

Darstellung der Umweltbelastung im weststeirischen Industriegebiet anhand von Fichtenborken

Von Otto HÄRTEL, Dieter GRILL und Franz KRZYSCIN

Mit 4 Abbildungen und 6 Tabellen (im Text)

Eingelangt am 13. März 1980

Zusammenfassung

1. Im Voitsberg-Köflacher Becken (weststeirisches Braunkohlengebiet) wurde mittels Borkenuntersuchungen (Bestimmung der Leitfähigkeit von Borkenextrakten und deren Sulfatgehalt) die Immissionsbelastung im Sommer und Winter kartiert und mit den Ergebnissen der IR-Kartierung verglichen.
2. Bei verschiedenem Relief der Immissionsverteilung sind die Durchschnittswerte der Immissionen im Sommer wie im Winter auffallend wenig voneinander verschieden. Dies gilt für den sulfatischen wie für den nicht-sulfatischen Anteil. Nur an der Peripherie des Untersuchungsgebietes außerhalb des unmittelbaren Einwirkungsbereiches der Emittenten sind die Sommerwerte deutlich niedriger.
3. Es besteht eine gesicherte Korrelation zwischen der mit dem Borkentest ermittelten Belastung und den Ergebnissen der Infrarot-Kartierung des Gebietes.
4. Gegenüber den mit gleichartiger Methodik im Stadtgebiet durchgeführten Untersuchungen (KIENZL & HÄRTEL 1979) fällt auf, daß die Durchschnittswerte der nach der Borkenmethode erhobenen Werte in Graz und im weststeirischen Industriegebiet ungefähr gleich groß sind, der Sulfatanteil an den Immissionen ist jedoch im Voitsberg-Köflacher Becken deutlich höher, während der Staubanteil deutlich unter dem Grazer Durchschnitt liegt. Die Jahresperiodizität ist über der Großstadt deutlicher ausgeprägt als im Industriegebiet.

1. Einleitung

Wie bereits mehrfach berichtet (HÄRTEL & GRILL 1972, HÄRTEL 1977, KIENZL & HÄRTEL 1979, GRILL, HÄRTEL & KRZYSCIN 1980) eignet sich die Fichtenborke für die integrale Erfassung von SO_2 aus der Luft, wobei die Leitfähigkeit von Fichtenborkenextrakten in direkter Beziehung zur Stärke der vorangegangenen Immissionen steht. Durch ein einfaches turbidimetrisches Verfahren kann man den Anteil Sulfat (ELS) an der Gesamtleitfähigkeit (ELB) ermitteln, wodurch die sulfatischen und die nicht-sulfatischen Anteile (ELN) getrennt werden können. Auf Grund der ausführlichen Untersuchungen von KIENZL 1978 bzw. KIENZL & HÄRTEL 1978 und der dadurch möglichen Standardisierung liegt damit eine praktikable Methode vor, die Umweltbelastung der unter Streß stehenden Individuen wiederzugeben, d. h. die Fichte als Bioindikator im weiteren Sinn heranzuziehen. Damit konnte man bisher besonders bei der Beurteilung von Luftverunreinigungen in Städten brauchbare und überdies mit anderen Kriterien übereinstimmende sowie diese ergänzende Informationen sammeln (HUTTER 1973, STUBER 1975, KIENZL & HÄRTEL 1979).

Im folgenden soll nun über Erhebungen in einem Industriegebiet auf Grund von Analysen der Fichtenborke und deren Vergleich mit der bereits vorliegenden Infrarot-Kartierung dieses Gebietes berichtet werden. Ferner soll ein Vergleich mit den Ergeb-

Betont sei, daß die vorliegende Untersuchung ausschließlich wissenschaftlichen Zwecken dient und die Brauchbarkeit der Borkenmethode zur Kennzeichnung der Umweltbelastung in einem Industriegebiet demonstrieren soll; weitergehende Schlußfolgerungen, in welcher Richtung immer, können daraus nicht abgeleitet werden.

2. Das Untersuchungsgebiet und methodische Vorbemerkungen

2.1. Zur Topographie des Geländes

Das Untersuchungsgebiet umfaßt rd. 300 km² und ist durch die Siedlungsgebiete Voitsberg, Rosental, Bärnbach und Köflach gekennzeichnet (weststeirisches Braunkohlenrevier); nordwestlich reicht es in den Sallagraben bis vor Krenhof, im Südosten bis Gaisfeld. Geomorphologisch ist es ein von NW nach SE verlaufendes Talbecken unterschiedlicher Breite; es wird von der Kainach durchflossen und beiderseits durch sanft ansteigende Höhenzüge, die sich bis 300–400 m relativer Höhe erheben, begrenzt. Als Verursacher von Luftverunreinigungen scheinen neben dem Hausbrand und lebhaftem Verkehr mehrere Industriebetriebe, ein kalorisches Kraftwerk und ein Braunkohlenbergbau (Tagbau) auf.

2.2. Probestellen und Probenentnahme

In diesem Gebiet wurden im Februar und im August an rd. 150 Probestellen Borkenproben von Fichte (*Picea abies* (L.) KARST.) entnommen, wobei das Zentrum des Immissionsgebietes mit einem dichten Netz von Probestellen überzogen wurde, während die Randgebiete bzw. die bergige Umgrenzung des Talbeckens nur stichprobenweise untersucht wurden.

Für eine Kartierung sollen geeignete Testbäume möglichst gleichmäßig über das zu kartierende Gebiet verteilt sein, um ein zusammenhängendes Bild der Immissionsverteilung und eine statistische Auswertung zu ermöglichen. Diese Voraussetzung war in dem Untersuchungsgebiet in ausreichendem Maße gegeben, so daß auf Probenentnahme von anderen Koniferen oder auf die Verwendung von Borkenexplantaten (GRILL & HOFER 1978) verzichtet werden konnte.

