähigkeit wurde mit einer Pipettenmeßzelle in Verbindung mit einem Metrohm-Konduktometer bestimmt und unter Berücksichtigung der Zellenkonstante in µS ausgedrückt. Zur Sulfatbestimmung werden 9 ml Extrakt mit 1 ml einer 10 %igen Lösung von $BaCl_2$ in 1 N HCl versetzt und die entstandene Trübung gegen den gleichen, jedoch nur mit 1 N HCl im gleichen Verhältnis versetzten Borkenextrakt photometriert. Aus der erhaltenen Trübung kann anhand einer Eichkurve der Sulfatgehalt des Extraktes mit genügender Genauigkeit ermittelt werden. Da eine Trübung, also eine Scheinextinktion, gemessen wird, ist die Eichkurve für jedes Gerät gesondert aufzustellen. Da das in den Borkenextrakten vorliegende Sulfat zum allergrößten Teil Calcium zum Kation hat (KIENZL 1978), geht man bei Erstellung der Eichkurve vorteilhaft von einer kalt gesättigten Lösung von $CaSO_4$ gefällt p.a. aus; sie enthält bei 18° C 0,202 g/l wasserfreies $CaSO_4$ entsprechend 0,1435 g/l SO_4^{--}. Mißt man an den daraus hergestellten Verdünnungen auch die Leitfähigkeit, so erhält man unmittelbar die Beziehung zwischen Photometerwert bzw. Sulfatgehalt der Extrakte und der dieser entsprechenden „Sulfatleitfähigkeit". Sollten daher Trübungswerte oder Sulfatgehalte denen einer gesättigten Gipslösung nahekommen, ist unbedingt ein neuer Ansatz mit entsprechend geändertem Verhältnis Borke/Wasser er-

[1]) Das Statistische Jahrbuch der Stadt Graz, auf das in dieser Arbeit häufig Bezug genommen wird, wird im folgenden der Kürze wegen als „Stat. Jb. Graz" zitiert.

© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at

forderlich; Verdünnen des Borkenextraktes wäre in solchen Fällen sinnlos. Bei den in Graz durchgeführten Untersuchungen ist bei dem gewählten Verhältnis 4 g Borke auf 60 ml aqua dest. dieser Fall nie aufgetreten. Aus der Differenz der auf Gipsbasis errechneten Sulfatleitfähigkeit zur Gesamtleitfähigkeit läßt sich die nichtsulfatische Komponente der Borkenextrakte erfassen, woraus ein erster Anhaltspunkt für die Stärke nichtsulfatischer (= „Staub"-)Emissionen abgeleitet werden kann.

Im folgenden wird die Gesamtleitfähigkeit mit ELB (= elektrolytische Leitfähigkeit der Borkenextrakte) abgekürzt, die Sulfatleitfähigkeit entsprechend mit ELS und die Nichtsulfatleitfähigkeit mit ELN. Die Standardabweichungen (Variabilitätskoeffizienten) der Leitfähigkeitswerte bzw. der Sulfatgehalte betragen ± 15 bis ± 30 % des jeweiligen Mittelwertes, sie nehmen mit steigenden Leitfähigkeitswerten ab. Im Bereich von Graz sind ELB-Werte zwischen 100 µS im Sommer (Liebenau, Stiftingtal) und 2380 µS im Winter (Babenbergerstraße) bzw. ELS-Werte (Sulfatleitfähigkeiten) zwischen 27 µS (Liebenau) und 1100 µS (Andritz) gefunden worden; die Extremwerte verhalten sich somit wie 1:24 (ELB) bzw. rd. 1:40 (ELS). Die Spannweite ist daher genügend groß, daß trotz der relativ großen Streuung eine angemessene Zahl von Klassen ausgeschieden und darauf eine Zonierung aufgebaut werden kann. Hierin ist die Koniferenborke der Laubholzborke zweifellos sogar überlegen, wie folgender Vergleich zeigt.

Gleichzeitig mit Fichtenborken an denselben Probestellen entnommene Borkenproben von Roßkastanien ergaben bei diesen nur eine etwa halb so große Spannweite der ELB-Werte, davon waren rd. 77% in der unteren Hälfte des Konzentrationsbereichs gehäuft, bei Fichtenborken hingegen fanden sich nur 59 % in der unteren Hälfte aller Meßwerte. Die zur Kennzeichnung von sauren Immissionen vielfach herangezogenen pH-Werte der Laubholzborken bewegen sich an den in Graz gesammelten Proben zwischen pH 3,0 und 4,3, also in einem im Vergleich zu den Leitfähigkeitswerten sehr engen Bereich, zudem sind ebenfalls 76 % aller pH-Werte der unteren Bereichshälfte zu finden (KIENZL & HÄRTEL 1978). Es ist daher unmöglich, an Roßkastanien erhaltenen Borkendaten mittels eines Faktors auf potentielle Fichtenwerte umzurechnen und damit Lücken zu schließen, die sich bei den Erhebungen im Stadtgebiet durch das Fehlen geeigneter Fichten ergeben.

Niederschläge nehmen in dichten Baumbeständen nur geringen Einfluß auf die Borkenwerte. In lockeren Beständen oder an freistehenden Bäumen können schwache Niederschläge infolge Einwaschung aus oberen Stammpartien zu höheren Borkenwerten führen, starker Regen kann sie durch Auswaschung auch erniedrigen. In diesem Falle kann jedoch alsbald eine Rückkehr zu den ursprünglichen Werten beobachtet werden (KIENZL 1978). Borkenproben für Leitfähigkeitsuntersuchungen sollten daher nicht unmittelbar nach stärkeren Niederschlägen entnommen werden. Über die Ansprechzeit des Borkentests siehe das folgende Kapitel.

4. Borkenwerte und Immissionsstärke

Bevor auf die großräumigen Erhebungen eingegangen wird, sei noch der Zusammenhang zwischen Immissionsstärke und Borkenwerten anhand von sieben ausgewählten Probestellen unterschiedlicher SO_2-Belastung untersucht. In Abb. 1 sind die an diesen Probestellen bestimmten Leitfähigkeitswerte (ELB, ELS und ELN) über den entsprechenden, dem Stat. Jb. Graz entnommenen Immissionswerten (I_2-Werte = obere Grenze des 97,5%-Vertrauenbereiches der Einzelwerte) aufgetragen. Man erkennt in Abb. 1a deutlich den Anstieg sowohl der ELS- (dick ausgezogen) wie der ELB-Werte (dünn ausgezogen) von der am schwächsten belasteten Probestelle (St. Martin) bis zum

© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at

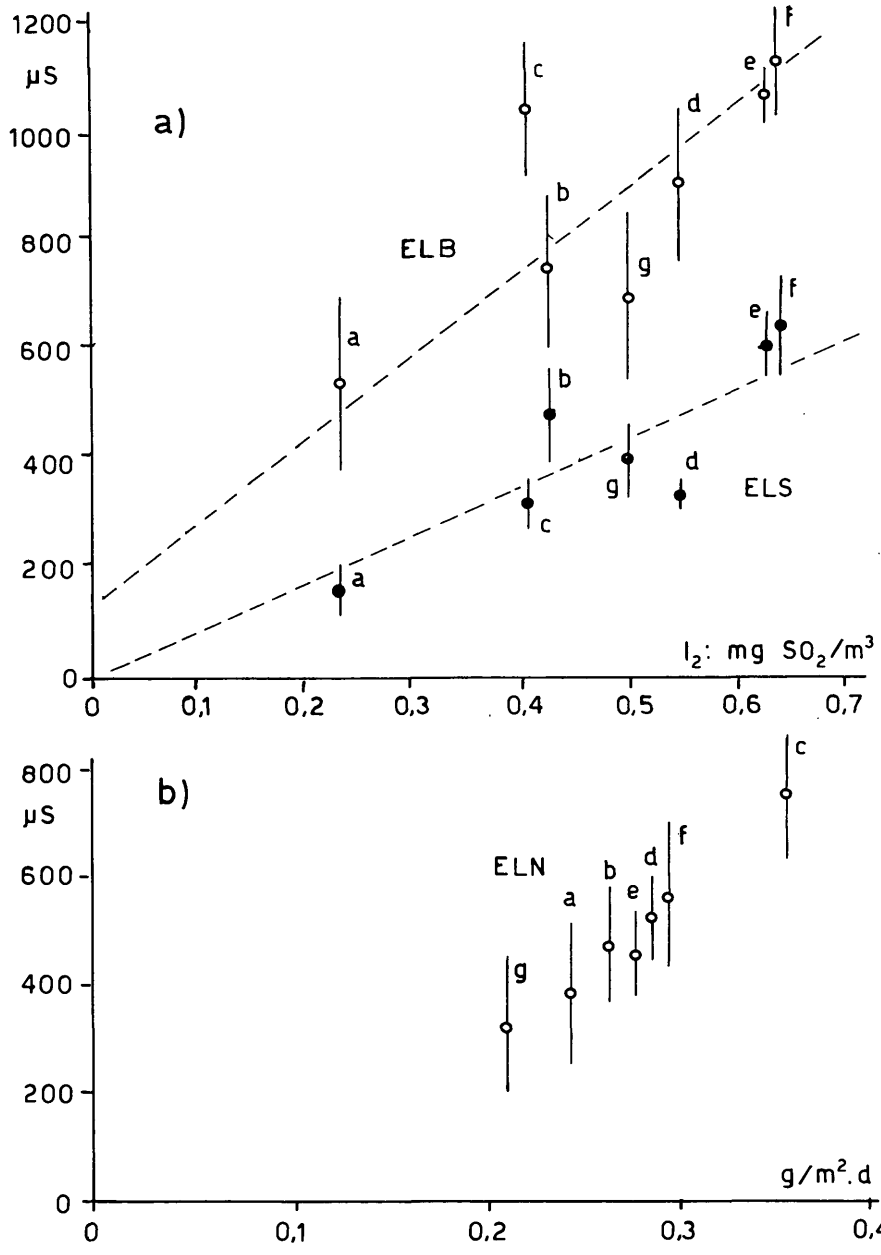

Abb. 1: a) Zusammenhang zwischen Gesamt- bzw. Sulfatleitfähigkeit der Borkenextrakte (ELB bzw. ELS) mit gasanalytisch ermittelten SO_2-Gehalten der Luft; b) Zusammenhang zwischen der Nichtsulfatkomponente der Borkenextrakte mit den mittels Bergerhoff-Geräten erfaßten Staubniederschlägen. Probestellen: a = Stadtrand, gering belastet (St. Martin); b = locker verbautes Gebiet mit geringer Belastung (Liebenau); c = Stadtrand, starker Verkehr (Don Bosco); d = Stadtpark, Montclair-Allee; e = Stadtpark, Glacis (starker Verkehr); f = Stadtpark, Kepler-Denkmal (nahe starkem Verkehr); g = Stadtzentrum, Schloßberg.

© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at

stark belasteten Stadtpark-Glacis und dem Schloßberg. Die Mittelwerte der Sulfatgehalte der Borke resp. die entsprechenden Leitfähigkeiten korrelieren mit den I_2-Werten sehr gut, der Korrelationskoeffizient r beträgt 0,85, unter Zugrundelegung der Einzelwerte immerhin noch r = 0,70. Die ELB-Werte streuen naturgemäß etwas stärker, die Mittelwerte korrelieren mit den Immissionen mit r = 0,76, auf Grund der Einzelwerte gleichfalls mit r = 0,70. Im unteren Teil des Diagramms (Abb. 1b) sind die aus den Differenzen ELB–ELS gebildeten Nichtsulfatleitfähigkeiten aufgetragen. Auch sie zeigen einen Anstieg parallel zu den mit Bergerhoff-Geräten gemessenen Staubniederschlägen. Der überraschend hohe Korrelationskoeffizient r = 0,98 ist zwar statistisch nicht gesichert, aus dem auf den Einzelwerten basierenden Korrelationskoeffizienten r = 0,77 läßt sich aber ableiten, daß ein Zusammenhang zwischen Nichtsulfatleitfähigkeit und Stärke der Staubimmissionen mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit P = 0,001 gesichert ist.

Auch die, wie einleitend angeführt, stark unterschiedlichen Immissionen im Sommer und Winter prägen sich in den Borkenwerten aus, wie folgende Gegenüberstellung von 7 Probestellen unterschiedlicher SO_2-Belastung lehrt (Tabelle 1). Aus den an 7 Probestellen ermittelten Jahresgängen wurden die sommerlichen Minimalwerte und die winterlichen Maximalwerte der Gesamt- und der Sulfatleitfähigkeit entnommen und einander gegenübergestellt. Die Sommerminima traten in der Regel im August auf, die winterlichen Maxima im Januar/Februar.

Tab. 1: Jahresminima und -maxima der Gesamt- und der Sulfatleitfähigkeit (ELB- und ELS-Werte) an sieben ausgewählten Probestellen (Werte in µS).

	a) sommerliches Minimum		b) winterliches Maximum		Quotient b/a	
	ELB	ELS	ELB	ELS	ELB	ELS
Weinitzen	200	56	270	105	1,35	1,87
St. Martin	490	112	870	207	1,77	1,84
Eggenberg	420	147	620	298	1,47	2,02
Liebenau	450	169	840	273	1,86	1,62
Andritz	650	330	1140	700	1,75	2,17
Schörgelgasse	670	147	1010	263	1,50	1,78
St. Peter	830	154	1140	273	1,37	1,77
Schloßberg	900	189	1520	714	1,68	3,77
Spanne von ELB und ELS: Mittel von b/a	1:4,5	1:3,3	1:5,6	1:6,8	1,39	2,10

Spannen der sommerlichen ELB-Werte im Ausmaß 1:4,5 und der winterlichen von 1:5,6 (die Sulfatwerte variieren im Sommer im Verhältnis 1:3,3, im Winter 1:6,8) spiegeln die verschieden hohen SO_2-Immissionen an den einzelnen Probestellen wider. Im Winter liegt die Gesamtleitfähigkeit bis 1,85mal so hoch wie im Sommer, die Sulfatgehalte der Borken bis 3,77mal so hoch; auf die Gründe für die hohen Winterwerte auf dem Schloßberg werden wir noch zurückkommen.

Die Borkenleitfähigkeit macht also einen immissionsabhängigen Jahresgang durch, und es wäre naheliegend, diese mit den Ergebnissen der gleichfalls integrierenden Bleikerzenmessungen zu vergleichen. Leider umfaßt das Bleikerzen-Meßstellennetz des Magistrates Graz nur 20 Meßpunkte, weshalb nicht für alle in Tabelle 1 angeführten Probestellen Vergleichsdaten zur Verfügung stehen; Daten aus der Nachbarschaft heranzuziehen, verbietet sich wegen der doch starken lokalen Unterschiede der Immissio-

© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at

nen. Einen Vergleich mit den integrierenden Bleikerzenmessungen kann man aber auf die Weise führen, daß man für jede der in Tabelle 1 angeführten Probestellen das Jahresmittel der ELB- bzw. ELS-Werte berechnet und die perzentualen positiven oder negativen Abweichungen von diesem monatsweise ermittelt. Ebenso verfährt man mit den Bleikerzenwerten von Graz. Die so erhaltenen Kurven der auf den Mittelwert standardisierten Jahresgänge lassen sich gut miteinander vergleichen (Abb. 2). Zweierlei ist bemerkenswert. Die Extremwerte des mit den Bleikerzen erfaßten Jahresganges der SO_2-Immissionen verhalten sich wie rd. 1:3 (vgl. auch Kap. 1, Einleitung), die der Sulfatleitfähigkeiten der Borke ändern sich nur im Verhältnis 1:1,5 (vgl. Tabelle 1). Auffällig ist aber, daß das Maximum und das Minimum der Sulfatleitfähigkeit gegenüber der Bleikerzenkurve um etwa einen Monat verzögert auftreten. Die Borke benötigt offenbar diese Zeit, um sich mit dem in der umgebenden Luft herrschenden SO_2-Partialdruck ins Gleichgewicht zu setzen, wodurch neben der Verschiebung der Kurve auch deren geringere Amplitude resultiert. Im Laboratorium künstlich mit SO_2 begaste Borkenproben zeigen nach drei Wochen Begasungsdauer keinen weiteren Anstieg ihres Gehaltes an löslichem Sulfat (KIENZL 1978). Daraus kann man folgern, daß die Ansprechzeit der Borke gegenüber Änderungen der SO_2-Immissionen etwa 3–4 Wochen beträgt. Unterschiede zwischen Sommer und Winter müssen dadurch klar unterscheidbar werden.

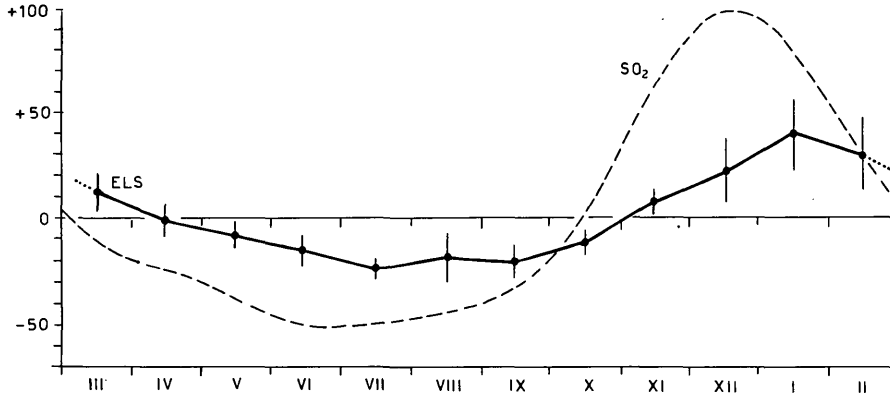

Abb. 2: Jahresgang der Sulfatleitfähigkeit der Borken (ELS) im Vergleich zu den mit Bleikerzen gemessenen SO_2-Immissionen (Mittel der perzentualen Abweichungen vom Jahresdurchschnitt an 6 Probestellen; die senkrechten Striche geben die Standardabweichungen über die 6 Probestellen an).

5. Immissionserhebungen im Stadtgebiet von Graz

5.1. Vorbemerkung

Ausgerüstet mit der Feststellung, daß 1. die Borkenwerte sich gleichsinnig mit den Immissionen, wenn auch in etwas abgeschwächtem Umfang, ändern und 2. die Borken jahreszeitliche Unterschiede, wenn auch mit etwa einmonatiger Verspätung, wiedergeben können, werden nachstehend die Ergebnisse der Erhebungen im Stadtgebiet mitgeteilt und interpretiert.

© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at

Im Stadtgebiet von Graz finden sich genügend Fichten, um ein ausreichend dichtes Netz von Probestellen zu errichten. Lediglich in dichtverbauten Teilen des 4. Bezirkes war es wegen Fehlens von Fichten nicht möglich, Probepunkte festzulegen, so daß hier (im Gebiet nordwestlich des Hauptbahnhofes) eine Lücke klafft. Auf Roßkastanien auszuweichen, verbot sich nach dem im Kap. 3 Gesagten, und die inzwischen am Institut entwickelte Methode, solche Fichtenlücken durch Aushängen von Borkenexplantaten zu schließen (HOFER & GRILL 1978) konnte für die vorliegenden Untersuchungen noch nicht eingesetzt werden.

Es wurden insgesamt an 146 Probestellen im August 1973 (Sommertermin) und im Februar 1974 (Wintererhebung, vgl. den Jahresgang Kap. 4) Proben entnommen, auf Gesamtleitfähigkeit (ELB), Sulfatleitfähigkeit (ELS) untersucht und daraus der Nichtsulfatanteil (ELN) errechnet. Die Einzelergebnisse sind in der Tabelle 8 am Schluß dieser Arbeit zusammengestellt.

