

Dissertation aus dem Botanischen Institut der Universität Innsbruck –  
Univ.-Prof. Dr. Hanns PITSCHMANN

PETER STARKE

## STADTKLIMA, IMMISSIONSVERHÄLTNISSE UND FLECHTENVERBREITUNG IN LINZ

(Mit 54 Abbildungen und 33 Tabellen)

Manuskript eingelangt am 3. Jänner 1984

Anschrift des Verfassers:

Prof. Mag. Dr. Peter STARKE, A-4020 Linz, Ghegastraße 30

## URBAN CLIMATE, CONDITIONS OF IMMISSION AND SPREAD OF LICHENS IN THE URBAN AREA OF LINZ (UPPER AUSTRIA)

### SUMMARY

1. The analysis of bark measurements as well as the map of the spread of lichens made by the IAP-values (HOISLBAUER 1979) deflect significantly from the results of the immission-measurement by physical-chemical methods at microclimatic favoured (humid) places. The biological methods show a more detailed pattern of immission values for all autotrophic organisms.
2. The annual average of air-pollution caused by  $\text{SO}_2$  oscillates between 0,019 ppm and 0,098 ppm in the urban area of Linz; the annual average of the dust fall oscillates between  $18,3 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$  and  $208,9 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ .
3. The acidity of the bark is influenced in a contrarily way by the two main-immissions (dust and  $\text{SO}_2$ ). Because of the accumulation of these two main-immissions in the organisms' lives and because of the codetermination of the geological ground on the acidity of the bark the pH-value is only restricted useable as measure for the conditions of immission.

4. The  $\text{SO}_4$ -value of the barks oscillates between  $0,02 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$  and  $2,21 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ , measured by samples of the barks of spruce (*Picea abies*) and pear-tree (*Pyrus communis*). All measurements converted to the bark of spruce. The measurements of the conductivity of the bark of *Picea abies* oscillate between  $195 \mu\text{S}$  and  $4190 \mu\text{S}$ .
5. The comparison of measurements of barks between spruce and pear-tree at comparable stations shows the following correlation-factors:  
 $r = 0,78$  applied to the  $\text{SO}_4$ -value of the barks,  
 $r = 0,72$  applied to the conductivity of the bark (ELB),  
 $r = 0,59$  applied to the non-sulfatic-conductivity (ELN).
6. If we compare the results of the physical-chemical measurements and the results of the bark-measurements we see the following connexions: there is a significant correlation ( $r = 0,72$ ) between the measurements of  $\text{SO}_2$  made by "Bleikerzenmethode" and the sulfatic content of the spruce-bark.  
 There is no significant correlation ( $r = 0,24$ ) between the non-sulfatic-conductivity (ELN) of spruce-bark and the measurements of dust fall. There are two main-reasons for this non-significant correlation: the different ways of the dust to the bark and to the Hibernia-funnel and the not exactly identical stations for both analysis.
7. The comparison of the sulfatic contents and the pH-values of the bark of pear-trees shows a significant correlation ( $r = -0,60$ ). The comparison of the pH-values and the conductivity of the bark (ELB) shows significant correlations, too, measurements of spruce-bark ( $r = 0,90$ ) as well as of pear-tree-bark ( $r = 0,70$ ).
8. The analysis of the IAP-values of some stations shows a good connexion to the values of bark-measurements.  
 The IAP-zone 5 ( $\text{IAP} < 70$ ) shows summer-values of the air-pollution caused by  $\text{SO}_2$  lower than  $10 \text{ mg SO}_3 \cdot \text{dm}^{-2} \cdot 28 \text{ d}^{-1}$  ( $\triangleq 0,028 \text{ ppm}$ ) and values of dust fall lower than  $6 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot 28 \text{ d}^{-1}$  on the one hand and summer-values of ELB of spruce-bark smaller than  $1750 \mu\text{S}$ , of ELN-values smaller than  $300 \mu\text{S}$  and of ELS-values smaller than  $1100 \mu\text{S}$  on the other hand.  
 But there is no significant correlation between summer-values of immission and IAP-zone 4 ( $\text{IAP} : 70-139$ ), because of the greater importance of microclimatic and geological influences on the values of bark-measurements.

## INHALTSVERZEICHNIS

	Seite
1. Einleitung und Problemstellung . . . . .	160
2. Untersuchungsgebiet . . . . .	161
2.1. Geographische Lage . . . . .	161
2.2. Geologische Verhältnisse . . . . .	162
2.3. Bodenkundliche Gegebenheiten . . . . .	163
2.4. Stadtklima von Linz . . . . .	168
2.4.1. Windverhältnisse . . . . .	171
2.4.2. Temperatur . . . . .	173
2.4.3. Nebel und Luftfeuchtigkeit . . . . .	174
2.4.4. Niederschlag . . . . .	177
2.4.5. Sonnenscheindauer . . . . .	178

3.	Emissionen und Immissionen . . . . .	178
3.1.	Gase . . . . .	179
3.1.1.	Schwefeldioxid . . . . .	181
3.2.	Stäube . . . . .	182
4.	Immissionswirkungen auf Pflanzen . . . . .	183
4.1.	Schädigungen durch SO <sub>2</sub> . . . . .	186
4.2.	Schädigungen durch HF . . . . .	191
4.3.	Schädigungen durch Stäube . . . . .	192
4.4.	Ergebnisse von Begasungsexperimenten . . . . .	193
5.	Emissionsverhältnisse in Linz . . . . .	198
5.1.	SO <sub>2</sub> -Belastung . . . . .	198
5.2.	Staubbelastung . . . . .	207
6.	Biologische Methoden der Immissionsbeurteilung . . . . .	215
6.1.	Indikatororganismen . . . . .	215
6.2.	Flechten als Bioindikatoren . . . . .	215
6.3.	Methodenvergleiche . . . . .	216
6.3.1.	„Flechtenverbreitungsmethoden“ . . . . .	216
6.3.2.	Flechtentransplantation . . . . .	218
6.3.3.	Index-Methoden . . . . .	219
6.3.4.	Methoden, den Zellbereich betreffend . . . . .	222
6.3.5.	Chemische Analyse der Thalli . . . . .	223
6.3.6.	Borkenuntersuchungen . . . . .	224
6.3.6.1.	Bestimmung des Borken-pH-Werts . . . . .	224
6.3.6.2.	Borkenanalyse . . . . .	227
6.3.6.3.	Leitfähigkeitsmessung . . . . .	227
7.	Borkenuntersuchungen in Linz . . . . .	228
7.1.	Borkensäuregehalt . . . . .	228
7.1.1.	pH-Wert der verschiedenen Borken in Linz . . . . .	231
7.1.2.	Diskussion der pH-Wert-Messungen . . . . .	231
7.2.	Borkensulfatgehalt . . . . .	235
7.2.1.	Diskussion der Borkensulfatwerte . . . . .	245
7.3.	Elektrolytische Borkenleitfähigkeit . . . . .	247
7.3.1.	Gesamtleitfähigkeit (ELB) . . . . .	247
7.3.2.	Nichtsulfatleitfähigkeit (ELN) . . . . .	251
7.4.	Zusammenhänge zwischen Schwefelgehalt, pH-Wert und Leitfähigkeit der Borke . . . . .	255
8.	Flechtenverbreitung und Flechtenwachstum . . . . .	258
8.1.	Umweltbedingte Veränderungen . . . . .	258
8.2.	Flechtenverbreitung . . . . .	260
8.3.	SO <sub>2</sub> -Grenzwerte . . . . .	262
8.4.	Flechtenzonensysteme . . . . .	263
8.5.	Flechtenvorkommen in Linz . . . . .	266
8.5.1.	Flechten und Immissionsbelastung . . . . .	268
8.5.2.	Flechtenverbreitung und Borkenverhältnisse . . . . .	269
8.5.3.	Flechtenwiederbesiedlung . . . . .	271
9.	Zusammenfassung . . . . .	271
10.	Literatur . . . . .	273

## 1. EINLEITUNG UND PROBLEMSTELLUNG

Flechten, jene Assoziationen von Pilzen und Algen, die eine neue, vom Habitus der getrennten Partner unterschiedliche morphologische Einheit bilden (AHMADJIAN 1965), besitzen als wichtigste Ionenquelle die durch das Regenwasser aus dem Substrat gelösten Stoffe. Daher wird in dieser Arbeit im besonderen auf die am (im) Substrat in oft schädlichem Übermaß vorhandenen Stoffe Bezug genommen.

Obwohl menschliche Bauwerke aus Stein und Holz den Flechten neue, geeignete Substrate liefern, kann in den Städten eine relative Flechtenarmut beobachtet werden, die mit steigender Industrialisierung weiter zunimmt. Die beobachtbare „Poleophobie (Stadtfeindlichkeit) der Flechten“ (HENNSEN 1974) hat zwei Ursachen: die immer stärker werdende Luftverschmutzung (insbesondere durch Schwefeldioxid und Staub) und das Mikroklima der Städte mit höheren Nachttemperaturen und geringerem Taufall als in der unverbauten Umgebung. Luftverunreinigung ist jedoch ein kennzeichnendes Merkmal des Stadtklimas auch dann, wenn die Stadt (im Gegensatz zu Linz) industriearm ist. Haushalte, Kleingewerbe und Verkehr sind als Emissionsquellen offenbar wirksam genug, um die Standortbedingungen für Flechten erheblich zu verändern.

Die vorliegende Arbeit will die derzeitigen Auswirkungen der Immissionen im Stadtgebiet von Linz und Steyregg auf die Borke von Fichten (*Picea abies*) und von Mostbirnbäumen (*Pyrus communis*) darstellen und damit verbunden die Auswirkung von Gasen und Staub auf das Substrat epiphytisch lebender Flechten und auf diese selbst an eigenen Messungen aufzeigen. Die zu diesem Zweck ermittelten Borkenleitfähigkeitswerte, pH-Werte und die Höhe des Sulfatgehalts der Borke sind hinsichtlich ihrer Aussagekraft mit anderen Methoden der Immissionsbewertung verglichen worden. Darunter findet sich die direkte Messung der Emissionen (STUBENRAUCH 1976 & 1980), die mit großem apparativem und finanziellem Aufwand immer stärker Verbreitung findet, und die Bestimmung der Auswirkungen von Immissionen über die Darstellung der Flechtenvegetation (BORTENSCHLAGER 1963, HOISLBAUER 1979).

Des weiteren soll einerseits an ausgewählten Punkten ein Vergleich zwischen der schwachrissigen Fichtenborke und der stärker strukturierten Birnenborke hinsichtlich des Immissionseinflusses gezogen werden, andererseits sollen die groß- und kleinräumigen Unterschiede im

geologischen Untergrund, im Kleinklima mit dem Schwerpunkt auf der Windbestreichung zu den Meßergebnissen in Beziehung gestellt werden.

Danksagung:

Meinem verehrten Lehrer, Herrn Univ.-Prof. Dr. H. Pitschmann, gebührt als erstem Dank für die Zustimmung zu diesem Thema, für die zahlreichen Gespräche und für sein wohlwollendes Interesse, das er in jeder Phase der Arbeit entgegenbrachte. Ebenso danke ich Herrn Univ.-Prof. Dr. S. Bortenschlager für die Betreuung während des Biologiestudiums. Weiters möchte ich mich bei Herrn Univ.-Ass. Dr. G. Gärtner für zahlreiche Unterredungen und Hinweise bedanken. Die Arbeit wäre nicht möglich gewesen ohne die Mithilfe des Instituts für Mikrobiologie der Universität Innsbruck (Vorstand: Univ.-Prof. Dr. Moser), von dem mir das benötigte Spektralphotometer zur Verfügung gestellt wurde.

Zu großem Dank bin ich auch Herrn Dipl.-Ing. H. Jeschke vom Amt der oberösterreichischen Landesregierung, Herrn Mag. Dr. Glötzl vom Magistrat Linz (Amt für Umweltschutz), Herrn Mag. G. Pfitzner von der Naturkundlichen Station der Stadt Linz und dem Landesmuseum Linz (Direktor: Doz. Dr. H. Kohl) für ihre vielfältigen Unterstützungen verpflichtet.

Aus meinem Bekanntenkreis sei Herrn Prof. OStR. W. Kellermayr für seine Hinführung zum Biologiestudium und Herrn Dr. Mag. G. Hoislbauer für seine zahlreichen unterstützenden Gespräche gedankt.

Zum Schluß bedanke ich mich noch bei meiner Mutter, die mir in selbstloser Weise mein Studium ermöglichte, und bei meiner Gattin, die mich immer wieder neu motivierte und durch viele Verzichtete meine Arbeit beschleunigte.

## 2. UNTERSUCHUNGSGEBIET

### 2.1. Geographische Lage

Das bearbeitete Gebiet umfaßt hauptsächlich das ca. 100 km<sup>2</sup> große Stadtgebiet von Linz und Hauptteile des Stadtgebiets von Steyregg. Es erstreckt sich an einer Donauschleife in deutlicher Beckenlage zwischen 14°15' und 14°21' östlicher Länge und 48°14' und 48°21' nördlicher Breite. Die 208.000 Einwohner mit ihren 86.672 gemeldeten Kraftfahrzeugen (CONSTANTINI 1980) tragen ebenso zur Umweltbelastung bei wie die im Südosten der Stadt in der aufgeschütteten ehemaligen Austufe gelegenen Industriebetriebe – allen voran der VOEST-ALPINE-Konzern und die Chemie Linz AG. Wegen der Hauptwindrichtung West wurde das zu untersuchende Gebiet über das Stadtgebiet Linz hinaus bis zur Linie „Hagenberg – Lemberg – Schenkeder – Hasenberg – Donau“ erweitert.

## 2.2. Geologische Verhältnisse

Das Untersuchungsgebiet hat Anteil an zwei geologischen Zonen (Abb. 1):

a) an der Böhmisches Masse (Pöstlingberg, St. Magdalena, Pfenningberg):

Sie besteht im wesentlichen aus kristallinen Gesteinen mit ausgedehnten Plutoniten und einer dünnen Hülle nicht metamorpher Gesteine (SCHÄTZ 1975). Die Entstehung der Böhmisches Masse fällt in die Zeit der variszischen Orogenese im Oberkarbon. Die Altersbestimmung des in den Graniten enthaltenen Biotits weist auf ein Alter von 280 bis 320 Millionen Jahren hin (REITER 1981 a). Die intensive bruchtektonische Zerlegung der Böhmisches Masse muß zu Beginn des Perm erfolgt sein (HELL 1980).

Die Böhmisches Masse ist im Gebiet einerseits durch variszische, granitisierte Perlgnese (in Gaumberg, Friesenegg, auf dem Pöstlingberg und nordöstlich von St. Magdalena), durch Cordierit-Perlgnese (Schloßberg) und durch Schiefergnese (St. Magdalena, Pöstlingberg) vertreten, andererseits durch variszische Magmatite wie den Grobkorn-Gneisgranit und den Weinsberger Granit (Steyregg-Pfenningberg). Die gleiche Gesteinsgruppe tritt als Altenberger Granit (Zweiglimmergranit) nördlich von Katzbach an die Oberfläche.

b) an eiszeitlichen und nacheiszeitlichen Ablagerungen:

Tab. 1: Stratigraphie der eiszeitlichen Sedimente mit Altersangaben (aus: REITER 1981 b)

Günzeiszeit – ältere Deckenschotter . . . . .	700.000 – 540.000 v. h.
1. Zwischeneiszeit . . . . .	540.000 – 480.000 v. h.
Mindeleiszeit – jüngere Deckenschotter . . . . .	480.000 – 340.000 v. h.
2. Zwischeneiszeit . . . . .	340.000 – 300.000 v. h.
Rißzeit – Hochterrassenschotter . . . . .	300.000 – 135.000 v. h.
3. Zwischeneiszeit . . . . .	135.000 – 120.000 v. h.
Würmeiszeit – Niederterrassenschotter . . . . .	120.000 – 10.000 v. h.
Alluvium . . . . .	10.000 – heute

Entlang der Flüsse Donau und Traun erstreckt sich ein bis zu 3,5 km breiter Streifen alluvialer Ablagerungen. Auf aufgeschütteten Bereichen dieser Austufe befindet sich das Industriegelände der oberösterreichischen Landeshauptstadt.

Nach Süden und Westen schließt die den Hauptteil der Stadt tragende Niederterrasse an. Dabei handelt es sich um deutlich geschichtete

Schotter mit hohem Gehalt an Karbonatgesteinen und geringer Bodenbildung, die für das relativ junge Alter spricht (REITER 1981 b). Die Stadtteile Haag, St. Isidor, Froschberg, Bindermichl und Spallerhof liegen auf der spornförmig von Westen her eindringenden rißeiszeitlichen Hochterrasse. Jüngere Deckenschotter finden sich als Reste nördlich der Donau bei Auhof, östlich von Katzbach und südwestlich von Harbach.

Die älteren Deckenschotter treten markant in Form der das Stadion tragenden Gugl zutage (SCHADLER 1964). Tertiäre Ablagerungen finden sich am Nord- und Ostrand des Linzer Beckens. Sie treten als Linzer Sande oder Phosphoritsande auf.

### 2.3. Bodenkundliche Gegebenheiten

Im komplizierten, dynamischen Bodensystem sind physikalische und chemische Vorgänge zwischen Klima, Muttergestein, Oberflächengestalt und Wassereinwirkung unter starker aktiver Beteiligung von Lebewesen miteinander verflochten. Obwohl Flechten in ihrem Gedeihen in erster Linie von Luftfeuchtigkeit und Umweltbelastung abhängig sind, steht das Substrat der epiphytischen Vertreter über den Umweg der Stoffaufnahme der Phorophyten in engem Kontakt zum Untergrund.

Nach RIEDL (1981) lassen sich die Böden des Untersuchungsgebiets drei Bodenregionen zuordnen:

1. dem nördlichen Alpenvorland mit der Subregion „alteiszeitliche Moränen und Terrassenland“. Hier treten folgende Bodentypen (Abb. 2, 3) auf:

#### a) Parabraunerde über Löß

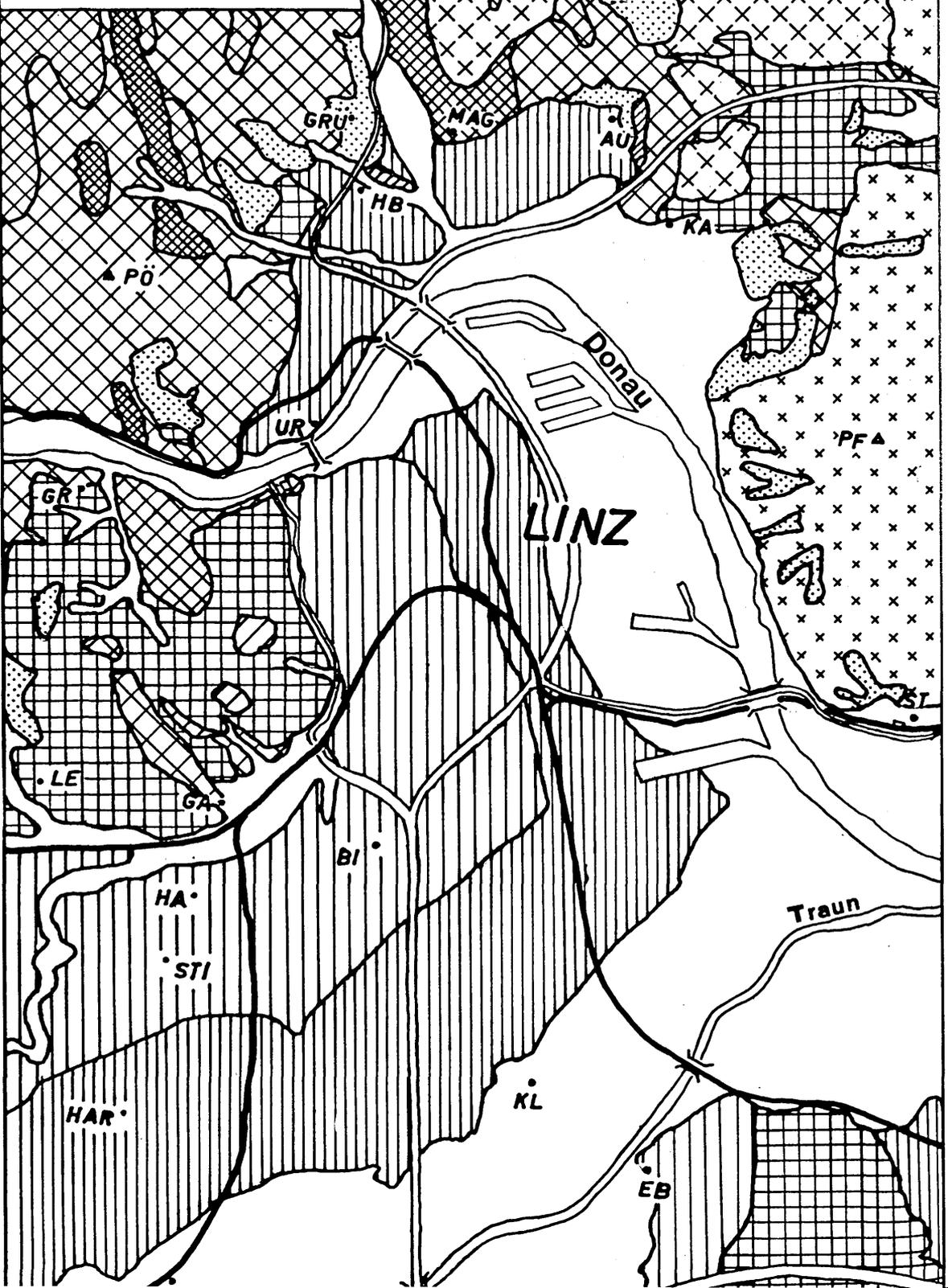
Parabraunerde ist ein typischer Boden des gemäßigt humiden Laubwaldklimas, der hier über Löß mit seinem ebenen Relief der Hochterrasse entspricht. Er zeichnet sich zusätzlich durch normale Wasserverhältnisse aus. Der A-Horizont (= oberster, mineralischer, mit organischer Substanz vermischter Oberboden) ist bei diesem bestens für den Ackerbau geeigneten Bodentyp nicht so gut ausgebildet wie beim Braunerdeboden.

#### b) Parabraunerde über Schotter

Dieser Bodentyp entspricht mit seinem ebenen Relief dem Verlauf der Niederterrasse.

Abb. 1: Geologische Karte von Linz  
(verändert n. J. SCHADLER)

1 km



## Abkürzungen:

AU . . . . Auhof	HB . . . . Harbach	MAR . . St. Martin
BI . . . . Bindermichl	GRÜ . . . Gründberg	PF . . . . Pfenningberg
EB . . . . Ebelsberg	KA . . . . Katzbach	PÖ . . . . Pöstlingberg
GA . . . . Gaumberg	KL . . . . Kleinmünchen	ST . . . . Steyregg
GR . . . . Graben	LE . . . . Leonding	STI . . . St. Isidor
HA . . . . Haag	MAG . . St. Magdalena	UR . . . . Urfahr
HAR . . . Hart		

## Signaturen:

 Bahnlinie

 Hauptverkehrsweg

## Böhmische Masse:



Altenberger Granit



Weinsberger Granit



Schiefergneise



Cordierit - Perlgnais



granit. Perlgnais

## Tertiär:



Linzer Sande  
Phosphoritsande

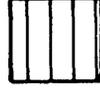
## Quartär:



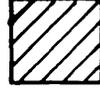
Austufe



Niederterrassenschotter



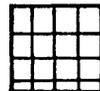
Hochterrassenschotter



jüngerer Deckenschotter



älterer Deckenschotter



Lößlehm

## c) Rendsina über Schotter (Abb. 2/1)

Dieser sehr trockene Boden entwickelt sich über kalkhaltigen Schottern und weist ein flachgründiges A/C-Profil auf.

## d) Braunerde über Schotter (Abb. 2/2)

Dieser ebenreliefige Boden weist normale Wasserverhältnisse und ein A-B<sub>v</sub>-C<sub>v</sub>-Profil auf. Der B-Horizont stellt den mineralischen Unterboden dar, der oft durch Tonverlagerung oder Neubildung von Ton mit Eisen oder Aluminium oder durch Humusverlagerung mit organischer Substanz angereichert ist. Der Zusatz v bedeutet eine stärkere Verwitterung des jeweiligen Horizonts.

## e) Grauer Auboden (Abb. 2/3)

Dieser den hydromorphen Böden zuzurechnende Typ zeichnet sich durch hohe Feuchte bzw. durch wechselnde Wasserverhältnisse und ein A-B<sub>v</sub>-D-Profil aus und ist an die Bereiche der Austufe gebunden. Der D-Horizont stellt die an der Bodenbildung nicht beteiligten Gesteinsschichten des Untergrunds dar. Im speziellen Fall handelt es sich um grobkörnige Sedimente, die von den geschichteten und verwitterten Feinsedimenten des B-Horizonts überlagert werden.

## f) Pseudogley über Lehm (Abb. 2/4)

Dieser bildet sich in den Niederungen und Senken im Südosten des

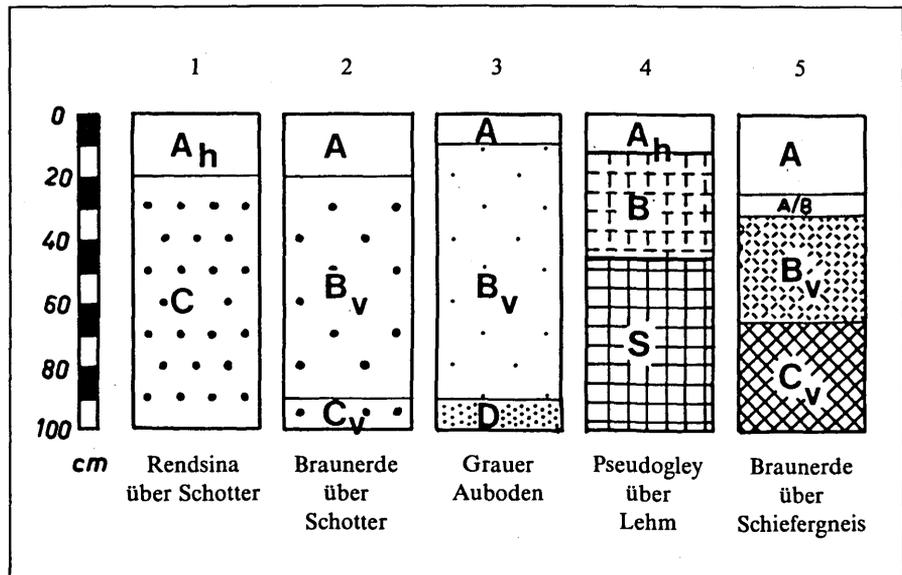


Abb. 2: Bodentypen (nach KÖHLER 1976 und HELL 1980)

Untersuchungsgebiets bei oberflächennahem, langsam fließendem oder stehendem Grundwasser aus. Er ist durch einen stark humosen A-Horizont, einen stark verfaulten B-Horizont und einen durch Oxidations- und Reduktionszonen marmorierten S-Horizont (Stauwasser-Horizont) ausgezeichnet.

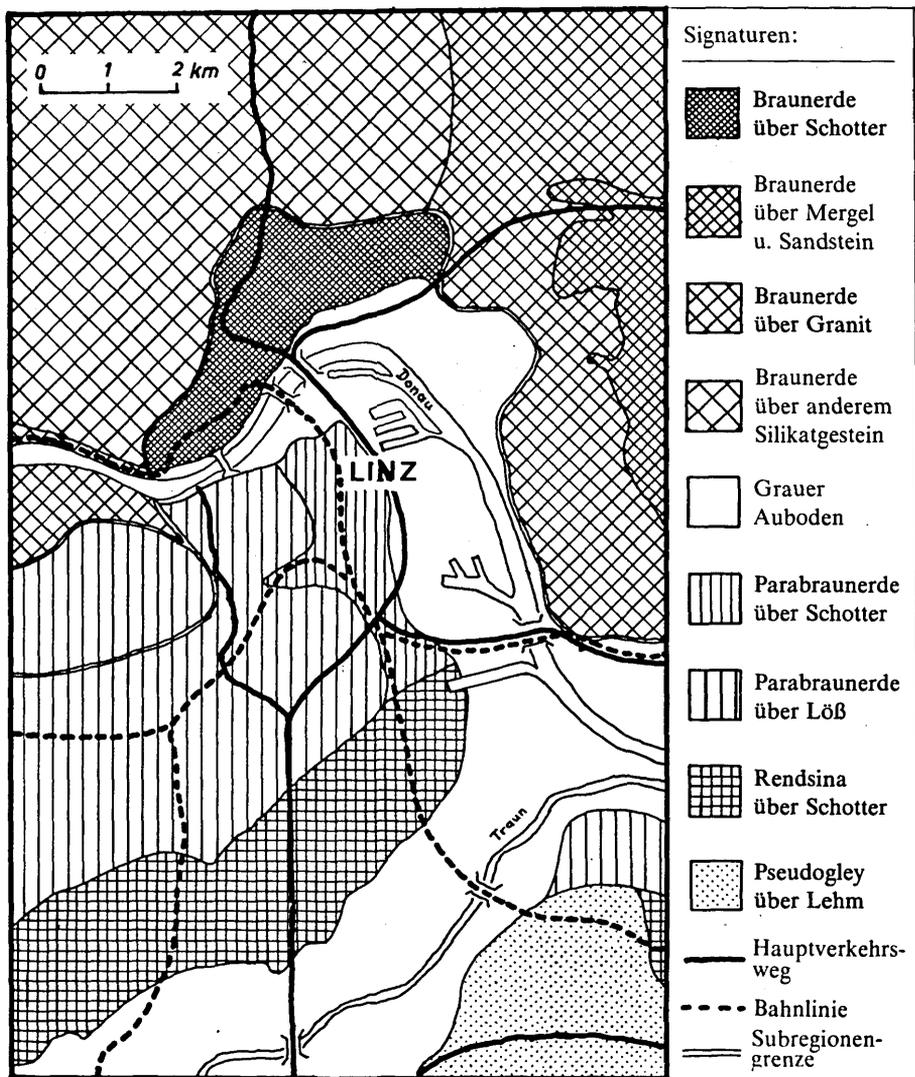


Abb. 3: Verteilung der Bodentypen in Linz (aus: Österreich-Atlas)

## 2. dem nördlichen Alpenvorland mit der Subregion „Hügelland“

Im Untersuchungsgebiet ist diese Region nur durch einen Bodentyp vertreten, der leicht hängig und normal feucht ist, nämlich Parabraunerde über Löß.

## 3. dem Böhmischem Massiv mit der Subregion „Plateaus und Bergland“

Im Arbeitsgebiet ist diese Region durch drei Bodentypen vertreten:

### a) Braunerde über Granit

Dieser Typ ist leicht hängig und normal feucht.

### b) Braunerde über anderem Silikatgestein (Abb. 2/5)

Dieser Typ ist leicht hängig und normal feucht.

### c) Braunerde über Mergel und Sandstein

Ein trockener Typ, der sich im Nordosten des Gebiets findet (gegen das Gallneukirchner Becken hin).

## 2.4. Stadtklima von Linz

Klimaänderungen sind eine unvermeidbare Folge der Zusammenballung großer Häusermassen in ausgedehnten Städten. Seiner geographisch-klimatologischen Lage nach ergibt sich für Linz nach der Klimaformel von Köppen ein feuchtemperiertes, warm gemäßigtes Regenlima („Buchenlima“), in der Kurzform Cfb-Klima (LAUSCHER 1959)\* genannt.

Die Stadt verändert das Klima einerseits zum Wärmeren (siehe auch 2.4.2.), andererseits treten Bremsung und Kanalisierung des Windes sowie Lufttrübung und Dunstbildung auf. Wegen der fehlenden Ventilation zeichnet sich das Stadtklima durch eine wesentlich geringere Feuchtigkeit im Verhältnis zum umgebenden Lande aus. Feuchtigkeitsdefizite von mehr als 5 % treten häufig auf. Daß trotz dieser geringeren Luftfeuchtigkeit die Städte eine viel größere Nebelhäufigkeit aufweisen als das freie Land, deutet auf die großen künstlichen Einflüsse der Stadt hin (SCHERHAG 1969).

Der höhere Trübungsfaktor bewirkt eine geringere Helligkeit und eine geringere Sichtweite. Die Schwächung der Strahlung betont die Rotkomponente des Sonnenlichts. Auf Häuserniveau sind es hauptsächlich

\* C ... kältester Monat zwischen +18 °C und -3 °C, f ... in allen Monaten Niederschlag, b ... Temperatur des wärmsten Monats unter +22 °C, aber mindestens 4 Monate über +10 °C

aufgewirbelter Staub und Autoabgase, die die erste Dunstschicht bilden. Eine zweite Dunstschicht liegt in etwa 20 m Höhe; eine dritte in 50 – 60 m Höhe, von den Fabrikschlotten gespeist (HOFMEISTER 1969). Die Rauchfahnenobergrenze liegt in Linz durchschnittlich bei 230 m Höhe; die Untergrenze liegt im Mittel 150 m über dem Boden (SCHMEISS 1974). In der kalten Jahreszeit können sich die Abgasfahnen (Abb. 4) auf weite Strecken hin mit hoher Schadstoffkonzentration erhalten. Eine Entmischung tritt erst bei höheren Windstärken als im Sommer ein (WEISS 1956).

Tab. 2: Klimatische Jahresmittelwerte von Linz bzw. Linz-Stadt (\*) und Linz-Urfahr (\*\*).