Die Aufsammlung der Borkenproben und deren weitere Aufarbeitung erfolgte nach den Angaben bei HARTEL & GRILL 1972 sowie KIENZL & HARTEL 1978 und wurde für die vorliegenden Untersuchungen nach der auch bei KIENZL & HARTEL 1979 ausführlich beschriebenen Weise durchgeführt; auf eine neuerliche Wiedergabe darf daher an dieser Stelle verzichtet werden.

In den folgenden Ausführungen bedeuten: ELB = Gesamtleitfähigkeit der vorschriftsmäßig hergestellten Borkenextrakte (4 g lufttrockene Borke auf 60 ml aqua dest.), ELS = der auf die gelösten Sulfate entfallende Anteil der Leitfähigkeit und ELN = der nichtsulfatische Anteil der Borkenleitfähigkeit (alle Werte in μS).

2.3. Berechnung und Darstellung der Ergebnisse

Für die Darstellung der Immissionsbelastung wurde die Methode gewählt, die KIENZL & HARTEL 1978, 1979 bei ihren Untersuchungen im Grazer Raum angewendet hatten. Dazu wurde ein Quadratnetz von 1 km Seitenlänge über das Untersuchungsgebiet gelegt. Auf jedes Quadrat entfielen so mehrere Probestellen. Die an diesen erhaltenen Borkenwerte wurden gemittelt. Da sich vor allem infolge oft ungleicher An-

zahl von Probestellen zwischen benachbarten Quadraten stark unterschiedliche Mittelwerte ergeben können, wurden auch Probepunkte benachbarter Quadrate, jedoch nur mit halbem Gewicht, in die Mittelwertbildung einbezogen, sofern diese Probepunkte nicht weiter als 300 m außerhalb des jeweiligen Quadrates lagen. Die so für jedes Quadrat erhaltenen Mittelwerte wurden in fünf Klassen gruppiert, die in Abb. 1 und 2 durch verschiedene Flächensignaturen gekennzeichnet sind; die Klassengrenzen (es handelt sich dabei um die Sulfatanteile, also die ELS-Werte) sind die gleichen, die auch der Darstellung der in Graz erhaltenen Ergebnisse zugrunde gelegt wurden (KIENZL & HARTEL 1979). Aus Gründen der Übersichtlichkeit ist dieser Darstellungsweise bei großflächigen Erhebungen der Immissionssituation gegenüber der punktweisen Eintragung (vgl. STÜBER 1975, KIENZL 1978) unbedingt der Vorzug zu geben. Die Beurteilung z. B. der mikroklimatischen Situation in einem eng umgrenzten Gebiet (GRILL, HARTEL & KRZYSCIN 1980), aber auch von Immissionsschäden, kann sich dagegen nur auf Einzelwerte stützen.

3. Ergebnisse der Borkenuntersuchungen

3.1. Die Verteilung der Immissionen im Gelände

Die solcherart für den Sommer (Abb. 1) und den Winter (Abb. 2) erstellten Immissionskarten lassen deutlich einen unterschiedlichen Abgaseinfluß im Untersuchungsgebiet erkennen, wobei sich aber drei Schwerpunkte der Immissionsbelastung abzeichnen.

- a) Bereich des Salltals bei Krenhof mit Schotterwerk, Industriebetrieben und wichtiger Durchzugsstraße,
- b) das stark besiedelte Gebiet von Köflach mit erheblicher Industrie und Durchzugsstraße und
- c) der Raum Voitsberg mit dichter Besiedlung, kalorischem Kraftwerk, Industrie und starkem Verkehrsaufkommen.

Niedrige Belastungen ergeben sich vor allem für die Randgebiete Edelschrott, Afling, Stallhofen und Großgaisfeld.

Während die niedrige Immissionsbelastung der Randgebiete im Sommer und Winter annähernd gleich lokalisiert bleibt, fallen bei den Immissionsschwerpunkten deutliche örtliche Verschiebungen auf. So läßt die Verteilung der Signaturen erkennen, daß die größte Immissionsbelastung während des Zeitraums Februar bis August im Bereich Voitsberg-Köflach zu finden ist, während des Zeitraums August bis Februar jedoch, vielleicht kleinklimatisch bedingt, gegen NW bzw. SE verlagert ist.

Neben der Lage der Immissionsschwerpunkte bzw. deren jahreszeitliche Verschiebung ist auch die NW-SE Erstreckung des Immissionsgebietes auffällig. Diese Erstreckung fällt gleichzeitig mit der Hauptwindrichtung zusammen und bewirkt, daß auch weiter im SE gelegene Gebiete z. T. noch stark belastet sind, während die Immissionen in Richtung NW rascher abnehmen. Diese Immissionsverteilung dürfte reliefbedingt sein; im NW ist die Begrenzung des Untersuchungsgebietes gebirgig, im SE hingegen eher hügelig, so daß die Immissionen darüber hinwegfließen können.