5.2. Durchschnittswerte über alle Probestellen

Im Mittel über alle Probestellen ergeben sich folgende Durchschnittswerte mit deren Standardabweichungen (Tabelle 2).

Tab. 2: Mittelwerte aus allen Probestellen mit Standardabweichungen (µS). Die zum Vergleich angeführten Daten für die SO_2- und die Staubimmissionen beziehen sich auf das Sommer- bzw. Winterhalbjahr (aus Stat. Jb. Graz).

	August 1973	Februar 1974
Gesamtleitfähigkeit (ELB)	681 ± 433	878 ± 445
Sulfatleitfähigkeit (ELS)	368 ± 244	422 ± 235
Nichtsulfatleitfähigkeit (ELN)	313 ± 229	456 ± 297
Bleikerzenwerte mg SO_2/dm^2 . Tag	0,31	0,92
Staubniederschlag g/m^2 . Tag	0,32	0,23

Die ELB-Werte sind im Mittel über alle Probestellen im Winter um rd. 30 % höher als im Sommer, der Unterschied ist mit $P < 0{,}001$ statistisch gesichert. Etwas weniger differieren die Sulfatanteile, aber auch dieser Unterschied ist mit $P = 0{,}02$ gesichert. Die Amplituden der Borkenwerte und der zum Vergleich herangezogenen Bleikerzenwerte verhalten sich ähnlich, wie bereits in Kap. 4 anhand von sieben ausgewählten Probestellen besprochen wurde. Es fällt auf, daß die Nichtsulfatanteile der Borkenextrakte im Winter durchschnittlich höher sind als im Sommer, die von den Bergerhoff-Geräten angezeigten Staubniederschläge sich hingegen umgekehrt verhalten. Diese Diskrepanz hängt zweifellos mit der verschiedenen Orientierung der Auffangflächen zusammen. Das Bergerhoff-Gerät sammelt ausschließlich den von oben einfallenden Staub, der jedoch bei der Fichte durch die Krone abgefangen wird; an den Fichtenstamm gelangt in erster Linie horizontal eingewehter Staub. Man kann daher erwarten, daß der Verkehr für den Ausfall der Nichtsulfatanteile in der Borke eine Rolle spielt und die höheren Winterwerte zumindest mitverursacht. Dies kann auch anhand des Vergleiches von Einzelwerten von verkehrsfernen Probestellen einerseits, an verkehrsreichen Straßen andererseits gestützt werden (Tabelle 3).

© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at

Tab. 3: Winterwerte der Nichtsulfatleitfähigkeit (ELN) in Prozenten der Sommerwerte an verkehrsfernen und verkehrsreichen Probestellen. Die den Probestellen vorangestellten Zahlen entsprechen den Probennummern in Tab. 8 (Anhang).

a) verkehrsfern			b) mit starkem Verkehr		
2	Schloßberg Mitte	41	4	Parkring	118
3	Schloßberg, Paulustorg.	18	6	Stadtpark-Zinzendorfg.	170
19	Hilmteich	96	9	Stadtpark-Attemsg.	128
23	Sanatorium Hansa	82	14	Schörgelgasse	123
26	Ehem. Rosenhain-Café	57	11	Merangasse	130
37	Zentralfriedhof	73	18	Schubertstr. (Mensa)	143
83	Leechwald	87	22	Schönbrunng.	143
87	1. Plattenkreuz	52	29	Babenbergerstraße	140
89	Dürrgrabenweg	55	32	Alte Poststr. 225	303
93	Pfangbergweg	95	34	Don Bosco	111
100	Am Andritzbach	37	129	Wetzelsdorfer Str.	476
109	Waldweg Raach	62	130	Steinbergstr.	226
123	Schloß Eggenberg	86	135	Straßganger Str.	693
			144	Triester Str. 447	183

Die in Tabelle 3 angeführten Proben verkehrsferner Plätze haben im Mittel um rd. 37% niedrigere Nichtsulfatanteile ergeben als im Sommer, was den im Winter rd. 28 % niedrigen Staubniederschlägen auch nicht nur dem Sinne, sondern auch in der Größe des Unterschiedes entspricht. Borkenproben von Fichten an verkehrsreichen Straßen hingegen weisen im Winter ein Mehrfaches der sommerlichen Nichtsulfatanteile auf, wobei auch die Salzstreuung beteiligt sein dürfte.

Höhergelegene Probestellen an der Peripherie der Stadt sind bei diesem Vergleich allerdings auszuschließen, da an diesen besondere Immissionsbedingungen herrschen; darauf wird weiter unten einzugehen sein.

Eine Aufgliederung der Borkenwerte nach Bezirken läßt zwar eine Abnahme vom Zentrum gegen die Peripherie erkennen. Wegen der Inhomogenität innerhalb der einzelnen Bezirke ist die Streuung der Werte jedoch so hoch, daß diese nicht weiter auswertbar sind.

5.3. Die Entfernungs- und Richtungsabhängigkeit der Borkenwerte

Um die Abhängigkeit der Borkenwerte von Entfernung und Richtung zu untersuchen, wurde das Stadtgebiet in Ringzonen von 1,5 km Breite mit dem Schloßberg als Mittelpunkt eingeteilt; die Mittelung der Borkenwerte nach der Entfernung ergibt folgendes Bild (Tabelle 4).

Der Vergleich läßt eine deutliche Abnahme der Sulfatleitfähigkeit mit der Entfernung erkennen und weist damit auf eine auch zu erwartende Abnahme der SO_2-Immissionen gegen den Stadtrand hin. Die höhere Gesamtleit- sowie Nichtsulfatleitfähigkeit im äußersten Ring mag zunächst überraschen; eine Erklärung hiefür wird sich aus den Höhenprofilen ergeben. Trotz der unvermeidlich erheblichen Streuungen sind die Unterschiede zwischen A und D hochsignifikant verschieden ($P = 0{,}001$), zwischen A und B sowie zwischen C und D mit $P = 0{,}05–0{,}10$ gesichert.

Eine weitere Differenzierung der Werte ist durch Unterteilung der Ringzonen in 8 Sektoren, orientiert nach der Windrose, möglich. Die sich dabei ergebende Verteilung der Immissionen ist in Abb. 3 dargestellt. Deutlich tritt die starke Belastung des Stadt-

© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at

Tab. 4: Borkenwerte und Entfernung (µS).

Ring-zone	Entfernung	Gesamtleitfähigkeit Sommer	Gesamtleitfähigkeit Winter	Sulfatleitfähigkeit Sommer	Sulfatleitfähigkeit Winter	Nichtsulfatleitfähigkeit Sommer	Nichtsulfatleitfähigkeit Winter
A	0 –1,5 km	983	1126	476	523	507	603
B	1,5–3 km	693	893	403	475	290	417
C	3 –4,5 km	631	784	386	442	244	342
D	über 4,5 km	514	830	327	406	186	424
Korrelation der Mittelwerte mit der Entfernung		0,95	0,84	0,96	0,98	0,92	0,77

zentrums hervor, die sich vor allem nach NE bis an den Stadtrand, im W in Zone B fortsetzt. Auch im S-Sektor werden durch die Borke starke SO_2-Immissionen angezeigt, während der Nichtsulfatanteil hier eher zurücktritt. Nach W wie nach E nehmen die Borkenwerte rasch ab, so daß sich vor allem die NW-SE-Achse der Stadt als stärker belastet ergibt. Auch wenn ein unmittelbarer Vergleich mit den Luftanalysen auf diesem Wege nicht gut möglich ist, da sich die Probestellen nicht ausreichend vergleichen lassen, zeigen die Borkenwerte eine in wesentlichen Zügen ähnliche Verteilung der Immissionen, wie sie im Statistischen Jahrbuch Graz für 1973 dargestellt ist.

Die für die einzelnen Sektoren ermittelten durchschnittlichen Borkenwerte lassen noch keine klare Beziehung zur Häufigkeitsverteilung der Windrichtungen erkennen. Klarer tritt der Windeinfluß hervor, wenn man die in den einzelnen Sektoren gefundenen Borkenwerte nach der Entfernung vom Stadtzentrum untergliedert. In Tabelle 5 sind die Korrelationskoeffizienten zwischen den auf dem Schloßberg registrierten Häufigkeiten der Windrichtungen und den Borkenwerten in verschiedener Entfernung vom Zentrum angeführt (1 bedeutet streng linearen Zusammenhang, 0 = keine Beziehung).

Tab. 5: Korrelation zwischen der Häufigkeit der Windrichtungen und den Borkenwerten in verschiedener Entfernung von der Stadtmitte.

		Korrelationskoeffizient r zwischen Windrichtung und			
		Gesamtleitfähigkeit		Sulfatleitfähigkeit	
Ring	km	Sommer	Winter	Sommer	Winter
B	1,5–3,0	–0,08	0,03	–0,12	0,37
C	3,0–4,5	0,10	0,10	0,54	0,56
D	über 4,5	0,24	0,41	0,42	0,80

Im innersten Ring – das Stadtzentrum scheidet bei dieser Betrachtung naturgemäß aus – ist überhaupt keine Beziehung zwischen Richtung der Winde zu der Verteilung der Borkenwerte zu erkennen, angesichts des hohen Anteils an Windstillen und des im Winter über das Stadtgebiet verteilten Hausbrandes nicht verwunderlich. Mit zunehmender Entfernung vom Stadtzentrum wird der Windeinfluß, besonders im Winter, immer deutlicher; die Sulfatleitfähigkeiten zeigen mit r = 0,80 eine beachtlich hohe Korrelation zu den Windrichtungen.

© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at

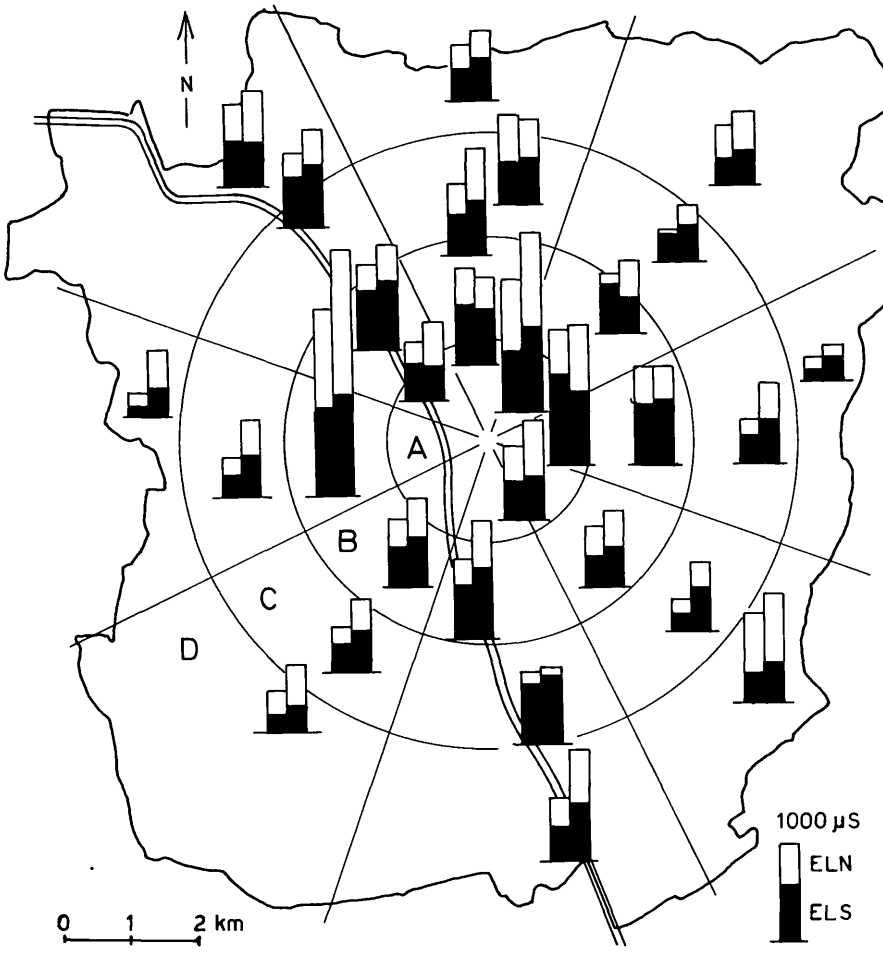

Abb. 3: Borkenwerte in Abhängigkeit von der Entfernung vom Stadtzentrum (Schloßberg) und Richtung. Die Höhe der Säulen gibt die Gesamtleitfähigkeit wieder, der schwarze Teil die Sulfatleitfähigkeit, der weiße Teil die nichtsulfatische Komponente. Linke Säule: Sommerwerte (August 1973), rechte Säule: Winterwerte (Februar 1974).

5.4. Vertikalverteilung der Borkenwerte

In der Aufstellung der Meßergebnisse (Tabelle 8) fallen einzelne, an der Peripherie gelegene Probestellen mit überraschend hohen Borkenleitfähigkeitswerten auf. Sie spiegeln sich auch insbesondere in einer Zunahme des Nichtsulfatanteils der Zone D der Tabelle 4 wider. Es liegt nahe, diese hohen Borkenwerte mit der höheren Lage dieser Probestellen in Zusammenhang zu bringen. Es seien daher einige Vertikalprofile an Erhebungen in und um Graz hier eingefügt. Solche Profile wurden gleichfalls im August 1973 und Februar 1974 aufgenommen.

© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at

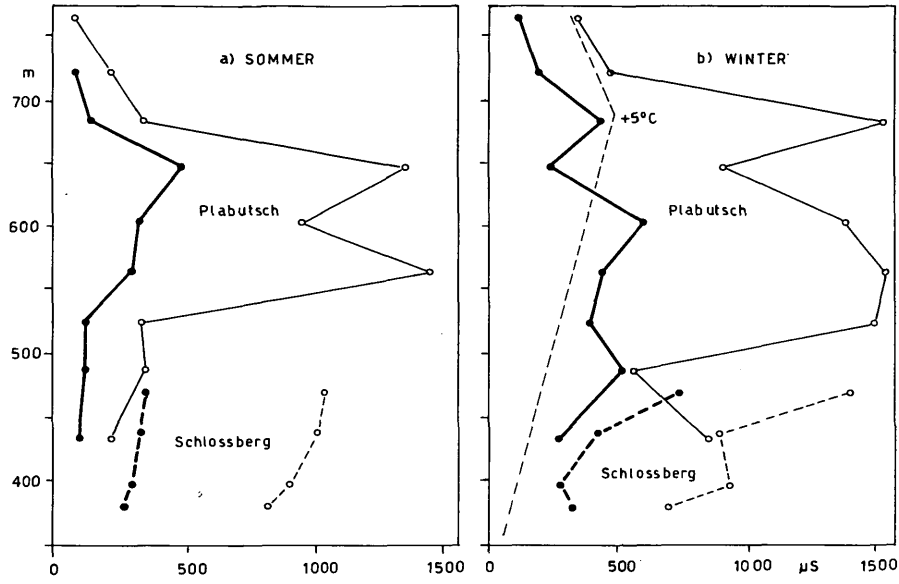

Abb. 4: Höhenprofile der Gesamtleitfähigkeit (ELB, dünne Linien) und der Sulfatleitfähigkeit (dicke Linien) am Plabutsch (durchgezogene Linien) und am Schloßberg (strichliert). Im Winter-Diagramm ist zusätzlich der auf eine Basisstation bezogene Temperaturgang mit der Höhe eingetragen (nach GRADISCHNIK 1972).

Entlang der Trasse des aufgelassenen Sesselliftes fällt im Sommer eine sprunghafte Zunahme vor allem der ELB-Werte in einer Höhe von 500–550 m auf (Abb. 4a). Die Sulfatgehalte steigen in weit geringerem Maße an, so daß die Zunahme der Borkenleitfähigkeit vor allem auf deren Nichtsulfatanteil beruht. Die Gesamtleitfähigkeit bewegt sich bis etwa 650 m in dieser Höhe, in diesem Niveau erreichen auch die Sulfatgehalte der Borken ihr Maximum. Beim weiteren Aufstieg, zwischen 650 und 700 m, nimmt die Leitfähigkeit rasch ab und erreicht bei 750 m wieder normale Werte, insbesondere aber niedrige Nichtsulfatanteile. Im Winter setzt der Anstieg der Leitfähigkeit etwa 50 m tiefer, bei 450 und 500 m, ein, die Zone hoher Leitfähigkeit erstreckt sich dann über einen Bereich von etwa 200 Höhenmetern, im Sommer nur über 150 m. In das Diagramm ist auch die durchschnittliche Temperaturdifferenz gegenüber einer Basisstation bei Inversionslagen nach GRADISCHNIK 1974 eingetragen. Die im Sommer wie im Winter sprunghafte Abnahme der Borkenwerte in den höheren Lagen fällt mit der Zone höchster Temperatur, also mit der Obergrenze der Inversionszone, zusammen. Die Inversion hindert die vertikalen Luftströmungen, diese Temperaturgrenzschicht zu durchbrechen. Überraschend ist, daß unterhalb dieses „Plafonds" die Sulfat- und die Nichtsulfatleitfähigkeit verschiedene Profile aufweisen (bes. Plabutsch im Sommer), was vermutlich mit der unterschiedlichen Verwirbelung bzw. Sinkgeschwindigkeit der beiden Komponenten zusammenhängt.

Entsprechendes kann man am Schloßbergprofil beobachten (Abb. 4b): Im Sommer ändern sich die Sulfatleitfähigkeitswerte mit der Höhe nur geringfügig, die gleichzeitig hohen Gesamtleitfähigkeitswerte nehmen relativ etwas stärker mit der Höhe zu; die Differenz zwischen ELB- und ELS-Werten läßt auf hohe Staubimmissionen schließen. Im Winter ist der Anstieg der ELB- wie ELS-Werte mit der Höhe viel ausgeprägter, zwischen 400 und 470 m (der Höhe des Schloßbergplateaus) geradezu sprunghaft;

© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at

auf die im Winter geringere Differenz zwischen ELB- und ELS-Werten, also auf den geringeren Staubanteil, wurde ja bereits hingewiesen. Diese Zunahme findet sich ungefähr in der gleichen Höhe wie am Plabutsch. Der Schloßberg ragt also mit seinem Plateau gerade in die Inversionsschichte hinein; der weitere Verlauf kann wegen zu geringer Höhe natürlich nicht weiter verfolgt werden.

Am Buchkogel sind im Sommer deutlich zwei Maxima der Immissionen bei 520 und 640 m zu erkennen, im Winter bei rd. 500 m bis rd. 580 m, also gleichfalls unter dem Niveau des Temperaturknicks bei Inversionslagen, der im südlichen flacheren Teil von Graz etwas tiefer liegen dürfte als von GRADISCHNIK 1974 angegeben.

Die Borke vermag somit auf einfache Weise Anhaltspunkte über die Höhe der Inversionszone zu liefern.

5.5. Vergleich der Borkenwerte mit der Luftgütekarte

Bereits bei der Besprechung des Jahresganges wurde darauf hingewiesen, daß die Hauptschwierigkeit beim Vergleich der an Borken erhaltenen Ergebnisse mit denen der Luftanalysen in der Unmöglichkeit, identische Probestellen zu vergleichen, liegt. Die Probestellen für Luftanalysen wurden gemäß TAL nach einem Quadratnetz von 1 km Seitenlänge eingerichtet, die Entnahme der Borken muß sich natürlich nach den vorhandenen Fichten richten. Nun kann immer wieder beobachtet werden, daß die Immissionen auch innerhalb kleiner Entfernungen sich erheblich ändern können. Ein Bauschvergleich aller Meßstellen kann dann ein unrichtiges, ja sogar verzerrtes Bild liefern. Da aber die Borken, wie gezeigt werden konnte, die Stärke der Luftverunreinigungen adäquat wiederzugeben imstande sind, soll im folgenden versucht werden, auf dieser Basis eine Luftgütekarte zu erstellen und sie mit der gasanalytisch erhaltenen zu vergleichen.