Parameter	Wert	Parameter	Wert
Temperaturmittel:		Rel. Luftfeuchtigkeit . . . . .	77,0 %
Jahr . . . . .	+ 8,9 °C	Niederschlag, Jahr . . . . .	844*, 909**mm
Jänner . . . . .	- 1,7 °C	Luftdruck . . . . .	1014 mbar
Juli . . . . .	+ 18,9 °C	Bewölkung in Zehntel . . . . .	6,17

Der Großstadtdunst vermindert die Tagessumme der Himmelsstrahlung um 10 – 15 % gegenüber freiem Gelände. Der über Städten und Industrieanlagen oftmals auftretende bräunliche Dunst trägt im Gegensatz zum meist gleichzeitig vorhandenen weißen nicht viel zur Erhöhung der Himmelsstrahlung bei; er bedingt aber spektrale Veränderungen derselben, insbesondere eine Unterdrückung des UV-Bereichs. Die UV-B-Strahlung (280 – 315 nm) wird durch Rauch und Dunst um

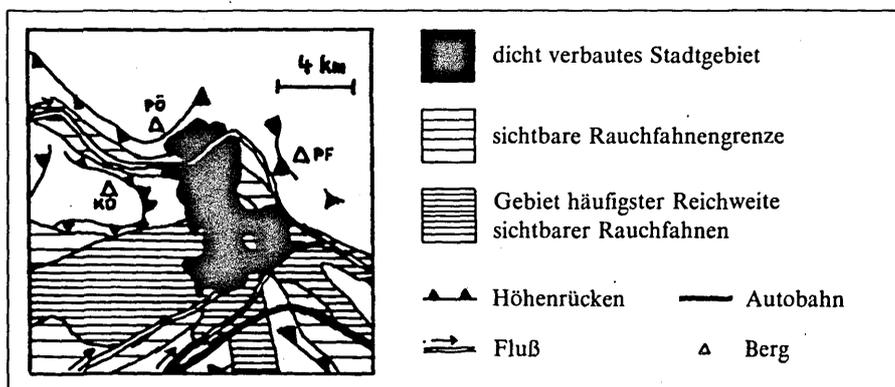


Abb. 4: Ausbreitung und Reichweite von Rauchfahnen bei verschiedenen Windrichtungen und Windgeschwindigkeiten im Raum Linz (V – IX 1973, n. SCHMEISS 1974)

durchschnittlich 20 – 40 % geschwächt. Bei Ausbildung der winterlichen Dunsthaube kann ihre Intensität auf nahe null absinken. Andererseits trägt der bräunliche Dunst zu einer Verminderung der Globalstrahlung (Verluste an Globalstrahlung nach GARBER [1967] bei wolkenlosem Himmel in Hamburg und Essen um 12 Uhr von 8 – 20 %) bei, da die Sonneneinstrahlung geschwächt wird, während sich die Himmelsstrahlung leicht erhöht.

Echte Inversionswetterlagen liegen vor, wenn die Temperatur mit der Höhe zunimmt. Die Obergrenze der Inversion verhindert einen Luftaustausch zwischen der bodennahen Luftschicht und der freien Atmosphäre, so daß sich Luftverunreinigungen unterhalb dieser Sperrschicht ansammeln müssen. Am häufigsten treten Inversionen in Linz an Herbst- und Wintermorgen (Messung: 7 Uhr) und Herbst- und Winterabenden (Messung: 21 Uhr) auf (SCHMEISS 1974). Vergleiche auch Abb. 5.

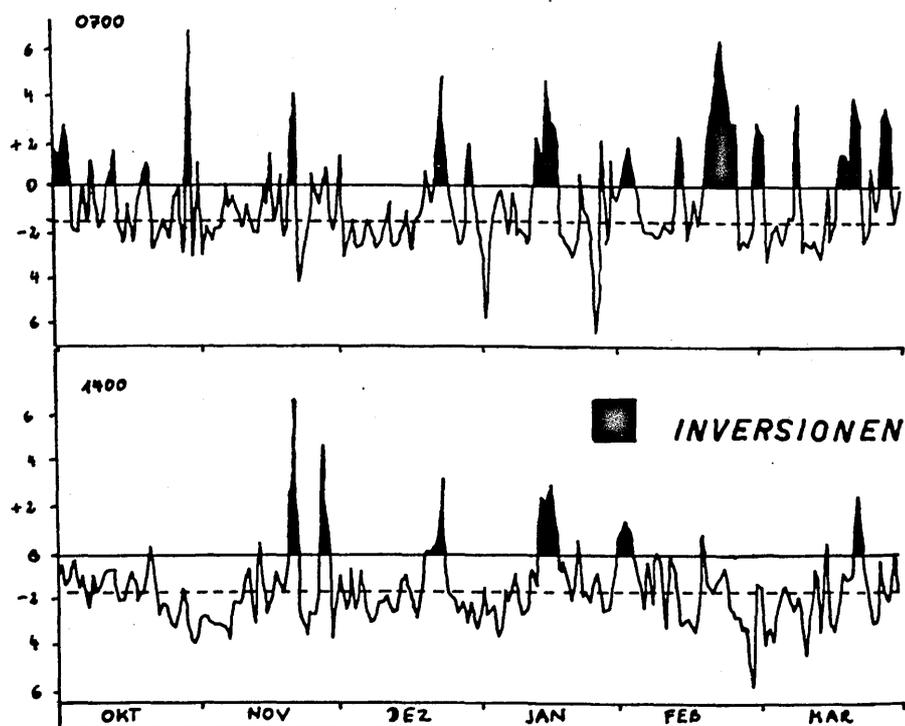


Abb. 5: Temperaturgradienten zwischen Linz-Stadt und Pöstlingberg 1961 (um jeweils 7 und 14 Uhr, n. SCHMEISS 1974)

### 2.4.1. Windverhältnisse

Die Hauptklimastation von Linz lag in der Museumstraße auf  $48^{\circ}19'$  nördlicher Breite und  $14^{\circ}19'$  östlicher Länge.

WEISS (1961) beschreibt die Luftbewegung als Träger von Luftverunreinigungen zwischen Emissions- und Immissionsstellen; in ihr erfolgt die Verdünnung der Abgaskonzentration, wobei bei stagnierenden Wetterlagen die Rauchfahnen über weite Strecken nahezu unverdünnt erhalten bleiben. Durch Zusammenführen der Verunreinigungen aus mehreren Emissionsquellen bilden sich besondere Befallsherde aus.

Vorherrschend treten Westwinde, gefolgt von Ost- und Südwestwinden auf, wobei die einzelnen Meßstationen stark unterschiedliche Werte aufweisen (Stationsübersicht Abb. 6).

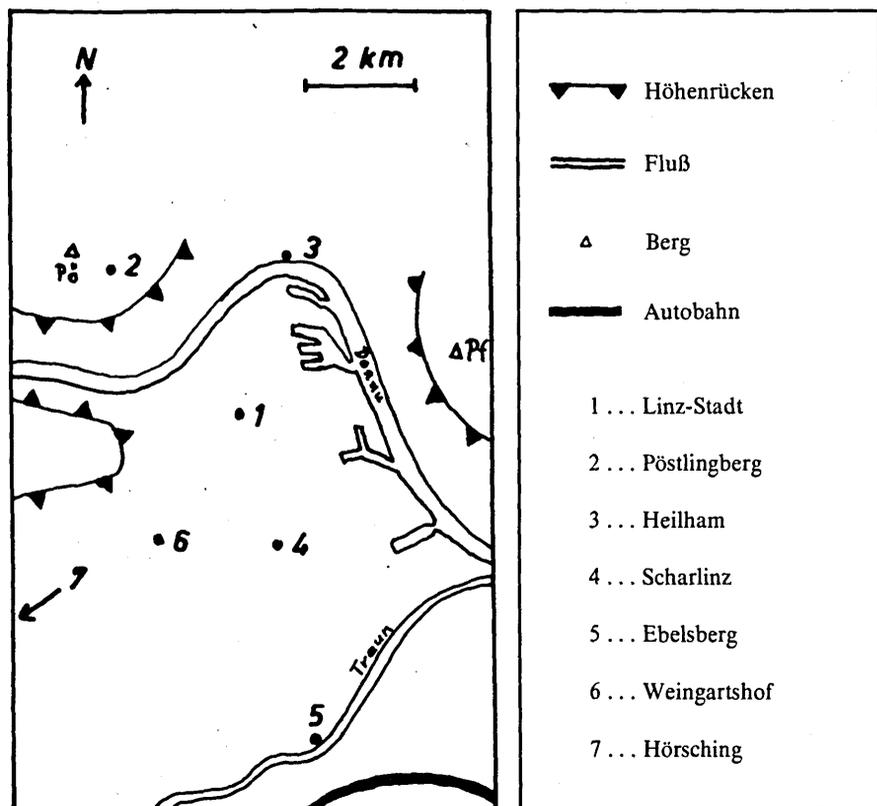


Abb. 6: Übersicht über die meteorologischen Stationen des Untersuchungsgebietes (verändert n. SCHMEISS 1974)

Im Untersuchungsgebiet finden sich die folgenden sechs Meßstationen (Tab. 3):

Meßstation	m ü. Adria	östl. L.	nördl. B.
Linz-Stadt . . . . .	260 . . . . .	14° 16' . . . . .	48° 19' . . . . .
Pöstlingberg . . . . .	530 . . . . .	14° 16' . . . . .	48° 20' . . . . .
Linz-Heilham . . . . .	260 . . . . .	14° 18' . . . . .	48° 20' . . . . .
Scharlinz . . . . .	260 . . . . .	14° 19' . . . . .	48° 16' . . . . .
Ebelsberg . . . . .	260 . . . . .	14° 20' . . . . .	48° 15' . . . . .
Weingartshof . . . . .	280 . . . . .	14° 15' . . . . .	48° 15' . . . . .
Hörsching . . . . .	301 . . . . .	14° 11' . . . . .	48° 14' . . . . .

Zu Vergleichszwecken wird noch die in unverbautem Gebiet gelegene Station Hörsching miteinbezogen.

Im freien Gelände (Hörsching) liegt eine überdurchschnittliche Häufigkeit an Nordwest- und Ostwinden (Tab. 4) und eine Steigerung der Windstärken gegenüber dem Stadtgebiet vor.

Station	Starkwindtage in 10 Jahren	Calmen	Ø Windgeschwindigkeit in m/sec	Beaufort
Linz-Stadt	117	1089	1,72	1
Hörsching	391	448	2,65	2

Die beiden folgenden Abbildungen sollen diese Aussage verdeutlichen:

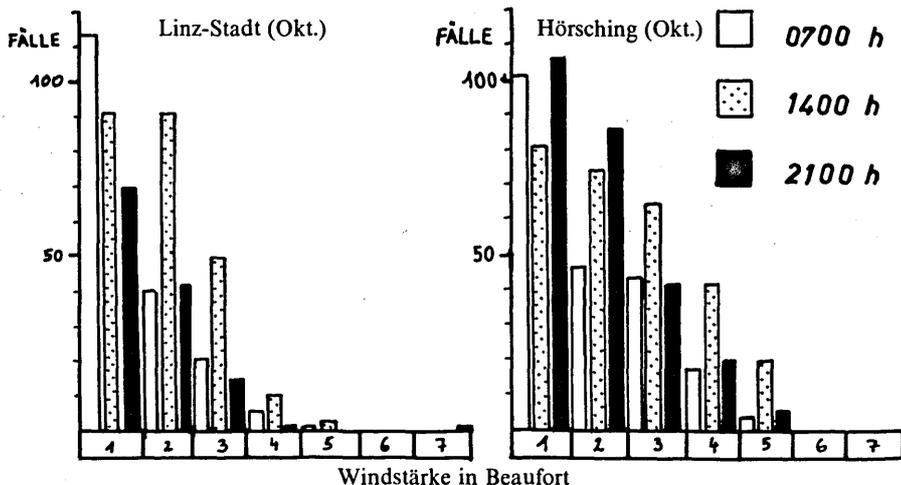


Abb. 7: Häufigkeit der Windstärken unabhängig von der Windrichtung 1961 - 1970 (n. SCHMEISS 1974)

Wegen der großen Windstärke können die Westwinde in die Linzer Bucht durchgreifen, während die anderen Winde durch die Hügel der Buchtumrahmung (Kürnberg, Freinberg, Pöstlingberg, Pfenningberg) abgelenkt oder umgelenkt werden. Im allgemeinen liegt die mittlere Windstärke bei Beaufort 2 ( $= 1,6 - 3,3 \text{ m} \cdot \text{sec}^{-1}$ ). Sie wird nur bei den Südostwinden von Beaufort 1 ( $= 0,3 - 1,5 \text{ m} \cdot \text{sec}^{-1}$ ) abgelöst.

Gerade die Wetterlagen mit Süd- und Südostwinden oder Windflauten treiben die Industrieabgase aus dem an der südöstlichen Stadtgrenze gelegenen Industriegebiet ins Innere des Linzer Kessels. Die dabei auftretenden niedrigen Windstärken bedingen eine langsame und gleichmäßige Ausbreitung der Gase über die Stadt (WEISS 1961). Hier reichern sie sich besonders dann an, wenn bei Inversionswetterlagen nur eine geringe Entlüftung durch den Donaudurchbruch zwischen Kürnberg und Pöstlingberg gegeben ist. Hinzu kommt, daß die laufend neu entstehenden Bauobjekte (z. B. Hochhäuser an der südlichen Stadtgrenze) ständig die Reibungsfläche vergrößern und damit gleichzeitig die Windgeschwindigkeit herabsetzen. Dies bedeutet für die oben geschilderte Windrichtung, daß die mit Gasen und Stäuben angereicherten, turbulenten Luftströmungen so stark gebremst werden, daß sie den Staub ablageren.

#### 2.4.2. Temperatur

Der Einfluß des Stadtklimas (Erwärmung) zeigt sich deutlich an folgenden Daten, die sich aus dem Vergleich der Werte der Station

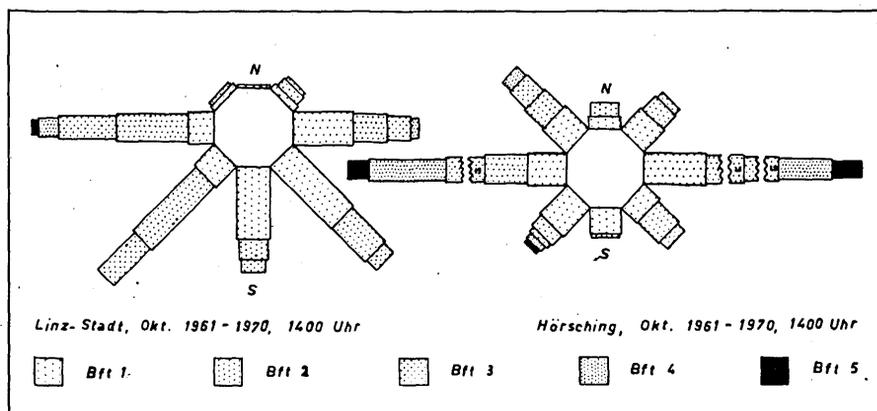


Abb. 8: Verteilung der Windstärken (in Beaufort) in Abhängigkeit von der Windrichtung (n. SCHMEISS 1974)

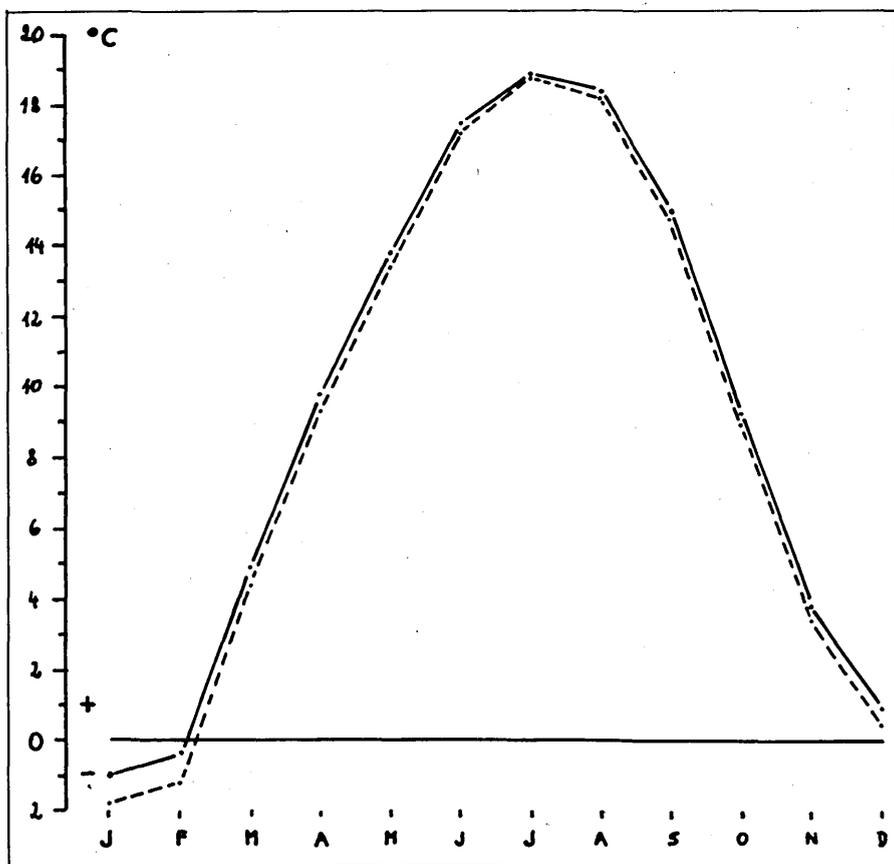


Abb. 9: Vergleich der Vierteltemperaturmittel-Temperaturen von Linz-Stadt und Hörsching 1948 – 1957 (n. LAUSCHER 1959)

Linz-Stadt und der Freilandstation am Flughafen Hörsching (Abb. 9) ergeben (Beobachtungsperiode Juli 1948 – Juni 1957; LAUSCHER 1959). Die Zahl der Frosttage (Minimum unter 0 °C) ist in Hörsching um 12 % höher als in Linz (88:100 Tage); die Zahl der Eistage (Maximum unter 0 °C) liegt sogar um 28 % höher (32:23 Tage). Auch die Zahl der Sommertage (Maximum 25 °C und darüber) ist deutlich unterschiedlich, allerdings ist diese in Linz um 16,3 % größer.

#### 2.4.3. Nebel und Luftfeuchtigkeit

Nebel, jene Verteilung feinsten Wassertröpfchen in der Luft, ist einerseits charakteristisch für die tiefen Lagen des Untersuchungsgebiets (Linz)

Bucht) und kann andererseits in Verbindung mit Südostwinden zu Smogsituationen im Stadtgebiet führen.

Mehr noch als die Luftfeuchtigkeit ist Nebel für den Wasserhaushalt der Flechten von Bedeutung. Die Wasseraufnahme ist dabei ein rein passiver, physikalischer Vorgang und entspricht der Absorption durch ein hydrophiles Gel (HENNSEN 1974).

Tab. 5: Nebelhäufigkeit in d. a<sup>-1</sup> im Mittel des Beobachtungszeitraumes 1961 – 1970 (aus: SCHMEISS 1974)

Station	Häufigkeit	Station	Häufigkeit
Linz-Stadt . . . . .	51,5	Weinhartshof . . . . .	54,7
Pöstlingberg . . . . .	22,1	Ebelsberg . . . . .	108,1
Scharlinz . . . . .	62,4	Hörsching . . . . .	81,1
Heilham . . . . .	38,9		

Es zeigt sich eine deutliche Häufung der Nebeltage (Tab. 5,6) nahe der Flüsse (auf Au- und Niederterrassenniveau) wie in Ebelsberg. Andererseits nimmt die Anzahl der Nebeltage mit zunehmender Seehöhe stark ab (vgl. Linz-Stadt und Pöstlingberg).

Bemerkenswert ist, daß das Auftreten von gas- und staubbeladenen Süd- und Südostwinden in Linz durch die stärkste relative Nebelhäufigkeit (Abb. 10) von allen Windrichtungen verschärft wird.

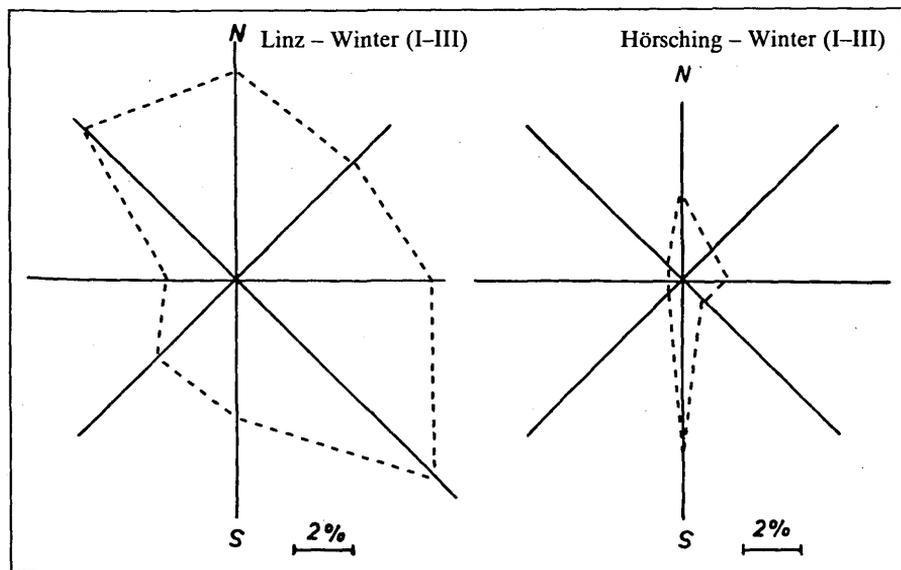


Abb 10: Relative Nebelhäufigkeit – Nebelwindrosen (n. SCHMEISS 1974)

Tab. 6: Relative Nebelhäufigkeit im Vergleich zwischen verbautem Gelände (Linz-Stadt) und Freiland (Flugplatz Hörsching) (n. SCHMEISS 1974)

Windrichtung	N	NE	E	SE	S	SW	W	NW	Calmen	
Linz-Stadt	3,8	8,0	8,6	8,5	6,5	2,6	2,6	3,5	19,2	Herbst
	8,8	6,9	8,2	11,9	5,8	4,6	2,9	8,9	22,8	Winter
Hörsching	13,7	9,5	9,7	2,4	18,7	5,1	5,4	3,9	29,6	Herbst
	15,7	7,2	7,9	5,1	28,6	3,0	2,6	2,9	19,6	Winter

Die Angaben erfolgen als Prozentanteil jener Tage, an denen bei der jeweiligen Windrichtung Nebel herrscht.

Durch das Zusammenwirken von Süd- bzw. Südostwinden und Nebel entsteht am häufigsten eine Vorstufe zum Smog (Tab. 7), jenem gesundheitsgefährdenden Aerosol, das auch durch Streuung des Lichtes zu einer deutlichen Verminderung der Sichtweite führt.

Abb. 11 zeigt einen Vergleich der Luftfeuchtigkeitswerte um 7 und 14 Uhr zwischen Linz-Stadt (260 m) und Linz-Freinberg (380 m). Daraus geht deutlich der Einfluß des stark bebauten Stadtgebietes hervor. Während am Morgen die Luftfeuchtigkeit an beiden Meßstellen annähernd gleich groß ist, differieren die Werte zur Mittagszeit dreimal so stark. Das Sommermaximum der relativen Luftfeuchtigkeit findet sich im Stadtzentrum um 6 Uhr, annähernd acht Stunden später als im unbebauten Gelände.

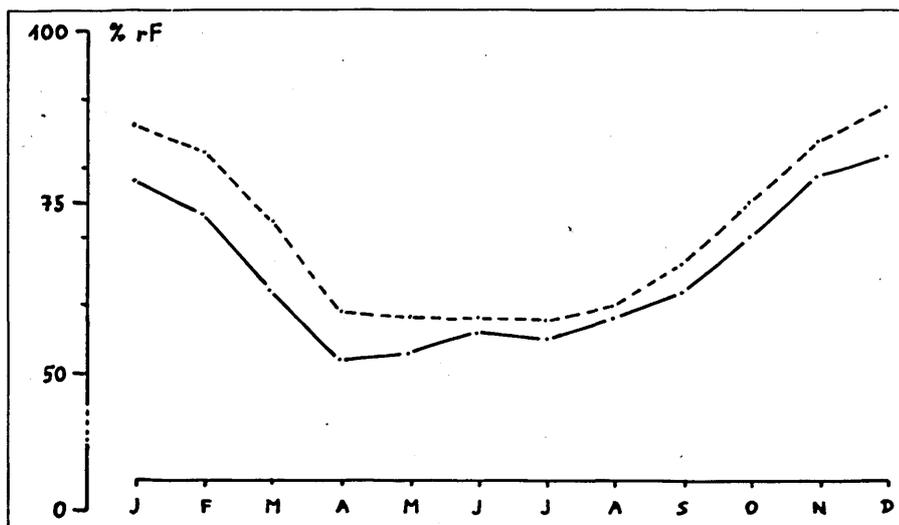


Abb. 11: Monatsmittel der relativen Luftfeuchte in % um 14 Uhr für Linz-Stadt und Linz-Freinberg 1875 - 1889 (n. LAUSCHER 1959)

Tab. 7: Londoner Smog (aus: GARBER 1967)

Parameter	Werte
Lufttemperatur . . . . .	–3 bis +5 °C
relative Luftfeuchte . . . . .	über 80 %
Inversionstyp . . . . .	Ausstrahlungsinversion
Windgeschwindigkeit . . . . .	unter 2 m/sec
häufigstes Auftreten . . . . .	November – Jänner
wichtigste Komponenten . . . . .	Schwefeldioxid und Folgeprodukte, Ruß, Kohlenoxide
Wirkung auf Reaktionspartner . . . . .	reduzierend
Maximalkonzentration . . . . .	morgens und abends
belästigende Wirkung . . . . .	Reizung der Atemorgane

#### 2.4.4. Niederschlag

Den Niederschlagswerten (SCHMEISS 1974) liegen die Mittel der Aufzeichnungen von 69 Stationen aus den Jahren 1901 bis 1975 zugrunde.

Tab. 8: Jahresverlauf des Niederschlags in Linz (1901 – 1975)

Monat	Ø Wert	Monat	Ø Wert
Jänner . . . . .	52 mm	Juli . . . . .	119 mm
Februar . . . . .	52 mm	August . . . . .	94 mm
März . . . . .	48 mm	September . . . . .	67 mm
April . . . . .	61 mm	Oktober . . . . .	53 mm
Mai . . . . .	81 mm	November . . . . .	55 mm
Juni . . . . .	102 mm	Dezember . . . . .	59 mm

Ø Jahresniederschlag: 843 mm

Der mittlere Jahresniederschlag liegt bei 843 mm (1901 – 1975) bzw. bei 741 mm (1971 – 1975). Die Hauptniederschlagszeiten liegen im Sommer, gefolgt von Frühjahr, Herbst und Winter. Linz weist durchschnittlich 26 Schnee- und Hageltage pro Jahr auf.

Linz liegt am Ostrand einer Leezone, die sich nordöstlich des Hausrucks erstreckt, und die im Bereich der Donau – im Eferdinger Becken – noch durch den Regenschatten des Mühlviertler Berglandes verstärkt wird. Die regenbringenden Winde wehen in Oberösterreich hauptsächlich aus West bis Nordwest. Nur der südlichste Teil von Linz, im Bereich des Autobahnzubringers Linz-Mitte, liegt mit 750 bis 800 mm Niederschlag

in diesem Trockengebiet Oberösterreichs. Der Rest des Stadtgebiets wird von den Steigungsregen gegen den Höhenzug des mittleren Mühlviertels hin beeinflusst. Im gesamten Stadtdurchschnitt ergibt sich daher ein Jahresniederschlag von 843 mm.

#### 2.4.5. Sonnenscheindauer

Linz weist eine durchschnittliche Sonnenscheindauer von 1778 Stunden pro Jahr (Beobachtungszeitraum 1928 – 1950) auf. Dies entspricht 44 % der maximal möglichen Sonnenscheinzeit (STEINHAUSER 1958). Die höchste Dauer ergibt sich im Juli mit durchschnittlich 8 Stunden täglich, die geringste im Dezember mit 1,4 Stunden pro Tag.

Auffällig ist das Sommermaximum von bis zu 60 % und ein Winterminimum von bis zu 25 % der höchstmöglichen Sonnenscheindauer.

### 3. EMISSIONEN UND IMMISSIONEN

Emissionen sind alle von der Industrie, von Verkehrsmitteln mit Verbrennungsmotoren und durch den Hausbrand in die Luft gelangenden Stoffe gasförmiger oder fester Konsistenz.

Immissionen stellen jenen Anteil dieser Stoffe dar, der auf unbelebte Gegenstände oder Lebewesen einwirkt oder niederfällt, und dort zu chemischen oder physiologischen Veränderungen führt.

FELDSTEIN (1963) unterscheidet drei Arten von Emissionen:

a) Emissionen, die bei ausreichender Konzentration und Verweilzeit in der Atmosphäre direkt toxisch wirken. Die Toxizität dieser Stoffe äußert sich in einer direkt vergiftenden Wirkung auf Mensch, Tier und Pflanze oder in einer indirekten Giftwirkung auf alle Pflanzenfresser. Hiezu zählen Fluoride, Kohlenmonoxid, Schwefeldioxid, Beryllium, Blei und andere Schwermetalle.

b) Emissionen, die nur so geringe Konzentrationen aufweisen, daß sie keine Vergiftungen hervorrufen. Sie rufen aber Geruchsprobleme hervor, z. B. Schwefelwasserstoff und Merkaptane.

c) Emissionen, die durch photochemische Prozesse so verändert werden, daß sich stabile Reaktionsprodukte bilden, die Sichtbehinderung (Smog) und Vegetationsschäden hervorrufen. Zu dieser Gruppe zählen die Stickoxide und viele Kohlenwasserstoffe, die – wie auch die Stoffe der

Gruppe a – hinsichtlich der Immissionsbeeinträchtigung der Produzenten besonders zu beachten sind.

Eine Einteilung der Immissionen findet sich bei BERGE (1970). Er legt seiner Klassifikation detaillierte Wirkungen auf Organismen zugrunde und unterscheidet vier Gruppen:

a) insignificant immissions (unbedeutende Immissionen)

Sie weisen keinerlei nachteilige Wirkungen auf autotrophe und heterotrophe Lebewesen auf.

b) considerable immissions (beträchtliche Immissionen)

Diese finden ihren Ausdruck in zeitweiligen physiologischen und psychischen Störungen, die aber weder Einfluß auf die Lebensdauer eines Organismus haben, noch zu anatomisch-morphologischen Veränderungen führen.

c) severe immissions (schwere Immissionen)

Schwere Immissionen äußern sich in wiederholten und teilweise irreversiblen, physiologischen und psychischen Störungen. Diese sind ebenso wie die sie begleitenden anatomisch-morphologischen Veränderungen auf Einzelorgane oder Organteile beschränkt.

d) excessive immissions (übermäßige Immissionen)

Die durch sie bedingten physiologischen und psychischen Störungen treten zumindest an mehreren Organen eines Lebewesens auf und führen zu einer Einschränkung der Lebensdauer oder direkt zum Tod.

Kennwerte für Emissionen und Immissionen nach der ÖNORM sind:

MAK (= MAC): maximal erlaubte Konzentration der Emission während einer Zeitdauer von höchstens 8 Stunden.

MIK (= MIC): maximal erlaubte Konzentration der Emission während eines Zeitraums von höchstens 24 Stunden.

I<sub>1</sub>: Jahresmittelwert der Immissionen, der mit einer Wahrscheinlichkeit von 97,5 % nicht überschritten wird.

I<sub>2</sub>: Monatsmittelwert der Immissionen, der mit einer Wahrscheinlichkeit von 97,5 % nicht überschritten wird.

### 3.1. Gase

Zu den schädigenden Gasen zählen DÄSSLER (1969), LE BLANC (1973), PEARSON (1973) und SAUNDERS (1973):

a) Schwefeldioxid (SO<sub>2</sub>), das aus der Verbrennung schwefelhaltiger, fossiler Brennstoffe, aus der Hitzezersetzung schwefelhaltiger Erze (Pyrit-

rösterei, Hüttenwerke, Kokerei) und aus anderen Industrieprozessen mit Schwefelverbindungen (Sulfitzellstoffverfahren) stammt.

b) Schwefeltrioxid ( $\text{SO}_3$ ) und Schwefelsäuredämpfe ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) aus der Schwefelsäureproduktion.

c) Fluoride in Form von Fluorwasserstoff (HF) oder als flüchtige Fluoride ( $\text{H}_2\text{SiF}_6$ ,  $\text{Na}_3\text{AlF}_6$ ) aus der Aluminiumelektrolyse, Superphosphat-, Glas- und Keramikherstellung, aus Ziegeleien und Töpfereien.

d) Schwefelwasserstoff ( $\text{H}_2\text{S}$ ) aus dem Sulfatzellstoffverfahren, der Viskose-, Kunstseiden- und Farbenproduktion.

e) Stickoxide ( $\text{NO}$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}_3$ ) aus dem Bleikammerverfahren und der Herstellung von Salpetersäure bzw. Stickstoffdüngemitteln.

f) Autoabgase, die in manchen Teilen von Großstädten bis zu 60 % der Emissionen ausmachen.

Die Abgase eines Kraftfahrzeuges enthalten aber viele Stoffe (Tab. 9) – vor allem Kohlenwasserstoffe –, deren Wirkung auf Pflanzen vielfach noch ungeklärt ist.

Tab. 9: Hauptbestandteile der Autoabgase (gekürzt nach GARBER 1967)

Gas	% Anteil	Gas	% Anteil
Äthan . . . . .	7,77	Pentan . . . . .	3,68
Äthen . . . . .	9,26	Hexan . . . . .	3,26
Äthin . . . . .	3,95	Heptan . . . . .	4,18
Propan . . . . .	5,35	Benzol . . . . .	6,11
Propen . . . . .	14,29	Toluol . . . . .	8,20
1-Methyl-Propan . . . . .	3,61	Xylole . . . . .	8,19
Isopentan . . . . .	3,51		

Benzinmotoren und dieselmotorenbetriebene Fahrzeuge produzieren drei Arten von Emissionen: Abgase, Kühlgebläseluft und Verdunstung aus dem Treibstofftank und dem Vergaser.

Dieselmotoren liefern weniger Kohlenwasserstoffe und Kohlenmonoxid als Benzinmotoren; dafür emittieren sie aber die fünffache Menge Schwefeldioxid und fast doppelt so viele Stickoxide. Zudem stammt die Hauptmenge der Dieselmotorenabgase von Bussen, die durch dauerndes Bremsen, Halten und Beschleunigen einen bedeutend höheren Treibstoffverbrauch haben als benzinbetriebene Fahrzeuge (55,51 auf 100 km bei Bussen, 16,71 auf 100 km bei Autos mit Benzinmotoren; BRAUN 1979).