Die Ausbreitung der Immissionen sowie die sulfatischen und die nicht-sulfatischen Anteile an den Borkenextrakten läßt sich auch anhand von Profilen, die in NW - SW- sowie NE - SW-Richtung gelegt wurden, darstellen. Dazu wurden die Profile entlang dieser Richtungen in jeweils rd. 2 km² große Abschnitte unterteilt und die darin gefundenen Borkenwerte gemittelt (Abb. 3 und 4). Der etwa im Gebiet von Mitterdorf gelegene Kreuzungspunkt ist in den beiden getrennt gezeichneten Profilen angedeutet. Aus beiden Profilen geht übereinstimmend der geringe Unterschied zwischen den Sommer- und Winterwerten hervor, im Mittel über alle Probestellen beträgt der Unterschied nur

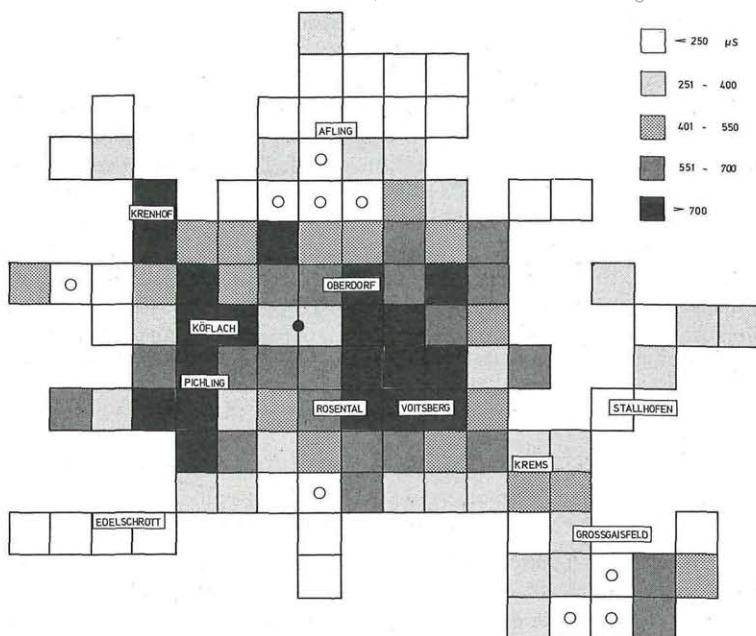


Abb. 1: Verteilung der Luftverunreinigungen während des Untersuchungszeitraumes Februar-August, dargestellt mit der Borkenmethode; nähere Erklärung vgl. Text. ○ = nicht untersucht.

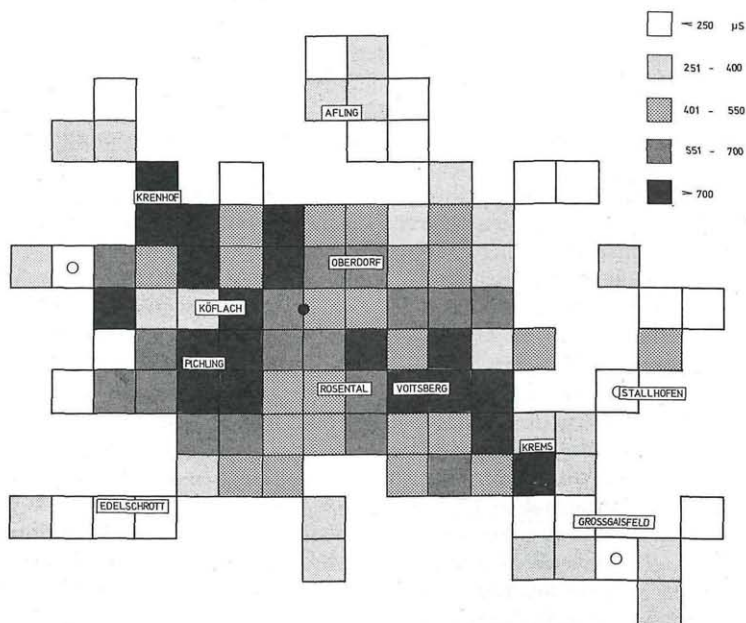


Abb. 2: Verteilung der Luftverunreinigungen während des Untersuchungszeitraums August-Februar; nähere Erklärung im Text. ○ = nicht untersucht.

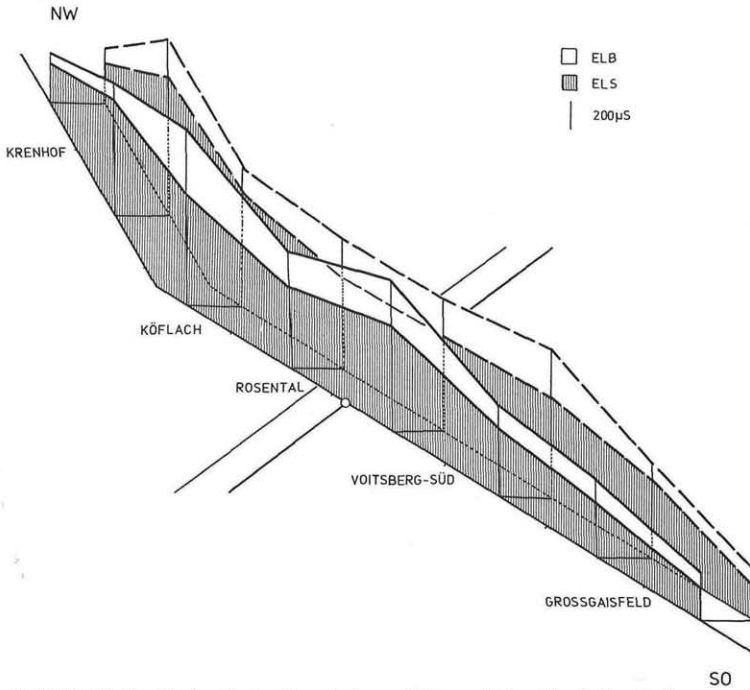


Abb. 3: NW-SE Profil durch das Immissionsgebiet und der Grad der Luftverunreinigung im Sommer — und Winter - - - dargestellt mit der Borkenmethode.