Hiezu wurde ein dem mobilen Meßnetz für Gasanalysen identisches Quadratnetz über die Probestellen für Borkenanalysen gelegt; es wurde über den durch die Luftanalysen erfaßten Bereich (Abb. 5a) bis an die Stadtgrenzen ausgeweitet (Abb. 5b). Die auf die einzelnen Quadrate entfallenden Sulfatleitfähigkeitswerte (ELS) aus Tabelle 8 wurden gemittelt. Um allzu unvermittelte Unterschiede zwischen benachbarten Feldern, wie sie z. B. bei nur einem Probepunkt pro Quadrat unvermeidlich sind, zu mildern, wurden Probepunkte der benachbarten Quadrate, sofern sie nicht weniger als 300 m von der Quadratgrenze entfernt liegen, mit halbem Gewicht in den Mittelwert einbezogen; Quadrate, in denen kein Meßpunkt vorhanden ist, wurden interpoliert. Jedes Quadrat kann durch die Koordinaten a–l und 1–13 eindeutig bezeichnet werden.

Die auf Grund der I_2-Werte der gasanalytisch ermittelten Immissionen von SO_2 (d. i. der 97,5 %-Vertrauensbereich der Einzelmessungen) erstellte Luftgütekarte Winter 1973/1974 (Stat. Jb. Graz 1971-73) wurde derart umgezeichnet, daß die Signatur für die stärkste Belastung nicht erst bei 0,75 mg SO_2/m^3 beginnt, sondern bereits bei 0,70 mg (Abb. 5a). Dadurch fallen nunmehr nicht nur ein Quadrat, sondern deren sechs in diesen Immissionsbereich, und es ergibt sich ein etwas differenzierteres Bild im Bereich hoher SO_2-Belastung.

Einem minimalen ELS-Wert von 105 µS steht ein I_2-Wert von 0,25 mg SO_2/m^2 im gleichen Quadrat (h 2) gegenüber, für das Quadrat e 10 mit dem I_2-Höchstwert von 0,78 mg/m^3 ergab sich ein ELS-Wert von 833 µS, der zweithöchste im Stadtgebiet, der Maximalwert von 869 µS fand sich im Quadrat e 8, das wieder den zweithöchsten I_2-Wert aufweist. Die I_2-Werte bewegen sich also in einem Bereich von 0,25 bis 0,78 mg SO_2/m^3, die Borkenwerte von 105 bis 833 bzw. 869 µS. Durch die etwa dreieinhalbmal so große Spannweite der Borkenwerte war zu erwarten, daß diese das Relief der Immissionen wesentlich differenzierter wiederzugeben vermögen als die Luftanalysen. Die

© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at

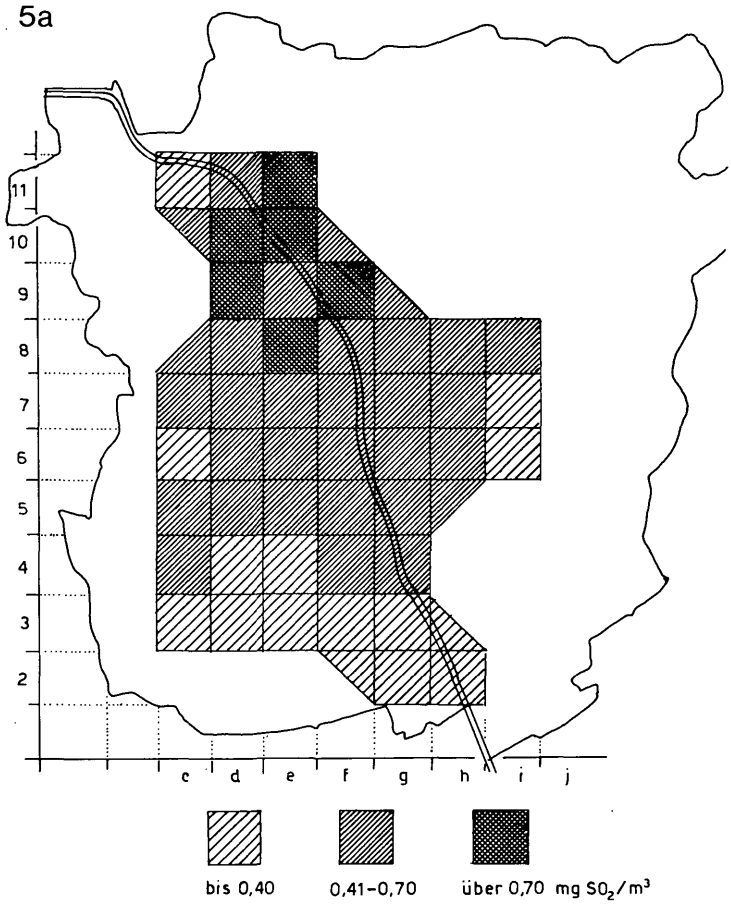

Abb. 5a: Die Luftgütekarte von Graz, Winter 1973/74 (nach Stat. Jb. Graz, verändert, vgl. Text).

Borkenwerte wurden daher in fünf Klassen unterteilt, wodurch die Klassenintervalle bei den I_2- und den ELB-Werten annähernd gleich groß wurden.

Beschränken wir uns zunächst auf den auch durch Luftanalysen erfaßten Bereich von Graz – er ist in Abb. 5b besonders hervorgehoben –, so ist die Übereinstimmung von I_2- und Borkenwerten augenscheinlich. Der nordwestliche Teil hebt sich als stark belastetes Gebiet deutlich ab, das Muster der Signaturen entspricht hier ganz dem der Luftgütekarte (Abb. 5a); sogar die schwächer belastete Insel e 9 inmitten stark belasteter Quadrate (das Gebiet um den Kalvarienberg) findet sich bei den nach der Borkenmethode erhobenen Immissionen wieder. Auch die relativ geringe Belastung des Südwestens und des Ostens von Graz spiegelt sich in den Borkenwerten wider. Diese Übereinstimmung drückt sich auch in den Korrelationskoeffizienten r zwischen I_2- und ELS-Werten aus. Für den Nordteil der Stadt (Zeilen 9, 10 und 11) beträgt r = 0,64, also eine recht gute Korrelation, auch im West- und im Ostteil (Reihen c, d, h und i) drückt eine Korrelation r = 0,40 mit 95 %iger Sicherheit eine Beziehung zwischen Borkenwerten und SO_2-Immissionen aus.

© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at

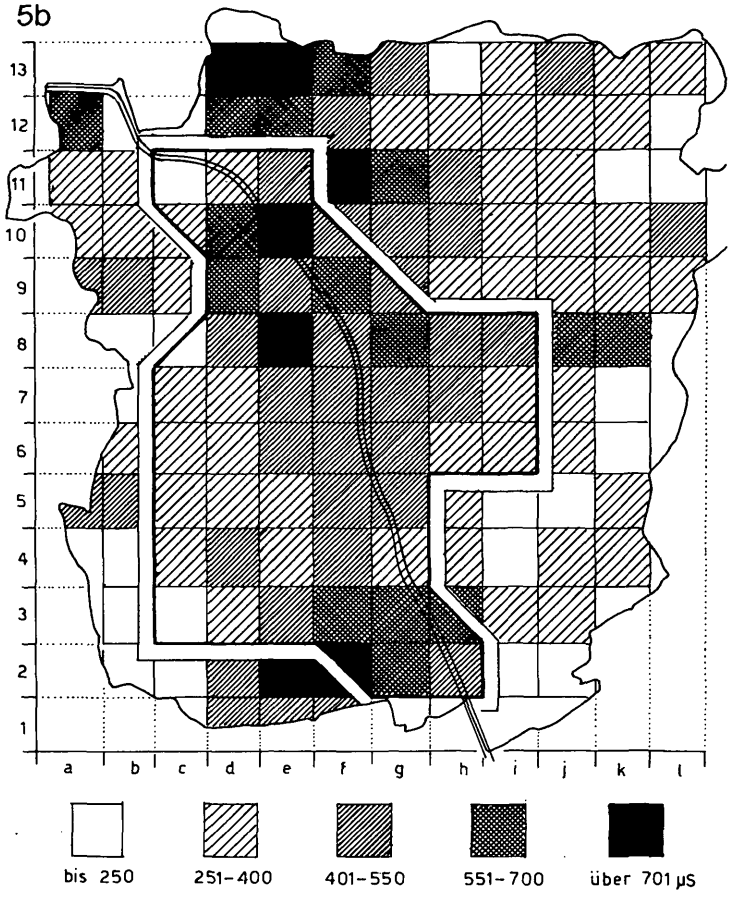

Abb. 5b: Luftgütekarte anhand von Borkenuntersuchungen; das durch die Luftanalysen erfaßte Gebiet (vgl. Abb. 5a) ist durch stärkere Umrandung und eine signaturenfrei belassene Zone hervorgehoben. 1 Quadrat = 1 km².

Eine auffällige Diskrepanz zwischen Luftanalysen und Borkenwerten besteht im südlichen Stadtteil westlich der Mur (e–h, 1–3). Während die Luftanalysen hier geringe Belastung ausweisen, lassen die Borkenwerte auf hohe Immissionsstärken schließen. Als Quelle kämen das Fernheizwerk und einige Industrieanlagen in Betracht. Ungeklärt bleibt, warum diese von den Luftanalysen nicht erfaßt worden sind. Es darf hiebei an einen ähnlichen Fall bei den Erhebungen der Luftgüte in Salzburg hingewiesen werden (STÜBER 1975); ähnlich wie in Graz prägt sich eine stärkere Immissionsquelle im Südosten der Stadt wohl in den Borkenwerten deutlich, nicht aber im SO_2-Gehalt der Luft aus. Die von den Borken angezeigten hohen SO_2-Immissionen im Süden von Graz finden allerdings eine Entsprechung in hohen Schwefel- und Fluorgehalten im Buchenfalllaub in diesem Gebiet (FISCHER & BRANTNER 1972). Auf den Vergleich mit den Flechtenvorkommen wird in Kap. 5.6. eingegangen werden.