BRAWN (1979) errechnete mit Hilfe des Spearman Rank Correlations-Koeffizienten folgende Korrelationen für die Abhängigkeit des Flechtenvorkommens vom Verkehrsaufkommen:

Tab. 10: Verkehrsaufkommen und Flechtenvorkommen in Halifax/Kanada (nach BRAWN 1979)

Flechtenreichtum Häufigkeit von	Verkehrsvolumen	Zahl d. verkehrenden Busse
Artenreichtum	$r = 0,106$	$r = 0,621$
<i>Hypogymnia physodes</i>	$r = 0,130$	$r = 0,557$
<i>Parmelia sulcata</i>	$r = 0,178$	$r = 0,574$

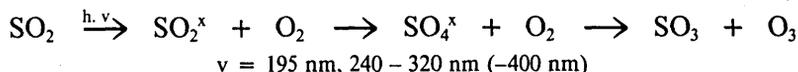
Deutlich treten die signifikanten Korrelationen zwischen Flechtenvorkommen und Anzahl der verkehrenden Busse auf, während das Verkehrsvolumen allein keinen deutlichen Einfluß auf die Flechtenverbreitung hat.

g) Von lokaler Bedeutung sind auch noch Chlorwasserstoff (HCl), Ozon (O<sub>3</sub>), Peroxiacylnitrate (PAN), Kohlenmonoxid (CO) und Kohlenwasserstoffe.

### 3.1.1. Schwefeldioxid

Schwefeldioxid ist ein reaktionsfreudiges, farbloses Gas, das schwerer als Luft ist. Es gelangt vor allem durch die Verbrennung fossiler, schwefelhaltiger Brennstoffe in die Atmosphäre, und zwar nach SAUNDERS (1973) in den USA im Jahr 1968 22,1 Millionen Tonnen (während Industrieprozesse zur gleichen Zeit nur 6,6 Millionen Tonnen lieferten). Die Schätzungen für das Jahr 1985 belaufen sich für die USA auf 45 Millionen Tonnen aus der Verbrennung und acht Millionen Tonnen aus Industrieprozessen.

Schon GERHARD (1955) stellte fest, daß das emittierte Schwefeldioxid durch drei photochemische Reaktionen verwandelt wird:



Die Umwandlungsrate beträgt bei 5 – 30 ppm SO<sub>2</sub> und künstlicher Sonnenbestrahlung 0,68 % · h<sup>-1</sup>, und im natürlichen Sonnenlicht 0,1 – 0,2 % · h<sup>-1</sup>.

Das in der Luft vorhandene Schwefeldioxid kann aber auch mit der Luftfeuchtigkeit und mit dem Niederschlagswasser zu schwefeliger Säure ( $\text{H}_2\text{SO}_3$ ) umgewandelt werden. Diese dissoziiert (Abb. 12) relativ rasch und die Dissoziationsprodukte wirken entweder direkt oder können weiterverwandelt werden.

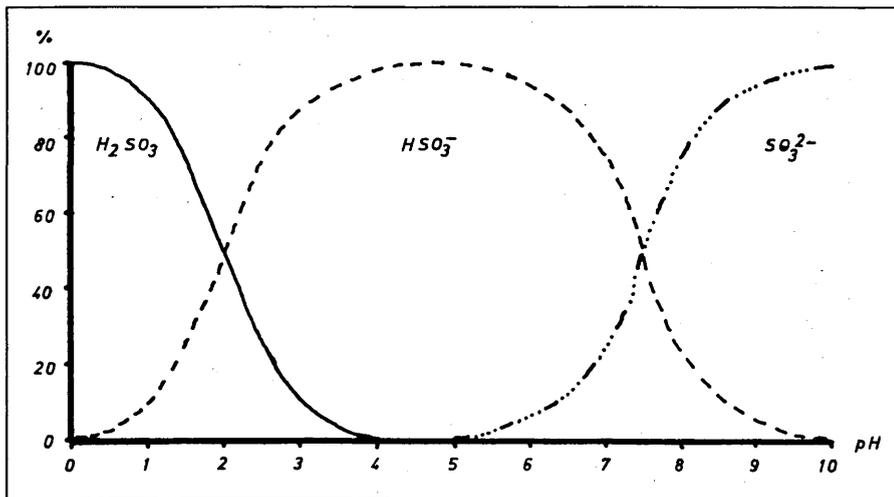
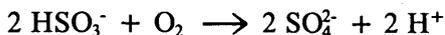


Abb. 12: Dissoziation schwefeliger Säure (n. PUCKETT 1973)

Hydrosulfitionen und Moleküle schwefeliger Säure (Tröpfchendurchmesser:  $0,19 - 0,45 \mu\text{m}$ ) sind giftiger als die Sulfitionen. Die Auswirkungen schwefelhaltiger Immissionen auf Pflanzen fallen bei hohen pH-Werten geringer aus, da Schwefeldioxid in diesem Milieu rascher oxidiert. Das entstehende Sulfation ist aber weniger giftig. Die Bildung von  $\text{SO}_4^{2-}$  verläuft nach folgender Umwandlungsreaktion (COKER 1967):



Die Wasserstoffionen werden bei basischerem Milieu leichter aus diesem Reaktionssystem entfernt, wodurch sich das Gleichgewicht der Reaktion nach rechts – zum ungiftigeren Sulfation hin – verschiebt.

### 3.2. Stäube

Die Stäube stammen aus dem Hausbrand, aus Verbrennungsvorgängen in Industrieanlagen, aus aufgewirbeltem Straßenstaub, Ackererde, Zementstaub (ca. 50 %  $\text{CaO}$ , ca. 15 %  $\text{SiO}_2$ ), Schwermetallstaub (mit Cu, Cd, Fe, Pb, Mn, Ni, Zn), Eisenoxiden, Asbeststäuben und Kunstdünger

(EINBRODT 1966, GRÄFE 1966, STEINHAUSER 1966, PYATT 1970, KELLER 1971, JAMES 1973, JÜRGING 1975).

Die Partikelgröße liegt zwischen 0,02 und 2,0  $\mu\text{m}$  (bis max. 10  $\mu\text{m}$ ), wobei eine auffällige Häufung um 0,07  $\mu\text{m}$  zu beobachten ist.

Die technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft (1974) gibt folgende Immissionskenngrößen für die Staubbelastung an:

$I_1$ -zulässig: 350  $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ ;  $I_2$ -zulässig: 650  $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$

Für industrielle Ballungszentren gelten:

$I_1$ -zulässig: 850  $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ ;  $I_2$ -zulässig: 1300  $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$

Die Staubimmission wird in vier Klassen unterteilt:

Klasse 1:  $I_1 = 100 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$

Klasse 2:  $I_1 = 100 - 420 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$

Klasse 3:  $I_1 = 420 - 850 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$

Klasse 4:  $I_1 = 850 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$

STUBENRAUCH (1976) unterscheidet für Österreich drei Zonen (Tab. 11) unterschiedlicher Staubkonzentration:

Tab. 11: Zonen unterschiedlicher Staubkonzentration (STUBENRAUCH 1976)

Zone : Qualität	Tagesmittelwert
Zone 1: Naturschutzgebiete, Kur- und Erholungsräume . . . . .	0,12 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$
Zone 2: Wohngebiete . . . . .	0,20 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$
Zone 3: Übergangsbereiche . . . . .	0,30 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$

Die vielfältigen Immissionswirkungen des Staubes reichen von einer Anhebung des Borken-pH-Werts bis zu einer Verkrustung der Assimilationsorgane und dadurch verminderter Lichtabsorption und gehemmter Gasdiffusion, wodurch eine geringere Photosyntheseleistung der Pflanzen gegeben ist.

#### 4. IMMISSIONSWIRKUNGEN AUF PFLANZEN

Die Wirkung von Immissionen auf Pflanzen ist nach BERGE (1970) von der Absorptionskraft, ausgedrückt durch die Wasserlöslichkeit der Stoffe und durch die Zellstruktur der Pflanzen, von den sauren oder alkalischen Eigenschaften der Immissionen, von durch sie ausgelösten, oxidierenden oder reduzierenden Effekten und von steuernden (hormo-

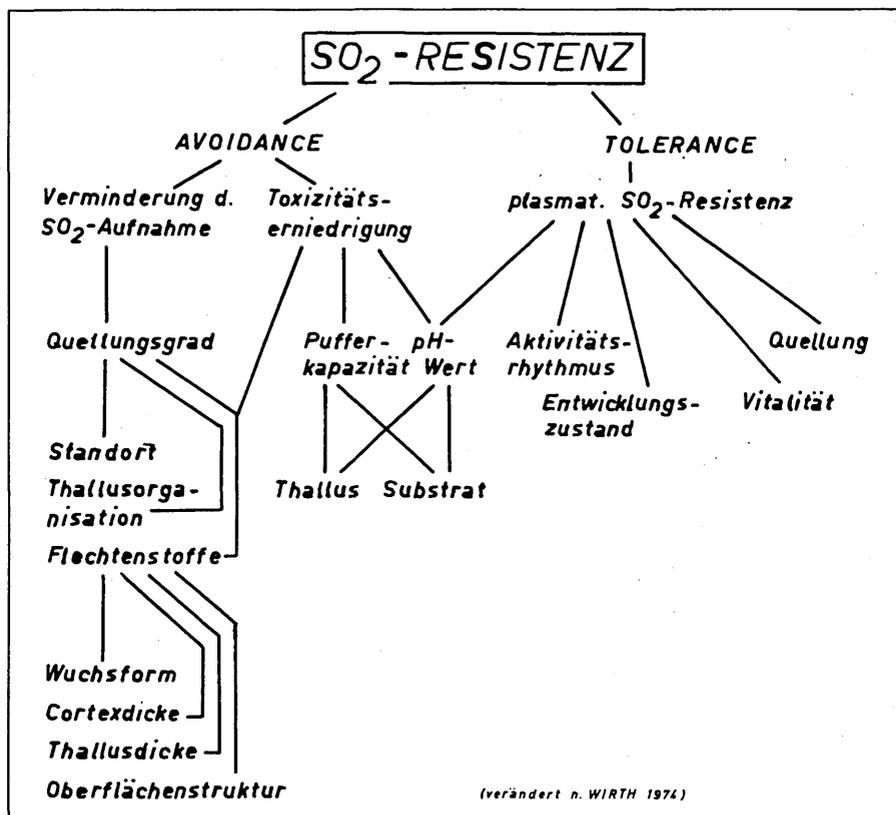
nal) oder vergiftenden Einflüssen der einwirkenden Substanzen abhängig.

Die Resistenz der Pflanzen gegenüber Schadstoffen wird durch zwei Mechanismen geregelt (WIRTH 1974).

a) stress avoidance

Darunter versteht man diejenigen der Resistenz dienenden Vorgänge und Anpassungen, welche eine Einstellung des Gleichgewichtszustandes zwischen Pflanze und einwirkendem Umweltfaktor (Stressor) verhindern oder zumindest erschweren. Diese Art der Resistenz ist hauptsächlich bei kurzzeitigen Schadstoffeinwirkungen wirksam.

Für Flechten sind in erster Linie alle diejenigen Avoidance-Faktoren bedeutsam, die das Eindringen gasförmiger Immissionen in stoffwechselaktive Bereiche erschweren (Thallusdicke, Cortexdicke, Cortexdichte,



(verändert n. WIRTH 1974)

Abb. 13: Faktorenabhängigkeit der SO<sub>2</sub>-Resistenz von Flechten (verändert n. WIRTH 1974)

Oberflächenbeschaffenheit und Pufferkapazität von Thallus und Substrat) oder die die Toxizität der Schadstoffe vermindern. Letzteres erfolgt für saure Immissionen durch Addition an Flechtenstoff-Aldehyde oder an Kohlenstoff-Kohlenstoff-Doppelbindungen.

### b) stress tolerance

Unter diesen Begriff subsumiert man alle Eigenschaften einer Pflanze, welche eine Schutzwirkung gegen Schadstoffe trotz Einstellung des Gleichgewichtszustandes mit den Immissionen ermöglichen. Für Flechten handelt es sich in der Hauptsache um die plasmatische Resistenz, die ihrerseits vom Entwicklungszustand des Thallus beeinflußt wird. Nach Abtötung der plasmatischen Resistenz durch 0,3 mM  $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ -Lösung bei pH = 4 zeigt sich der Einfluß des Tolerance-Mechanismus deutlich.

Abb. 13 verschafft einen Überblick über diese beiden Resistenzmechanismen und Tab. 12 über Flechten-Resistenzreihen verschiedener Autoren.

Tab. 12: Flechten-Resistenzreihen verschiedener Autoren

Staub- und Gasimmissionen (nach RAO 1967)	Staubimmission (nach JÜRGING 1975)	Schwefeldioxidimmission (nach JÜRGING 1975)
<i>Cladonia coniocraea</i>	<i>Xanthoria parietina</i>	<i>Lecanora varia</i>
<i>Parmelia sulcata</i>	<i>Physcia ascendens</i>	<i>Hypogymnia physodes</i>
<i>Hypogymnia physodes</i>	<i>Physcia tenella</i>	<i>Parmelia sulcata</i>
<i>Parmelia exasperatula</i>	<i>Physconia pulverulenta</i>	<i>Pseudevernia furfuracea</i>
<i>Evernia mesomorpha</i>	<i>Parmelia acetabulum</i>	<i>Parmelia exasperatula</i>
<i>Parmelia olivacea</i>	<i>Parmelia scorteae</i>	<i>Evernia prunastri</i>
<i>Xanthoria polycarpa</i>	<i>Parmelia sulcata</i>	<i>Parmelia subrudecta</i>
<i>Parmelia saxatilis</i>	<i>Parmelia exasperatula</i>	<i>Parmelia scorteae</i>
	<i>Evernia prunastri</i>	<i>Parmelia acetabulum</i>
	<i>Hypogymnia physodes</i>	<i>Physcia stellaris</i>
		<i>Physcia ascendens</i>
		<i>Physcia tenella</i>
		<i>Physconia pulverulenta</i>
		<i>Xanthoria parietina</i>

Die einzelnen Flechtenarten sind jeweils nach fallender Resistenz gereiht.

Bemerkenswert ist, daß Flechten feucht-schattiger, beregneter Standorte weniger resistent sind als Arten besonnerer, austrocknungsgefährdeter Habitate (WIRTH 1974). Resistenterere Arten speichern Schwefel ebenso schnell oder schneller als empfindliche Arten (GILBERT 1969).

Da die Trockenheit des Stadtklimas ein Wachstum der Flechten nur an der gefährdeteren, feuchtigkeitsbegünstigten Westseite des Stammes erlaubt (VILLWOCK 1962), andererseits aber die Immissionsstärke mit zunehmendem Abstand vom Boden bis ca. 30 m Höhe ansteigt (KLEE 1970), werden weniger resistente Arten auf die bodennahen Substrate (bis zu 92 % reduzierter Schwefeldioxidgehalt der Luft) zurückgedrängt. Das Substrat wirkt auch als wichtiger Avoidance-Faktor gegen  $\text{SO}_2$ . Flechten (insbesondere Krustenflechten) sind bei hoher Schwefeldioxidkonzentration auf basische Substrate mit pH größer als 8 (Kalk, Mörtel, Asbest) beschränkt, da offensichtlich der Einfluß der Schwefelverbindungen durch das vorhandene Calciumkarbonat neutralisiert wird (TALLIS 1964, GILBERT 1970 a, TÜRK 1975).

#### 4.1. Schädigungen durch $\text{SO}_2$

Im Falle von Immissionseinflüssen auf Pflanzen besitzt das Reiz-Mengen-Gesetz keine Gültigkeit (HALBWACHS 1971). Bei gleichen Produkten aus Konzentration und Einwirkungsdauer steigt der Schädigungsgrad progressiv (Abb. 14) mit der Konzentration.

Die Wirkung von Schwefeldioxid auf Flechten äußert sich in drei Schadensbereichen:

a) makroskopisch sichtbare Schäden (SCHÖNBECK 1968, PYATT 1970, SAUNDERS 1970, PEARSON 1973, SCHMIDT 1973)

Flechten haben die Eigenschaft, Stoffe ihrer Umwelt unselektioniert zu kontaminieren. *Parmelia saxatilis* speichert nach SKYE (1968) Schwefel bis zu 2870 ppm an Stellen mit einer durchschnittlichen Schwefeldioxidkonzentration von 0,02 ppm; bzw. bis zu 695 ppm bei 0,014 ppm.

Die akuten Schäden äußern sich durch eine deutliche Reduktion der Thallusdicke (bei *Parmelia caperata* und *Parmelia sulcata*); durch die Bildung eines dünnen, weißlichen, kristallinen, hydrophoben, aber acet unlöslichen Überzuges auf dem Thallus, der durch Herabsetzung der Wasserabsorption und der Thallusfeuchtigkeit bis zur totalen Plasmolyse des Phycobionten führen kann; durch Thallusverfärbungen (Grünverfärbung bei *Xanthoria parietina*, Rosa-, Rötlich- oder Violettverfärbung bei *Parmelia sulcata*, dunklere Thallusloben und Thallusspitzen bei *Hypogymnia physodes* und *Evernia prunastri*) bis zur Thallusbleiche; durch Nekrosen und Ablösung vom Substrat (nach ca. 6 – 8 Monaten).

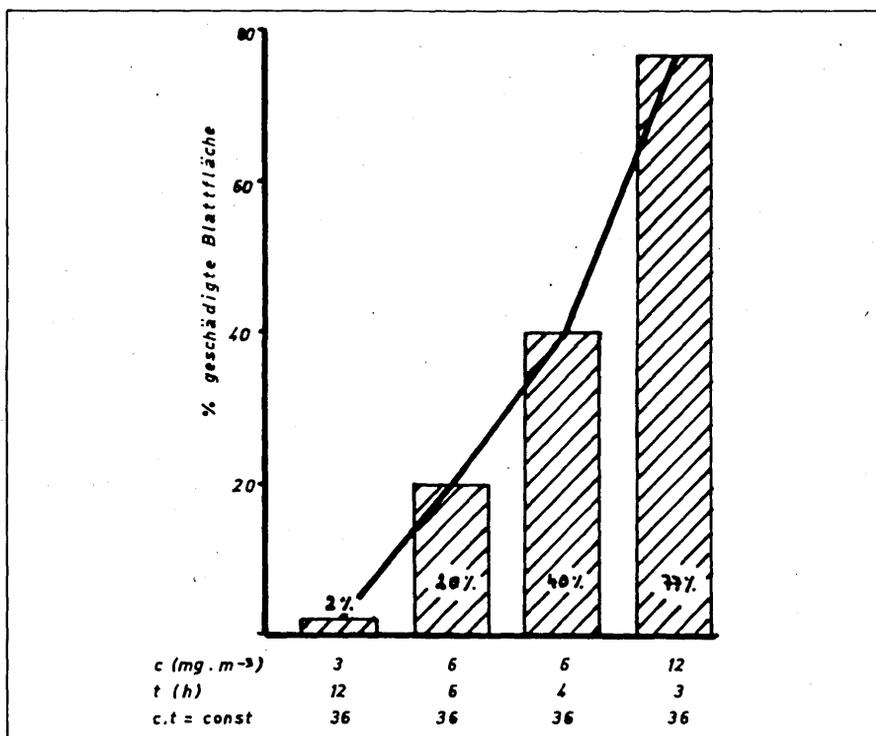


Abb. 14: Progressiver Anstieg des Schädigungsgrades mit der Höhe der Konzentration bei Radieschen (n. VAN HAUT 1970)

Schadensbilder chronischer Belastung sind das Aufbiegen der Thallusränder, Chlorosen, Verfärbungen und Sterilität. All diese Beeinträchtigungen können letztlich zum Absterben des Flechtenthallus führen. Transplantatversuche mit *Hypogymnia physodes* zeigen bei sehr hoher, durchschnittlicher Schwefeldioxidbelastung von 0,08 ppm (maximal 0,441 ppm) eine Lebensdauer von 29 Tagen auf, während bei einer Durchschnittsbelastung von 0,028 ppm (maximal 0,115 ppm) nach 68 Tagen noch 40 % der Thallusflächen leben.

b) Schäden im physiologischen Bereich (PYATT 1968, LE BLANC 1969, SAUNDERS 1970, PEARSON 1973, RICHARDSON 1973, WILL-WOLF 1980)

In der Regel wird die physiologische Aktivität der Flechten trotz Schwefeldioxidbelastung durch hohen Wassergehalt gesteigert, da offensichtlich eine rasche Umwandlung des  $\text{SO}_2$  in weniger schädliche Verbindungen erfolgt. Gleichzeitig werden aber Pufferwirkung und Ionenaustauschfähigkeit durch steigende  $\text{SO}_2$ -Gehalte reduziert, weshalb

Bäume mit von Natur aus sehr niedriger Pufferkapazität (z. B. *Betula*-Arten) als erste ihre Epiphytenflora verlieren.

Ein sehr häufig auftretendes Schadensbild ist die deutlich gesenkte Photosyntheserate (Abb. 15). Dieses Schadensbild entwickelt sich über ein zeitweiliges Unterbleiben der Photosynthese mit darauffolgender Wiederherstellung des Normalzustandes zu einer dauernden Minderung der Assimilation ohne Chlorophyllzerstörung und endet bei der andauernden Reduktion der Photosyntheserate gekoppelt mit deutlicher Chlorophyllzerstörung.

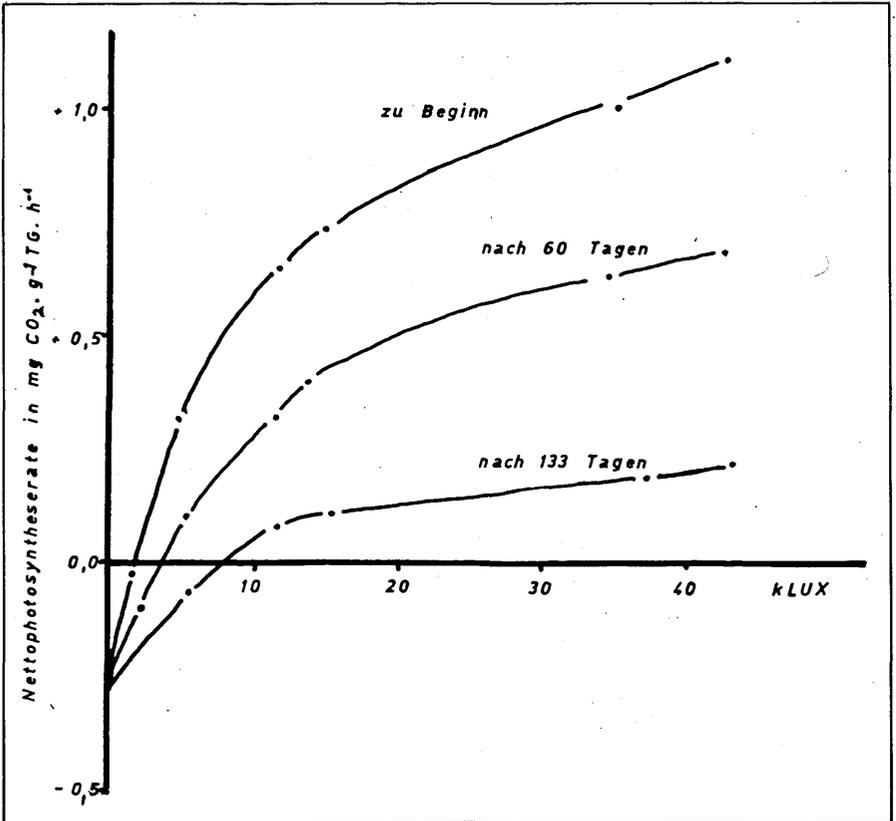


Abb. 15: Lichtkurven von *Hypogymnia physodes*-Explantaten an stark immissionsbelasteten Standorten (n. SCHUMM 1979)

Die weiteren physiologischen Schadensbilder sind äußerst vielfältig. Es handelt sich um:

- + eine gesteigerte Lichtatmung
- + die Einstellung der Produktion von Antibiotika bei *Peltigera canina*
- + die Abnahme der Cystein- und Cystinkonzentration bei *Lecanora melanophthalma* proportional zum Verschmutzungsgrad
- + eine Herabsetzung der Keimfähigkeit der Pilzsporen
- + einen stärkeren Befall der Pilzhyphen durch Bakterien mit zunehmender  $\text{SO}_2$ -Belastung
- + die Anlage von Öltröpfchen in *Trebouxia*-Zellen, entweder zur Überdauerung der Trockenperiode oder als Zeichen einer undifferenzierten Stoffwechselschädigung

c) Schädigungen im Zellbereich (GARBER 1967, SAUNDERS 1970, LE BLANC 1973 b, SUNDSTRÖM 1973, EVERS MAN 1978, WILL-WOLF 1980)

Chlorophyll a wird in Phaeophytin a umgewandelt, nach der Gleichung:

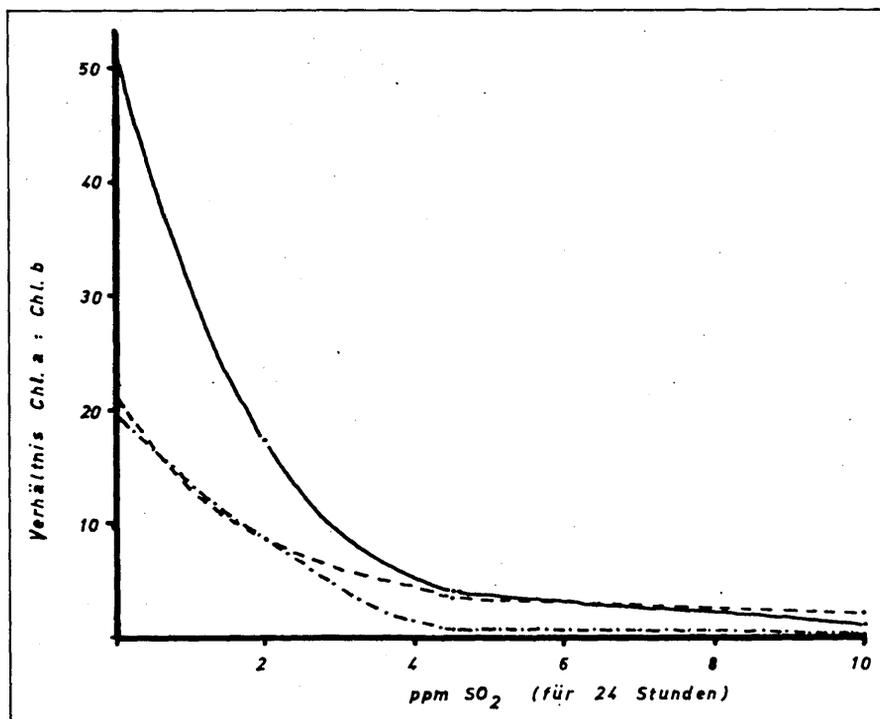
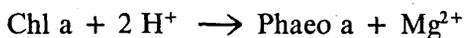


Abb. 16: Wirkung von  $\text{SO}_2$  (bei 100 % relativer Luftfeuchte) auf den Chlorophyllabbau und das Verhältnis von Chl. a : Chl. b (n. SYRATT 1968)

Dadurch verschiebt sich das Verhältnis der beiden Chlorophyllarten zum Chlorophyll b (Abb. 16) hin. Die Konzentrationsänderungen anderer Pigmente (Beta-Karotin) folgen ebenfalls dem Immissionssspiegel.

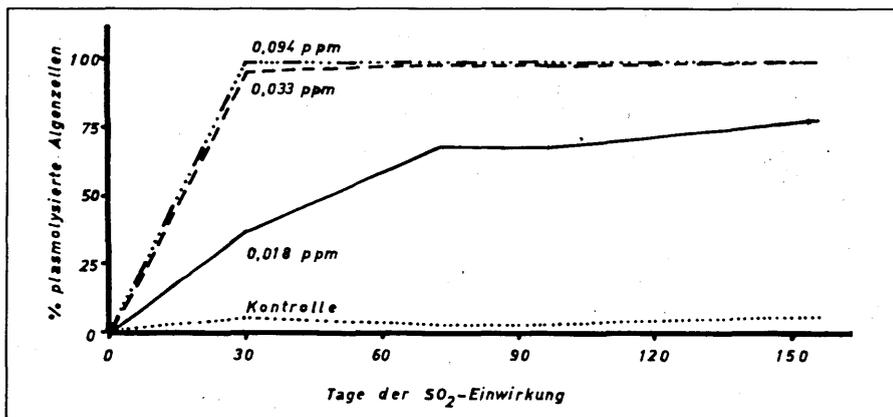


Abb. 17: Plasmolysegrad der Algenzellen von *Usnea hirta* (L.) WIGG. (n. EVERSMAN 1978)

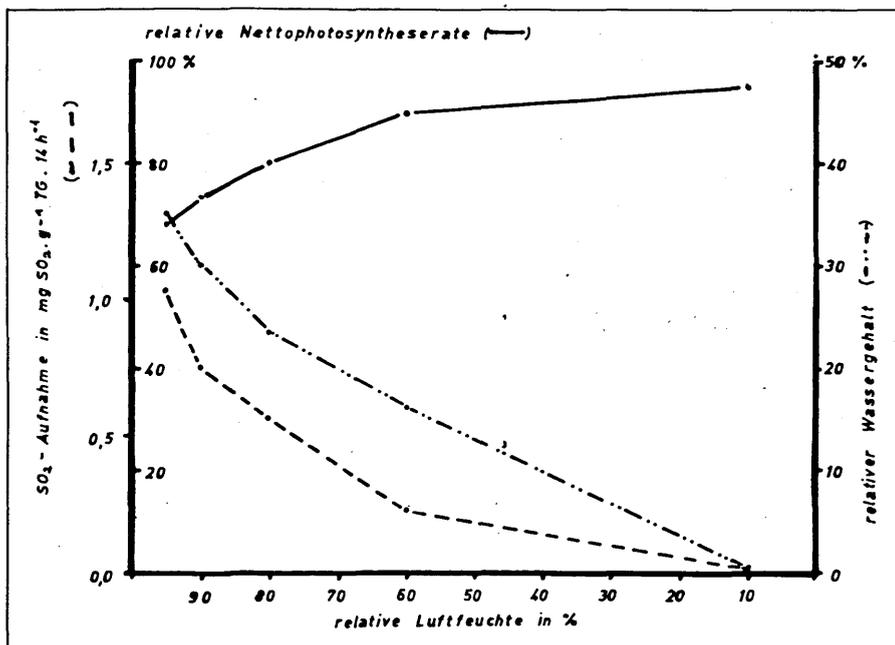


Abb. 18: Abhängigkeit des Wassergehalts, der SO<sub>2</sub>-Aufnahme und der relativen Nettphotosyntheserate von der relativen Luftfeuchte bei *Hypogymnia physodes* (n. TÜRK 1974)

Die zweithäufigste Störung im Zellbereich ist die Plasmolyse (Abb. 17) der Algenzellen bis zu deren Absterben. Nach WILL-WOLF (1980) waren bei *Parmelia caperata* in stark belasteten Gebieten 12 % der Algenzellen plasmolysiert, in schwach belasteten Gebieten nur 6,6 %.

Spezielle Änderungen im Zellbereich betreffen eine Zunahme der Membranpermeabilität, die Inaktivierung der Sulphydrilgruppe jener Enzyme, die Zellwachstum und Zellteilung katalysieren, und die Unterbrechung des Stofftransportes zwischen den Symbiosepartnern. Der Schädigungsgrad der Flechten durch Schwefeldioxid hängt stark von deren Wassergehalt (Abb. 18) ab. „Je durchfeuchteter Flechtenthalli sind, desto rascher nehmen sie das Schwefeldioxid auf, und dementsprechend schnell sterben sie ab“ (KLEE 1970).

#### 4.2. Schädigungen durch HF

Äußerlich sichtbare Symptome einer Fluorschädigung sind eine geringere Zuwachsrate bei *Cladonia rangiferina* und *Alectoria simplicior* (HÄLLGREN 1978), Chlorosen und eine teilweise Auflösung des Thallus (NASH 1971), sowie Verfärbungen. Die normal graue Farbe von *Parmelia sulcata* ändert sich mit zunehmender Annäherung an die Fluoremissionsquelle nach braun, rosa und letztlich gelb (LE BLANC 1971). Des weiteren finden sich weniger Soredien, aufgebogene und abgehobene Thallusränder, sowie Risse an der Unterseite des Thallus. Möglicherweise führt der durch die Thallusoberfläche aufgenommene Fluorwasserstoff zu einer Schrumpfung der oberen Rindenschicht, die ihrerseits die aufgebobenen Thallusränder und die teilweise Ablösung vom Substrat bewirkt (LE BLANC 1971).

Im physiologischen Bereich (LE BLANC 1971, BÖRTITZ 1972, HÄLLGREN 1978) führen Fluorimmissionen zu einer Herabsetzung der Photosyntheseleistung und zu einer Verringerung der Kohlenstoffinkorporation in den Flechtenthallus (bei *Parmelia olivacea*), zur Zerstörung des Chlorophylls und zur Beeinträchtigung des Wasserhaushalts. Die Wasseraufnahmefähigkeit sinkt, während die Transpirationsrate zunächst ansteigt, um später (bei höheren Konzentrationen oder längerer Einwirkung) stark abzufallen.

Im zellulären Bereich fallen eine verstärkte Plasmolyseanfälligkeit bei Annäherung an die Emissionsquelle und eine Beeinträchtigung der Enzymkette des Atmungsstoffwechsels auf (KISSER 1968). Sowohl Plasmolyse als auch die Chlorophyllzerstörung sind mit größter Wahrschein-

lichkeit auf die hohe Affinität von Fluorwasserstoff zu Wasser zurückzuführen (LE BLANC 1971).

### 4.3. Schädigungen durch Stäube

Stäube wirken in erster Linie in den bodennahen Luftschichten, da sich aus der hier langsamer streichenden Luft mehr Feststoffe absetzen, während in mittleren Stammbereichen wegen der höheren Windgeschwindigkeit die höchste Menge an Schadgasen pro Zeiteinheit wirken kann (BRODO 1966).