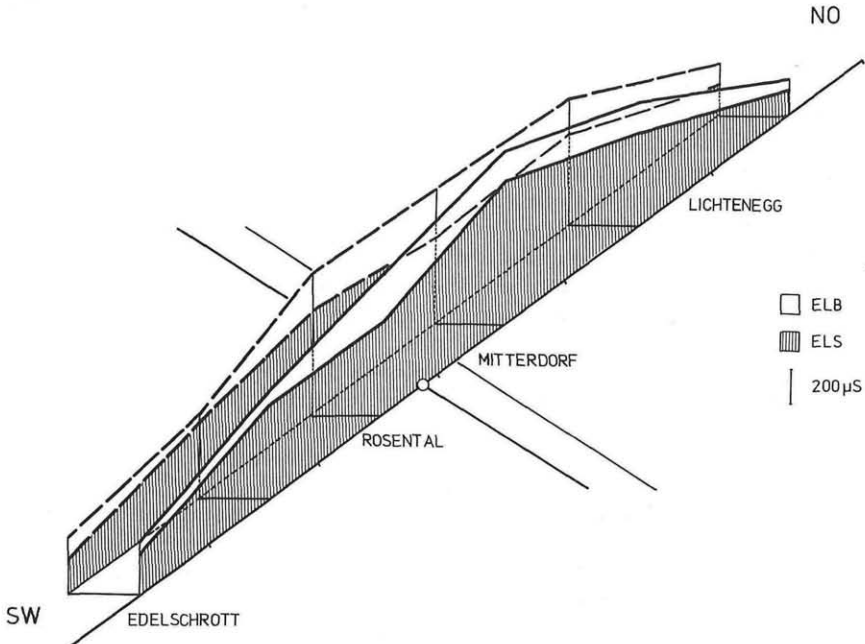


Abb. 4: NE-SW Profil durch das Immissionsgebiet und der Grad der Luftverunreinigung im Sommer — und Winter - - - dargestellt mit der Borkenmethode.

rd. 8,5%. Weiters ist den Profilen zu entnehmen, daß der nichtsulfatischen Komponente nur ein recht geringer Anteil an den Gesamtimmisionen zukommt, den Hauptteil der von den Borken absorbierten löslichen Verbindungen stellen Sulfate dar. Tab. 1 gibt eine Übersicht über die Anteile im Sommer und im Winter.

Tab. 1: Borkenleitfähigkeit; ELB-Werte (Mittel aus allen Probestellen) und prozentuale Anteile (in Klammern) der Sulfat- (ELS) und der Nichtsulfatanteile (ELN). Leitfähigkeitswerte in μS .

	ELB	ELS	ELN
Winter	714 (= 100%)	516 (= 72%)	198 (= 28%)
Sommer	652 (= 100%)	472 (= 72%)	180 (= 28%)

Unter Berücksichtigung der Tatsache, daß die Borkenleitfähigkeit auf Änderungen der Immissionen innerhalb von 3 bis 4 Wochen anspricht (KIENZL 1978, KIENZL & HARTEL 1979), muß man von das Jahr über \pm gleichbleibenden Immissionen sprechen.

Der weiteren Auswertung sollen aber nicht die Einzelwerte, sondern die Quadratmittelwerte, wie sie in Abb. 1 und 2 wiedergegeben sind, zugrunde gelegt werden. Zweifellos geht bei dieser Berechnungs- und Darstellungsweise manche Einzelheit verloren, was aber kaum als Nachteil zu betrachten ist, fällt doch dabei mancher durch lokale Verhältnisse bedingter abweichender Wert (z. B. durch Hausbrand, Garagen, umgebungsbedingte kleinräumige Staulagen u. dgl.) nicht so stark ins Gewicht, und der geringe Informationsverlust wird, wie sich dies schon bei den analogen Untersuchungen im Stadtgebiet von Graz bewährt hat, durch Glättung der Werte und deren leichtere Überschaubarkeit mehr als wettgemacht. Angesichts der Geringfügigkeit und Konstanz der nichtsulfatischen Anteile in den Borkenextrakten werden weiterhin nur die Sulfatanteile der Extrakte (d. s. die ELS-Werte) berücksichtigt, wie sie auch den Abb. 1 und 2 zugrunde liegen. Es wurden ferner nur Quadrate einbezogen, für die Sommer- wie Winterwerte vorliegen, d. s. 103 Quadrate zu je 1 km^2 .

Das arithmetische Mittel aus den gem. Abb. 1 und 2 klassifizierten Borkenwerten und die Standardabweichung der Quadratmittelwerte entspricht im Winter der Klasse $1,89 \pm 1,38$, im Sommer der Klasse $1,84 \pm 1,45$. Es ergibt sich also, übereinstimmend mit der unmittelbaren Berechnung des Mittelwertes aus den Einzelbestimmungen, ein ähnlich geringer, jedenfalls innerhalb der Streuung der Quadratwerte liegender, Unterschied zwischen Sommer und Winter. Infolge der bei der Klassifizierung erfolgten Glättung der Werte fällt der Unterschied zwischen Sommer und Winter noch geringer aus als bei unmittelbarer Berechnung aus den Einzelwerten. Die Streuung der Quadratwerte ist, wie die Standardabweichungen erkennen lassen, im Sommer und im Winter fast gleich.

Auch innerhalb des Untersuchungsgebietes lassen sich nur recht geringe regionale Unterschiede feststellen. Dies sei in Tab. 2 anhand der Ausscheidung von Zonen vom Zentrum gegen die Peripherie des Untersuchungsgebietes hin demonstriert. Als Zentrum seien 2 Quadrate mit dem „Heiligen Berg“, zwischen Voitsberg und Köflach gelegen, gewählt (in Abb. 1 und 2 durch einen weißen Kreis gekennzeichnet). Von diesem aus werden Zonen von je 1 km Breite (gewissermaßen „Quadratrahmen“) ausgeschieden und deren Klassen gemittelt (Tab. 2).