Außerhalb des in der Luftgütekarte im Stat. Jb. Graz erfaßten Gebietes setzt sich im Norden die starke Belastung fort, offenbar wirken hier nach Süden einfallende Hänge als Prallhänge, die bei Südwinden die nach Norden verfrachteten Emissionen der

© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at

Stadt auffangen (d e 13). Auch die höhere Lage dieser Meßstellen läßt stärkere Immissionen erwarten (vgl. Höhenprofile, Kap. 5.4.). Deutlich prägen sich die Erhebungen der westlichen Stadtumrandung in einem Anstieg der ELS-Werte aus (z. B. in a 12, b 5 und b 9), während gegen Südosten die Immissionen niedrig bleiben. Auch die starke Belastung im Süden von Graz setzt sich bis an die Stadtgrenze fort, während der Südosten und Osten relativ wenig belastet erscheinen. Auffällig sind nur zwei Quadrate (j 8 und k 8) mit hohen Immissionen, die hier offenbar durch die Probestellen an der verkehrsreichen Riesstraße und die dichtverbaute Satellitenstadt „Berliner Ring" geprägt sind. Der nordöstliche Stadtteil ist mit Immissionsstufe 1–2 wieder recht „sauber".

Andere objektive Vergleichskriterien zur Kontrolle der Borkenwerte fehlen allerdings für dieses weitere Stadtgebiet, jedoch bietet sich ein Vergleich mit der allerdings schon etwas weiter zurückliegenden Flechtenkartierung von Graz an.

5.6. Vergleich der Borkenwerte mit der Flechtenkarte von Graz

In den Jahren 1967 und 1968 wurden die Flechtenvorkommen in Graz erhoben; auf Grund der artspezifisch verschiedenen Empfindlichkeit der Flechten gegenüber Abgasen konnten innerhalb des Stadtgebietes fünf Zonen der Abgasbelastung ausgeschieden und in einer Flechtenkarte dargestellt werden (EHRENDORFER et al. 1971). Beim Vergleich dieser Flechtenkarte mit der im Stat. Jb. Graz 1971–1973 wiedergegebenen, auf gasanalytischen Messungen beruhenden Luftgütekarte und der nach den Borkenwerten erstellten Luftgütekarte (Abb. 4a) ergeben sich bemerkenswerte Übereinstimmungen, allerdings auch nicht unwesentliche Unterschiede. Auf eine nochmalige Wiedergabe der Flechtenkarte darf aus Raumgründen verzichtet und auf die Veröffentlichung EHRENDORFERs et al. 1971 verwiesen werden.

Übereinstimmung mit den Borkenwerten besteht zunächst in der deutlich geringeren Abgasbelastung des Ostens und des Nordostens der Stadt; auch die westlichen, außerhalb des geschlossen verbauten Gebietes liegenden Stadtteile sind in Zone I und II eingestuft und damit übereinstimmend mit der „Borkenkarte" als wenig belastet ausgewiesen. Die als Folge der Inversionen deutlich höheren Borkenwerte hochgelegener Probestellen erscheinen in der Flechtenkarte durch einige nach Westen vorspringende Zipfel stärkerer Abgasbelastung angedeutet. Die bei den Borken deutlich erkennbare Belastung im Gebiet der Riesstraße und vor allem des Berliner Ringes kommt in der Flechtenkarte noch nicht zum Ausdruck; da das Verkehrsaufkommen der Riesstraße von 1968 bis zu den Borkenerhebungen 1974 durch die Autobahn wesentlich zurückgegangen ist, scheinen die Abgasbelastungen hier hauptsächlich durch die neuerbaute Satellitenstadt verursacht zu sein.

Der in der Flechtenkarte als „Flechtenwüste" (Zone V) deutlich erkennbare zentrale Teil von Graz prägt sich weder in den gasanalytisch ermittelten SO_2-Gehalten der Luft noch in den Borkenwerten aus. Man wird daraus den Schluß ziehen müssen, daß diese „Flechtenwüste" nicht ausschließlich durch toxische Abgase bedingt ist, sondern daß mikroklimatische Gegebenheiten wesentlich mitbestimmend sind (vgl. z. B. TÜRK 1978). Hingegen findet die starke Belastung des Nordteils der Stadt, wie sie in den Karten Abb. 5a und 5b erkennbar ist, in der Flechtenverbreitung nur insofern eine Entsprechung, als Zone IV und III, also stark bis mittel belastetes Gebiet, hier weiter nach Norden ausgebuchtet erscheint, ohne allerdings Anhaltspunkte für eine so hohe Belastung zu geben, wie dies die Gasanalysen und die Borkenproben erwarten lassen. In den nach Gasanalysen nur wenig belasteten südlichen Teilen der Stadt zieht sich Zone IV weit nach Süden bis etwa auf die Höhe Puntigam, und die Zone III (mäßige Belastung) reicht in breiter Front bis an die Stadtgrenze. Die Flechten zeigen für dieses Gebiet eine

© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at

erhebliche Belastung an und bestätigen damit die anhand der Borken gewonnenen Ergebnisse. (vgl. Kap. 5.5.).

Trotz dieser Unterschiede ist aber ein Zusammenhang zwischen Borkenwerten und Flechtenzonen unverkennbar. Er kommt bereits bei einem summarischen Vergleich der Mittelwerte der in den Flechtenzonen I bis V erhaltenen Sulfatleitfähigkeiten zum Ausdruck (Tabelle 6).

Tab. 6: Sulfatleitfähigkeiten von Borken in den Flechtenzonen von Graz (Angaben in µS; Flechtenzonen nach EHRENDORFER et al 1971).

Flechtenzone	Sommer	Winter
V	460 ± 282	530 ± 260
IV	412 ± 255	446 ± 269
III	376 ± 297	493 ± 289
I + II	256 ± 218	320 ± 168

Trotz der relativ großen Streuung ist der Unterschied der durchschnittlichen Immissionen in Zone I + II einerseits, Zone V andererseits statistisch gut gesichert (im Sommer mit P = 0,05, im Winter mit P = 0,02), die Unterschiede innerhalb der benachbarten Zonen sind einzeln nicht zu sichern.

Wesentlich besser kommt ein Zusammenhang zwischen Borkenwerten und Flechtenzonen zum Ausdruck, wenn man die in Abb. 4a für die einzelnen Planquadrate angegebene Klassifizierung der Borkenwerte zur jeweiligen Flechtenzone in Beziehung setzt. Geht eine Zonengrenze durch ein Planquadrat, so wurde der flächenmäßig größere Anteil bewertet, bei annähernder Gleichheit der Anteile wurde das Planquadrat jeweils zur Hälfte beiden Zonen zugerechnet. Tabelle 7 gibt die sich dabei ergebenden Häufigkeiten der Zuordnung wieder.

Tab. 7: (Sulfatleitfähigkeit). Zusammenhang zwischen Borkenwerten und Flechtenzonen (diese nach EHRENDORFER et al. 1971).

Flechten-zone	Borkenwerte (µS) bis 250	251–400	400–550	550–700	über 700
V	–	–	3	2	2
IV	–	–	9	7	1
III	–	16	12	6	4
II	6	31	6	2	1
I	11	4	1	–	–

Trotz einer bei diesem Verfahren nicht ganz auszuschließenden gewissen Subjektivität der Bewertung ergibt sich ein eindeutiger Zusammenhang von Borkenwert und Flechtenzone. Aus der Tabelle 7 errechnet sich eine angesichts der Unterschiede in der Verteilung von Borkenwerten und Flechtenvorkommen überraschend hohe Korrelation von r = 0,64, die mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von P = 0,005 auf das Bestehen eines Zusammenhanges zwischen den beiden Erhebungsmethoden hinweist.

© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at

6. Schlußbemerkungen und Zusammenfassung

1) Im Stadtgebiet von Graz wurden Borkenproben zu verschiedenen Zeiten des Jahres gesammelt und die Leitfähigkeit der daraus standardisiert hergestellten wäßrigen Extrakte bestimmt und diese in die sulfatische (ELS) und die nichtsulfatische Komponente (ELN) geschieden.
2) An ausgewählten Probestellen unterschiedlicher Belastung durch Abgase ergeben sich nach dieser Methode signifikante Zusammenhänge zwischen der Höhe der sulfatischen Komponente der Borkenextrakte zu den SO_2-Immissionen einerseits, zwischen der nichtsulfatischen Komponente und den Staubniederschlägen andrerseits.
3) Die Sulfatkomponente der Borkenextrakte macht einen ähnlichen Jahresgang wie die SO_2-Immissionen durch, jedoch mit geringerer Amplitude und mit einer etwa einmonatigen Verspätung. Daraus kann auf eine Ansprechzeit des Borkentests auf Immissionsänderungen von etwa einem Monat geschlossen werden, was auch durch Laboruntersuchungen bestätigt wurde.
4) Im Durchschnitt aus den über ganz Graz verteilten 146 Probestellen ergibt sich im Winter entsprechend den Abgasmessungen ein höherer Durchschnittswert der Sulfatkomponente. Der Nichtsulfatanteil ist im Winter nur an vom Verkehr ± unbeeinflußten Probestellen ähnlich niedriger wie die Staubniederschläge, an verkehrsreichen Plätzen ist er jedoch wesentlich höher (Salzstreuung!), so daß sich im Durchschnitt über Graz anhand der Borken im Gegensatz zu den Staubniederschlägen höhere Immissionen nichtsulfatischer Anteile ergeben. Der Grund für diese Divergenz muß in der verschiedenen Orientierung der Auffangflächen bei den Staubmeßgeräten und bei den Borken gesehen werden.
5) Die Borkenwerte zeigen eine deutliche Zonierung mit der Entfernung vom Stadtkern, ein Zusammenhang mit den Windrichtungen ist nur in den peripheren Stadtteilen festzustellen.
6) Die namentlich im Winter häufigen Inversionen prägen sich in deutlich erhöhten Sulfat- und besonders Nichtsulfatanteilen in 150–250 m über der Stadt gelegenen Probestellen aus; auch im Sommer bleibt diese Zone höherer Borkenwerte bestehen, ist aber um rd. 50 m hangaufwärts verschoben.
7) Anhand der Borkenwerte bzw. deren Sulfatanteilen kann eine in wesentlichen Zügen ähnliche Verteilung der Abgasbelastung über Graz festgestellt werden, wie sie aus der Luftgütekarte des Magistrats Graz für das gleiche Jahr hervorgeht. Der Südteil von Graz erscheint jedoch aufgrund der Borkenwerte wesentlich stärker belastet, was sowohl durch Untersuchungen an Fallaub (FISCHER & BRANTNER 1972), wie auch durch die Flechtenkarte von Graz (EHRENDORFER et. al. 1971) bestätigt wird.
8) Zwischen den Borkenwerten und der Zonierung der Flechten besteht eine statistisch gesicherte Beziehung.
9) Die Untersuchungen an Baumborken haben sich damit, wie bereits früher in Innsbruck und Graz, als brauchbare Methode zur Erhebung der Luftgüte in Städten erwiesen. Sie vermag darüber hinaus offenbar Informationen zu liefern, die mit gasanalytischer Methodik nur schwer erhältlich sind. Es wäre aufgrund der vorgelegten Ergebnisse denkbar, daß es, namentlich im Hinblick auf die lokal überaus unterschiedlichen Immissionen einerseits, den erforderlichen Aufwand, den gasanalytische Erhebungen der Luftverunreinigung in Städten gemäß TAL andererseits erfordern, für manche Zwecke, insbesondere laufende Kontrollerhebungen, ausreichend sein könnte, Luftanalysen nur an Basisstationen laufend durchzuführen und das Relief der Abgasbelastung durch Bioindikatoren, die an den Basisstationen „geeicht" werden, zu ermitteln. Als solche Indikatoren bieten sich kombinierte

© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at

Flechtenerhebungen und Borkenanalysen an. Auf die Möglichkeit, die Borkenmethode auch dort einzusetzen, wo keine Fichten stehen (Borkenexplantate nach HOFER & GRILL 1978), sei hier abschließend hingewiesen.

7. Danksagung

Der Magistrat Graz hat vorliegende Untersuchungen zunächst durch die Erlaubnis, in den öffentlichen Anlagen Borkenproben zu entnehmen, weiters aber die Fertigstellung und Drucklegung der Arbeit auch finanziell wirksam unterstützt, wofür der verbindlichste Dank ausgesprochen wird. Ferner haben wir allen öffentlichen Stellen, Firmen und Privaten zu danken, die das Betreten ihrer Grundstücke und die Entnahme von Borkenproben freundlichst gestattet haben.

8. Literatur

BURKARD O. 1969. Kurzer Überblick über das Klima von Graz. – Reinhaltung der Luft, Beiträge über Graz, Magistrat Graz, 1:1–7.

EHRENDORFER F., MAURER W., KARL R. & KARL E. 1971. Rindenflechten und Luftverunreinigung im Stadtgebiet von Graz. – Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark, 100:151–189.

FISCHER G. & BRANTNER H. 1968. Studien über die Bedeutung von Luftverunreinigungen für den Raum Graz. I. Mitteilung: Die Zusammenhänge zwischen Luftverunreinigung, geographischen bzw. klimatologischen Verhältnissen. – Arch. Hygiene, 152:385–392.

FRENZEL J. W., LITSCHMANN A. & MAHRINGER W. 1974. Schadstoffimmissionen des motorisierten Verkehrs im Raume Graz. – Gutachten, Graz 1974.

GRADISCHNIK H. 1972. Heizungsbedingte Luftverunreinigung in Graz. Dokumentation – Gegenmaßnahmen – Kosten. – Umweltschutz, Städtereinigung, 9:188–192.

GRILL D. & HOFER H. 1978. Der Borkentest als Hilfsmittel zur Rauchschadenskartierung. – Tagungsbericht X. Internationale Arbeitstagung forstlicher Rauchschadenssachverständiger (IUFRO-Arbeitsgruppe 2.09) in Ljubljana, September 1978 (im Druck).

GRODZIŃSKA. K. 1971. Acidification of tree bark as a measure of air pollution in southern Poland. – Bull. Acad. Pol. Sci. Ser. Sci. biol. Cl. II, 19:189–195.

HÄRTEL O. & GRILL D. 1972. Die Leitfähigkeit von Fichtenborken-Extrakten als empfindlicher Indikator für Luftverunreinigungen. – Eur. J. Forest Pathol. 2:205–215.

HUTTER M. 1973. Die Pflanze als Indikator für Luftverunreinigungen. – Univ. Innsbruck.

KIENZL I. 1978. Baumborke als Indikator für SO_2-Immissionen. – Diss. Univ. Graz.

– & HÄRTEL O. 1978. Neues über den Borkentest – seine Zuverlässigkeit bei der Beurteilung von Immissionen. – Tagungsbericht der X. Arbeitstagung forstlicher Rauchschadenssachverständiger (IUFRO-Arbeitsgruppe 2.09) in Ljubljana, September 1978 (im Druck).

LÖTSCHERT W. & KÖHM H.-J. 1973. pH-Wert und S-Gehalt der Baumborke in Immissionsgebieten. – Oecol. Plant., 8:199–209.

– & – 1977. Baumborke als Anzeiger von Luftverschmutzungen. – Umschau, 73:403–404.

MAGISTRAT GRAZ (Hrsg.) 1975. Statistisches Jahrbuch 1971, 1972, 1973. – 20. Jg. Graz.

© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at

– 1975. Die Luftverunreinigung in der Landeshauptstadt Graz im Jahre 1974. – Graz.

O'HARE G. P. 1974. Lichens and bark acidification as indicators of air pollution in west central Scotland. – J. Biogeogr., 1:135–146.

STAXÄNG B. 1969. Acidification of bark of some deciduous trees. – Oikos, 20:224–230.

STEINHAUSER F. & CHALUPA K. 1967. Die SO_2-Ablagerungen aus der Luft im Stadtgebiet von Graz. – Wetter u. Leben, 17:45–66.

STÜBER E. 1975. Studie über die umwelthygienisch-ökologische Situation der Stadt Salzburg. – Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Salzburg.

TAL 1964. Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft. – Gemeinsames Ministerialblatt, hrsgg. vom Bundesministerium des Innern, 15. Jg., Nr. 26. – Bonn.

TÜRK R. & CHRIST R. 1978. Untersuchungen über den Flechtenbewuchs an Eichen im Stadtgebiet Salzburgs und über den Wasserhaushalt einiger charakteristischer Flechten. – Phyton (Austria), 18:107–126.

Anhang

Tab. 8: Gesamtleitfähigkeit ELB, Sulfat-(ELS) und Nichtsulfatanteil (ELN) der Borkenextrakte (Fichte) von 146 Probestellen im Stadtgebiet von Graz (Angaben in µS).

Probe Nr.	Probestelle	Plan-quadrat	August 1973 ELB	ELS	ELN	Februar 1974 ELB	ELS	ELN
1. Bezirk								
1	Schloßberg, 473 m	f 8	715	185	530	1280	557	723
2	Schloßberg, Mitte	f 8	1010	225	785	800	475	325
3	Schloßberg, Paulustorg.	f/g 8	1075	237	838	590	438	152
4	Parkring	g 7	1300	510	790	1665	735	930
5	Robert-Hohlbaum-Allee	g 7	350	215	135	1020	333	687
6	Stadtpark-Zinzendorfg.	g 8	1720	1100	620	1720	663	1057
7	Stadtpark, Keplerdenkmal	g 8	1925	1025	900	2320	925	1395
8	Stadtpark, Wetterhäuschen	g 7	835	378	457	1020	382	638
9	Stadtpark-Attemsgasse	g 8	1280	812	468	1470	870	600
10	Stadtpark, Montclair-Allee	g 7	555	215	340	670	214	456
2. Bezirk								
11	Merangasse 65	h 7	1065	477	588	1000	236	764
12	St. Leonhard, Blindeninst.	h/i 8	1160	663	497	1000	463	537
13	Felix-Dahn-Platz	h 7	800	510	290	715	340	375
14	Schörgelgasse 78	h 7	835	214	621	1000	236	764
15	St. Peter, Friedhof	h 6	295	187	108	555	255	300
3. Bezirk								
16	Landeskrankenhaus	i 8	1470	633	837	1725	812	913
17	Zusertalgasse	f/g 10	525	263	262	800	332	468
18	Schubertstr. (Mensa)	g/h 8	1190	855	335	1390	912	478
19	Hilmteich	h 9	665	374	291	715	435	280
20	Panoramagasse	g 9	835	586	249	1590	588	1002
21	Schönbrunngasse 81	g 10	1235	596	639	1490	306	1184
22	Quelleng.-Panoramag.	g 9	645	365	280	1000	633	367
23	Sanatorium Hansa	g 9	500	294	206	415	246	169
24	Heinrich-Casper-G.–Vogelweiderstr.	f 9	625	417	208	770	463	307
25	Holteig.	h 8	1085	618	467	1390	633	757
26	ehem. Café Rosenhain	g 9	1030	543	487	715	435	280
27	Schwimmschulkai	e/f 9	590	358	232	715	208	507
28	Mautg. 3	e 10	836	463	373	1090	767	323

© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at

Probe Nr.	Probestelle	Plan-quadrat	August 1973 ELB	ELS	ELN	Februar 1974 ELB	ELS	ELN
4. Bezirk								
29	Babenbergerstr.	e 8	1850	782	1068	2390	896	1494
30	Remyg.	e 9	1000	586	414	1000	542	458
5. Bezirk			—					
31	Fasangarteng.	f 5	910	557	353	1450	912	538
32	Alte Poststr. 225	d/e 6	320	146	174	910	382	528
33	Don Bosco	e 5/6	1280	663	617	1150	463	687
34	Fabriksgasse 28	e/f 6	665	382	283	910	543	367
35	Josef-Hyrtl-Gasse	e 4	195	100	95	770	425	345
36	Plachlhofstr.–Alte Poststr.	f 4	715	352	363	280	256	24
37	Zentralfriedhof	f 4	1265	533	732	1000	463	537
38	Herrgottwiesg. 217	f 4	1470	926	544	1665	1065	600
39	Herrgottwiesg.–Postsportpl.	f 3	770	463	307	770	495	275
40	Payer-Weyprecht-Str. 38	e 5	335	220	115	370	263	107
6. Bezirk								
41	Fröhlichgasse	g 6	665	358	307	770	432	338
42	Flurgasse 13	h 5	185	128	57	385	246	139
43	Brucknerstr.	h 5	380	225	155	500	348	152
44	Ernst-Haeckel-Str.	h/i 6	770	423	347	910	543	367
7. Bezirk								
45	Neufeldweg 123	h/i 5	415	260	155	530	263	267
46	Kollwitzgasse	g/h 4	625	415	210	320	85	235
47	BEA Liebenau	h 4	525	324	201	690	220	470
48	Engelsdorfer Str. 70	h2	115	27	88	170	55	115
49	Eintrachtgasse 82	h/i 1	415	272	143	525	255	270
50	Puntigamer Str.	g/h 3	1175	767	408	1470	953	517
8. Bezirk								
51	St.-Peter-Haupt-Str. 302	j/k 3/4	1185	382	803	1350	432	918
52	Messendorf, Krankenhaus	j/k 5	645	263	382	800	332	468
53	Hubertusstr.	i/j 5	160	120	40	170	42	128
54	Emil-Ertl-Gasse 20	i 5	380	255	125	400	255	145
55	St. Peter, Ortsfriedhof	j 5/6	385	236	149	590	282	308
56	Rudolf-Hans-Bartsch-Str. 20	i 5/6	400	174	226	500	215	285
57	Petri Au	k/l 7	155	75	80	250	166	84
58	Hohenrain Str.–Einödhofweg	k 4	320	174	146	345	160	185
59	Neue-Welt-Höhe	k 6/7	135	70	65	870	246	624
60	Peterstalstr. 44	j 6	1430	854	576	1370	648	722
61	St.-Peter-Hauptstr.–Petersg.	i 6	870	192	678	1000	315	685
9. Bezirk								
62	Lustbühel	k 7	490	192	298	670	282	388
63	Pammerbad	i 7	1085	722	363	910	382	528
64	Waltendorfer Hauptstr.–Riegelg.	i 7	870	478	392	1000	593	407
65	Rudolfstr. (Krankenhaus)	h 8	280	116	164	360	215	145
66	Ragnitzbad	j 8	625	382	243	1000	678	322
67	Berliner Ring	k 8	590	339	251	1000	633	367
68	Riesstr. (östl. Sternwirt)	k 9	280	181	199	500	315	185
10. Bezirk								
69	Ries 433 m	i/j 9	500	294	206	525	348	177
70	Ries 205 m	l 10	570	348	222	715	433	282
71	Gstirnerweg	i 9	500	352	148	1235	332	903
72	Stiftingtalstr. 237	j 10	100	–	100	590	352	238
73	Stifting 341	l 10	355	236	119	770	463	307
74	Roseggerweg–Mariatrost	k 11	590	340	250	625	246	379

© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at

Probe Nr.	Probestelle	Plan-quadrat	August 1973 ELB	ELS	ELN	Februar 1974 ELB	ELS	ELN
11. Bezirk								
75	Föllinger Str.	j 13	335	225	110	715	365	350
76	Hauersteig	i 14	355	220	135	255	158	97
77	Hauensteinweg	j 13	205	138	67	625	433	192
78	2. Plattenkreuz	i 13	455	263	192	540	315	225
79	Tullhof	j 12/13	335	215	110	625	325	300
80	Rettenbachklamm 1	j 12	1010	340	670	830	332	498
81	Rettenbachklamm 2	h/j 12	1470	495	975	1070	356	714
82	Johannesweg	h/i 10/11	355	246	309	590	373	217
83	Leechwald	h 9	475	263	212	385	200	185
84	Dr.-Bruno-Ertler-Str. 2	h 9	1020	557	463	625	390	235
85	Am Lindenhof	i 9	310	180	130	715	255	460
86	Häuserl im Wald	i/j 10	410	263	147	415	215	200
12. Bezirk								
87	1. Plattenkreuz	h/i 12	740	340	400	540	332	208
88	3. Plattenkreuz	i 13	555	348	207	435	165	270
89	Dürrgrabenweg	h 13	770	374	396	590	373	217
90	Am Dürrgraben	g 13	135	84	51	220	150	70
91	Radegunder Str.–Roßegg	f 13	625	382	243	830	263	567
92	Neustift	f 13	590	374	216	1000	558	442
93	Pfanghofweg	f 12	740	495	245	435	203	232
94	Rotmoosweg (Wirth)	g 12	570	358	212	910	263	647
95	Ziegelstr. (Waldhaus)	g 11	910	648	262	1390	603	787
96	Ferdinandhöhe	g 12	465	246	219	770	502	268
97	Viktor-Zack-Weg	f 10	715	498	217	1250	693	557
98	Ziegelstr. (Ziegelei)	f 11	1665	1035	630	1300	736	564
99	Stukitzbad	e 11	1515	1010	505	1820	1108	712
100	Am Andritzbach	e 11	1820	996	824	1230	926	304
101	Maschinenfabrik Andritz	e 11	1695	896	799	1785	1100	685
102	Rotmoosweg 380	e 12	625	246	379	770	365	405
103	Ursprungweg	e 12	1000	618	382	715	432	283
104	Hoffeldstr. 20	d 12	310	166	144	1000	590	410
105	Stattegger Str.	c 13	690	424	266	1140	693	447
106	St. Veit 96	d 12/13	500	294	206	1515	982	533
107	Andritzer Reichsstr. 148	d 12	665	417	248	770	246	524
108	Wiener Str.–Andritzer Reichsstr.	c 12	455	225	230	400	255	145
13. Bezirk								
109	Waldweg Raach	a 12	1820	826	994	1540	924	616
110	Raach, Waldrast	a 11	1590	970	620	1670	348	1322
111	Thalstr. 50	b/c 11	1050	750	300	910	282	628
112	Thalstr. 199	d 10	335	220	115	770	415	355
113	Ruinenweg	b 11	435	182	253	450	182	268
114	Hinterbrühl	a/b 10/11	355	246	109	415	290	125
115	Grafenbergstr.–Aspachg.	c 10	320	215	105	360	220	140
116	Wiener Str. (Betonwerk)	c/d 11	370	255	115	320	240	80
117	Schippingerstr. 23	d 10	165	116	49	310	190	120
118	Plabutsch, 763 m	b/c 9/10	100	10	90	250	50	100
119	Plabutsch Mitte	b 9	950	542	408	1280	510	770
120	Plabutsch Talstation	c 10	230	160	70	800	215	185
121	Göstinger Str. 149	c 9	330	215	115	830	348	482
122	Exerzierplatzstr.	d 10	770	455	315	1135	585	550
14. Bezirk								
123	Schloß Eggenberg	c 7/8	555	106	449	590	204	386
124	Hubertushöhe	c 9	240	112	128	435	290	145
125	Gaisbergweg 14	b 7	200	90	110	525	263	262
126	Burenstr. 36	c 7	185	108	77	1000	633	367

© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at

Probe Nr.	Probestelle	Plan-quadrat	August 1973 ELB	ELS	ELN	Februar 1974 ELB	ELS	ELN
127	Karl-Morre-Str. 46	c/d 7	255	128	127	555	324	231
128	Burenstr.–Villenstr.	c 6	525	348	177	770	480	290
129	Wetzelsdorfer Str. 108	c/d 6	240	158	82	690	300	390
15. Bezirk								
130	Steinbergstr. (Dachs)	a 5	740	480	260	1020	432	588
131	St. Johann und St. Paul	b 5	625	332	293	1000	572	428
132	Josef-Posch-Str.	c 5	195	112	83	490	296	194
133	Peter-Rosegger-Str.–Laboratoriumstr.	d 5	910	440	470	1000	390	610
134	Landw. Schule Grottenhof	b 4	340	140	200	1110	164	946
135	Straßganger Str. 225	c 4	220	70	150	1390	350	1040
16. Bezirk								
136	Knablg.–Hartfelderweg	d 4	590	365	225	950	432	518
137	Harter Str. 175	d 3	305	128	177	670	340	330
138	St. Martin	c 3	455	128	327	590	194	396
139	Buchkogel, Warte	a 3	200	85	115	260	55	205
140	Buchkogel, Mitte	b 3	560	202	358	1000	166	834
141	Buchkogel–St. Martin	b 3	530	174	356	1490	290	1200
142	Straßgang, Friedhof	c/d 1	455	246	209	1175	495	680
143	Mitterstr.–Piccardig.	f 2	1050	695	355	1750	1060	690
144	Triester Str. 447	g 2	1265	475	790	2080	633	1447
145	Rudersdorfer Str. 163	g 1	280	180	100	910	603	307
146	Einpacherweg 10	c 5	370	255	115	400	298	102

Anschrift der Verfasser: p. adr. Univ.-Prof. Dr. O. HÄRTEL, Institut für Pflanzenphysiologie, Universität Graz, Schubertstraße 51, A-8010 Graz

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Mitteilungen des naturwissenschaftlichen Vereins für Steiermark

Jahr/Year: 1979

Band/Volume: 109

Autor(en)/Author(s): Kienzl Irmtraut, Härtel Otto

Artikel/Article: Die Luftverunreinigungen im Stadtgebiet von Graz, dargestellt anhand von Borkenuntersuchungen. 113-135