Die Staubüberzüge auf den Pflanzenblättern und Thalli führen zu einer Herabsetzung der Photosyntheseleistung verbunden mit einer Abnahme des Chlorophyll- und Karotingehalts, wobei die Chlorophyll-b-Konzentration stärker sinkt als diejenige von Chlorophyll a. Weiters kommt es zu einer Veränderung des Wärmehaushalts, zu einer verstärkten Transpiration und zu einer übersteigerten Atmung. Für alle Schadenssymptome mit Ausnahme der übersteigerten Atmung gilt, daß sie bei befeuchteten und eingestaubten Exemplaren signifikant stärker auftreten als bei trocken gehaltenen Thalli (KLEE 1970, RICHTER 1971).

Zwischen dem Staubgehalt der Borke und dem Gesundheitszustand von *Hypogymnia physodes* (Abb. 19) besteht die Korrelation,  $r = -0,4189$ , bei einer untersuchten Probenstärke von 18 Entnahmestellen (SWIEBODA 1978).

Über die Kombinationswirkung Staub – Schwefeldioxid berichtet LUX (1968), daß der Zementofenstaub bei Kiefern eine Schutzwirkung gegen

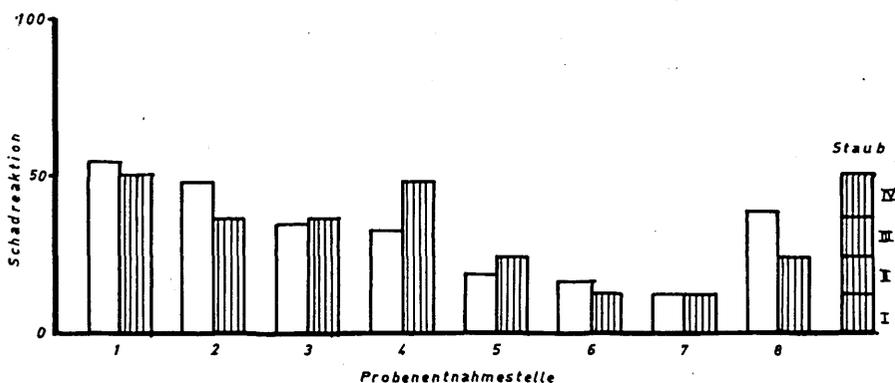


Abb. 19: Korrelation zwischen Staubbelastung und Schadensreaktion bei *Hypogymnia physodes*-Explantaten (n. SCHUMM 1979)

SO<sub>2</sub> darstellt, die in einer Herabsetzung der Assimilationsintensität und des Gaswechsels sowie in einer verstärkten Absorption des SO<sub>2</sub> durch die basischen Staubteilchen in Spaltöffnungsnahe besteht.

#### 4.4. Ergebnisse von Begasungsexperimenten

Schon bald bemühte man sich um die Verifizierung der Feldbeobachtungen durch Begasungsexperimente unter definierten Versuchsbedingungen, zunächst an Nadelbäumen und Blattpflanzen, später auch an Flechten (ZAHN 1963, DÄSSLER 1969 b, LE BLANC 1969).

Das Ergebnis von Begasungsexperimenten hängt wesentlich vom Wassergehalt der Flechten selbst ab (HARRIS 1971, NASH 1971), da

a) eine hohe relative Thallusfeuchte (Abb. 20) auch zu erhöhten Schadstoffakkumulationen führt;

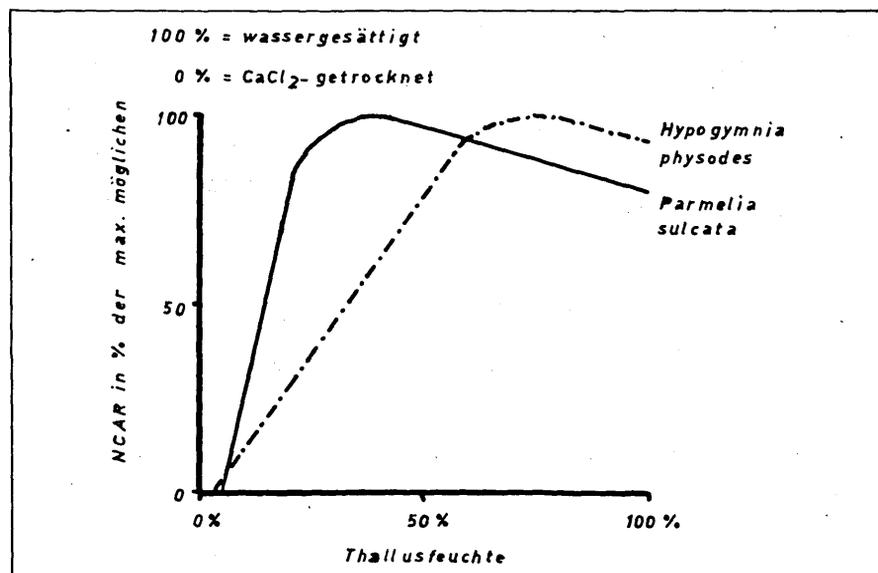


Abb. 20: Nettokohlenstoffassimilationsrate in Abhängigkeit von der Thallusfeuchte (verändert n. HARRIS 1971)

b) mit zunehmendem Wassergehalt des Thallus die Stoffwechselrate bis in einen Optimumsbereich ansteigt (65 – 90 % Wassergehalt), um bei weiter zunehmender Thallusfeuchte abzufallen. Die Stoffwechselrate wird meist durch die Atmungsaktivität oder die Photosyntheseleistung (Nettophotosyntheserate – Abb. 21, Nettokohlenstoffassimilationsrate – Abb. 22) ausgedrückt.

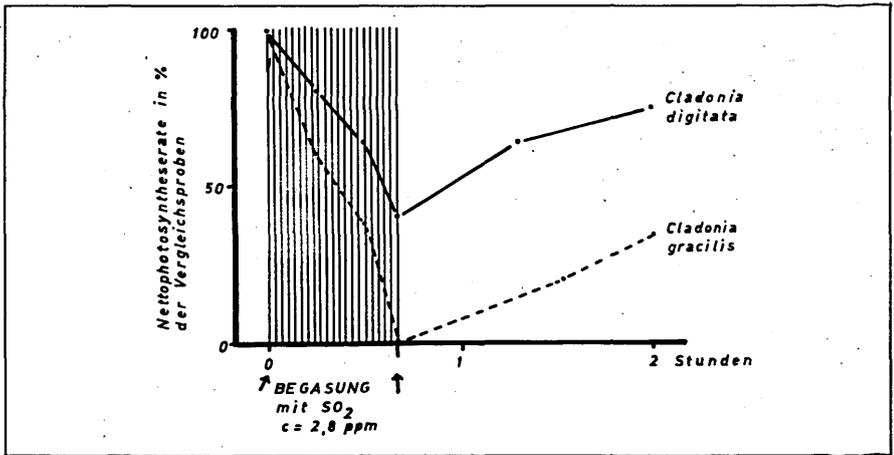
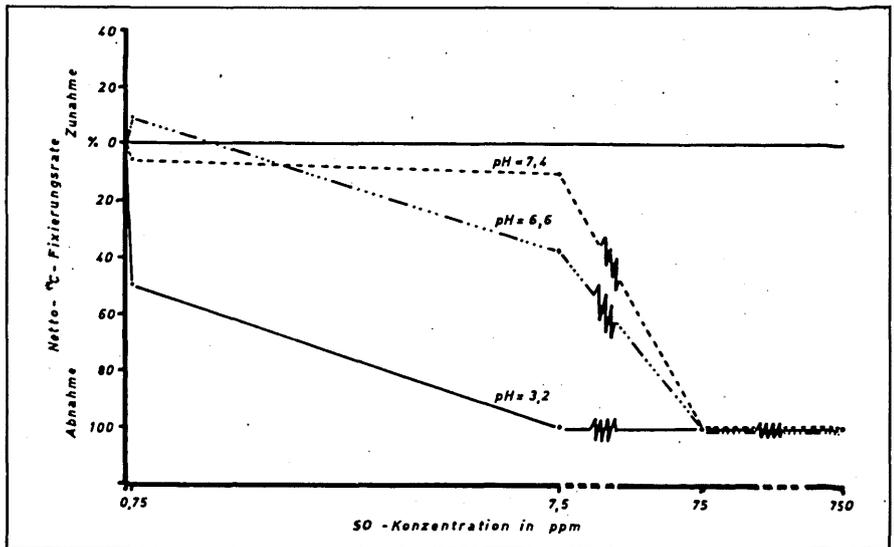


Abb. 21: Nettophotosyntheserate nach 40minütiger Begasung (n. BÖRTTIZ 1972)

Abb. 22: Netto-<sup>14</sup>C-Fixierung bei *Cladonia alpestris* in Abhängigkeit von der SO<sub>2</sub>-Konzentration und dem Säuregrad (n. PUCKETT 1973)

Die bei Begasungsexperimenten auftretende Reduktion der Photosyntheseleistung wird auf den unterbrochenen Elektronenfluß zurückgeführt. Es nehmen bei physiologischen pH-Werten die Redoxsysteme  $\text{SO}_3^-/\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$  und  $\text{HSO}_3^-/\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$  Elektronen an bestimmten Stellen der Elektronentransportkette der Chloroplastensysteme I und II auf und

entziehen diese dem Weitertransport und der energiemäßigen Verwertung. Nur BEEKLEY (1981) findet beim Einwirken von  $\text{SO}_2$  weder eine signifikante Veränderung des Chlorophyllgehalts, noch eine solche des Verhältnisses Chlorophyll a zu Chlorophyll b.

Der Anstieg der Lichtintensität von 0 auf 1000 Lux führt bei mehr oder weniger ungeschädigten Flechten zu einem Anstieg der Nettophotosyntheserate auf das Doppelte, bei stärker geschädigten Exemplaren zu keiner Veränderung der Assimilationsrate, und bei den stärkst geschädigten Thalli zu einem deutlichen Absinken der Nettophotosyntheserate. Bei einem weiteren Anstieg der Lichtintensität steigt die Nettophotosyntheserate bei allen Schädigungsgraden an (PEARSON 1965). Bei gleichbleibender Gaskonzentration nimmt die Assimilationsintensität mit zunehmender Lichtstärke zunächst ab, um nach dem Ende der Begasung allmählich wieder anzusteigen. Vergleiche auch Abb. 21 bzw. Abb. 22, die den Zusammenhang zwischen Photosyntheseintensität und unterschiedlichen  $\text{SO}_2$ -Konzentrationen sowie unterschiedlichen pH-Werten wiedergibt.

Aus der Abb. 23 geht hervor, daß bei sehr schwachen Schwefeldioxidkonzentrationen die Photosynthese stimuliert wird, um bei höheren Konzentrationen stark abzufallen.

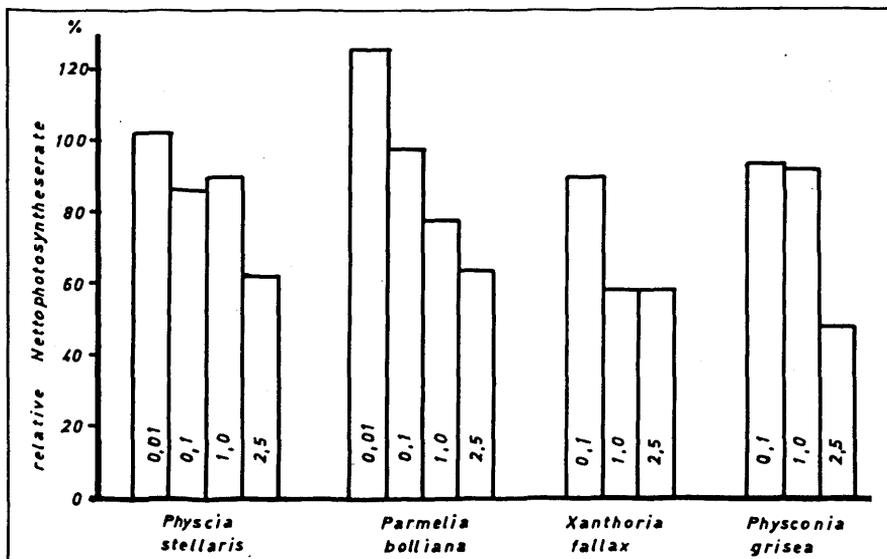


Abb. 23: Nettophotosyntheserate von 4 Flechtenarten bei unterschiedlichen  $\text{SO}_2$ -Konzentrationen (ppm) (n. BEEKLEY 1981)

Bei Begasung mit Schwefeldioxid wird auch die Atmungsintensität beeinflusst, wobei die Art der Reaktion unterschiedlich beschrieben wird: PEARSON (1973), MARSH (1979) und BEEKLEY (1981) finden bei *Parmelia bolliana*, *Physcia stellaris*, *Caloplaca trachyphylla*, *Dermatocarpon miniatum*, *Lecanora muralis*, *Lecanora alphaplaca*, *Lecanora christoi* und *Xanthoria fallax* eine deutlich niedrigere Atmungsrate als bei den unbegasteten Exemplaren; wobei die einzelnen Arten im feuchten Zustand empfindlicher reagieren als die trocken gehaltenen. Nur SHOWMAN (1972) zeigt zwar einen Abfall der Atmungsrate bei isolierten Phycobionten nach erfolgter Begasung mit 4 bzw. 6 ppm SO<sub>2</sub>, aber einen Anstieg der Dissimilationsrate bei *Cladonia cristatella* unter gleichen Bedingungen.

Die in Tab. 13 (Schadrangfolge von Flechten) in Klammern gesetzten Ziffern bedeuten die einzelnen Autoren mit ihren unterschiedlichen Versuchsbedingungen.

Tab. 13: Schadrangfolge von Flechten

Begasungsexperimente	Feldbeobachtungen
Gruppe 1 – sehr empfindlich	
<i>Caloplaca trachyphylla</i> (3)	<i>Anaptychia ciliaris</i> (7)
<i>Cetraria chlorophylla</i> (4)	<i>Physcia pulverulenta</i> (9), (10)
<i>Cladonia arbuscula</i> (4)	<i>Usnea</i> sp. (9), (10)
<i>Cladonia rangiferina</i> (4)	<i>Evernia prunastri</i> (9), (10)
<i>Dermatocarpon miniatum</i> (3)	<i>Parmelia caperata</i> (9)
<i>Parmelia furfuracea</i> (1), (2)	<i>Ramalina</i> sp. (10)
<i>Ramalina farinacea</i> (1)	<i>Alectoria</i> sp. (10)
Gruppe 2 – empfindlich	
<i>Alectoria jubata</i> (1)	<i>Lecanora carpinea</i> (7)
<i>Cetraria chlorophylla</i> (1)	<i>Lecanora subfusca</i> (7)
<i>Cetraria islandica</i> (1)	<i>Xanthoria parietina</i> (7), (9)
<i>Cladonia alcicornis</i> (1)	<i>Physcia orbicularis</i> (7), (10)
<i>Cladonia arbuscula</i> (1)	<i>Physcia adscendens</i> (7), (10)
<i>Cladonia bellidiflora</i> (1), (2)	<i>Physcia grisea</i> (7), (10)
<i>Cladonia coniocraea</i> (1)	<i>Pseudevernia furfuracea</i> (8)
<i>Cladonia digitata</i> (1), (6)	<i>Cetraria chlorophylla</i> (8)
<i>Cladonia fimbriata</i> (6)	<i>Parmeliopsis hyperopta</i> (8)
<i>Cladonia rangiferina</i> (1)	<i>Lecanora varia</i> (8)
<i>Evernia prunastri</i> (5)	<i>Hypogymnia physodes</i> (9), (10)
<i>Hypogymnia physodes</i> (1), (2)	<i>Parmelia fuliginosa</i> (10)
<i>Lecanora muralis</i> (3)	

## Begasungsexperimente

## Feldbeobachtungen

## Gruppe 3 – weniger empfindlich

<i>Cladonia digitata</i> (4)	<i>Buellia punctata</i> (7)
<i>Cladonia furcata</i> (1)	<i>Hypogymnia physodes</i> (7), (8)
<i>Cladonia gracilis</i> (1), (4)	<i>Physcia dubia</i> (7)
<i>Cladonia papillaria</i> (1)	<i>Parmelia sulcata</i> (7)
<i>Cladonia squamosa</i> (4)	<i>Lepraria incana</i> (7), (8)
<i>Cladonia uncialis</i> (1)	<i>Lecanora conizaeoides</i> (7), (8), (10)
<i>Cornicularia muricata</i> (1)	<i>Bacidia chlorococca</i> (8)
<i>Hypogymnia physodes</i> (4), (5)	<i>Lecidea scalaris</i> (8)
<i>Lecanora alphaplaca</i> (3)	<i>Parmelia saxatilis</i> (9), (10)
<i>Lecanora christoi</i> (3)	<i>Physcia orbicularis</i> (9)
<i>Lecanora conizaeoides</i> (5)	<i>Physconia pulverulenta</i> (9)
<i>Lecanora varia</i> (1), (2), (6)	<i>Lecanora hagenii</i> (9)
<i>Lecidea scalaris</i> (1)	<i>Rhinodina pyrina</i> (SEITZ 1972)
<i>Parmelia acetabulum</i> (5)	
<i>Parmelia furfuracea</i> (4)	
<i>Parmelia saxatilis</i> (1)	
<i>Parmelia scortea</i> (5)	
<i>Parmelia sulcata</i> (5)	
<i>Rhizocarpon geographicum</i> (1), (2), (6)	
<i>Umbilicaria cylindrica</i> (1)	
<i>Umbilicaria hirsuta</i> (1)	
<i>Umbilicaria polyphylla</i> (1)	
<i>Umbilicaria pustulata</i> (1)	
<i>Xanthoria parietina</i> (5)	

(1) SO<sub>2</sub>-Begasung, äußerlich sichtbare Schäden, DÄSSLER 1969 b.

(2) SO<sub>2</sub>-Begasung; 3,5 – 5,5 mg SO<sub>2</sub> · m<sup>-3</sup> für 36 Stunden; Auswertung nach sichtbaren Schäden 3 Tage nach Begasungsende; BÖRTITZ 1972.

(3) SO<sub>2</sub>-Begasung; 0,5 ppm; Beurteilung nach der Verminderung der Atmungsintensität; MARSH 1979.

(4) SO<sub>2</sub>-Begasung; Messung der Photosyntheseempfindlichkeit; BÖRTITZ 1972.

(5) SO<sub>2</sub>-Begasung; 4 mg SO<sub>2</sub> · m<sup>-3</sup> für 14 Stunden; Messung der Nettophotosyntheserate nach 1 Woche; WIRTH 1974.

(6) HF-Begasung; 0,3 – 0,4 mg HF · m<sup>-3</sup> für 27 Stunden; Auswertung nach sichtbaren Schäden 3 Tage nach Begasungsende; BÖRTITZ 1972.

(7) Feldbeobachtung; JOHNSEN 1973.

(8) Feldbeobachtungen in Liberec; ANDEL 1978.

(9) Flechtenempfindlichkeit nach EHRENDORFER 1971.

(10) Feldbeobachtungen in Belfast; FENTON 1963.

## 5. EMISSIONSVERHÄLTNISSE IN LINZ

Die genaueste, aber kostspieligste Methode zur Bestimmung der Konzentration an Schadgasen ist die gaschromatographische Analyse bei verschiedenen Wellenlängen (CLEDEN 1978). Andere Verfahren bedienen sich der chemischen Veränderungen, die durch die Schadgase ausgelöst werden. So bestimmt man die Schwefeldioxidimmission mit Hilfe der Oxidation an Bleikerzen. Mit dieser Methode kann eine Langzeitbelastung festgestellt werden, die die Einwirkung auf Flechten am besten simuliert (siehe auch Kapitel 5.1.).

5.1. SO<sub>2</sub>-Belastung

Die meisten in der Literatur angeführten Werte wurden mit Hilfe der Gaschromatographie als Konzentrationswerte (Tab. 14) erzielt. Für Linz liegen mit den Bleikerzenwerten echte Immissionswerte vor, die die Einwirkung über einen Zeitraum von jeweils 28 Tagen wiedergeben.

Tab. 14: SO<sub>2</sub>-Durchschnittskonzentrationen europäischer und außereuropäischer Großstädte

Großstadt	Jahresmittel- Konzentration
Chicago (GARBER 1967) . . . . .	0,500 ppm
Halifax/Kanada (BRAWN 1977) . . . . .	0,032 ppm
Leeds (GARBER 1967) . . . . .	0,160
London-Zentrum (GARBER 1967) . . . . .	0,130
London-Außenbezirk (CLEDEN 1978) . . . . .	0,050
München (JÜRGING 1975) . . . . .	0,007 – 0,014
Newcastle (GILBERT 1969)	
Zentrum . . . . .	0,070
Innere Vorstadt . . . . .	0,056
Äußere Vorstadt . . . . .	0,031
Stadtrand . . . . .	0,023
Freiland . . . . .	0,014
New York (BRODO 1966)	
Durchschnitt . . . . .	0,160 – 0,180
Zentrum . . . . .	0,023 – 0,250
Stadtrand – Glen Cove . . . . .	0,004 – 0,163
Pittsburgh (GARBER 1967) . . . . .	0,300
Sheffield (GARBER 1967) . . . . .	0,140
Wales (Großraum) (CLEDEN 1978) . . . . .	0,020
Wolverhampton (GARBER 1967) . . . . .	0,040

Zahlreiche Autoren geben als Vergleichswert die Schwefeldioxidkonzentration am äußeren Rand der Epiphytenwüste (Tab. 15) an.

Tab. 15: SO<sub>2</sub>-Konzentration am äußeren Rand der Epiphytenwüste

Stadt	SO <sub>2</sub> -Konzentration
Belfast (FENTON 1964) . . . . .	0,035 – 0,050 ppm
Newcastle on Tyne (GILBERT 1965) . . . . .	0,014 – 0,020
London (LAUNDON 1967) . . . . .	0,050 – 0,100
Stockholm (SKYE 1968) . . . . .	0,010 – 0,015
Newcastle on Tyne (GILBERT 1970) . . . . .	0,060
Ruhrgebiet (BRODO 1973) . . . . .	0,025 – 0,030
England, Wales (HAWKSWORTH 1970) . . . . .	0,059
(GILBERT 1970 b) . . . . .	0,059
Frankfurt (KIRSCHBAUM 1971) . . . . .	0,038
Wörgl-Kufstein (SIGL 1976) . . . . .	0,052
(LE BLANC 1973 b) . . . . .	0,042
Stuttgart (DJALALI 1974) . . . . .	0,025 – 0,029

Die Abb. 24 zeigt die Verteilung der Schwefeldioxidimmissionswerte.

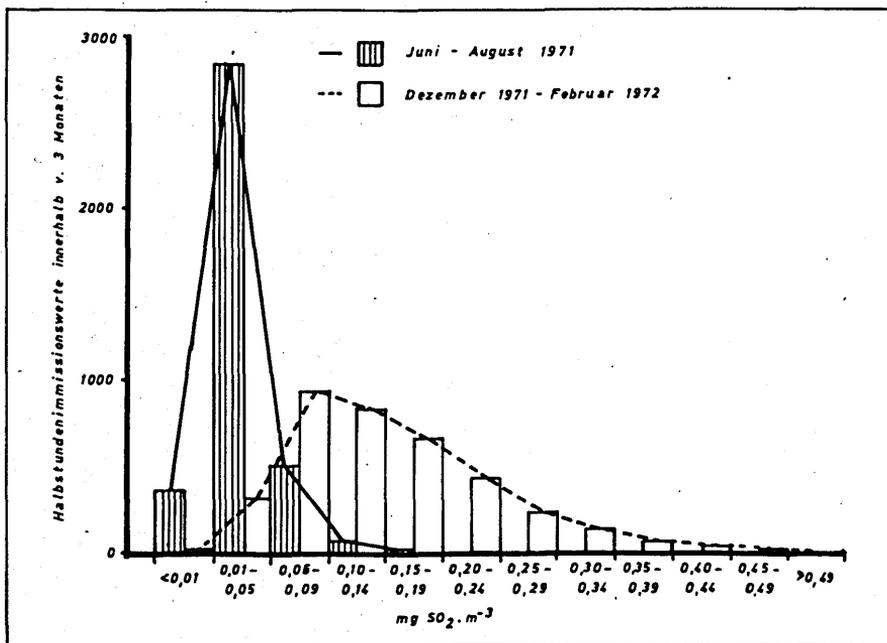


Abb. 24: Häufigkeit der Halbstundenwerte der SO<sub>2</sub>-Immission in der flechtenfreien Zone Stuttgarts (nach Werten aus DJALALI 1974)

Die Immissionsbelastung von Linz entnahm ich den Meßberichten des Magistrates Linz, Abteilung für Umwelthygiene. Die Meßwerte wurden in den Jahren 1976 – 1978 mit der Bleikerzenmethode bestimmt, wobei die Meßpunkte über das gesamte Stadtgebiet gestreut wurden. Die Meßwerte wurden zu Zwecken der kartographischen Auswertung den Quadraten ( $0,25 \text{ km}^2$ ) des Linzer Stadtplanes zugeordnet, wobei sich der jeweilige 28-Tage-Wert der Schwefeldioxidbelastung eines Quadranten unter Einbeziehung der umgebenden Meßstellen ergibt. Es wurden nur Meßquadrate zur Darstellung herangezogen, die von mindestens zwei Meßstellen umgeben sind.

Die Werte wurden für die 28-Tage-Zeiträume des Winterhalbjahres (Oktober bis März) und des Sommerhalbjahres (April bis September) getrennt wiedergegeben (78 Meßstellen). An allen Meßstellen liegen die Winterwerte höher als die Sommerdaten, wofür im wesentlichen der Hausbrand verantwortlich ist. Die höchsten winterlichen Steigerungen liegen im Siedlungsgebiet nahe dem Industriegebiet (Meßstellen: 6 – Hagenauerweg; 8 – Ing.-Stern-Straße; 9 – Gürtelstraße; 10 – Franckstraße) einerseits und im Stadtzentrum andererseits (Meßstellen: 40 – Hauptbahnhofsplatz; 42 – Mariahilfgasse; 73 – Seilerstätte). Die geringsten Steigerungen der Schwefeldioxidwerte im Winter finden sich dementsprechend am relativ schwach besiedelten nördlichen Stadtrand. Siehe auch Tab. 16.

Bezüglich der  $\text{SO}_2$ -Konzentrationsangaben in der Literatur gelten folgende Umrechnungsfaktoren:

$$(1) \quad \mu\text{g} \cdot \text{m}^3 \cdot \frac{1}{2860} = \text{ppm}$$

$$(2) \quad \text{mg} \cdot \text{m}^3 \cdot \frac{100}{286} = \text{ppm}$$

$$(3) \quad \text{mg SO}_3 \cdot \text{dm}^2 \cdot 28 \text{ d}^{-1} \cdot \frac{100}{35443} = \text{ppm}$$

Der Durchschnittswert der Schwefeldioxidimmissionen im Winter beträgt im Stadtgebiet  $19,77 \text{ mg SO}_3 \cdot \text{dm}^2 \cdot 28 \text{ d}^{-1}$  ( $= 0,056 \text{ ppm}$ ), wobei sich der Maximalwert bei der Meßstelle 9 in der Gürtelstraße mit  $34,64 \text{ mg SO}_3 \cdot \text{dm}^2 \cdot 28 \text{ d}^{-1}$  ( $= 0,098 \text{ ppm}$ ) und der Minimalwert bei der Meßstelle 69 (Urfahrwände) mit  $6,90 \text{ mg SO}_3 \cdot \text{dm}^2 \cdot 28 \text{ d}^{-1}$  ( $= 0,019 \text{ ppm}$ ) findet.

Der Durchschnittswert der  $\text{SO}_2$ -Immission entspricht im Stadtgebiet im Sommer  $11,19 \text{ mg SO}_3 \cdot \text{dm}^2 \cdot 28 \text{ d}^{-1}$  ( $= 0,032 \text{ ppm}$ ), wobei sich das Maximum im Osten des Gebiets (Meßstelle 61 – Holzwindener Straße)

mit  $17,90 \text{ mg SO}_3 \cdot \text{dm}^{-2} \cdot 28 \text{ d}^{-1}$  ( $= 0,051 \text{ ppm}$ ) und das Minimum bei der Meßstelle 69 mit  $3,59 \text{ mg SO}_3 \cdot \text{dm}^{-2} \cdot 28 \text{ d}^{-1}$  ( $= 0,010 \text{ ppm}$ ) findet.

Tab. 16: Durchschnittliche Schwefeldioxidbelastung in Linz

Nr.	Meßstelle – Ort	Durchschn. SO <sub>2</sub> -Belastung im Winter (12 Monate)	Durchschn. SO <sub>2</sub> -Belastung im Sommer (11 Monate)	Verhältnis Winter: Sommerwert
1	Ferihumerstraße	16,63	7,34	2,266
2	Lindemayrstraße	16,39	8,98	1,825
3	Industriezeile	19,70	8,19	2,405
4	Ignaz-Mayer-Straße	26,92	10,64	2,530
5	Pummererstraße	22,62	11,70	1,933
6	Hagenauerweg	31,21	10,45	2,987
7	Nebingerstraße	22,13	14,08	1,572
8	Ing.-Stern-Straße	34,20	11,30	3,027
9	Gürtelstraße	34,64	11,78	2,941
10	Franckstraße	32,14	10,65	3,018
11	Wankmüllerhofstraße	29,98	12,53	2,393
12	Rosenbauerstraße	25,00	13,05	1,916
13	Hausleitnerweg	20,04	10,46	1,916
14	Neue Welt	20,72	11,87	1,746
15	Peteanistraße	20,86	11,93	1,748
16	Gaisbergerstraße	21,05	12,67	1,661
17	Spinnereistraße	14,10	8,77	1,608
18	Traunauweg	15,54	11,26	1,380
19	Neufelderstraße 36	19,99	10,62	1,882
20	Neufelderstraße 116	20,02	11,26	1,778
21	Weikerlseestraße	12,86	9,62	1,337
22	Traundorfer Straße	10,04	6,46	1,554
23	Rabenweg	19,14	11,70	1,636
24	Auergütweg	16,23	12,79	1,269
25	Wambach	24,29	10,27	2,365
26	Gottschallinger Straße	19,45	11,79	1,650
27	Kremsmünsterer Straße	19,69	14,17	1,390
28	Zeppelinstraße	16,39	10,39	1,577
29	Am Langen Zaun	20,92	14,49	1,444
30	Schörgenhubstraße	19,43	14,59	1,332
31	Im Hütterland	21,47	13,79	1,557
32	Neubauzeile	21,10	14,18	1,488
33	Industriestraße	8,00	5,47	1,463
34	Hart/St. Isidor	14,69	8,79	1,671
35	Landwiedstraße	15,57	9,66	1,612
36	Schaunbergerstraße	23,16	13,57	1,707
37	Schule BinderMichl	20,01	9,69	2,065

Nr.	Meßstelle – Ort	Durchschn. SO <sub>2</sub> -Belastung im Winter (12 Monate)	Durchschn. SO <sub>2</sub> -Belastung im Sommer (11 Monate)	Verhältnis Winter- wert:Som- merwert
38	Westbrücke	29,90	14,07	2,125
39	Waldeggstraße	23,38	13,56	1,724
40	Hauptbahnhofsplatz	33,90	13,76	2,464
41	Hugo-Wolf-Straße	28,50	13,39	2,128
42	Mariahilfgasse	24,74	9,67	2,558
43	DDSG	13,96	5,36	2,604
44	Samhaberstraße	23,32	13,68	1,705
45	Dannerweg	11,54	6,47	1,784
46	Steinbauerstraße	19,81	7,32	2,706
47	Dießenleitenweg	23,89	14,47	1,651
48	Bachlbergweg	22,67	14,68	1,544
49	Pachmayrstraße	21,59	15,65	1,380
50	Kühreiterweg	22,18	14,57	1,522
51	Enzmüllnerweg	14,99	14,14	1,060
52	Maderleithnerweg 38	16,30	9,13	1,785
53	Maderleithnerweg 126	23,20	12,56	1,847
54	Oberbairinger Straße	20,90	10,20	2,049
55	Elmberg	23,01	15,32	1,502
56	Koglerweg	16,05	12,01	1,336
57	Kalkgruberweg	21,37	20,29	1,053
58	Linzer Straße	18,62	15,43	1,207
59	Windegg	11,48	8,57	1,340
60	Pulgarnstraße	21,51	13,28	1,620
61	Holzwindner Straße	24,87	17,90	1,389
62	Daxleitnerweg	18,95	12,75	1,486
63	Katzbach	7,67	6,27	1,223
64	Heimstätte Auhof	21,65	15,60	1,388
65	Freistädter Straße	18,39	13,50	1,362
66	Urnenhain	19,39	15,61	1,242
67	Wolfauerstraße	14,82	12,10	1,225
68	Plesching	13,69	5,62	2,436
69	Urfahrwänd	6,90	3,59	1,922
70	Ottensheimer Straße	13,51	5,93	2,278
71	Hueberstraße	21,15	7,60	2,783
72	Freinbergstraße – Sender	19,68	8,70	2,262
73	Seilerstätte	26,70	8,61	3,101
74	Sportplatz Steyregg	10,75	6,64	1,619
75	Purschkastraße	15,45	9,07	1,703
76	Herzogstraße	11,40	8,65	1,318
77	Burgstallerstraße	11,45	7,03	1,629
78	Schloßweg – Ebelsberg	12,67	9,46	1,339

Die Werte sind allesamt in  $\text{mgSO}_2 \cdot \text{dm}^{-2} \cdot 28 \text{ d}^{-1}$  angegeben.