Eine Tendenz zur Abnahme vom Zentrum gegen die Peripherie ist zweifellos vorhanden; der Heilige Berg bleibe in diesem Zusammenhang wegen der wesentlich höheren Lage der Probestellen vorderhand außer Betracht. Die Durchschnittswerte sind im Vergleich zur innersten Zone (d. i. Zone 2) jedoch erst in Zone 4 signifikant niedriger. Sommer- und Winterwerte sind erst in der äußersten Randzone 5 deutlich verschieden;

die Winterwerte sogar eher etwas niedriger, doch sind sie, verglichen mit den Standardabweichungen, eher als im Bereich des Zufälligen liegend anzusehen. Nur in den Randgebieten sinkt der Borkenmittelwert im Sommer unter Klassenmittel 2 ab, während er im Winter noch immer über dem Klassenmittelwert 3 bleibt.

Tab. 2 läßt erkennen, daß im Untersuchungsgebiet großflächig sommers wie winters recht gleichmäßige Immissionsbedingungen herrschen; auch nach dieser Art der Ermittlung scheinen, namentlich im zentralen Teil, keine ausgeprägten örtlichen und zeitlichen Unterschiede auf. Allerdings ist die Belastung im Sommer stärker auf den zentralen Teil des Untersuchungsgebietes beschränkt, sie greift erst im Winter stärker auf das Umland über und reicht dann auch, wie das Beispiel Heiliger Berg zeigt, in größere Höhen über der Talsohle.

Tab. 2: Zonierung der ELS-Werte, vom Zentrum des Untersuchungsgebietes ausgehend.

	Sommer	Winter
1) Zentrum Heiliger Berg (weißer Punkt), 2 km ²	1,0	2,5
2) Zone 4 × 3 km um 1) gelegen (= 10 km ²)	4,38 ± 0,67	4,50 ± 0,70
3) Zone 6 × 5 km um 2) gelegen (= 18 km ²)	4,11 ± 1,02	3,83 ± 1,20
4) Zone 8 × 7 km um 3) gelegen (= 23 km ²)	3,66 ± 1,23	3,45 ± 1,19
5) Randgebiete, außerhalb Zone 5 (= 50 km ²)	1,81 ± 0,88	3,06 ± 1,11

3.2. Vergleich der Borkenwerte mit der Infrarot-Kartierung

Zum Vergleich der Borkenwerte mit einer anderen Erhebungsmethode bot sich für diesen Raum insbesondere die Infrarot-Kartierung an, die von der Landesforstinspektion für Steiermark 1971–1976 durchgeführt wurde und deren Ergebnisse veröffentlicht sind (SCHNOPFHAGEN 1977). Aufgrund von Falschfarbenaufnahmen sind neben unbeeinflussten Flächen (Zone 0) drei verschieden stark belastete Zonen (Zone 1–3) ausgeschieden und in einer Karte (Original im Maßstab 1 : 50.000) festgehalten. Über diese Karte wurde ein den Abb. 1 und 2 identisches Quadratnetz gelegt. Die auf die Quadrate entfallenden IR-Zonenwerte wurden folgendermaßen festgestellt: War das ganze Quadrat zur Gänze von einer bestimmten IR-Signatur ausgefüllt bzw. deckte eine andere Signatur nur einen kleinen Teil (höchstens 25%) des Quadrates, so erhielt es den vollen bzw. überwiegenden Zonenwert; war hingegen das Quadrat zu mehr als 25% und zu höchstens 75% von einer anderen Zonensignatur bedeckt, so wurde ein Zwischenwert eingesetzt. Beispiel: War ein Quadrat zu 80% von Zone 1 und zu 20% von Zone 2 bedeckt, so erhielt es die Bewertung 1; waren jedoch 30% der Quadratfläche von Zone 1 und 70% von Zone 2 eingenommen, so lautete die Bewertung 1,5. Auf diese Weise wurden bei 4 Signaturen insgesamt 7 Stufen erhalten. Wie oben gezeigt wurde, unterscheiden sich die Sommer- und Winterwerte der ELB-Werte trotz örtlicher Differenzen im Durchschnitt nicht signifikant voneinander. Es konnten daher die Sommer- und Winterwerte zusammengelegt und als Mittelwerte der IR-Kartierung gegenübergestellt werden. Durch die Mittelung der 5 Borkenklassen ergaben sich gleichfalls Zwischenwerte, so daß 7 IR-Klassen 9 Borkenklassen gegenübergestellt werden können. Auf diese Weise ergeben sich für die 9 Klassen der Borkenwerte nachstehende Klassenwerte aus der IR-Kartierung (Skala 0–3).

Mit steigenden Borkenwerten nehmen auch die Durchschnittswerte aus den der jeweiligen ELS-Klasse zugeordneten IR-Werten zu. Die Standardabweichungen der IR-Klassen zeigen eine bemerkenswerte Einheitlichkeit. Eine engere Beziehung zwischen Borken- und IR-Werten ist unverkennbar. Führt man den χ^2 -Test auf Homogenität (Unabhängigkeit) durch, so ergibt sich mit $P < 0,001$ eine von Null abweichender

Borken Klassenmittel	IR-Kartierung (Klasse 0-3)	Zahl der Quadrate
0	0,68 ± 0,30	14
0,5	0,79 ± 0,92	12
1	1,50 ± 0,83	11
1,5	1,77 ± 0,67	10
2	2,00 ± 0,53	17
2,5	2,44 ± 0,32	8
3	2,46 ± 0,52	13
3,5	2,63 ± 0,53	8
4	2,65 ± 0,53	10
		103

Zusammenhang zwischen den beiden Größen. Eine Korrelationsrechnung ist anhand der in der Tabelle mitgeteilten Werte nicht ohne weiteres möglich, weil der Zusammenhang offenbar nicht linear ist; im Bereich höherer Borkenwerte flacht die Zunahme der IR-Werte deutlich ab. Für die Borkenklassen 2, 5 und 3 ergeben sich identische IR-Mittelwerte, ebenso für die Borkenklassen 3,5 und 4. Man kann also diese beiden Paare zu jeweils einer Klasse zusammenfassen und ihnen die jeweiligen Mittel aus den zugehörigen IR-Werten zuordnen. Dadurch wird auch erreicht, daß nunmehr 4 Borkenklassen mit 3 Zwischenklassen ebensovielen IR-Mittelwerten gegenüberstehen, was den Vergleich erleichtert. Um Verwechslungen zu vermeiden, werden die nunmehrigen Klassen der solcherart verkürzten Skala der ELS-Werte mit römischen Zahlen 0-III gekennzeichnet.

Trägt man nun die Anzahl der jeweils den ELB-Werten (Mittel aus Sommer- und Winterwerten) zugeordneten IR-Werte in ein Koordinatensystem ein, so ergibt sich folgendes Korrelogramm (Tab. 4).

Tab. 4: Korrelogramm zwischen den IR-Klassen und den klassifizierten Borken-Sulfat (= ELS-) Werten. (Die Zahlen geben die Zahl der Quadrate mit den jeweiligen Bewertungen an.)

IR- Klassen	Klassen der Borkensulfatwerte 0-III							
	0	0-I	I	I-II	II	II-III	III	0-III
3	—	1	1	1	1	6	9	19
1,5	—	—	—	—	5	8	6	19
2	—	1	4	4	5	6	2	22
1,5	2	—	2	2	5	1	1	13
1	5	3	2	3	1	—	—	14
0,5	3	3	1	—	—	—	—	7
0	4	4	1	—	—	—	—	9
0-3	14	12	11	10	17	21	18	103

Zwischen der wie beschrieben verkürzten Skala der Borkenwerte und den IR-Klassen besteht, wie Tabelle 4 zeigt, bei recht gleichmäßiger Besetzung der Klassen eine offenkundige und annähernd geradlinige Beziehung. Es fällt zwar auf, daß niedrigen Borkenwerten vereinzelt wohl hohe IR-Werte zugeordnet sind (es handelt sich dabei um den Heiligen Berg und eine Anhöhe westlich Ma. Lankowitz, also infolge ihrer Lage

© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologgiezentrum.at
 etwas aus der Reihe fallende Probepunkte); aber kein einziges Quadrat mit einem hohen Borkenwert ist nach der IR-Skala niedrig eingestuft.

Vor einer weiteren Auswertung des Korrelogramms ist noch die Frage zu prüfen, ob die solcherart ausgeschiedenen Klassen real sind, d. h., ob zwischen ihnen Unterschiede von ungenügender Signifikanz bestehen. Dazu wurden einmal für die einzelnen ELS-Klassen die zugehörigen IR-Zonenmittel errechnet und umgekehrt für die IR-Klassen die jeweiligen ELS-Klassenmittel. Das Ergebnis ist in Tab. 5 dargestellt.

Tab. 5: A: Zonen-Mittelwerte aus der IR-Kartierung über den ELS-Klassen; B: ELS-Klassenmittel über den jeweiligen IR-Klassen (aus Tabelle 4).

A		B	
ELS-Klasse	IR-Klassenmittel	IR-Klasse	ELS-Klassenmittel
0 (< 250 µS)	0,68 ± 0,54	0	0,33 ± 0,35
0-I (251-325 µS)	0,79 ± 0,92	0,5	0,35 ± 0,38
I (326-400 µS)	1,50 ± 0,83	1	0,71 ± 0,70
I-II (401-475 µS)	1,70 ± 0,63	1,5	1,58 ± 0,89
II (476-550 µS)	2,00 ± 0,53	2	1,88 ± 0,70
II-III (551-625 µS)	2,43 ± 0,44	2,5	2,57 ± 0,40
III (> 625 µS)	2,64 ± 0,45	3	2,47 ± 0,73

In beiden Fällen ergeben sich gleichsinnige Zahlenfolgen. Zumindest zwischen den ganzzahligen Klassenwerten sind die Unterschiede sowohl in A wie in B mit $P \sim 0,1-0,01$ signifikant; gleiches gilt für die Unterschiede zwischen den Zwischenwerten. Hierbei muß aber berücksichtigt werden, daß die Zwischenwerte der IR-Klassen durch Schätzung von Flächenanteilen zustande gekommen und daher mit einer gewissen subjektiven Unsicherheit behaftet sind, die Zwischenwerte der Borkenwerte jedoch auf Mittelung von Sommer- und Winterwerten beruhen und zudem in einigem zeitlichen Abstand von den IR-Aufnahmen erhoben worden sind. Beides wirkt sich auf die Signifikanz der Unterschiede mindernd aus.

Ein wesentliches Kriterium für die Brauchbarkeit dieser Klassifizierung besteht darin, inwieweit die Verteilung der nach den beiden Methoden voneinander unabhängig erhobenen Klassifizierung übereinstimmt. Da keine Normalverteilung vorliegt, muß der Vergleich anhand der Mediane (Zentralwerte) und der 25%- bzw. 75%-Perzentile (d. i. des 1. und 4. Quartals) geführt werden. Aus den Daten der Tab. 5 entsprechen diese Kriterien folgenden Klassenwerten (Tab. 6).

Tab. 6: Verteilung der Borkenwerte und der Bewertung nach der IR-Kartierung.

	Klassenwert des		
	25%- Perzentils	Medians	75%- Perzentils
Borken-(ELS-)Werte	0,87	1,70	2,30
IR-Kartierung	0,46	1,61	2,30

Nach beiden Erhebungen liegt der Median um 1,61-1,70 und das 4. Quartil bei 2,30, die Übereinstimmung im mittleren und oberen Immissionsbereich kann als ausgezeichnet angesehen werden. Im Bereich geringerer Immissionen ergibt sich eine Abweichung; um 25% aller Werte zu zählen, ist bei den Borkenwerten ein etwas größerer Ab-

© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at
schnitt, nämlich 0,87 einer Klassenbreite, erforderlich als bei den Bewertungen nach der IR-Kartierung. Der Grund hierfür liegt wohl weniger in der Methode, sondern ist mehr rechnerischer Natur und in der aus der Zusammenfassung der oberen Borkenklassen bedingten Asymmetrie der Borkenskala zu suchen.