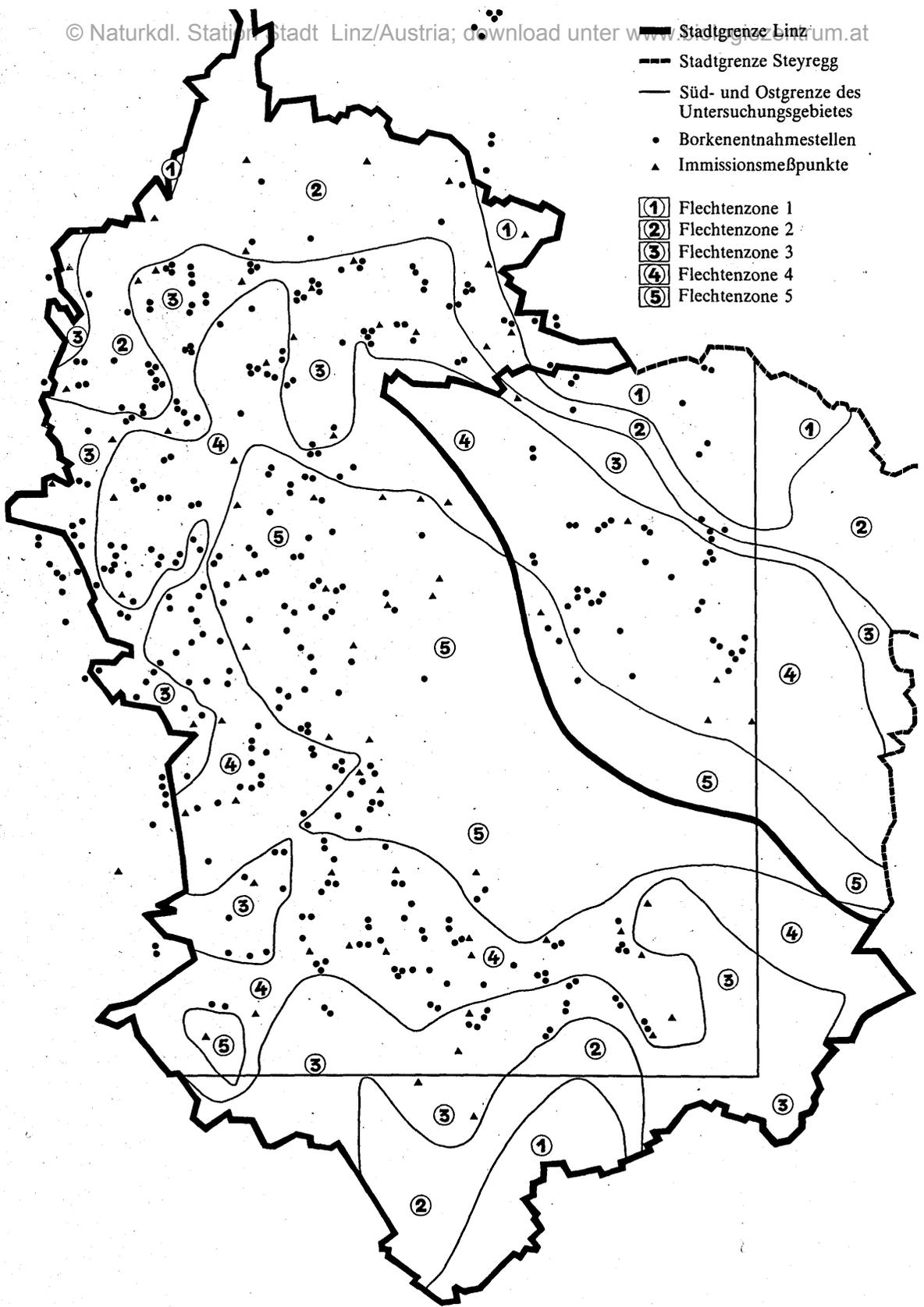


Abb. 25: Lage der Entnahmestellen, der Immissionsmeßpunkte und Verlauf der Flechtengütezonon.  
Quellen: Eigenerhebung; Magistrat Linz; HOISLBAUER 1979.

Die Lage der einzelnen Meßstationen kann der Abb. 25 entnommen werden.

Für die graphische Auswertung wurden die Schwefeldioxidbelastungswerte in folgende zehn Gruppen (Tab. 17) eingeteilt:

Gruppe	Belastungswert $\text{mg SO}_3 \cdot \text{dm}^{-2} \cdot 28 \text{ d}^{-1}$	Gruppe	Belastungswert $\text{mg SO}_3 \cdot \text{dm}^{-2} \cdot 28 \text{ d}^{-1}$
I .....	bis 10	VI .....	23,01 – 26,00
II .....	10,01 – 14,00	VII .....	26,01 – 29,00
III .....	14,01 – 17,00	VIII .....	29,01 – 32,00
IV .....	17,01 – 20,00	IX .....	32,01 – 35,00
V .....	20,01 – 23,00	X .....	> 35,00

Die graphische Darstellung findet sich auf den Abb. 26 und Abb. 27.

Die stärkst belasteten Gebiete liegen im Winter (Abb. 28) im Bereich des nordwestlich des Industriegebiets gelegenen Stadtzentrums (Zone IX); im Sommer findet sich das eine Maximum über dem Industriegebiet, das zweite über dem Hauptbahnhofsgelände (jeweils Zone III).

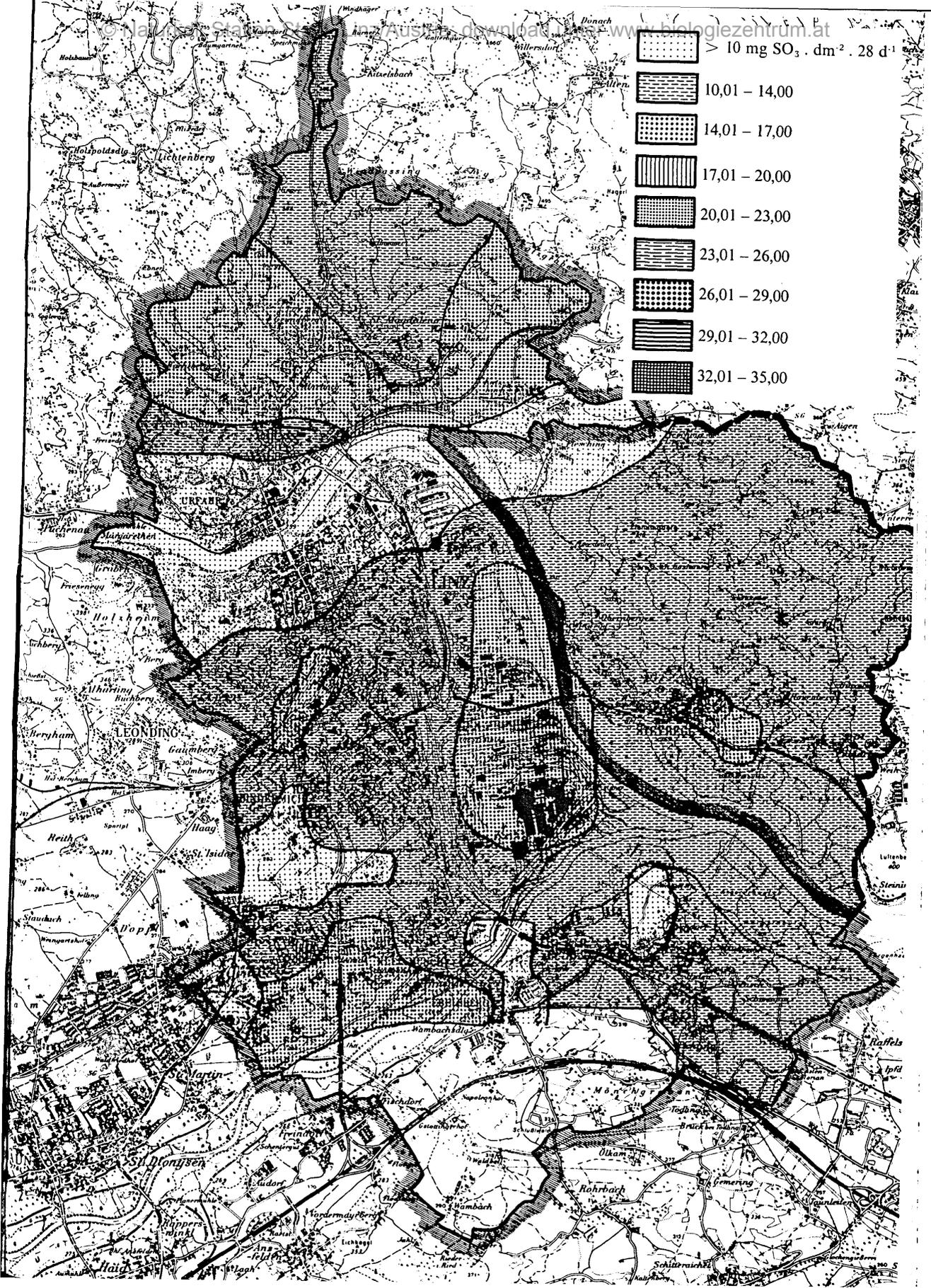
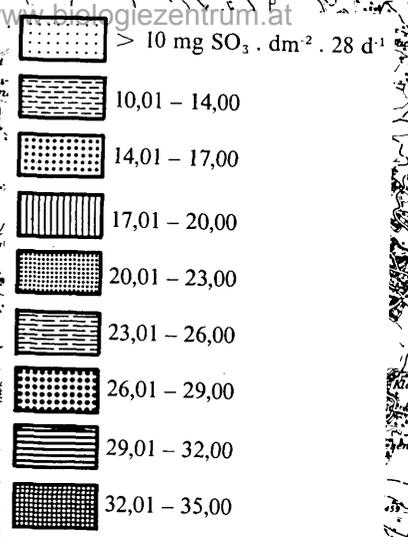
Der Einfluß der vorherrschenden Westwinde zeigt sich sowohl am deutlichen Vordringen der schwächer belasteten Zonen von Westen her bis ins verbaute Gebiet (siehe auch Abb. 26), als auch an der Ausdehnung der belasteten Zonen (V, VI) durch die umgelenkten Westwinde nach Südosten (siehe Abb. 27).

Die hohe Belastung am nördlichen und nordwestlichen Randanstieg des Linzer Beckens fällt mit der Untergrenze der Inversionsschicht (Abb. 29) zusammen. Die Schadgase stauen sich an dieser für sie schwer zu durchdringenden Luftschicht. Entsprechende Werte vom Ostrand des Beckens fehlen leider.

Diese stärkere Belastung im Bereich der Inversionsschicht findet ihr Gegenstück in Graz und am Aichfeld. In beiden Fällen wird diese Erscheinung durch einen Anstieg des sulfatischen Anteils der Borkenleitfähigkeit dokumentiert (HÄRTEL 1980 c).

Abb. 26: Schwefeldioxidimmission (Bleikerzenmethode) für das Sommerhalbjahr (Mittel vierwöchentlicher Meßperioden von Juli 1976 bis Juni 1978)

Quelle: Meßbericht des Magistrates Linz





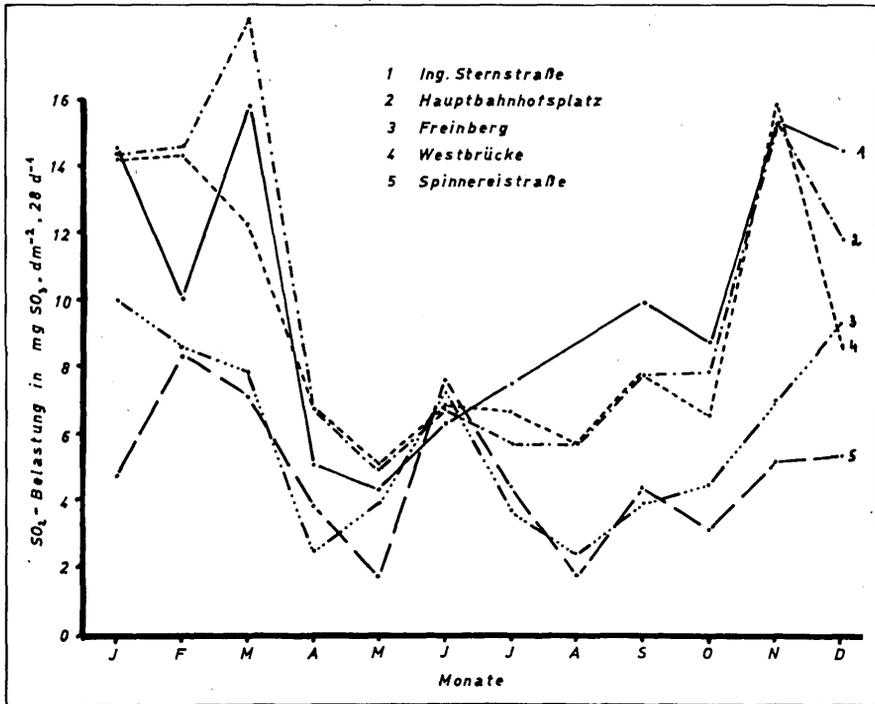


Abb. 28: Jahresgang der  $\text{SO}_2$ -Belastung in Linz, 1976 – 78.

## 5.2. Staubbelastung

Bei der „Bestimmung des Staubs“ unterscheidet man Staubkonzentrationsmessungen und Staubbiederschlagsmessungen. Die Konzentration wird mit Avigraphen, Konimetern oder Staubsammelgeräten nach Sartorius bzw. nach Gast bestimmt. Bei den Staubsammelgeräten werden die Schwebestäube elektrostatisch aufgefangen und direkt auf Kupfernetze, die mit Mowital F 40 befilmt wurden, aufgebracht. Anschließend erfolgt eine elektronenmikroskopische Differenzierung bei 5000facher Vergrößerung (EINBRODT 1966, GRÄFE 1966).

Der Staubbiederschlag wird mit Diem'schen Folien, Loibner-Liesegang-Geräten, Bergerhoff-Geräten oder, wie in Linz, mit dem Hibernia-Gerät bestimmt. Letzteres besteht aus einem Zinkblechtrichter mit fünf Quadratdezimetern Auffangfläche, einer Sammelflasche und einem

Abb. 27: Schwefeldioxidimmission (Bleikerzenmethode) für das Winterhalbjahr (Mittel vierwöchentlicher Meßperioden von Oktober 1976 bis März 1978)

Quelle: Meßbericht des Magistrates Linz

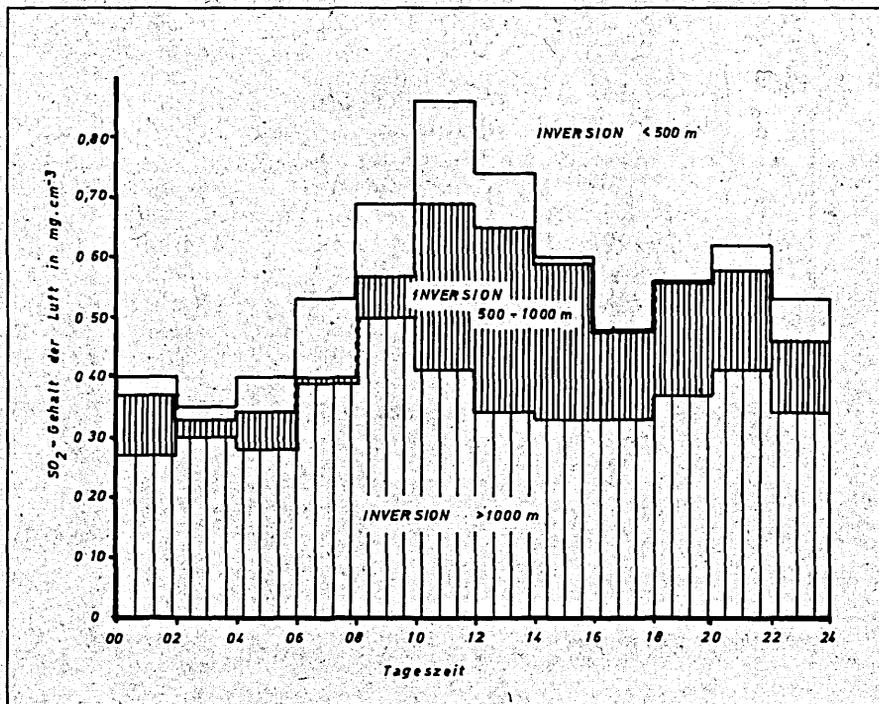


Abb. 29: Einfluß von Inversionen auf die SO<sub>2</sub>-Konzentration der Luft (n. ZEWE 1962).

Dreibeingestell. Es dient zur Bestimmung wasserunlöslicher Staubsedimente (STEINHAUSER 1966).

Wie bei der gasförmigen Belastung stammt der Staub aus den industriellen Produktionsverfahren, die das ganze Jahr über  $\pm$  konstant aktiv sind, aus dem Hausbrand, der für die etwas größere Staubentwicklung im Winterhalbjahr zuständig ist, und aus den Automotoren (Bleistäube) (STEINHAUSER 1966). Die Staubpartikel sind hauptsächlich von basischem Charakter (im Extremfall schwach sauer), und stellen somit chemisch einen Gegenpol zu den sauren Gasimmissionen dar. Sie können den Einfluß der Gase aber nur selten abschwächen; viel häufiger kumulieren die Immissionswirkungen.

GRÄFE (1966) findet für Hamburg, daß die Staubniederschlagsmaxima im engverbauten Stadtgebiet wesentlich häufiger überschritten werden als in den Bereichen der Arbeitsstätten. Diese Erscheinung ist für Linz wegen der Ostverfrachtung der Partikel – in Richtung des Geländes der chemischen und der Schwerindustrie – nur bedingt gültig.

Staubimmissionswerte (Tab. 18) finden sich in der Literatur bei ANONYM (1970), SKYE (1968), FENTON (1963), PYATT (1970) und BRAWN (1977).

Tab. 18.: Staubimmission in Städten

Städte	Konzentration in $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$	Sedimentation in $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$
Belfast		51,6 – 155
Bochum-Zentrum	189	
Dortmund-Zentrum	222	
Duisburg-Zentrum	266	
Essen-Zentrum	200	
Halifax/Kanada		4,1
Linz 1964/65 <sup>a)</sup>		137,1
Hörsching 1964/65 <sup>a)</sup>		61,3
Linz 1976 – 78 <sup>b)</sup>		68,7

a) Werte nach STEINHAUSER (1966); b) Werte aus dem Meßbericht des Magistrates Linz (1978).

Die Werte für die Belastung in Linz (1964/65 und 1976 – 78) dürfen nicht direkt verglichen werden, da es sich im ersten Fall nur um eine Meßstelle handelt, der zweite Wert jedoch ein Mittel aus 81 über das ganze Stadtgebiet verstreuten Meßstellen darstellt.

Ein Vergleich ist nur an der Meßstelle 14 (Neue Welt), die nur ca. 500 m südöstlich der früheren Meßstelle liegt, zulässig. Dabei zeigt sich eine Staubreduktion von 137,1 g pro Quadratmeter und Jahr auf 121,8 g.

Tab. 19: Durchschnittliche Staubbelastung in Linz

Nr.	Meßstelle – Ort		Ø Sommer- wert (13 Monate)	Ø Winter- wert (11 Monate)	JahresØ
1	Ferihumerstraße	c	2,928	2,845	2,900
2	Lindemayrstraße	c	3,650	4,388	3,988
3	Industriezeile	c	4,626	5,027	4,810
4	Ignaz-Mayer-Straße	c	7,582	7,933	7,743
5	Pummererstraße	c	5,902	6,821	6,323
6	Hagenauerweg	c	11,560	11,286	11,434
7	Nebingerstraße	c	7,262	7,027	7,154
8	Ing.-Stern-Straße	c	15,835	16,257	16,028
9	Gürtelstraße	a	13,950	15,684	14,745
10	Franckstraße	a	11,509	12,928	12,159
11	Wankmüllerhofstraße	c	11,109	12,508	11,750
12	Rosenbauerstraße	c	13,154	13,268	13,206
13	Hausleitnerweg	c	5,550	6,513	5,991

Nr.	Meßstelle – Ort		Ø Sommer- wert (13 Monate)	Ø Winter- wert (11 Monate)	JahresØ
14	Neue Welt	c	9,300	9,400	9,346
15	Peteanistraße	c	7,116	6,232	6,711
16	Gaisbergerstraße	c	8,044	6,110	7,158
17	Spinnereistraße	b	4,178	2,771	3,533
18	Traunauweg	c	3,015	2,571	2,885
19	Neufelderstraße 36	b	4,417	3,205	3,862
20	Neufelderstraße 116	c	3,650	3,865	3,749
21	Weikerlseestraße	c	2,966	3,381	3,156
22	Traundorfer Straße	c	1,909	2,990	2,404
23	Rabenweg	c	3,423	3,195	3,319
24	Auergütweg	c	3,818	4,402	4,086
25	Wambach	b	5,062	2,407	3,845
26	Gottschallinger Straße	b	4,411	2,703	3,628
27	Kremsmünsterer Straße	b	3,920	2,746	3,382
28	Zeppelinstraße	c	4,170	3,447	3,839
29	Am Langen Zaun	b	4,426	4,007	4,234
30	Schörghenhubstraße	c	3,871	3,422	3,665
31	Im Hütterland	b	4,165	3,585	3,899
32	Neubauzeile	c	3,335	3,203	3,275
33	Industriestraße	c	1,820	1,688	1,760
34	Hart/St. Isidor	c	3,777	2,861	3,357
35	Landwiedstraße	b	3,631	3,162	3,416
36	Schaunbergerstraße	c	5,403	4,944	5,193
37	Schule BinderMichl	c	4,153	4,454	4,291
38	Westbrücke	a	7,973	10,629	9,190
39	Waldeggstraße	a	7,194	8,619	7,847
40	Hauptbahnhofplatz	a	10,615	13,743	12,049
41	Hugo-Wolf-Straße	a	8,354	10,762	9,458
42	Mariahilfgasse	c	5,339	6,250	5,757
43	DDSG	a	2,800	4,159	3,423
44	Samhaberstraße	b	4,715	4,091	4,429
45	Dannerweg	c	2,202	2,282	2,239
46	Steinbauerstraße	c	3,347	3,383	3,364
47	Dießenleitenweg	b	4,543	3,381	4,010
48	Bachlbergweg	b	4,616	3,657	4,176
49	Pachmayrstraße	b	4,589	3,602	4,137
50	Kühreiterweg	b	4,557	2,896	3,796
51	Enzmüllnerweg	b	5,105	4,036	4,615
52	Maderleithnerweg 38	c	3,025	2,918	2,976
53	Maderleithnerweg 126	c	4,137	2,999	3,615
54	Oberbairinger Straße	c	4,256	3,350	3,841
55	Elmberg	b	3,737	2,674	3,250
56	Koglerweg	b	3,130	2,080	2,649

Nr.	Meßstelle – Ort		Ø Sommerwert (13 Monate)	Ø Winterwert (11 Monate)	JahresØ
57	Kalkgruberweg				
58	Linzer Straße	c	7,491	7,227	7,370
59	Windegg	c	6,431	4,498	5,545
60	Pulgarnstraße	b	12,517	9,500	11,134
61	Holzwindner Straße	b	8,984	6,584	7,884
62	Daxleitnerweg	c	5,935	4,863	5,444
63	Katzbach	b	1,628	1,268	1,463
64	Heimstätte Auhof	c	4,662	4,018	4,367
65	Freistädter Straße	c	6,573	6,377	6,483
66	Urnenhain	b	5,958	4,552	5,314
67	Wolfauerstraße	c	5,544	5,057	5,321
68	Plesching	c	3,036	3,172	3,098
69	Urfahrwänd	c	1,258	1,576	1,404
70	Ottensheimer Straße	a	2,387	3,132	2,728
71	Hueberstraße	c	5,887	6,732	6,274
72	Freinbergstraße	c	4,138	4,636	4,366
73	Seilerstätte	a	7,326	8,762	7,984
74	Sportplatz Steyregg	b	6,260	4,752	5,569
75	Purschkastraße	c	3,737	3,536	3,645
76	Herzogstraße	c	3,237	2,970	3,115
77	Burgstallerstraße	c	2,734	2,421	2,591
78	Schloßweg Ebelsberg	c	2,403	2,480	2,438

Alle Werte in  $g \cdot m^{-2} \cdot 28 d^{-1}$

a bedeutet Winterwerte größer als Sommerwerte.

b bedeutet Sommerwerte größer als Winterwerte.

c bedeutet Sommer- und Winterwerte innerhalb des gleichen Schwankungsbereiches.

Die Staubbelastung im Stadtgebiet Linz ist an 48 der 78 Meßstellen (Tab. 19) im Winterhalbjahr nicht signifikant anders als im Sommerhalbjahr. Dies weist auf den großen Einfluß der konstant emittierenden Industrie hin. Auffallend ist, daß die Sommerwerte in den schwächer verbauten Stadtrandgebieten höher sind als die dazugehörigen Winterwerte (Abb. 31), was höchstwahrscheinlich auf die stärkere Anlieferung von verwehtem Ackerstaub im Sommerhalbjahr zurückzuführen ist. Die Winterwerte sind hingegen in stark verbauten Stadtteilen höher. Zentren sehr hoher winterlicher Staubbelastung liegen im Bereich des Frachtenbahnhofs, des Hauptbahnhofs und der Umgebung des Neuen Doms.

Für die Erstellung einer Staubbelastungskarte wurden nur die Jahresmittelwerte herangezogen. Die entsprechenden Werte wurden 6 Staubbelastungsklassen (Tab. 20) zugeordnet:

Klasse	Jahresmittel $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot 28 \text{ d}^{-1}$	Klasse	Jahresmittel $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot 28 \text{ d}^{-1}$
I .....	bis 2,5	IV .....	5,7 – 9,8
II .....	2,5 – 4,2	V .....	9,9 – 14,0
III .....	4,3 – 5,6	VI .....	mehr als 14,0

Abb. 30 zeigt eine deutliche Zonierung der Staubbelastung um das Zentrum Frachtenbahnhof bis VOEST-ALPINE-Werk. Auch bei der Staubbelastung wird die Düsenwirkung des Donaudurchbruchs beim Kürnberger Wald im Westen der Stadt sichtbar. Diese führt zu einer Kanalisierung der Westwinde mit daraus folgender Durchtrennung der Belastungszonen III und IV. Nach dem Umlenken der Westwinde am Pfenningberg bewirken die Windströmungen eine Verbreitung des Staubes nach Südosten bis in den Bereich Steyregg.

Eine Zunahme der Staubkonzentration an der Untergrenze der tiefstliegenden Nebelschicht, wie bei HÄRTEL (1980 c) beschrieben, konnte in dieser Untersuchung nicht nachgewiesen werden, daß die Nebeluntergrenze im Schnitt zwischen 700 und 1000 Metern Seehöhe liegt. Die Linzer Randberge sind aber nur 500 bis 600 Meter hoch.

Die höchste Staubbelastung (Abb. 31) findet sich an der Meßstelle 8 (Ing.-Stern-Straße), das ist die am nächsten beim Industriegelände gelegene, mit  $209,9 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ . Die geringste Belastung weist die Meßstelle 69 (Urfahrwand) mit  $18,3 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$  auf.

Abb. 30: Staubimmission (Jahresmittel vom Juli 1976 bis Juni 1978)

Quelle: Meßbericht des Magistrats Linz



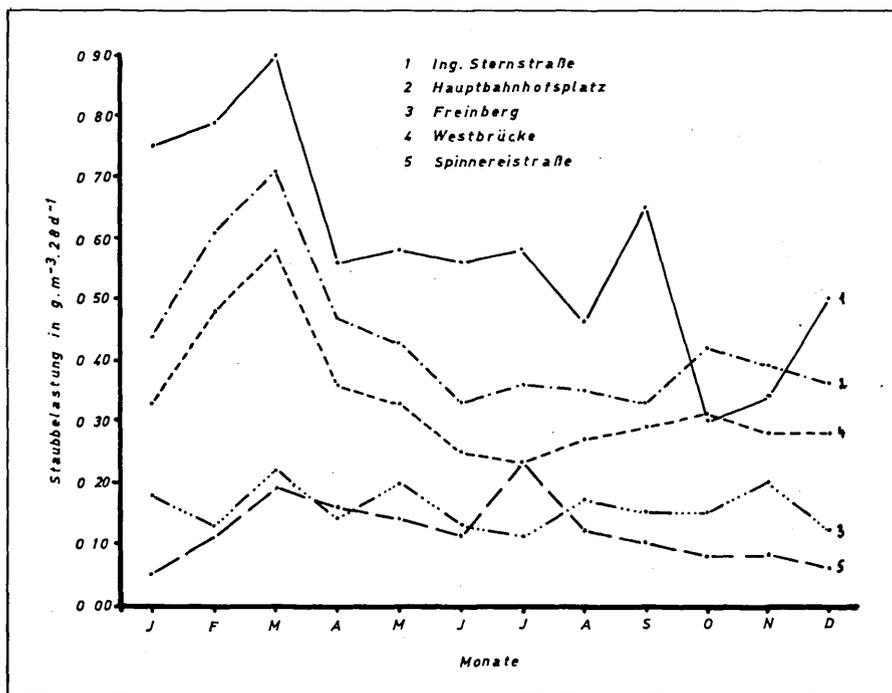


Abb. 31: Jahresgang der Staubbelastung in Linz, 1976 – 78

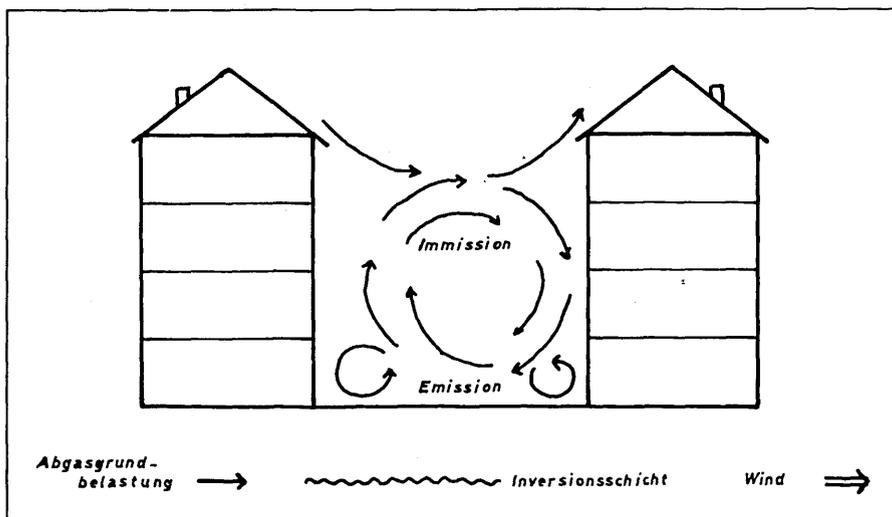


Abb. 32: Abgasausbreitung in einer quer angeströmten Straßenschlucht (verändert nach LEISEN 1981)

## 6. BIOLOGISCHE METHODEN DER IMMISSIONSBEURTEILUNG

### 6.1. Indikatororganismen

Biologische Indikatoren haben gegenüber den sehr genauen, aber auch zeit- und kostenaufwendigen physikalisch-chemischen Meßverfahren den großen Vorteil, synergetische Vorgänge zu erfassen (KLEE 1970). Alle biologischen Testverfahren beruhen darauf, daß Organismen auf bestimmte äußere Reize reagieren. Diese Reaktion kann meßbar sein und daher das Kriterium im Sinne einer Indikatorreaktion darstellen. Ein guter Indikatororganismus soll „empfindlich gegenüber niedrigen Immissionskonzentrationen sein, und für jeden luftverunreinigenden Stoff charakteristische Symptome zeigen“ (RAAY 1969 a).

Möglichkeiten der Immissionsmessung mit Testpflanzen sind nach GARBER (1967), RAAAY (1969 a) und ANONYM (1970) das Fangpflanzenverfahren, das Graskulturverfahren, die Jahrringuntersuchung an Hölzern, die Analyse der Schadstoffe in der Rinde und Borke von Bäumen, und der Trübungstest nach Härtel.

### 6.2. Flechten als Bioindikatoren

Von den ungefähr 20.000 in allen Festlandsbiotopen verbreiteten Flechtenarten (FOLLMANN 1973) werden nur die epiphytischen und epilithischen Arten zur Immissionsindikation verwendet.

Epiphyten sind festgewachsene Pflanzen, die auf der Borke von Bäumen leben, während Epilithen Gesteinsoberflächen besiedeln.

Vorteile der Verwendung von Flechten zur Immissionsindikation:

a) Die begrenzte Chlorophyllmenge im Flechtenthallus bewirkt eine niedrige Nettoproduktion, die sowohl das Wachstum als auch die Fähigkeit des Thallus zur Regeneration und Wiederherstellung nach Immissionsschäden stark einschränkt (LE BLANC 1971).

b) Flechten weisen eine starke und nichtselektive Akkumulation von Substanzen aus dem Regenwasser und der umgebenden Luft auf (LE BLANC 1971).

c) Das Fehlen einer Cuticula bewirkt, daß viele Stoffe (auch Metalle) leicht in das Gewebe inkorporiert werden können (KUNZE 1972, PILEGAARD 1978).

- d) Durch den fehlenden Laubwechsel können abgelagerte Schadstoffe nur mehr schwer ausgeschieden werden (KUNZE 1972).
- e) Ein weiterer Vorteil ist die fast völlige Abhängigkeit der Durchfeuchtung von Regen oder hoher Luftfeuchtigkeit, wodurch sich oft nur kurze Assimilations- und Regenerationszeiten ergeben (KUNZE 1972).
- f) Das Optimum der Stoffwechselaktivität liegt im Spätherbst und Winter, wenn die Immissionswerte aufgrund klimatischer Faktoren am größten sind (SUNDSTRÖM 1973).
- g) Ihre schwache Reaktion auf kurzzeitige, oft starke Immissionen und ihre dafür umso deutlichere Reaktion auf lang andauernde Einflüsse prädestinieren sie als Langzeitversuchsobjekte (KUNZE 1973).
- h) Flechten sind im Winter wegen einer weitgehend fehlenden Schneebedeckung den in dieser Jahreszeit vorherrschenden hohen Verschmutzungsgraden stark ausgesetzt (LE BLANC 1971).
- i) Die unterschiedliche Empfindlichkeit verschiedener Flechtenarten (*Parmelia sulcata* als resistente Art und *Parmelia subaurifera* als empfindliche Art) ermöglichen es, eine breite Skala der Immissionsstärken auszuloten (PEARSON 1973, SKYE 1958).
- j) Zur genaueren Differenzierung der Immissionseinflüsse ist es auch möglich, die heterotrophen und autotrophen Teile getrennt zu untersuchen (PEARSON 1973).

Nachteile der Verwendung von Flechten zur Immissionsindikation (PEARSON 1973):

- a) Da Flechten weder Prestigeuntersuchungsobjekte waren noch sind, gibt es wenige Untersuchungen aus den Jahren vor 1960.
- b) Noch heute treten oft große Schwierigkeiten bei der Zucht von Flechtenthalli unter Laborbedingungen auf.
- c) Über die „normalen“ physiologischen Vorgänge liegen noch weitaus nicht vollständige Informationen vor.

### 6.3. Methodenvergleiche

#### 6.3.1. „Flechtenverbreitungsmethoden“

Die entsprechende Literatur findet sich bei STEINER 1955, BORTENSCHLAGER 1963, HAWKSWORTH 1970 u. 1973, KIRSCHBAUM 1971, MICHLER 1971, KUNZE 1972, HURKA 1973 und HUTTER 1973.

Zur Abschätzung der Immissionsbelastung verwendet man

- + die Verteilung, den prozentuellen Deckungsgrad und die Häufigkeit einzelner Testflechten,
- + den Prozentsatz der von bestimmten Flechtenarten bewachsenen Bäumen,
- + die Bestimmung des Gesamtdeckungsgrades nach der „Treffermethode“,
- + Frequenzuntersuchungen mit Hilfe der „Leitermethode“.

Aus mehreren verschiedenen Beurteilungskriterien wurde von SERNANDER (1926) das System der Flechtenzonen aufgestellt. Heute unterscheidet man allgemein 5 Zonen:

Zone 1 (= Normalzone):

Sie enthält nur oxiphile Flechtenvereine auf saurer Laubbaum- und Nadelholzborke, Holz und Silikatgestein. Am häufigsten tritt das *Parmelietum physodis* (in der *Parmelia exasperatula*-Variante), das *Parmelietum furfuraceae* (in der *Evernia prunastri*-Variante) auf. Dazu kommt noch das *Graphidetum scriptae* auf Buche. Subneutrophile Vereine fehlen.

Zone 2 (= äußere Kampfzone):

Es treten vorwiegend oxiphile Vereine mit den Charakterarten *Evernia prunastri*, *Parmelia scorteae*, *Parmelia caperata*, *Parmelia dubia*, *Parmelia sulcata*, *Parmelia fuliginosa*, *Parmelia exasperatula*, *Physcia pulverulenta*, *Physcia aipolia*, *Physcia stellaris* und einigen, wenigen, neutrophilen Begleitarten auf.

Zone 3 (= mittlere Kampfzone):

Diese Zone wird von neutrophilen und subneutrophilen Flechtenvereinen in ihrer optimalen Ausbildung bestimmt; Charakterarten der Zone 1 fehlen völlig. Die größte Verbreitung innerhalb dieser Zone besitzen das *Physcietum orbicularis*, das *Physcietum ascendens* und das *Lecanoretum subfuscae*; alle in der *Xanthoria parietina*-Variante mit *Candelaria concolor*.

Zone 4 (= innere Kampfzone):

Diese wird durch stark verarmte, subneutrophile Flechtenvereine auf Laubholzborke, Holz und Kalk geprägt. Nadelbaumrinde und Silikatgestein werden kaum mehr besiedelt.

Zone 5 (= Epiphytenwüste):

Sie ist durch die geringste Ventilation, durch eine geringe Tagesamplitude der Lufttemperatur, durch die größte, nächtliche Überwärmung, durch große Nebel- und Smoghäufigkeit, durch sehr große Staubkonzentration und durch stark verminderte Tauhäufigkeit ausgezeichnet.

Epiphytisch treten nur *Lepraria aeruginosa* und *Lecanora hageni* auf. Epilithische Arten, mit *Lecanora conizaeoides* an der Spitze, sind noch häufiger.

HAWKSWORTH (1970) erstellte eine differenzierte Zoneneinteilung, die Hawksworth-Skala (Tab. 21). Diese Einteilung wurde ursprünglich

Tab. 21: Hawksworth-Skala

SO <sub>2</sub> -Immission Ø der Winter- werte in ppm	Zonen- num- mer	Charakteristika in Habitaten mit rauher Borke und niedri- gem pH-Wert	Charakteristika in nitrophilen Gesellschaften
mehr als 0,059	1		
ca. 0,052	2	<i>Lecanora conizaeoides</i> an der Stammbasis.	<i>Lecanora conizaeoides</i> reichlich.
ca. 0,044	3	<i>Lecanora conizaeoides</i> auch in höheren Stammbereichen.	<i>Lecanora expallens</i> und <i>Buellia punctata</i> reichlich.
ca. 0,024	4	<i>Hypogymnia physodes</i> , <i>Parmelia saxatilis</i> , <i>Parmelia sulcata</i> an der Stammbasis.	<i>Physcia adscendens</i> und <i>Xanthoria parietina</i> an der Stammbasis.
ca. 0,021	5	<i>Hypogymnia physodes</i> und <i>Parmelia saxatilis</i> bis in 2,5 m Höhe. <i>Evernia prunastri</i> an der Stammbasis.	<i>Xanthoria parietina</i> häufig. <i>Parmelia acetabulum</i> in Ostexposition. <i>Physcia tenella</i> erstmalig auftretend.
ca. 0,017	6	Viele <i>Pertusaria</i> und <i>Parmelia</i> -Arten.	<i>Physconia grisea</i> und <i>Physcia orbicularis</i> häufig.
ca. 0,014	7	<i>Parmelia caperata</i> und <i>Parmelia revoluta</i> treten erstmals auf den Stämmen auf.	<i>Physcia aipolia</i> und <i>Candelaria concolor</i> treten erstmals auf.
ca. 0,012	8	<i>Usnea</i> -Arten treten neu auf.	<i>Physcia aipolia</i> reichlich. <i>Anaptychia ciliaris</i> fruchtend.
ca. 0,010	9	<i>Lobaria pulmonaria</i> als Charakterart.	<i>Ramalina</i> sp. vorherrschend.
rein	10	<i>Usnea</i> -Arten reichlich.	<i>Ramalina</i> sp. vorherrschend.

für Laubbäume mit rauher Borke und niedrigem Borken-pH-Wert (Eiche, Esche) in offenem Gelände, auf denen nitrophile Gesellschaften (*Xanthorion*) nicht entwickelt sind, erstellt. Später wurde sie in leicht modifizierter Form für die nitrophilen Flechtengesellschaften übernommen.

### 6.3.2. Flechtentransplantation

Literatur bei: KLEE (1970), LE BLANC (1971), NASH (1971), SCHÖNBECK (1972), SWIEBODA (1978), SCHUMM (1979), KAUPPI (1980).

Zur Transplantation besonders geeignet sind Flechtenarten, die weit verbreitet und leicht zu gewinnen sind, die eine breite ökologische Amplitude besitzen, und die Immissionswirkungen durch äußerliche Veränderungen deutlich zeigen.

Verwendet werden zur Transplantation flechtenbewachsene Borkenscheiben von 35,7 – 48,0 mm Durchmesser, die mit Baumwachs auf Kunststoff- oder Holzplatten geklebt werden. Häufig verwendete Flechtenarten sind: *Cladonia cristatella*, *Cladonia polycarpoides*, *Parmelia plittii*, *Hypogymnia physodes*, *Parmelia sulcata* und *Parmelia caperata*.

Verfahren zur Schadensfeststellung:

- + Visuelle Schadensfeststellung
- + Bestimmung der Fluoridkonzentration im Flechtenthallus
- + Bestimmung des Chlorophyllgehalts und der Konzentration an Phaeophytin, dem wichtigsten Chlorophyllabbauprodukt
- + Absterbegrad der exponierten Thalli
- + Nettophotosynthesegrad der Transplantate
- + Deckungsgrad lebender Thallusteile
- + Farbveränderungen der Explantate
- + Staub- und Schwefelgehalt der transplantierten Borke
- + Photographische Schadensdokumentation
- + Messung der Atmungsintensität exponierter Thalli
- + Bestimmung des Plasmolysegrades der Algenzellen
- + Bestimmung der Reaktion auf Neutralrot und 2,3,5-Triphenyl-2H-Tetrazolium-Chlorid (TTC)
- + Schätzung des Lebenszustandes der Algenzellen durch Fluoreszenzmikroskopie: Gesunde Zellen fluoreszieren bei blauem oder UV-Auflicht rot, braun oder orange; tote Zellen fluoreszieren unter den gleichen Bedingungen weiß. Die Fluoreszenzintensität wird mit dem MPV-Photometer bei 589, 644 und 656 nm bestimmt.

### 6.3.3. Index-Methoden

#### a) Poleotoleranz-Index (BRODO 1972)

$$P = \sum_{i=1}^n \frac{a_i \cdot c_i}{\sum_{i=1}^n c_i}$$

a . . . . jene Zahl, die die relative Stadttoleranz einer Flechtenart beschreibt; a liegt definitionsgemäß zwischen 1 und 10.

c . . . . geschätzte Artenhäufigkeit und geschätzter Deckungsgrad am Fundort; c liegt definitionsgemäß zwischen 1 und 10.

## b) Index of atmospheric purity (= IAP, nach HAWKSWORTH 1973)

Dieser von DE SLOOVER eingeführte Index liefert einen Zahlenwert des Luftverschmutzungsgrades, der auf der Anzahl, der Häufigkeit und der Schadstofftoleranz der Flechtenarten auf jeder Seite des Baumes beruht.

$$IAP = \frac{n}{100} \cdot \sum_1^n \frac{Q \cdot f}{10}$$

n . . . . Anzahl der Flechtenarten an einer Meßstation  
f . . . . Häufigkeit jeder Art

Q . . . . Toxizitätswert; das ist jener ökologische Index, der sich als die durchschnittliche Summe der epiphytischen Begleitarten ergibt. Er läßt eine Aussage über die Toxizität (Tab. 23) der betreffenden Art zu (SCHMIDT 1973).

z . . . . Zahl der Stationen (Bäume), an denen eine bestimmte Art vorkommt.

n . . . . Artenzahl pro Untersuchungsstelle.

$$Q = \frac{1}{z} \cdot (n-1)$$

Diese ursprüngliche Form des IAP beruht auf einem so einheitlich wie möglich ausgestalteten Untersuchungsareal mit ökologisch gleichwertigen Meßstationen. Falls dies möglich ist, sollte nur eine Baumart für die Untersuchung herangezogen werden. Falls verschiedene Baumarten benützt werden, müssen auf ihrer Borke ähnliche physikalische und chemische Bedingungen herrschen (LE BLANC 1971).

In weiterer Folge wurde die Berechnung des Index mehrfach vereinfacht; zuerst von PISUT (1974):

$$IAP = \frac{n}{100} \cdot \sum_1^n (Q \cdot f)$$

Seine Berechnung unterscheidet sich von der IAP-Urform nicht nur durch den Wegfall des Teilers 10, sondern auch durch die Aussagekraft von f. Der f-Wert charakterisiert bei PISUT (1974) den Zustand einzelner Flechtenarten mit Hilfe einer dreiteiligen Skala, die Vitalität und Frequenz der Art in Betracht zieht.

Eine weitere Vereinfachung liefert KIRSCHBAUM (1974):

$$IAP = \sum_1^n (Q \cdot f)$$

Aus den Vergleichen zwischen IAP-Werten und Schwefeldioxidbelastung bei LE BLANC (1972) und KIRSCHBAUM (1974) ergibt sich eine Korrelation von  $r = 0,99$ .

Anhand der berechneten IAP-Werte erstellten LE BLANC (1970, 1972) und HOISLBAUER (1979) sowie PISUT (1974) Belastungszonensysteme (Tab. 22).

Tab. 22: IAP-Zonensysteme nach verschiedenen Autoren

Zone	LE BLANC		HOISLBAUER (1979)		PISUT (1974)
	IAP (1970)	IAP (1972)	Zone	IAP	IAP
I*	1,0 – 5,5	0 – 9	5	1 – 69	unter 1
II	5,6 – 15,5	10 – 24	4	70 – 139	
III	15,6 – 35,5	25 – 39	3	140 – 209	1 – 5
IV	35,6 – 75,5	40 – 54	2	210 – 279	
V	über 75,5	über 54	1	über 280	über 5

\* hohe Belastung

Der IAP-Wert der Meßstationen in den verschiedenen Untersuchungsgebieten schwankt wegen unterschiedlicher klimatischer Bedingungen oft beträchtlich. Er darf daher nur innerhalb eines Gebietes verglichen werden.

Wenn man an Stelle der Auflistung aller vorhandenen Arten (Tab. 23) nur einige wenige Indikatorarten auswählt, geht nur wenig Information verloren. Zieht man das Vorhandensein bzw. das Fehlen einer Art, ihren Deckungsgrad und ihre Fertilität in Betracht, so liefert eine Untersuchung mit nur vier ausgewählten Arten 97,7 Prozent, mit nur einer Art immer noch 94 Prozent der Information des IAP-Systems (LE BLANC 1971).

Tab. 23: Flechten – Toxitolanzreihe (Werte nach KIRSCHBAUM 1974, ANDEL 1978 und HOISLBAUER 1979)

Flechtenart	Q-Wert	Flechtenart	Q-Wert
<i>Anaptychia ciliaris</i>	17,0	<i>Parmelia scortea</i>	11,0 (9,4)
<i>Lecanora umbrina</i>	16,0	<i>Parmelia dubia</i>	11,0
<i>Ramalina polinaria</i>	13,0 (9,6)	<i>Pseudevernia furfuracea</i>	11,0 (10,2)
<i>Physcia aipolia</i>	13,0 (7,3)	<i>Umbilicaria hirsuta</i>	11,0
<i>Hypogymnia tubulosa</i>	12,0	<i>Parmelia acetabulum</i>	10,9 (9,8)
<i>Cetraria chlorophylla</i>	12,0 (9,4)	<i>Parmelia caperata</i>	10,7
<i>Xanthoria polycarpa</i>	11,8	<i>Lecanora subrugosa</i>	10,6
<i>Parmelia saxatilis</i>	11,3 (7,4)	<i>Xanthoria polycarpa</i>	10,5
<i>Acrocordia alba</i>	11,0	<i>Parmelia subaurifera</i>	10,4
<i>Platismatia glauca</i>	11,0 (7,8)	<i>Usnea hirta</i>	10,3
		<i>Physcia stellaris</i>	10,3

Flechtenart	Q-Wert	Flechtenart	Q-Wert
<i>Lecidea chlorotera</i>	8,6	<i>Xanthoria candelaria</i>	10,3
<i>Pertusaria albescens</i>		<i>Lecanora varia</i>	10,3 (5,7)
<i>globulifera</i>	8,4	<i>Caloplaca cerina</i>	10,2
<i>Lecidea euphorea</i>	8,4	<i>Parmelia fuliginosa</i>	10,1 (9,0)
<i>Candelariella xanthostigma</i>	8,4 (7,9; 7,4)	<i>Evernia prunastri</i>	10,1 (9,8)
<i>Candelaria concolor</i>	8,2 (6,5)	<i>Lecidea scalaris</i>	10,0 (5,4)
<i>Lecanora subfusca</i>	8,2 (7,1)	<i>Phlyctis argena</i>	10,0
<i>Parmelia sulcata</i>	8,1 (7,6; 6,9)	<i>Buellia grisovirens</i>	10,0
<i>Physcia orbicularis</i>	8,0 (7,1)	<i>Pertusaria amara</i>	10,0
<i>Cetraria pinastri</i>	8,0	<i>Lecanora symmicta</i>	9,9
<i>Biatorella moriformis</i>	7,8	<i>Xanthoria parietina</i>	9,9 (7,6; 4,0)
<i>Parmeliopsis hyperopta</i>	7,7	<i>Parmelia flaventior</i>	9,6
<i>Physcia tenella</i>	7,7 (7,6; 6,5)	<i>Lecanora subfuscata</i>	9,5
<i>Lecanora saligna</i>	7,6	<i>Parmelia subrudecta</i>	9,4
<i>Physcia ascendens</i>	7,5 (7,2; 6,5)	<i>Physconia pulverulenta</i>	9,4
<i>Physcia dubia</i>	7,5	<i>Hypogymnia physodes</i>	9,4 (7,0; 5,6)
<i>Parmelia glabratula</i>	7,4	<i>Lecanora carpinea</i>	9,4
<i>Parmeliopsis ambigua</i>	7,3	<i>Cladonia fimbriata</i>	9,3
<i>Xanthoria fallax</i>	7,0	<i>Parmelia subargentifera</i>	9,3
<i>Cladonia pyxidata</i>	7,0	<i>Buellia punctata</i>	9,3 (7,1; 6,4)
<i>Lecanora hagenii</i>	7,0 (5,9)	<i>Physconia enteroxantha</i>	9,1
<i>Candelariella vittelina</i>	6,5	<i>Physconia farrea</i>	9,1
<i>Physcia caesia</i>	6,5	<i>Pertusaria albescens</i>	
<i>Normandina pulchella</i>	5,3	<i>corallina</i>	9,0
<i>Lepraria incana</i>	5,2	<i>Parmelia exasperatula</i>	9,0 (8,7; 7,8)
<i>Bacidia chlorococca</i>	4,7	<i>Physconia grisea</i>	8,9 (8,0; 7,4)
<i>Arthonia radiata</i>	4,0	<i>Lecidea elaeochroma</i>	8,8
<i>Lecanora conizaeoides</i>	2,9	<i>Pertusaria albescens</i>	
		<i>albescens</i>	8,6

#### 6.3.4. Methoden, den Zellbereich betreffend

Mit den Zellbereichsmethoden werden physiologische Veränderungen zur Immissionsbeurteilung herangezogen. Dies geschieht durch:

- + Messung der Kohlenstofffixierungsrate mit dem radioaktiven Isotop C-14 (an *Cladonia alpestris*, *Cladonia deformis*, *Stereocaulon paschale* und *Umbilicaria muhlenbergii* von PUCKETT [1973] bereits erprobt).
- + Bestimmung der Menge der plasmolysierten Phycobiontenzellen (WILL-WOLF 1980).
- + Bestimmung jenes Teiles der Pilzhyphen, der von Bakterien besetzt ist (WILL-WOLF 1980).

- + Chromatographie eines Pigmentextraktes in 80 Prozent Aceton und 20 Prozent Wasser, nach Ausschütteln in 40 Prozent Petroleum/60 Prozent Wasser (SYRATT 1968).
- + Bestimmung der Menge an Wachsen und anderen acetonlöslichen Stoffen (LE BLANC 1973 b).
- + Spektralphotometrische Untersuchung eines Pigmentextraktes auf Chlorophyll a bei 663 nm und auf Phaeophytin a bei 667 nm (SYRATT 1968).
- + Bestimmung des Verhältnisses zwischen Algenzellenzahl und Pilzzellenzahl. Das Verhältnis ist bei *Xanthoria parietina* und etlichen *Parmelia*-Arten für den Lebensraum und die darin wirkenden Umwelteinflüsse charakteristisch (HARRIS 1971).
- + Untersuchung der Aktivität der sauren Phosphatase in Flechten. Diese Methode liefert Ergebnisse, die sich mit denen der Flechtenkartierung oftmals gut decken. Bei lockerer, industriefreier Bauweise zeigt sich keine wesentliche Aktivitätsminderung. Bei dichter Bebauung (auch ohne Industrialisierung) fällt die Enzymaktivität stark ab. Der Vorteil dieser Methode liegt in ihrer kurzen Ansprechzeit: so zeigen sich Ergebnisse lange bevor Schäden mit dem freien Auge wahrnehmbar sind (BAUER 1973).
- + Bestimmung der Nitrogenaseaktivität in stickstofffixierenden Flechten. Diese Methode ist vor allem im Anfangsstadium der Immissionsbelastung geeignet (KALLIO 1974).
- + Falschfarbenphotographie. Unterschiedliche physiologische Zustände treten im Falschfarbenfilm (Infrarot) deutlich auf. Die Auswertung erfolgt kartographisch mit Hilfe von vier Infrarotzonen und drei Zwischenklassen, wobei ein Kartenquadrant dann einen vollen Zonenwert zugeordnet bekommt, wenn er zu mehr als 75 Prozent von dieser Zone bedeckt ist. Zwischenwerte werden vergeben, wenn der Quadrant nur zwischen 25 und 75 Prozent von einer Zone bedeckt ist (HARTEL 1980 a).

### 6.3.5. Chemische Analyse der Thalli

- a) Schwefelgehaltsbestimmung nach GILBERT (1965), COKER (1967) und GUDERIAN (1970).
- b) Metallgehaltsbestimmung nach PILEGAARD (1978).

Die Immissionsbelastung aus der Verbrennung fossiler, schwefelhaltiger Brennstoffe und aus der Zelluloseindustrie wird am besten durch den Schwefel- und Vanadiumgehalt der Flechten wiedergegeben. Calcium-, Titan- und Eisengehalt hingegen sind gute Indikatoren für die Belastung durch Staub und Autoabgase (LAAKSOVIRTA 1979).

	Schwefel	Kalium	Vanadium	Titan	Eisen	Calcium
Schwefel	—	0,59	0,86	—	—	-0,10
Kalium	0,59	—	0,60	0,66	0,60	—
Vanadium	0,86	0,60	—	—	—	—
Titan	—	0,66	—	—	0,97	0,57
Eisen	—	0,60	—	0,97	—	0,64
Calcium	-0,10	—	—	0,57	0,64	—

Abb. 33: Korrelationen zwischen Metall- und Schwefelgehalt bei Flechten (nach Werten aus LAAKSOVIRTA 1979)

Bemerkenswert ist die geringe Korrelation zwischen Schwefel- und Calciumgehalt im Flechtenthallus von  $r = -0,10$  (siehe Abb. 33). Im Vergleich dazu weisen diese beiden Stoffe in der Borke einen sehr hohen Korrelationsgrad auf. Der Schluß, ob hier doch oft gelegnete selektive Vorgänge der Stoffaufnahme auftreten, bedarf noch weiterer Untersuchungen.

### 6.3.6. Borkenuntersuchungen

#### 6.3.6.1. Bestimmung des Borken-pH-Werts

MATTICK (1932) stellt erstmals – noch heute gebräuchliche – Begriffe der pH-Terminologie und der ökologischen Charakterisierung von Flechtenarten auf.

Er unterscheidet:

- + azidophile Arten: auf sauren Substraten;
- + basiphile Arten: auf alkalischen Substraten;
- + neutrophile Arten: auf neutralen, schwach sauren oder schwach basischen Substraten;
- + neutrale Arten: sie sind in allen pH-Bereichen gleichmäßig vertreten;
- + stenoione Arten: sie treten nur innerhalb eines sehr engen pH-Bereichs auf (Synonyme: stenochor, stenotop, stenoazid);
- + euryone Arten: sie treten in einem weiten pH-Bereich auf (Synonyme: euryazid, euryazidophil, amphiklin, indifferent).

StÖGREN (1961) und hauptsächlich BARKMAN (1969) erweitern einerseits die Begriffsfülle und präzisieren andererseits die Einzelbegriffe. Siehe dazu Abb. 34:

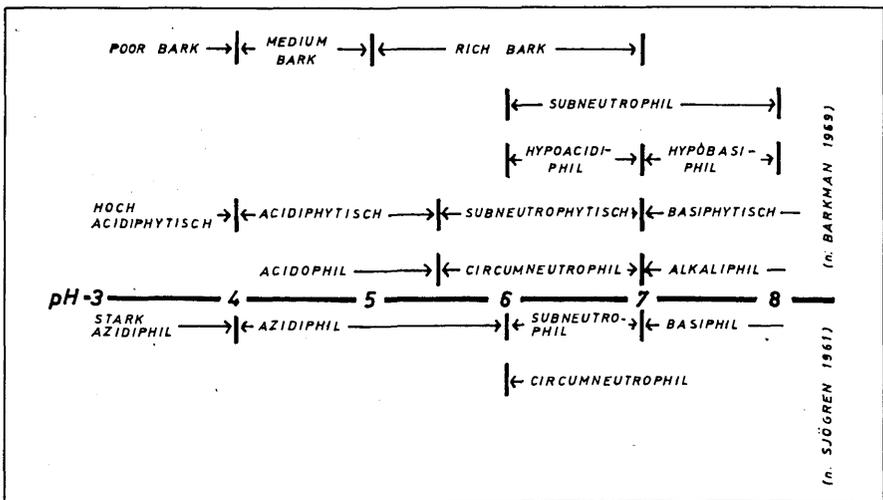


Abb. 34: pH-Begriffe nach StÖGREN (1961) u. BARKMAN (1969)

Der Borkensäuregehalt wird durch folgende Faktoren beeinflusst (StÖGREN 1961, BARKMAN 1969, LÖTSCHERT 1973):

- a) Gehalt an Tannin und Resin, die den Eigensäuregehalt der Borke bestimmen;
- b) Stärke der Staubimprägnierung;
- c) Rissigkeit, Porosität und Ablösekraft der Borke;
- d) Lage der Borkenentnahmestelle über dem Erdboden;

- e) Umfang des Baumes; der Säuregehalt nimmt mit zunehmendem Umfang zu;
- f) Säfte aus Baumwunden führen zu einer Erhöhung des pH-Werts;
- g) Vogelekreme verringern den Borkensäuregehalt;
- h) Epiphytenbewuchs:  
 Epiphyten sammeln Staub, Sand und bilden Humus.  
 Ihre Photosynthese senkt und ihre Atmung hebt den Säuregehalt des Borkenkapillarwassers.  
 Sie puffern das Borkenmilieu durch aktiven Austausch von Wasserstoffionen gegen Metallkationen.  
 Flechtensäuren senken den pH-Wert der Borke.

Die gesammelten Rindenproben umfassen das gesamte Gewebe außerhalb des Kambiums wie Epidermis, Korkgewebe, Phellogen, Phelloderm und Phloem.

Tab. 24: Methoden der pH-Wert-Bestimmung

Merkmale	GILBERT 1965	COKER 1967	RAO 1967	STAXÄNG 1969	GILBERT 1970 a
lufttrockene Borkenmenge	20 ml	x	300 mg	2 g	x
Wassermenge	40 ml	5x	15 ml	dopp. Vol.	2,5x
Extraktions- zeit in Std.	2	—	—	24	2
Entnahmehöhe in Metern	1,2	—	—	1,0 – 1,5	—

Merkmale	GRODZINSKA 1971	HÄRTEL 1972	JOHNSEN 1973	LÖTSCHERT 1973
lufttrockene Borkenmenge	2 g	4 g	2 g	25 cm <sup>2</sup>
Wassermenge	8 ml	30 ml	16 ml	20 ml
Extraktions- zeit in Std.	48	24	8	24
Entnahmehöhe in Metern	—	1,3 – 1,6	—	1,2 – 1,6

Trotz dieser stark unterschiedlichen Mischungsverhältnisse (Tab. 24) sind die Unterschiede in den Ergebnissen nur gering. SJÖGREN (1961)

fand an *Quercus robur* und *Ulmus glabra* bei unterschiedlichen Mischungsverhältnissen Schwankungen von höchstens 0,2 pH-Einheiten, bei verschieden langen Extraktionszeiten von maximal 0,1 pH-Einheiten.

### 6.3.6.2. Borkenanalyse

- a) Schwefelgehaltsbestimmung nach JOHNSEN (1973) oder nach der Mikromethode der Deutschen Metallgesellschaft (LÖTSCHERT 1973).
- b) Chloridgehaltsbestimmung nach HUTTER (1973).
- c) Für die vorliegende Arbeit wurden die Proben zur Sulfatgehaltsbestimmung nach HÄRTEL (1972) aufbereitet.

10 ml eines 24stündigen Extrakts von 4 g lufttrockener Borke mit 30 ml destilliertem Wasser wird mit weiteren 10 ml aqua dest. verdünnt und mit 1 ml 10prozentiger salzsaurer Bariumchloridlösung versetzt. Nach erfolgter Ausfällung der Sulfationen als Bariumsulfat wird deren Gehalt bei 575 nm spektralphotometrisch bestimmt.

### 6.3.6.3. Leitfähigkeitsmessung

Die elektrolytische Borkenleitfähigkeit (ELB) setzt sich aus zwei Komponenten, dem sulfatischen Anteil (ELS) und dem nichtsulfatischen Anteil (ELN), zusammen. Der Borkenleitfähigkeitstest ermöglicht, die Lage von Inversions- und Immissionszonen auf einfache Art und Weise festzulegen. Die Aufbereitung erfolgt wie unter 6.3.6.2.-c beschrieben. Die Leitfähigkeit wird mit einem Konduktometer bestimmt (HÄRTEL 1972).

Da hohe Leitfähigkeitswerte nicht immer eindeutig den gemessenen Sulfatgehalten zugeordnet werden können, verwendet man neuerdings 4 g Borke und 60 ml aqua dest. zur Herstellung des Extraktes (HÄRTEL 1980 a).

Ebenso veränderte sich die Eichmethode für den sulfatischen Anteil (ELS) und den Sulfatgehalt. Das ursprünglich verwendete Eichmittel Kaliumsulfat wird heute durch Calciumsulfat ersetzt, und zwar aus der Erkenntnis heraus, daß in der Borke der gesamte Schwefel in Form von  $\text{CaSO}_4$  vorliegt.

Die Streuung der Borkenleitfähigkeitswerte an einer Fichte beträgt 15 – 30 Prozent um den Mittelwert (GRILL 1978, KIENZL 1979 b) und sie

nimmt eigenartigerweise mit absolut steigenden ELB-Werten ab (KIENZL 1979 a). Offensichtlich fallen strukturell bedingte Unterschiede des Elektrolythaushalts der Borke bei hohen Leitfähigkeitswerten weniger stark ins Gewicht.

Die Fichtenborke eignet sich wegen der großen Spannweite der Leitfähigkeitswerte und wegen deren guter Proportionalität zu den Immissionsstärken am besten für differenzierte Untersuchungen. Die Korrelation mit anderen Bäumen ist gegeben. So findet sich bei HÄRTEL (1980 c) eine Übereinstimmung der ELB-Werte zwischen Fichte und Lärche von  $r = 0,60$ , abschnittsweise bis  $r = 0,90$  ansteigend. Meine eigenen Untersuchungen ergaben zwischen Fichte und Birne einen Korrelationswert von  $r = 0,72$ .

## 7. BORKENUNTERSUCHUNGEN IN LINZ

Die Borkenproben von Fichte und Birne wurden nach der Methode von HÄRTEL (1972) aufgeschlossen. Die Leitfähigkeit des Borkenextraktes wurde mit dem Philips PW 9501 – Conductivity meter, der pH-Wert mit dem Pye Unicam Model 293 – pH-Meter und der Sulfatgehalt im Shimadzu Spectronic 210 UV (Bausch & Lomb) – Spektralphotometer bestimmt.

### 7.1. Borkensäuregehalt

Der Säuregrad der Borke beeinflusst nicht nur die Verteilung der Epiphytenflora in einem bestimmten Gebiet, sondern auch den Lebensraum einzelner Flechtenarten und die physiologischen Vorgänge im Thallus selbst. Da der Unterschied zwischen dem Säuregehalt des Thallus und dem des Substrates im allgemeinen nur bis zu einer pH-Einheit beträgt, kann aus dem pH-Wert des Substrats auf die Flechtenverbreitung geschlossen werden (BORTENSCHLAGER 1963). Siehe auch Tab. 25.

TÜRK (1975) untersuchte die physiologischen Reaktionen (Nettophotosyntheserate) nach Behandlung der Thalli von *Hypogymnia physodes* und *Xanthoria parietina* mit reiner Pufferlösung; um den Einfluß des Säuregehalts unabhängig von „vergiftenden“ Wirkungen der Immissionen aufzuzeigen. Sein Ergebnis findet sich in Tab. 26:

Tab. 25: pH-Amplituden einzelner Flechtenarten

Flechtenart	TRÜMPENER, 1926		SCHMIDT, 1973
	Gesamtbereich	Optimumsbereich	
<i>Evernia prunastri</i>	< 5,1 – 5,8	5,1 – 5,3	4,0 – 5,7
<i>Hypogymnia physodes</i>	5,2 – 6,0	5,3 – 5,7	
<i>Lecanora varia</i>	5,3 – 6,4	5,3 – 6,4	
<i>Parmelia acetabulum</i>	5,3 – 6,6		5,3 – 6,6
<i>Parmelia sulcata</i>	5,2 – 6,0	5,5 – 5,7	5,2 – 6,2
<i>Physcia ascendens</i>	5,3 – 6,4	5,7 – 6,1	5,2 – 6,7
<i>Physcia pulverulenta</i>	5,7 – 6,7	6,0	5,3 – 6,4
<i>Physcia stellaris</i>			5,2 – 6,0
<i>Physcia tenella</i>	5,4 – 6,3	5,7 – 6,1	
<i>Ramalina farnacea</i>			4,3 – 6,1
<i>Xanthoria candelaria</i>			5,5 – 6,5
<i>Xanthoria parietina</i>	5,7 – ?	6,0 – 6,7	5,7 – 7,0

Tab. 26: pH-Einfluß auf die Nettphotosyntheserate (NCAR) bei Flechten (TÜRK 1975)

pH-Wert	<i>Hypogymnia physodes</i>	<i>Xanthoria parietina</i>
3	geringe Abnahme der NCAR	geringe Abnahme der NCAR
4	unbedeutender Einfluß auf die NCAR	anfangs kurzzeitiger Rückgang, dann Normalisierung der NCAR
5		
6		
7	kurzzeitiger (8d) Anstieg der NCAR	
8	deutliche Abnahme der NCAR	geringe Abnahme der NCAR

Deutliche Schädigungen lassen sich durch den Säureeinfluß alleine nicht erklären, da eine lebensbedrohende Schädigung der Flechten erst bei einer Abweichung um 2 – 3 pH-Einheiten vom jeweiligen pH-Optimum auftritt (BORTENSCHLAGER 1963), und dies obwohl der optimale Säuregrad für die Enzyme des Pentose-Phosphat-Zyklus bei pH-Werten von 7 bis 8 liegt (HÄLLGREN 1979). Erst eine zusätzliche Immission von Schwefeldioxid kann in Abhängigkeit von der Pufferwirkung des Substrates zu Schädigungen führen, wobei diese um so stärker sind, je niedriger der pH-Wert der Borke ist (SUNDSTRÖM 1973, TÜRK 1975). Ein geringer Säuregrad hingegen kann den schädlichen Einfluß von Schwefeldioxid verringern, da nahe dem Neutralpunkt die Dissoziation schwefeliger Säure stark eingeschränkt ist, sodaß das undissoziierte  $H_2SO_3$ -Molekül in höherem Gehalt vorliegt als das bei weitem schädlichere Bisulfition (GILBERT 1970 a).