Aus dem Korrelogramm ist zu entnehmen, daß die Abhängigkeit von IR-Kartierung und Borkenwerten annähernd linear ist. Dies ermöglicht es, den Korrelationskoeffizienten zu berechnen, was nach dem ursprünglichen Vergleich von 7 IR-Stufen mit 9 Borkenstufen wegen Nichtlinearität nicht möglich war. Aus dem Korrelogramm (Tab. 5) ergibt sich ein Korrelationskoeffizient von $r = 0,77$ mit einer Signifikanz gegen Null von $t_0 = 0,999$. Es ist also das Bestehen einer positiven Korrelation zwischen den Ergebnissen nach beiden Erhebungsarten mit hoher Wahrscheinlichkeit (d. h. weniger als 0,1% Irrtumswahrscheinlichkeit) gesichert.

Berechnet man die Korrelationskoeffizienten zwischen IR-Kartierung und Borkenwerten getrennt für den Sommer und Winter, so ergeben sich etwas unterschiedliche Werte, nämlich für den Sommer $r_{\text{Sommer}} = 0,52$, für den Winter $r_{\text{Winter}} = 0,69$. Beide Koeffizienten liegen niedriger als der auf Grund der Mittel zwischen Sommer und Winter ermittelte. Dies rührt daher, daß für die getrennte Ermittlung nur ganzzahlige Klassen der Borkenwerte zur Verfügung stehen. Aus dem Unterschied der beiden r -Werte zu schließen, daß die IR-Kartierung stärker durch die winterlichen Immissionen bestimmt ist als im Sommer, wäre voreilig. Der Unterschied zwischen den beiden Korrelationskoeffizienten r_{Sommer} und r_{Winter} ist statistisch keinesfalls signifikant, auch kann eine stärkere winterliche Korrelation auch durch die gleichmäßigere Ausbreitung der Immissionen und deren stärkeres Übergreifen in das Umland bedingt sein. Allerdings prägt sich der niedrige sommerliche Borkenwert auf dem Heiligen Berg (weißer Punkt) nicht in der IR-Kartierung aus, dieser würde die im Winter festgestellte Borkenklasse 2–3 eher entsprechen.

4. Vergleich mit den Erhebungen in Graz

Es liegen nunmehr zwei mit gleicher Methode durchgeführte Erhebungen mit der Borkenmethode vor, die von KIENZL & HÄRTEL 1979 für das Stadtgebiet von Graz und die vorliegende Erhebung in einem Industriegebiet. Der Vergleich weist bemerkenswerte Unterschiede auf. In beiden Fällen handelt es sich um Beckenlagen mit hoher Inversionshäufigkeit, vielleicht ist das Köflacher Becken wegen seiner größeren Nähe zu höheren Gebirgen etwas häufiger Winden ausgesetzt und der Luftwechsel ist hier dementsprechend etwas häufiger. Die Borkenerhebungen wurden in beiden Fällen im Winter und im Sommer durchgeführt.

Die durchschnittlichen Leitfähigkeitswerte der Borkenextrakte (ELB-Werte) wurden im Stadtgebiet von Graz im Sommer bei $681 \pm 422 \mu\text{S}$ und im Winter bei $878 \pm 455 \mu\text{S}$ gefunden (KIENZL & HÄRTEL 1979), sie liegen damit etwa gleich hoch wie im hier untersuchten Industriegebiet (vgl. Tab. 1). Der Sulfatanteil machte in Graz mit rd. $368 \mu\text{S}$ (im Sommer) bzw. $422 \mu\text{S}$ (im Winter) etwa die Hälfte der Gesamtleitfähigkeit aus und war damit wesentlich niedriger als im Industriegebiet, wo der Anteil der ELB-Werte durchschnittlich rd. 72% der Gesamtleitfähigkeit betrug (Tab. 1). Dementsprechend war der Nichtsulfatanteil im Industriegebiet mit 28% wesentlich niedriger als in Graz (rd. 50%).

Die Durchschnittswerte der Gesamtleitfähigkeit aus allen Einzelbestimmungen schwanken zwischen Sommer und Winter im Industriegebiet um 8–9%, in Graz um 22%, die des Sulfatanteiles um 8–9%, in Graz jedoch um 13%; die Nichtsulfatanteile zeigen im Industriegebiet eine (unsignifikante) Schwankung um rd. 10%, in Graz be-

trug der Unterschied zwischen Sommer und Winter rd. 30%. Die geringeren jährlichen Schwankungen der Borkenwerte im Industriegebiet sind ein Hinweis darauf, daß die Immissionen weniger auf den Hausbrand, sondern auf die nicht so stark saisonabhängigen Exhalationen der übrigen Emittenten (vgl. Kap. 2.1) zurückzuführen sein dürften. Auf Grund von Begasungsversuchen an Borken sowie monatlichen Messungen in Graz ist bekannt, daß der Borkentest eine Ansprechzeit von etwa 3–4 Wochen hat, jahreszeitliche Änderungen müßten also von den Borkenwerten mit Sicherheit registriert werden.

Bei den Untersuchungen in Graz erwies sich der etwa 120 m über die Stadt sich erhebende Schloßberg im Winter deutlich stärker belastet als im Sommer, er ragt mit seinem Plateau gerade in die Inversionszone hinein, wodurch im Winter die Werte mit der Höhe deutlich ansteigen. Ähnliches kann im Köflacher Becken am Heiligen Berg festgestellt werden: Im Winter Borkenwerte der Klasse 2–3 (nach der 5-stufigen Klassifizierung der Borkenwerte). Gleichartige Belastungen der Umgebung im Sommer wie im Winter lassen einen Rauchkuppeneffekt als Ursache weniger wahrscheinlich erscheinen.