Tab. 27: pH-Wert der Borke verschiedener Baumarten

Baumart	pH-Wert		Autor
	Kontrollgebiet	Flechtenwüste	
Rotföhre	3,00 – 3,40	2,50 – 3,00	SKYE 1968
Fichte		3,60 – 6,20	BESCHEL 1958
		3,80 – 4,50	BARKMAN 1969
Birke	3,00 – 4,00		STAXÄNG 1969
	3,25 – 4,50		SKYE 1968
	3,40		GILBERT 1970 a
Stieleiche	3,25 – 5,10		STAXÄNG 1969
	3,50 – 4,10	3,05 – 3,70	GRODZINSKA 1971
	3,80 – 4,45	2,40 – 2,80	SKYE 1968
	3,90		GILBERT 1970 a
Zitterpappel	3,35 – 5,20		STAXÄNG 1969
Sommerlinde		2,70 – 3,70	LÖTSCHERT 1973 a
	3,74	2,72	LÖTSCHERT 1973 b
	4,10 – 4,30	3,90 – 4,10	GRODZINSKA 1971
Weide	3,90		GILBERT 1970 a
Spitzahorn		3,40 – 4,35	LÖTSCHERT 1973 a
	4,00 – 4,80	3,10 – 3,50	GILBERT 1965
	4,35	3,42	LÖTSCHERT 1973 b
	4,90 – 6,70		STAXÄNG 1969
	5,00 – 6,10		SKYE 1968
Esche	4,00 – 6,70		STAXÄNG 1969
		3,10 – 4,20	LÖTSCHERT 1973 a
Birne		3,55 – 5,15	HOISLBAUER 1979

### 7.1.1. pH-Wert der verschiedenen Borken in Linz

#### a) Fichtenborke

Vergleichsmessungen an Bäumen aus unbelasteten Gebieten in Kirchschlag, 15 km nördlich von Linz, auf Silikatuntergrund, ergeben für Fichtenborke einen Säuregrad von  $\text{pH} = 2,90 - 3,45$ . Auf Kalkuntergrund gibt HOISLBAUER (1979) für Birnen, die gut mit Fichten zu vergleichen sind (siehe auch Abschnitt 7.1.2.), im unbelasteten Gebiet der Flechtenzone (IAP-Zone) 1 einen pH-Wert von  $3,90 - 4,15$  an.

Im Stadtgebiet (Abb. 35) schwankt der Säuregrad der Fichtenborke zwischen  $\text{pH} = 3,2$  bis  $\text{pH} = 5,8$ .

#### b) Birnenborke

Die Messungen des pH-Werts der Birnenborke wurden als Ergänzung zu den Fichtenborkenmessungen in den Stadt(rand)gebieten durchgeführt,

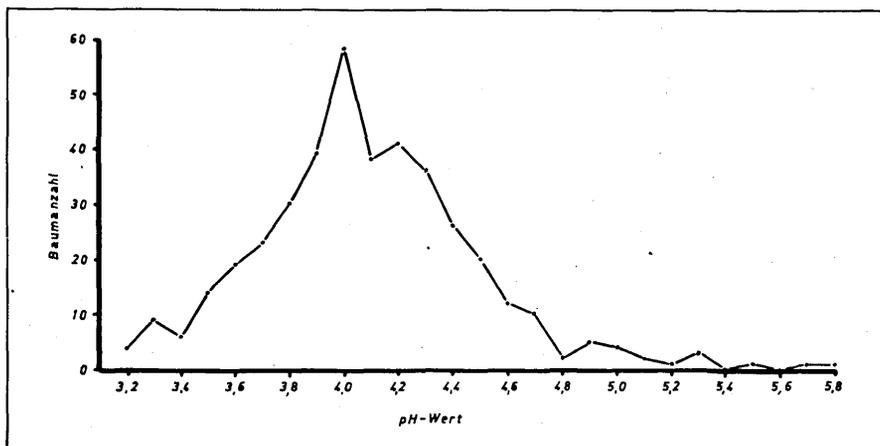


Abb. 35: Verteilung der Borken-pH-Werte (Fichte) in Klassen in Linz (405 Einzelbäume)

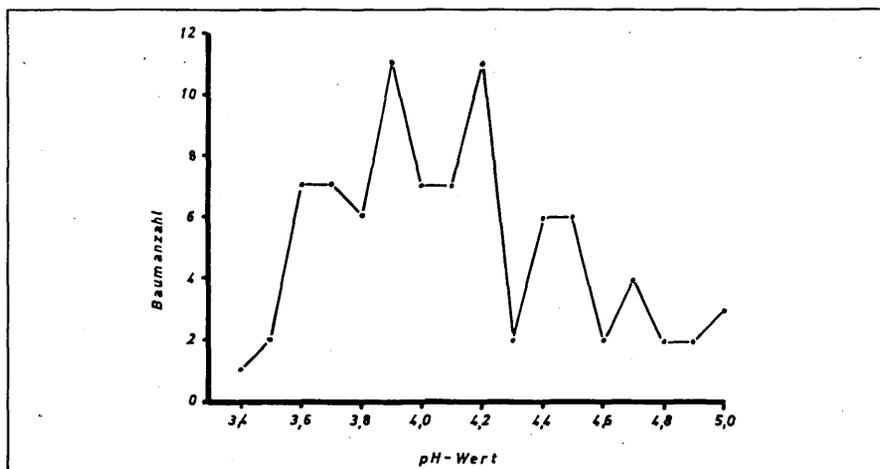
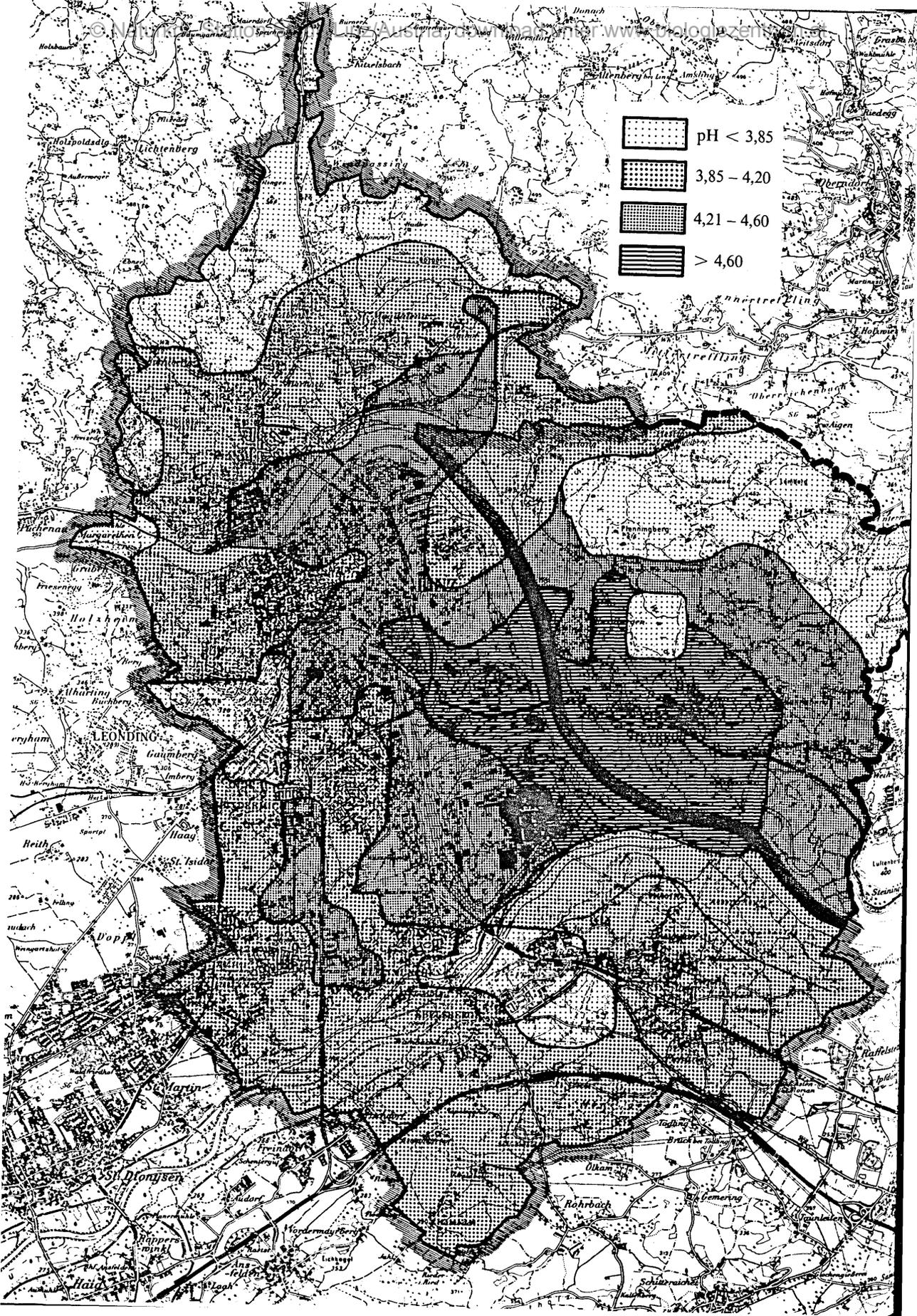


Abb. 36: Verteilung der Borken-pH-Werte (Mostbirne) in Klassen in Linz (86 Einzelbäume)

in denen Fichten fehlen. Der Säuregehalt der Birnenborke (Abb. 36) schwankt im Untersuchungsgebiet zwischen pH 3,4 und 5,0.

### 7.1.2. Diskussion der pH-Wert-Messungen

Um eine Verteilungskarte des Säuregehalts der Borkenproben erstellen zu können (Abb. 37), wurde der Umrechnungsfaktor zwischen den pH-Werten der Fichtenborke und denen der Birnenborke an immisionsmäßig vergleichbaren Standorten bestimmt. Insgesamt wurden für



-  pH < 3,85
-  3,85 - 4,20
-  4,21 - 4,60
-  > 4,60

diese Berechnung 53 Einzelbäume von elf Standorten (Tab. 28) herangezogen, und zwar 27 Fichten und 26 Mostbirnen. An jedem Fundort standen mindestens je zwei Fichten und zwei Mostbirnbäume.

Tab. 28: Korrelation der pH-Werte zwischen Birne und Fichte

Fundstelle	pH-Wert Birne	pH-Wert Fichte	$k = \frac{\text{pH-Birne}}{\text{pH-Fichte}}$	$(k - \bar{k})^2$
1	4,23 (3)	3,86 (2)	1,096	0,008649
2	4,02 (2)	4,27 (2)	0,941	0,003844
3	4,30 (2)	4,45 (3)	0,966	0,001369
4	4,20 (2)	4,24 (4)	0,991	0,000144
5	3,93 (2)	3,85 (2)	1,021	0,000324
6	3,80 (2)	3,93 (3)	0,967	0,001296
7	4,35 (2)	3,65 (3)	1,192	0,035721
8	3,90 (2)	4,15 (2)	0,940	0,003969
9	4,02 (2)	4,05 (2)	0,993	0,000100
10	4,78 (4)	4,75 (2)	1,006	0,000009
11	4,12 (3)	4,45 (2)	0,925	0,006084

$$\bar{k} = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n k_i = 1,003 (\pm 0,075)$$

$$s = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n (k_i - \bar{k})^2$$

Die Berechnung der Streuung  $s$  erfolgte nach der Maximum-Likelihood-Methode (BEHNKE 1966) = Methode der Quadrate der Abweichung.

$n$  ... Meßstellenanzahl

Aufgrund der sehr geringen Abweichung des Säuregehalts von entsprechenden Fichten- und Birnenborken wurden alle Messungen in gleichem Maße zur Erstellung der Verteilungskarte herangezogen.

### Reproduzierbarkeit der pH-Messungen

Für die Fichte wurde an 17 Bäumen im gesamten pH-Bereich von 3,33 bis 5,50 mit je 3 – 5 Wiederholungen die Reproduzierbarkeit der pH-Messungen überprüft. Die Abweichungen vom Mittelwert der Einzelmessungen gleicher Exposition ein und desselben Baumes schwanken

Abb. 37: Borkensäuregehalt von Fichte und Birne (umgerechnet auf die entsprechenden Fichtenwerte)

Quelle: Eigenerhebung

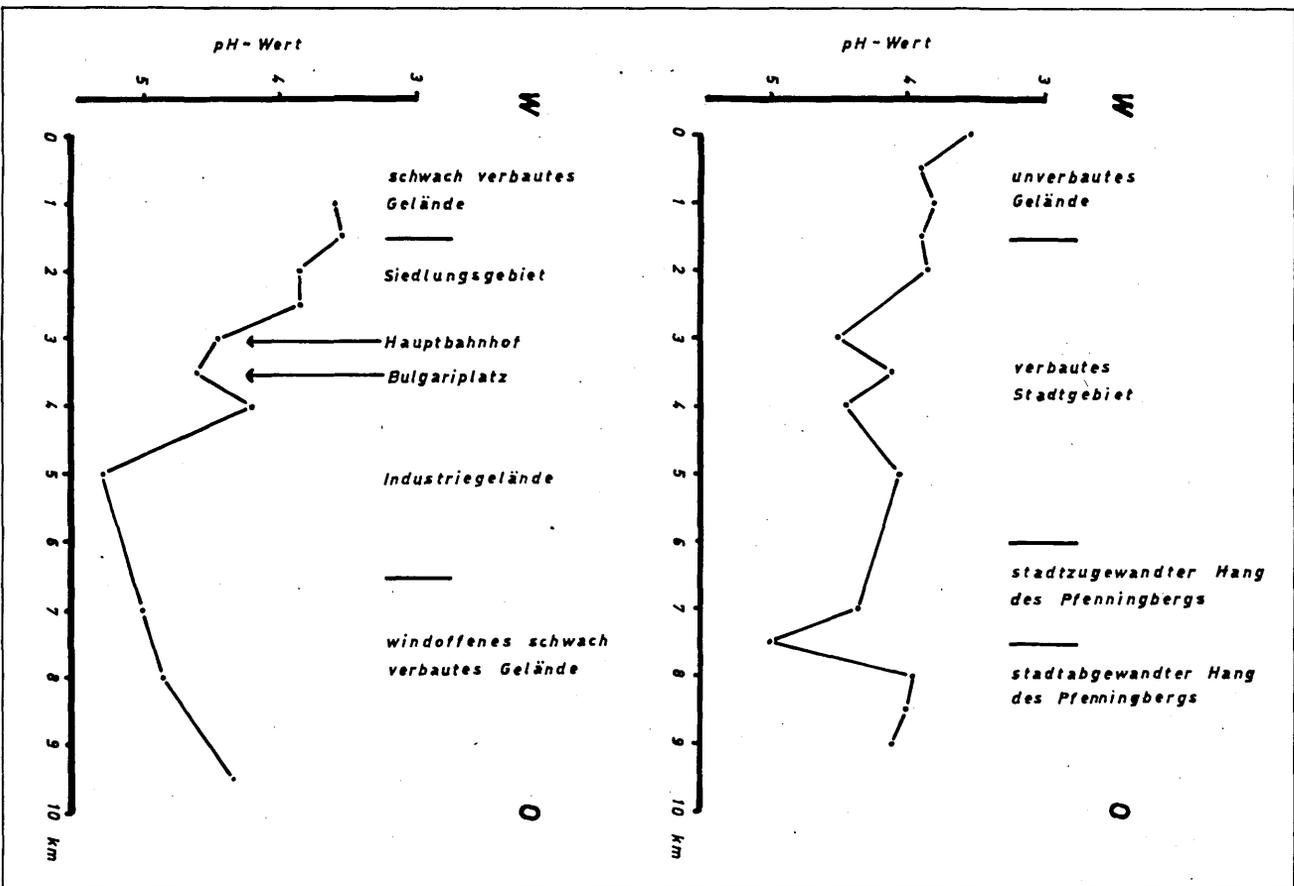


Abb. 38: W-O-Transekte der Borken-pH-Werte

unabhängig vom absoluten Säuregrad um 0,02 – 0,10 pH-Einheiten. Dies gibt gut die Genauigkeit der Einzelmessungen wieder. Für die Birnenborke wurde der gleiche Test im pH-Bereich 3,62 bis 4,88 durchgeführt. Dabei ergaben sich Schwankungen um den Mittelwert von 0,02 – 0,11 Einheiten.

Im unbelasteten Gebiet ist der Säuregehalt der Borke auf Silikat-Untergrund deutlich niedriger als auf Kalkuntergrund. Im Immissionsgebiet liegen die pH-Werte in ihrer Gesamtheit höher als im Kontrollgebiet, was wohl auf die Staubbelastung zurückzuführen ist. Aus diesem Grund läßt der pH-Wert allein keine deutlichen Aussagen über die lokale Immissionsbelastung zu.

Im Untersuchungsgebiet macht sich der Einfluß der vorherrschenden Westwinde stark bemerkbar. Dieser führt zu einem Vordringen der schwächst belasteten Zone 1 von Westen her bis ins Stadtgebiet und zu einer Verschiebung der Zone höherer pH-Werte in den Osten des Gebietes. Der niedrige Borken-pH-Wert im Bereich Ebelsberg ist auf das Schwefeldioxid aus dem nahen Industriegebiet zurückzuführen, da in diesen Teil der Stadt nur sehr wenig Staub verfrachtet wird.

Zur kartographischen Darstellung der Verteilung der Borken-pH-Werte wurden die vorliegenden Meßwerte auf vier Zonen verteilt. Zone 1 weist den höchsten Säuregehalt der Borke und den geringsten Einfluß fester Immissionen auf; Zone 4 besitzt hingegen Borken mit sehr geringem Säuregrad und großem Einfluß fester Immissionen.

Auffallend ist die deutliche Zunahme des pH-Werts in stark staubbelasteten Gebieten (siehe Abb. 38): einerseits an Hauptverkehrspunkten wie Bulgariplatz, Hauptbahnhof, Westbahnbrücke, und andererseits das Windstaugebiet im Osten des Industriegebiets am Südwest-Abfall des Pfenningbergs.

## 7.2. Borkensulfatgehalt

Die Probenentnahmen fanden im Juli und August 1976 und 1977 statt, also zu den Zeiten des sommerlichen Immissionsminimums (Juni – August). Dies wurde bewußt so gewählt, um den zahlreichen Arbeiten, die sich mit der Abhängigkeit der Flechten von den winterlichen Immissionsspitzenwerten beschäftigen, einen Kontrapunkt entgegenzusetzen, und die Aussagekraft der Sommerwerte zu prüfen. Dieses winterliche Maximum ergibt sich aus der Zunahme des Schwefeldioxid-

gehalts der Luft um 0,003 ppm pro Grad Temperaturabnahme. Diese langzeitlichen Veränderungen schlagen sich im Borkensulfatgehalt mit einer Versäuerung von einem Monat nieder (SKYE 1968).

Tab. 29: Meßstellenverzeichnis, Borkensulfatgehalt, Gesamtleitfähigkeit und nichtsulfatischer Anteil der Leitfähigkeit

Nr.	Meßstellen- bezeichnung	Borkensulfat- gehalt in $\text{g SO}_4^{2-} \cdot \text{l}^{-1}$	Gesamt- leitfähigkeit in $\mu\text{S}$	Nichtsulfat. An- teil der Leit- fähigkeit in $\mu\text{S}$
1	Dießenleitenweg	0,132 (0,175)	382	139
2a	Samhaberstraße	0,608 (0,539)	1223	276
	b In der Mayrwiesen			
3a	Matoschstraße	0,518 (0,103)	1123	259
	b Samhaberstraße			
4	Keimlgutstraße	0,958	1954	454
5	Windflachweg	0,730 (0,227)	1508	250
6	Kalvarienbergkirche	0,414	856	153
7a	Nelkenweg			
	b Zaubertalstraße	0,730 (0,070)	1462	300
	c Zaubertalstraße			
8	Sonnenpromenade	0,774 (0,224)	1448	247
9	Leondinger Straße	0,418	625	- 95
10	Pulverturm	0,545	1870	966
11	Am Bachlberg	0,619	1100	92
12	„Hochhold“	0,575	-	-
13	Pösmayersteig	0,130	295	32
14	Soldatenfriedhof	1,136 (0,199)	2422	717
15	Hagenstraße	1,197 (0,375)	2786	1023
16	Galgenberg	0,921 (0,227)	2074	668
17a	Rauwolfstraße			
	b Edelweißberg	0,596 (0,288)	1106	146
	c Stadtwäldchen			
18a	Collegium Aloisianum	0,535	805	5
	bc Sonnenpromenade			
19	Ziehrerstraße	0,524	1116	197
20	Pachmayrstraße	0,538 (0,156)	834	32
21	Bachlbergweg	1,276	1625	260
22	Dießenleitenweg	0,937 (0,145)	1558	214
23	Dießenleitenweg	0,931 (0,161)	1512	98
24	Soldatenfriedhof	1,049 (0,060)	2143	681
25	Höchsmannstraße	0,510 (0,264)	813	- 24
26	Rudolfstraße	0,595	1435	461
27a	Lessingstraße			
	b Demmelstraße	0,799 (0,108)	1932	679
	c Römerstraße			

Nr.	Meßstellen- bezeichnung	Borkensulfat- gehalt in $\text{g SO}_4^{2-} \cdot \text{l}^{-1}$	Gesamt- leitfähigkeit in $\mu\text{S}$	Nichtsulfat. An- teil der Leit- fähigkeit in $\mu\text{S}$
28a	Ritzbergerstraße			
b	Kapuzinerstraße	1,249 (0,243)	2573	735
29	Botan. Garten	0,733	1300	134
30a	Ziegeleistraße			
bc	Joh.-Seb.-Bach-Straße	0,801	961	80
31	Grabnerstraße	0,687 (0,128)	1355	255
32ab	Nußbaumerstraße			
c	Pachmayrstraße	1,223 (0,216)	2572	569
33a	Am Anger			
b	Am alten Feldweg	0,378 (0,131)	611	6
34	In der Aichwiesen	0,723	1091	242
35	Teistlergutstraße	0,843 (0,042)	1370	202
36a	Knabenseminarstraße			
b	Freningerweg	0,692 (0,072)	1327	201
37	Fischergasse	0,707	1705	577
38a	Römerstraße			
b	Demmelstraße	0,968 (0,345)	2087	934
c	Schlossergasse			
39	Roseggerstraße	1,377 (0,278)	3839	1839
40a	Aphroditentempel			
b	Auf der Gugl	0,753 (0,055)	2275	1083
41a	Auf der Gugl			
b	Tauberweg	0,289 (0,071)	535	12
42a	Schultestraße			
b	Hanriederstraße	0,729 (0,111)	1223	64
43	Am Stadtfeld	0,616 (0,084)	999	– 5
44	Harbach-Anlage	0,345	558	– 52
45	Am Hartmayrgut	0,699	1560	440
46	Waltherstraße	1,069	3990	2381
47a	Hafnerstraße			
b	Steingasse	1,373 (0,303)	3588	1423
48a	Coulinstraße			
b	Kreuzschwesternschule	0,999 (0,089)	3622	2102
49	Bockgasse	0,818 (0,191)	1767	491
50a	Niederreithstraße			
b	Deublerstraße	0,680 (0,111)	1908	841
51	Leonfeldner Straße	0,138	421	– 25
52	Leonfeldner Straße	0,773	847	– 4
53	Gründberg	0,285	723	145
54	Ferd.-Markl-Straße	0,527	1010	132
55	Urnenhainweg	0,601 (0,071)	1487	505
56	Urnenhainweg	0,613 (0,102)	1247	460

Nr.	Meßstellen- bezeichnung	Borkensulfat- gehalt in $\text{g SO}_4^{2-} \cdot \text{l}^{-1}$	Gesamt- leitfähigkeit in $\mu\text{S}$	Nichtsulfat. An- teil der Leit- fähigkeit in $\mu\text{S}$
57	Parkbad	0,497	788	- 48
58	Kaisergasse	0,102	258	44
59a	Dametzstraße			
b	Bethlehemstraße	1,398	4657	2647
60	Bismarckstraße	0,917 (0,260)	2285	880
61a	Scharitzerstraße			
b	Grillparzerstraße	0,770	1690	316
62a	Breitwiesergutstraße			
b	Brucknerstraße	0,227 (0,059)	357	- 66
63	Oberbairinger Straße	0,637	982	9
64	Ferd.-Markl-Straße	0,244 (0,141)	497	- 36
65	„Heilhamer Feld“	1,103	2815	1163
66	„Turm Nr. 24“	0,543	1193	252
67a	Petzoldstraße			
bc	Holzstraße	0,497 (0,282)	1185	323
68a	Ludlgasse			
b	Leibnitzstraße	0,504 (0,083)	1029	156
c	Ludlgasse			
69ab	Volksfeststraße			
c	Weißewolfstraße	1,148 (0,029)	3400	1693
70	Blumauerstraße	1,398 (0,432)	3529	1511
71	„Barbara-Friedhof“	0,631 (0,314)	1594	581
72a	Hamerlingstraße			
b	Makartstraße	0,441 (0,450)	1062	357
73a	Hasnerstraße			
b	Lissagasse	0,346	-	-
74a	Pferdepromenade			
bc	Dornacher Straße	0,444 (0,173)	847	- 58
d	Dornacher Straße			
75	„Further Feld“	0,334	1047	169
76	Gallanderstraße	0,387	522	- 152
77a	Heimlhofstraße			
b	Posthofstraße	0,883	1530	166
78	Garnisonstraße	0,634	940	- 89
79	Franckstraße	0,994 (0,351)	1939	436
80	„Barbara-Friedhof“	1,001	1880	357
81	Taxstraße	1,042	2000	424
82	Zaunmüllerstraße	0,752	1997	456
83	Voltastraße	0,762	1367	171
84	Freistädter Straße	0,579 (0,393)	1086	210
85	„Further Feld“	0,158	490	- 15
86	Ing.-Stern-Straße	0,608	1631	300
87	Ing.-Stern-Straße	0,569	1522	247

Nr.	Meßstellen- bezeichnung	Borkensulfat- gehalt in $\text{g SO}_4^2- \cdot \text{l}^{-1}$	Gesamt- leitfähigkeit in $\mu\text{S}$	Nichtsulfat. An- teil der Leit- fähigkeit in $\mu\text{S}$
88a	Aubrannerweg			
bc	Uni Linz	0,598 (0,080)	1088	146
89	Altenberger Straße	0,594 (0,154)	1482	510
90	„Furth“	0,298	744	36
91	Estermannstraße	0,675	1714	382
92	Restweg	0,202 (0,047)	715	215
93	„Elmberg“	1,274	1300	– 573
94	„Elmberg – Kote 316“	0,552	744	– 55
95	„Kogler“	0,756	1260	117
96	„Bruckfeld“	0,193	315	– 64
97	Pleschinger Straße	0,127	352	– 8
98	Buchenweg	1,135	3110	1415
99a	Buchenweg			
b	„Plesching“	1,032	1197	– 20
100	„Plesching – Kote 346“	0,259	486	13
101	Mauthausener Bundesstraße	0,382	676	26
102	„Windegg“	0,427	1371	226
103	„Plesching“	1,109	1572	404
104	„Plesching“	0,130	250	– 13
105	„Pimesbauer“	0,299	1070	426
106	„Oberberger“	1,124	1638	382
107	„Windegg“	0,908	1910	269
108	Mauthausener Bundesstraße	0,217	1116	218
109	„Pfenningberg“	0,873	1570	215
110	„Pfenningberg“	0,683 (0,323)	1677	600
111	„Oberberger“	0,106	530	309
112	„Oberberger“	0,571	893	36
113	„Pfenningberg“	0,250	822	376
114	„Wald“	0,979	2350	857
115	„Steyregg“	1,377	2040	37
116	„Jaglhann“	0,876	2045	686
117	„Daxleitner“	0,119	250	13
118	„Finsterbach“	1,484	3200	1060
119	„Plesching a. Pfenningb.“	1,735	1531	103
120	„Jaglhann“	2,206	1289	38
121	„Daxleitner“	0,393 (0,348)	999	357
122	„Pfenningberg“	9,755	1488	480
123	„Steyregger Wald“	0,216	880	493
124	„Steyregg“	0,804	2005	744
125	„Steyregg“	1,048 (0,329)	2785	1209
126	„Steyregg“	0,353	1631	428
127a	Waldeggsstraße			
b	Hofmeindlweg	0,829 (0,234)	1798	508

Nr.	Meßstellen- bezeichnung	Borkensulfat- gehalt in $\text{g SO}_4^2 \cdot \text{l}^{-1}$	Gesamt- leitfähigkeit in $\mu\text{S}$	Nichtsulfat. An- teil der Leit- fähigkeit in $\mu\text{S}$
128	„Keferfeldschule“	1,047	–	–
129a	Schaunbergerstraße			
b	Maidwieserstraße	0,838	1415	459
130	Schiffmannstraße	0,304	650	102
131	Flötzerweg	0,233	400	– 35
132a	Maderspergerstraße			
bc	Kefergutstraße	0,674	1428	353
133a	Ramsauerstraße			
b	Auer-Welsbach-Weg	0,232	574	141
134	Landwiedstraße	0,653	1225	145
135	Ellbognerstraße	0,041	194	96
136a	Laskahofstraße			
b	Dauphinestraße	0,263	610	127
137	Hainbuchenweg	0,349	790	174
138a	Holz knechtstraße			
b	Paracelsusstraße	0,396 (0,144)	1074	73
139	„Hummelhofwald“	0,408 (0,086)	892	244
140	Hatschekstraße	0,335	944	49
141	An der Sonnleithen	0,348	714	105
142	Steinackerweg	0,217	295	– 115
143	„Niedernhart“	0,872 (0,234)	1896	509
144	Edisonstraße	0,694	1189	195
145a	Müller-Guttenbrunn-Straße			
b	Glimpfingerstraße	0,447	794	129
c	Müller-Guttenbrunn-Straße			
146	Müller-Guttenbrunn-Straße	0,198 (0,102)	370	– 2
147	Brunnenfeldstraße	0,895	1815	434
148	Brunnenfeldstraße	0,113	168	– 64
149a	Am langen Zaun			
b	Mitterweg	0,130	229	– 34
150	Am Winklgarten	0,116	217	– 18
151	Schörgenhubstraße	1,212 (0,479)	2985	757
152	Muldenstraße	1,062 (0,172)	2003	988
153a	Denkweg			
b	Senefelderstraße	1,284 (0,151)	3617	1732
154a	Haydnstraße			
b	Neuhofstraße	0,441	723	– 3
155a	Salzburger Straße			
b	Purschkastraße	0,057 (0,032)	196	53
156	„Kleinmünchner Friedhof“	0,341 (0,036)	454	– 149
157	„Kleinmünchen“	0,755 (0,565)	1907	777
158	Wiener Straße	0,813 (0,191)	1677	413

Nr.	Meßstellen- bezeichnung	Borkensulfat- gehalt in $\text{g SO}_4^{2-} \cdot \text{l}^{-1}$	Gesamt- leitfähigkeit in $\mu\text{S}$	Nichtsulfat. An- teil der Leit- fähigkeit in $\mu\text{S}$
159a	Prechtlerstraße	0,513 (0,127)	962	– 1
bc	Schumannstraße			
160	Prechtlerstraße	0,573	1150	206
161	Zeillergang	0,207	295	– 118
162	Rintstraße	0,244	300	– 153
163	Denkstraße	0,360	590	– 43
164	Dauphinestraße	0,667	2055	529
165	Gutenbergstraße	0,125	224	– 30
166a	Zeppelinstraße	0,536 (0,318)	845	– 208
b	Hochwangerstraße			
167a	Wiener Straße	1,060 (0,518)	2665	1107
b	„Traunau“			
168	„Traunau“	0,240 (0,145)	352	– 85
169	Madlsederstraße	0,381	575	– 90
170a	Spinnereistraße	0,476 (0,096)	1148	277
b	Grillmayerstraße			
c	Spinnereistraße			
171a	Traunauweg	0,716 (0,329)	1830	707
b	Panholzerweg			
172	„Ebelsberg“	0,661	1205	139
173	Gaisbergerstraße	0,075	269	105
174	Gaisbergerstraße	0,463	851	55
175	Panholzerweg	0,340	680	77
176	Ebelsberger Schloßweg	1,274	2920	1059
177	Am Aubach	0,438	820	71
178	Neudorfer Straße	0,580	1070	208
179	Schiltensbergstraße	1,039 (0,029)	1531	386
180	Am Aubach	0,359	799	168
181	Wiener Straße	0,199	565	387
182	Wiener Straße	0,529 (0,154)	1761	382
183	Suttnerstraße	0,748	1215	31
184	Weikerlseestraße	0,293	440	– 85
185	Weikerlseestraße	0,310	466	– 75
186	Wiener Straße	0,646 (0,138)	906	– 137
187	Wiener Straße	0,735 (0,181)	916	– 215

## Meßpunkte knapp außerhalb des Untersuchungsgebietes:

188		0,215	518	20
189		0,420	709	– 5
190		0,843	1460	145
191		0,976 (0,113)	1737	247
192		0,545	1870	966

Nr.	Meßstellen- bezeichnung	Borkensulfat- gehalt in $\text{g SO}_4^{2-} \cdot \text{l}^{-1}$	Gesamt- leitfähigkeit in $\mu\text{S}$	Nichtsulfat. An- teil der Leit- fähigkeit in $\mu\text{S}$
193		0,723 (0,417)	1654	386
194		0,946	2041	466
195		0,638 (0,082)	1348	420
196		0,555	1007	166
197		0,364	550	– 89
198		0,034	468	385
199		2,022 (0,407)	1572	– 15
200		0,019	440	389
201		0,692 (0,002)	548	67

## Anmerkungen:

Die negativen Werte des Nichtsulfatanteils der Leitfähigkeit ergeben sich aufgrund der Berechnung, da mit Kaliumsulfat geeicht wurde, und nicht der gesamte Schwefel in dieser Form vorliegt. Da es sich aber nur um Vergleichszahlen und nicht um absolute Werte handelt, kann diese Eichweise verwendet werden.

Die hinter den Borkensulfatgehalt in Klammer gesetzten Werte geben die Streuung der Einzelwerte an.

Die Meßpunkte sind nach den Quadranten des Linzer Stadtplans von 1 – 187 durchnummeriert. Die Unterteilung in a – d bezeichnet die einzelnen Fundplätze. Vergleiche auch Abb. 25! In Quadranten, in denen alle Probestellen an einer Straße liegen, oder wo nur ein Probebaum zur Verfügung stand, wurde die Unterteilung weggelassen.