Im Stadtgebiet von Graz konnte mit $r = 0,64$ eine gute und gesicherte Korrelation zwischen den nach den Vorschriften der TAL (Technische Anleitung Reinhaltung der Luft, BRD) erhobenen SO_2 -Gehalten der Luft und den Borkenwerten gefunden werden (KIENZL & HÄRTEL 1979); ähnliche gute Beziehungen zwischen Borkenwerten und Luftanalysen sowie Schwefelgehalten der Nadeln konnten schon vor längerem in einem obersteirischen Industriegebiet (HÄRTEL & GRILL 1972) festgestellt werden; jüngst konnte in der weiteren Umgebung des weststeirischen Braunkohlengebietes ein ähnlich guter Zusammenhang zwischen Borkenwerten und Sulfatgehalt von Fichtennadeln entlang verkehrsreicher Bergstraßen festgestellt werden (GRILL, HÄRTEL & KRZYSCIN 1980). Für das hier dargestellte Gebiet waren derartige Vergleichswerte noch nicht greifbar, hingegen boten sich die bereits veröffentlichten Ergebnisse der Infrarot-Kartierung als wertvolle Vergleichsbasis an. Ähnlich wie sich in Graz zwischen SO_2 -Gehalten der Luft und den Vorschriften der TAL eine gute Korrelation ergeben hat, besteht eine sehr gute Beziehung zwischen der Infrarot-Kartierung und den Borkenwerten. Dies erweist sich sowohl beim Vergleich nach der parameterfreien Ermittlung des Medians und der Quartile, die für beide Größen eine bemerkenswerte Übereinstimmung aufwiesen, wie auch nach der Berechnung des Korrelationskoeffizienten, sofern man dem Umstand, daß sich bei höheren Borkenwerten die IR-Kartierung nur mehr wenig ändert, dadurch Rechnung trägt, daß man in diesem Bereich eine größere Klassenbreite für den Borkentest wählt. Dadurch kann man den Zusammenhang zwischen den beiden Größen annähernd linearisieren.

Es verdient auch festgehalten zu werden, daß vereinzelt wohl höhere Schadensgrade nach der IR-Kartierung bei niedrigen Borkenwerten festgestellt werden konnten, daß aber niemals bei hohen Borkenwerten ein normaler IR-Befund erhoben werden konnte. Diskrepanzen können gelegentlich auftreten, wenn Abgase vorwiegend von oben einfallen, daher in erster Linie die Krone treffen, wodurch der Stamm, dem die Borke für die Durchführung des Borkentests entnommen wird, von den Abgasen durch die Krone mehr oder weniger geschützt ist. Darauf hinweisende Beobachtungen konnten beim Vergleich von exponierten Borkenexplantaten mit und ohne Schutzdach gemacht werden (GRILL & HOFER 1978).

Bei den Luftgüteuntersuchungen in Graz konnte der Borkentest auch mit der Flechtenkarte verglichen werden, also mit der an einem Bioindikator erhobenen Zonierung. Auch dabei ergab sich eine gute Übereinstimmung (Korrelationskoeffizient $r = 0,64$), also eine ähnlich enge Beziehung wie zwischen dem Borkentest und der Infrarot-Kartierung.

5. Literatur

- GRILL D. & HOFER H. 1978. Der Borkentest als Hilfsmittel zur Rauchschenkartierung. Internationaler Verband forstlicher Versuchsanstalten, Bericht über die X. Fachtagung Ljubljana 1978. – Zbornik (Ljubljana) 1-390 : 283-287.
- HÄRTEL & KRZYSCIN F. 1980. Confining and mapping of air polluted areas with coniferous barks. – Arch. Ochr. Srodow. (im Druck).
- HÄRTEL O. 1977. Fichtenborke gibt Auskunft über die Luftgüte. – Umschau, 77 : 308-309.
- & 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. – Diss. Univ. Innsbruck.
- KIENZL I. 1978. Baumborke als Indikator für SO₂-Immissionen. – Diss. Univ. Graz.
- & HÄRTEL O. 1978. Neues über den Borkentest – seine Zuverlässigkeit bei der Beurteilung von Immissionen. Internationaler Verband forstlicher Versuchsanstalten, Bericht über die X. Fachtagung Ljubljana 1978. – Zbornik (Ljubljana) 1-390 : 269-282.
- & – 1979. Die Luftverunreinigungen im Stadtgebiet von Graz, dargestellt anhand von Borkenuntersuchungen. – Mitt. naturw. Ver. Steiermark, 109 : 113-135.
- SACHS L. 1975. Statistische Auswertungsmethoden. – Springer Verlag, Berlin – Heidelberg – New York.
- SCHNOPFHAGEN S. 1977. Immissionserhebung mit Infrarotfilm über forstliche Vegetationsschäden 1971-1976 in der Steiermark. – Amt der Steiermärk. Landesreg., Graz.
- STÜBER E. 1975. Studie über die umwelthygienisch-ökologische Situation der Stadt Salzburg. – Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Salzburg.
- Anschrift der Verfasser: Univ.-Prof. Dr. O. HÄRTEL u. Univ.-Doz. Dr. D. GRILL, Institut für Pflanzenphysiologie der Universität Graz, Schubertstr. 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: 1980

Band/Volume: [110](#)

Autor(en)/Author(s): Härtel Otto, Grill Dieter, Kryscin Franz

Artikel/Article: [Darstellung der Umweltbelastung im weststeirischen Industriegebiet anhand von Fichtenborken. 105-116](#)