Aufgrund dieser Zuordnung zu den sechs Klassen (Abb. 39) wurde die Verteilungskarte der Borkensulfatgehalte (Abb. 41) erstellt.

Wie bei der Darstellung der Säuregradverteilung wurden auch bei der Borkensulfatgehalts-Karte die Werte von Mostbirnbäumen zur Berechnung herangezogen. An 25 Meßstellen mit annähernd gleichen Immissionsverhältnissen wurde der Zusammenhang zwischen dem Sulfatgehalt der Mostbirnborke und dem der Fichtenborke (Abb. 40) hergestellt. Bei diesem direkten Vergleich ergibt sich ein Korrelationskoeffizient von  $r = 0,78$ , was eine deutliche Signifikanz ausweist.

Die Umrechnung zwischen den beiden Borkenarten erfolgt nach der Gleichung:

$$\text{SO}_4^{2-}\text{-Fichte (g} \cdot \text{l}^{-1}\text{)} = 0,485 \cdot \text{SO}_4^{2-}\text{-Birne (g} \cdot \text{l}^{-1}\text{)} + 0,032$$

## Reproduzierbarkeit der Borkensulfatgehaltsmessungen

Die Borkenproben von 16 Fichten mit einem Sulfatgehalt von 0,030 bis 1,624  $\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$  wurden mit 3 – 5 Wiederholungen hinsichtlich ihrer

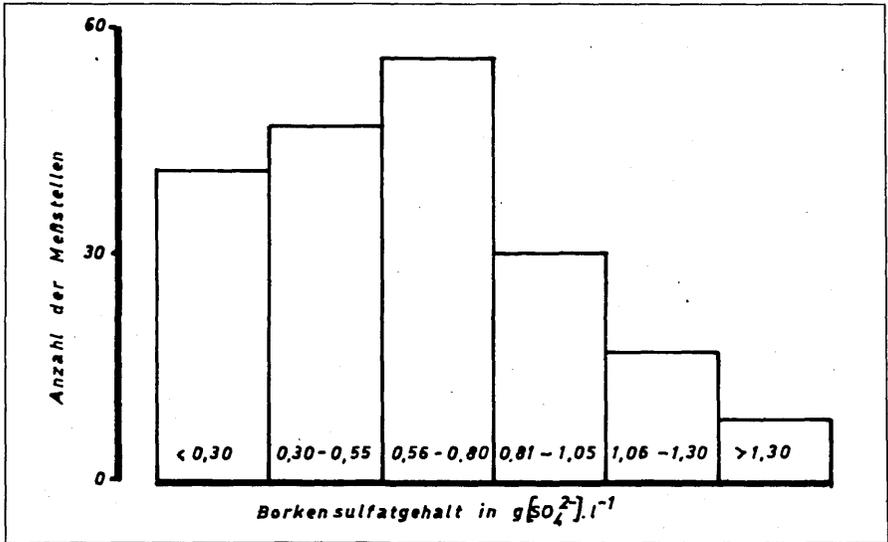


Abb. 39: Verteilung der Borkensulfatgehalte in 6 Klassen (Linz, 199 Meßquadrate)

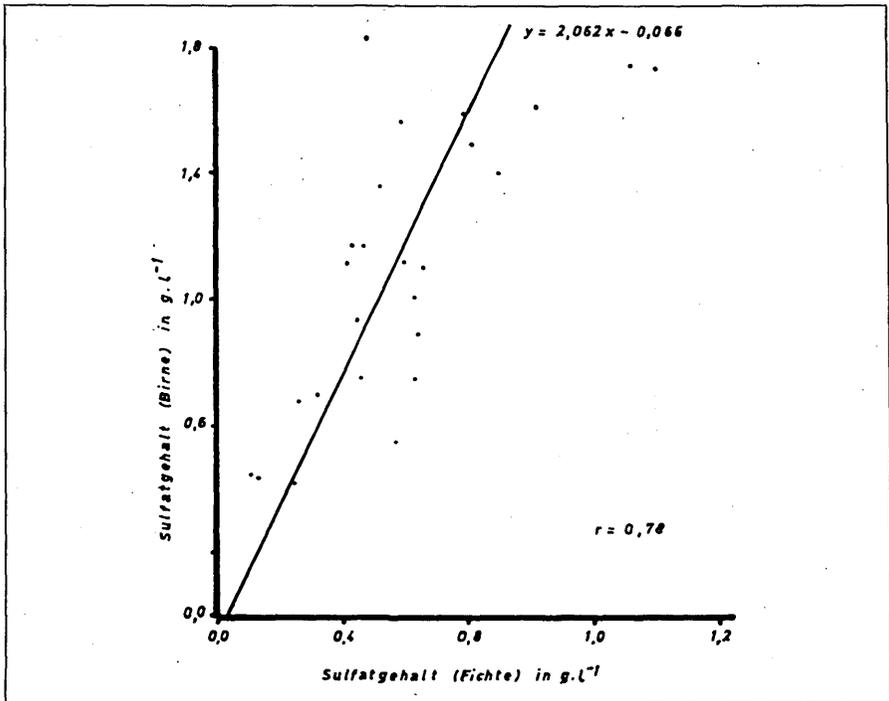
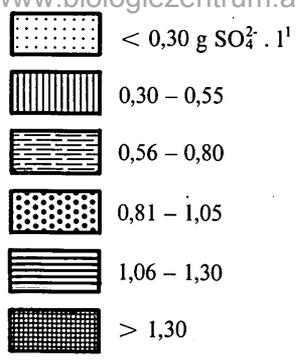


Abb. 40: Borkensulfatgehalt bei Fichte und Birne



Abweichungen vom Mittelwert untersucht. Diese Abweichungen liegen bei Proben gleicher Exposition von ein und demselben Baum bei 5,05 %, wobei sich keine Unterschiede zwischen 3 und 5 Wiederholungen ergeben. Die Schwankungsbreite ist unabhängig vom absoluten Sulfatgehalt.

Für die Birnenborke ergibt sich an 9 zufällig gewählten Bäumen (mit einem Sulfatgehalt von  $0,645 - 6,427 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ ) unter den gleichen Untersuchungsbedingungen eine Streuung von 5,35 %.

### 7.2.1. Diskussion der Borkensulfatwerte

Um den Sulfatgehalt der Borke mit den anderen Meßwerten (Leitfähigkeit) vergleichen zu können, wird der Borkenextrakt mit einer Calciumsulfatlösung verglichen. Der Sulfatgehalt wird mit folgender, empirischer Formel nach GRILL (1979 a) in Leitfähigkeitswerte (ELS) umgerechnet:

$$\log \text{ELS} (\mu\text{S}) = \frac{\log \text{SO}_4^2- (\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}) + 0,71055}{1,16598}$$

Vorsicht ist bei Werten über  $1500 \mu\text{S}$  geboten, da eine gesättigte Gipslösung nur ca.  $1900 \mu\text{S}$  Leitfähigkeit aufweist.

Der Borkensulfatgehalt in Linz schwankt an den zwei untersuchten Baumarten zwischen  $0,02$  und  $2,21 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$  (bezogen auf die Fichtenwerte). Dies entspricht einer Schwankung der elektrolytischen Sulfatleitfähigkeit von  $53$  bis  $3004 \mu\text{S}$ .

Die höchsten Werte finden sich im Stadtzentrum entlang der Linie Prinz-Eugen-Straße – Mozartkreuzung – Kapuzinerkirche und in der Hauptwindrichtung des Industriegeländes im Bereich der Pfenningberghöhe. Ein hoher  $\text{SO}_2$ -Einfluß ist auch im Bereich Ebelsberg festzustellen. Dies führt zu niedrigen Borken-pH-Werten (siehe 7.1.2.). Inversionschicht und Nebelobergrenze fallen bezüglich der Borkensulfatgehalte nicht deutlich auf, da die Untersuchungen im Sommer durchgeführt wurden. Die erhöhten Werte am Pöstlingberg sind aber mit größter Wahrscheinlichkeit auf diese Einflüsse zurückzuführen.

Signifikanter tritt die Wirkung der vorherrschenden Westwinde im Bereich des gesamten Donautals – mit Kanal- und Sogwirkung im

Abb. 41: Borkensulfatgehalt von Fichte und Birne (umgerechnet auf die entsprechenden Fichtenwerte)

Quelle: Eigenerhebung

Bereich des Donaudurchbruchs beim Kürnberg – und im freien Gelände südlich des Frosch- und Freinbergs auf. Die Winde führen im Stadtgebiet aber auch zu einer Abnahme der Sulfatgehalte in höher gelegenen Stadtteilen, z. B. Ostausläufer des Harter Plateaus am „Bindermichl“.

Untersuchungen über die Zusammenhänge zwischen Immissionshöhe und Sulfatgehalt der Borke stellten LÖTSCHERT (1977 b) in Frankfurt/Main und KIENZL (1979 a) in Graz an. LÖTSCHERT (Tab. 30) unterscheidet vier Zonen der Schwefeldioxidbelastung und ordnet diesen die Borkensulfatwerte verschiedener Laubbäume zu (allerdings bezogen auf die Borkenoberfläche und nicht, wie allgemein gebräuchlich, auf das Trockengewicht der äußeren Borkenpartien).

Tab. 30: SO<sub>2</sub>-Belastungszonen, Frankfurt (LÖTSCHERT, 1977 b)

Zone	SO <sub>2</sub> -Gehalt der Luft	Borkensulfatgehalt
1	> 0,042 ppm	> 200 µg · cm <sup>-2</sup>
2	0,035 – 0,042	150 – 200
3	0,031 – 0,035	100 – 150
4	< 0,031	50 – 100

KIENZL (1979 a) gibt für Graz die Korrelation zwischen Immissionsstärke und Borkensulfatgehalt mit  $r = 0,90$  an.

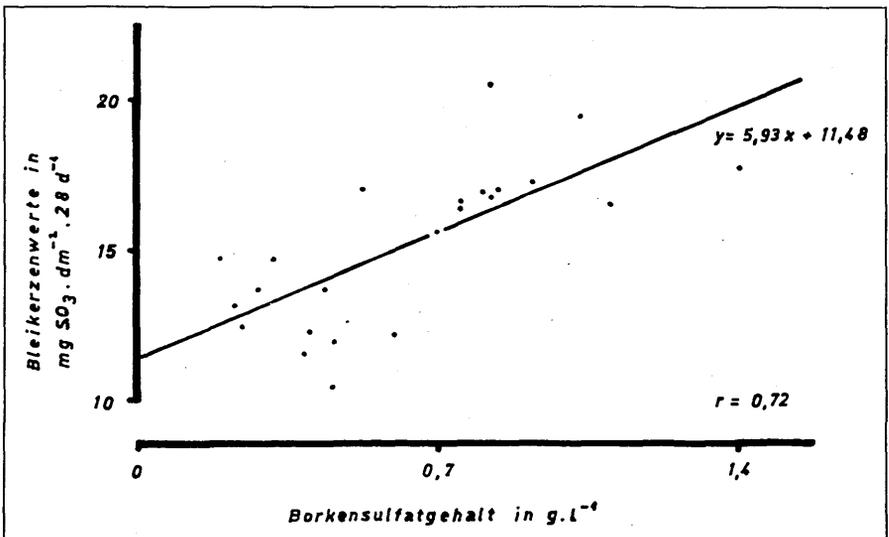


Abb. 42: Borkensulfatgehalt und Bleikerzenwerte (Linz)

Für das Linzer Meßgebiet konnte an 22 Meßquadranten eine Korrelation zwischen dem Sulfatgehalt der Fichtenborke und der  $\text{SO}_2$ -Immision (dargestellt durch die Bleikerzenwerte) hergestellt werden. Die entsprechenden Borkensulfatwerte waren über alle sechs Meßkategorien gestreut. Da die Borke nach Messungen von GRILL (1979) jeweils den Mittelwert der Immisionen der vorangegangenen sechs Monate wieder spiegelt, wurden die Bleikerzenwerte der sechs Meßperioden vor der Borkenentnahme zu Vergleichszwecken herangezogen. Dabei ergibt sich ein Korrelationskoeffizient von  $r = 0,72$  (siehe Abb. 42).

### 7.3. Elektrolytische Borkenleitfähigkeit

#### 7.3.1. Gesamtleitfähigkeit (ELB)

Die Meßwerte des Untersuchungsgebiets wurden vier Kategorien zugeordnet (Abb. 43).

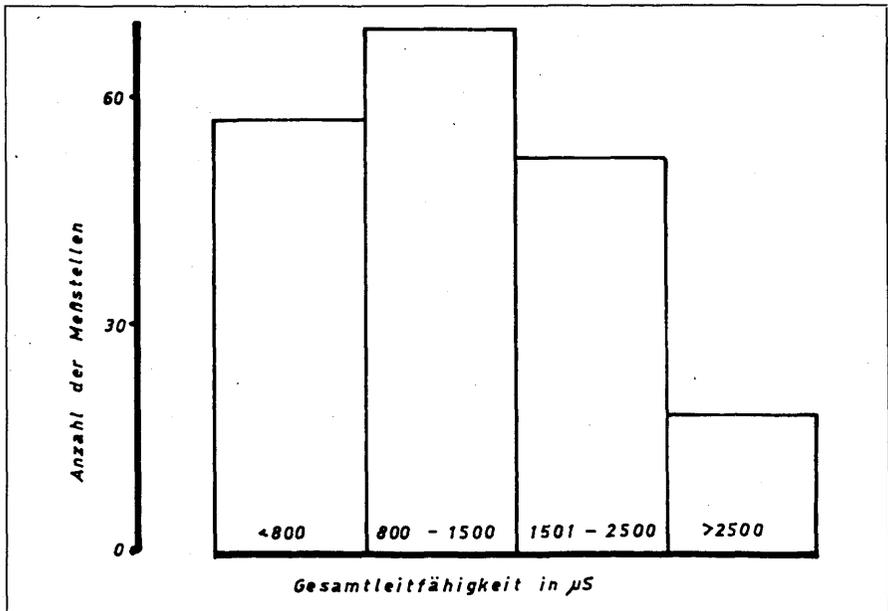
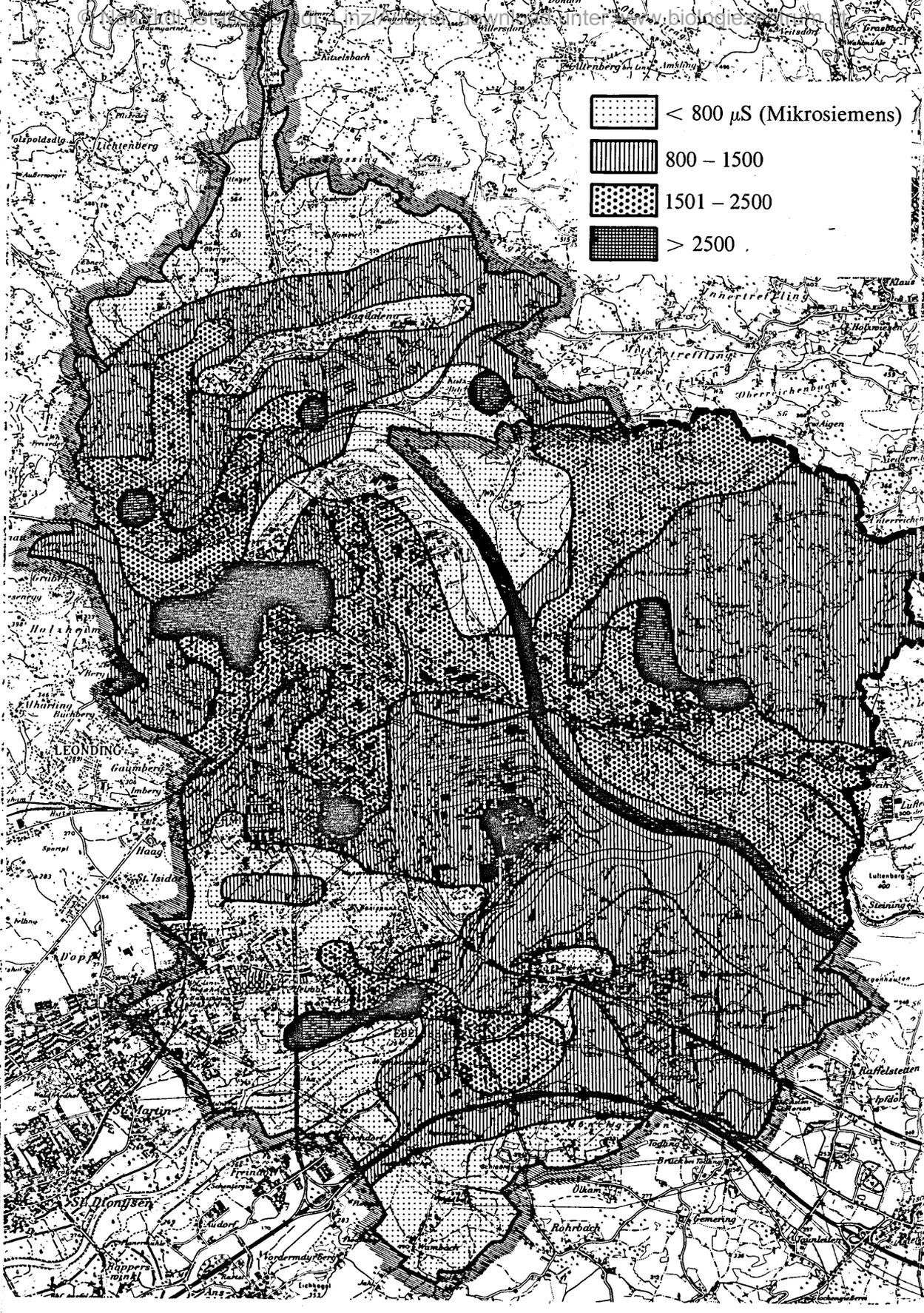


Abb. 43: Verteilung der Gesamtleitfähigkeit in 4 Klassen (Linz, 196 Meßquadrate)

Für die Erstellung der Verteilungskarte der ELB-Werte (Abb. 44) wurden auch die Werte der Mostbirnborke herangezogen. Bezüglich der Gesamtleitfähigkeit ergibt sich zwischen den beiden unterschiedlichen Borkenarten ein Korrelationskoeffizient von  $r = 0,72$  (Abb. 45). Dieser



-   $< 800 \mu S$  (Mikrosiemens)
-   $800 - 1500$
-   $1501 - 2500$
-   $> 2500$

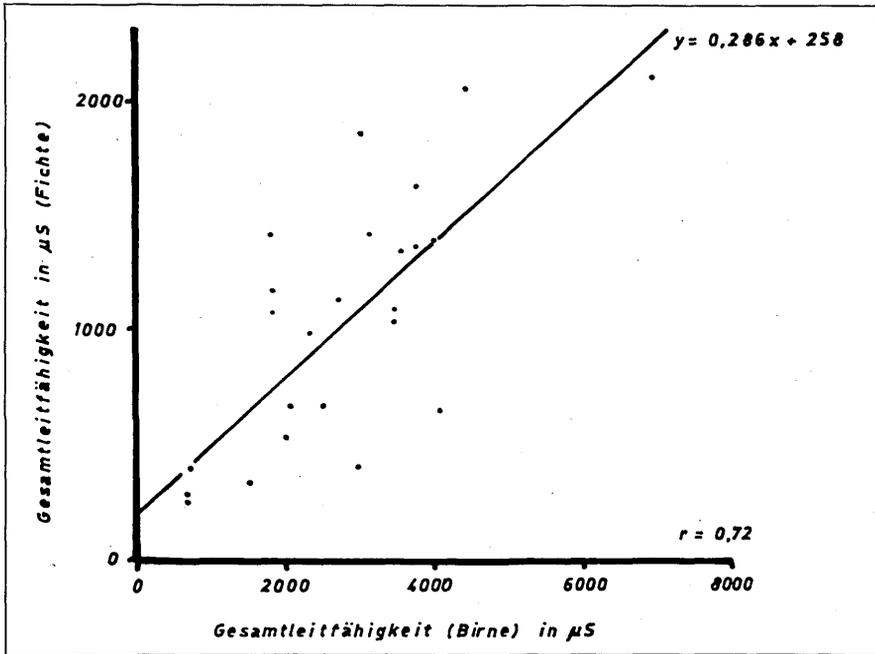


Abb. 45: Gesamtleitfähigkeit (ELB) bei Fichte und Birne an gleichen Standorten (Linz)

liegt trotz der großen Unterschiede in der Borkenstruktur nur unwesentlich niedriger wie derjenige, der sich aus dem Vergleich der beiden Baumarten bezüglich der Sulfatleitfähigkeit ergibt ( $r = 0,78$ ).

Die Untersuchung erfolgte an 21 Meßstellen mit je 2 Fichten und 2 Mostbirnen, die annähernd gleiche Immissionsverhältnisse aufweisen.

Die Prüfung der Reproduzierbarkeit der Leitfähigkeitsmessungen wurde an 17 Fichten mit je 3 bzw. 5 Wiederholungen, und an 9 Birnbäumen durchgeführt. Für die Fichten ergibt sich eine Streuung der Werte um den Mittelwert von 7,5 %, bei den Birnbäumen von 8,1 %. Die gegenüber dem biologischen Durchschnittswert von 5 % leicht erhöhten Streuungswerte erklären sich hauptsächlich aus der unterschiedlichen Staubauflage, die ihrerseits durch die große Variabilität der Borkenoberfläche ein und desselben Baumes gegeben ist.

Abb. 44: Borkengesamtleitfähigkeit (ELB) von Fichte und Birne (umgerechnet auf die entsprechenden Fichtenwerte)

Quelle: Eigenerhebung

Die Aussagekraft der Gesamtleitfähigkeitswerte ist sicher höher als jene des pH-Werts. Nur müssen bei der Suche nach den Ursachen hoher ELB-Werte zwei mögliche Auslöser unterschieden werden. Erstens treten höchste Werte im Bereich windstillen, aber emissionsbeladener Stellen auf; so in den verkehrsreichen Stadtteilen im Bereich der Westtangente (Waldeggstraße, Sandgasse, Römerbergtunnel) und im Bereich der Kreuzung Freistädter Straße – Mauthausener Bundesstraße und in den dichtest besiedelten Stadtteilen mit hohem Hausbrandanteil (Lustenau). Zweitens finden sich sehr hohe Werte in den Windstaulagen, in denen die verfrachteten festen Emissionen abgelagert werden; so im Bereich des Pfenningberggipfels und seiner stadtzugewandten, westlichen Hangseite. Für die zweithäufigsten Südostwinde (im Sommer vorherrschend) finden sich diese Staulagen im Bereich Kürnberg – Pöstlingberg am Westrand des Stadtgebietes. Kleinindustrien, die Bundesstraße 1 und die Westautobahn verursachen die hohen Werte im Bereich „Ebelsberg“.

Wegen der vielfältigen Immissionseinflüsse, die unter dem Begriff „Gesamtleitfähigkeit“ subsumiert werden, ist eine Zonierung im untersuchten Gebiet und Zeitraum nicht nachweisbar. Der höchste ELB-Wert

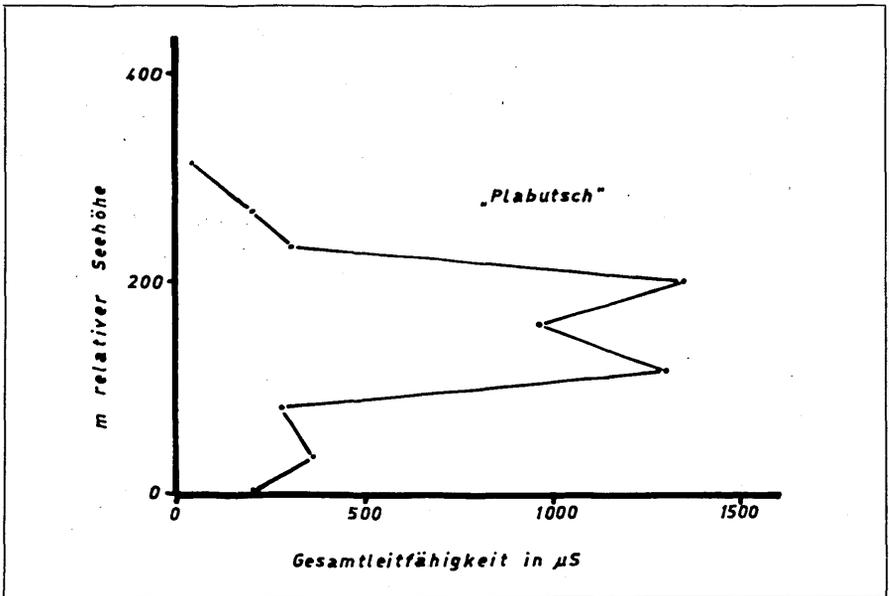


Abb. 46: Vertikalverteilung der ELB (Graz) (aus HÄRTEL 1980 c)

findet sich für die Fichtenborke in der Lederergasse mit  $4180 \mu\text{S}$ . Dieser liegt ca.  $20 \times$  so hoch wie die „Normalwerte“ aus dem Kontrollgebiet in Kirchsschlag (vgl. auch HÄRTEL 1977).

Die typische Vertikalverteilung (Abb. 46), wie sie HÄRTEL (1980 c) für Graz\* wiedergibt, zeigt sich bei den sommerlichen Werten in Linz nicht. Sie ist aber aufgrund der Bleikerzenwerte für den Winter anzunehmen. Derartige Messungen sollen demnächst in Zusammenarbeit mit der Naturkundlichen Station der Stadt Linz in Angriff genommen werden.

Die in der Abb. 46 ausgewiesenen drei Maxima der Gesamtleitfähigkeit sind auf folgende Ursachen zurückzuführen: Das erste Maximum, in der Höhe der Fabrikschlote, und das zweite, in der Zone des Hochnebels, resultieren aus dem nichtsulfatischen Anteil der Emissionen. Das dritte Maximum, im Bereich der Inversionsschicht, wird durch den sulfatischen Teil der Emissionen und eventuell durch Photooxidationsprodukte dieser Emissionen ausgelöst. Die Wirkung der Inversionsschicht zeigt sich auch bei Messungen in einem inneralpinen Talkessel ohne jegliche Industrie mit einem 1000 Einwohner zählenden Ort. Wegen der äußerst schlechten Ventilation treten hier Verhältnisse wie in Industriegebieten auf (HÄRTEL 1980 c).

### 7.3.2. Nichtsulfatleitfähigkeit (ELN)

Die Berechnung der ELN-Werte ergibt sich aus der Subtraktion des sulfatischen Anteils der Gesamtleitfähigkeit (ELS) von der elektrolytischen Borkenleitfähigkeit (ELB).

Die Nichtsulfatleitfähigkeit ist im wesentlichen auf feste Immissionen und nur zu einem geringen Teil auf Schadgase zurückzuführen. Daher sinkt der Korrelationskoeffizient zwischen den ELN-Werten der Fichten- und der Birnenborke gegenüber dem bei der Gesamtleitfähigkeit gegebenen ab. Dieser geringe Korrelationskoeffizient ist hauptsächlich auf die unterschiedliche Borkenbeschaffenheit (Rauheit, Oberflächenrisse) zurückzuführen. Die Korrelation ist mit  $r = 0,59$  aber immer noch signifikant. Sie wurde an 23 immissionsähnlichen Standorten bestimmt (Abb. 47).

\* Da die von HÄRTEL gemessenen ELB-Werte nur auf der halben Borkenmenge bei gleicher Wassermenge beruhen, ergeben sich nur halb so große Meßergebnisse.

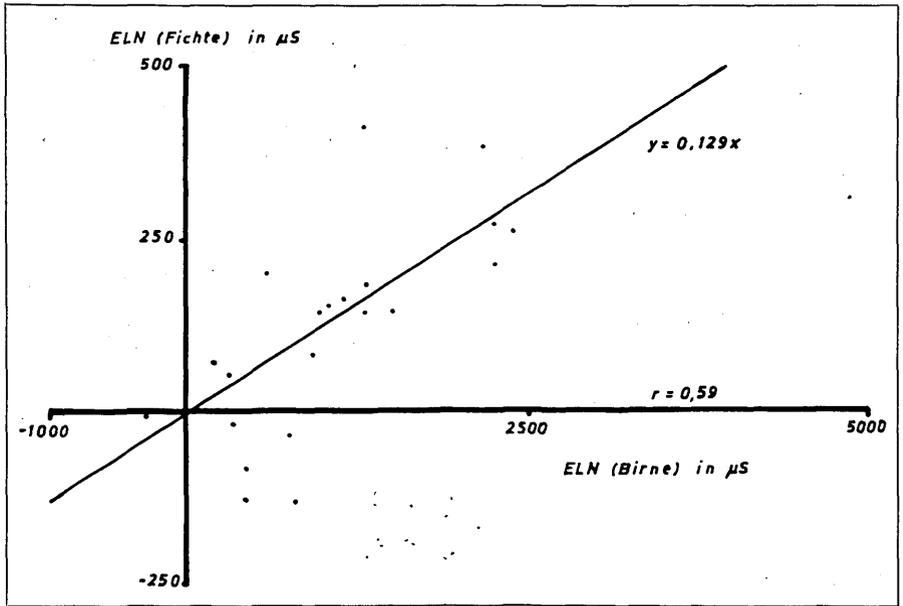


Abb. 47: Nichtsulfatleitfähigkeit (ELN) bei Birne und Fichte (Linz)\*

Die Birnenborke mit ihren relativ tiefen Oberflächenrissen weist eine wesentlich größere „staubaktive“ Oberfläche auf, was zu durchschnittlich  $8\times$  (maximal  $12\times$ ) so großen ELN-Werten führt.

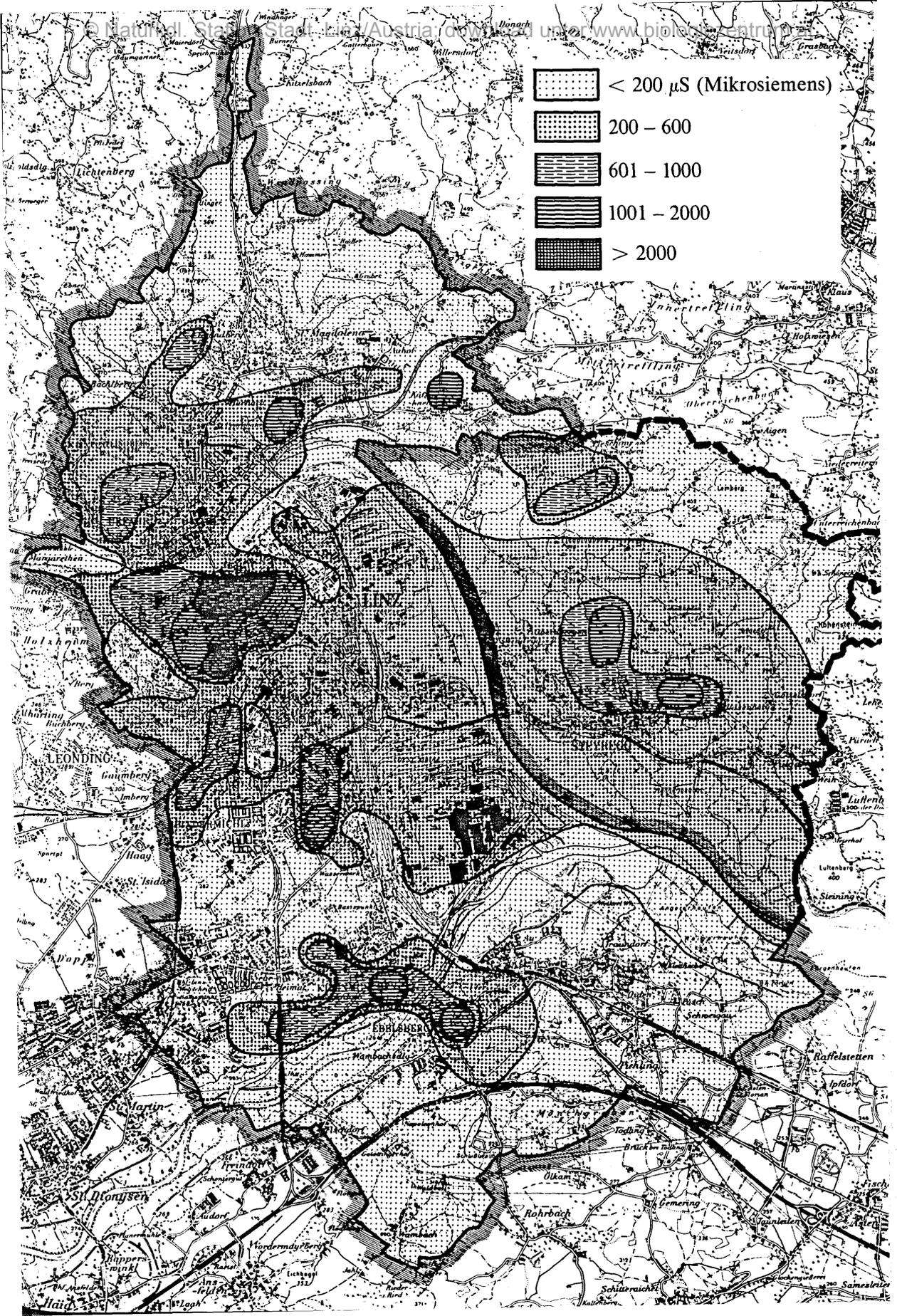
Die Meßergebnisse wurden für die kartographische Darstellung (Abb. 48) in fünf Klassen eingeteilt (Abb. 49).

Bezüglich der Nichtsulfatleitfähigkeitsverteilung tritt eine Zonierung mit deutlicher Zentrenbildung hoher Werte auf. Während fast das gesamte Stadtgebiet den Zonen 2 und 3 angehört, liegen die Gebiete stärkster Belastung (bis  $2650\ \mu\text{S}$ ) zwischen Hauptbahnhof und Auerspergplatz sowie zwischen Honauerstraße und Römerbergtunnel. Hohe Werte weisen auch die Stadtteile zwischen Gruberstraße – Römerberg – Hauptbahnhof, Steg, Ebelsberg – Kleinmünchen und der West- und Südhang des Pfenningbergs auf. Die Zonierung ist nicht so deutlich

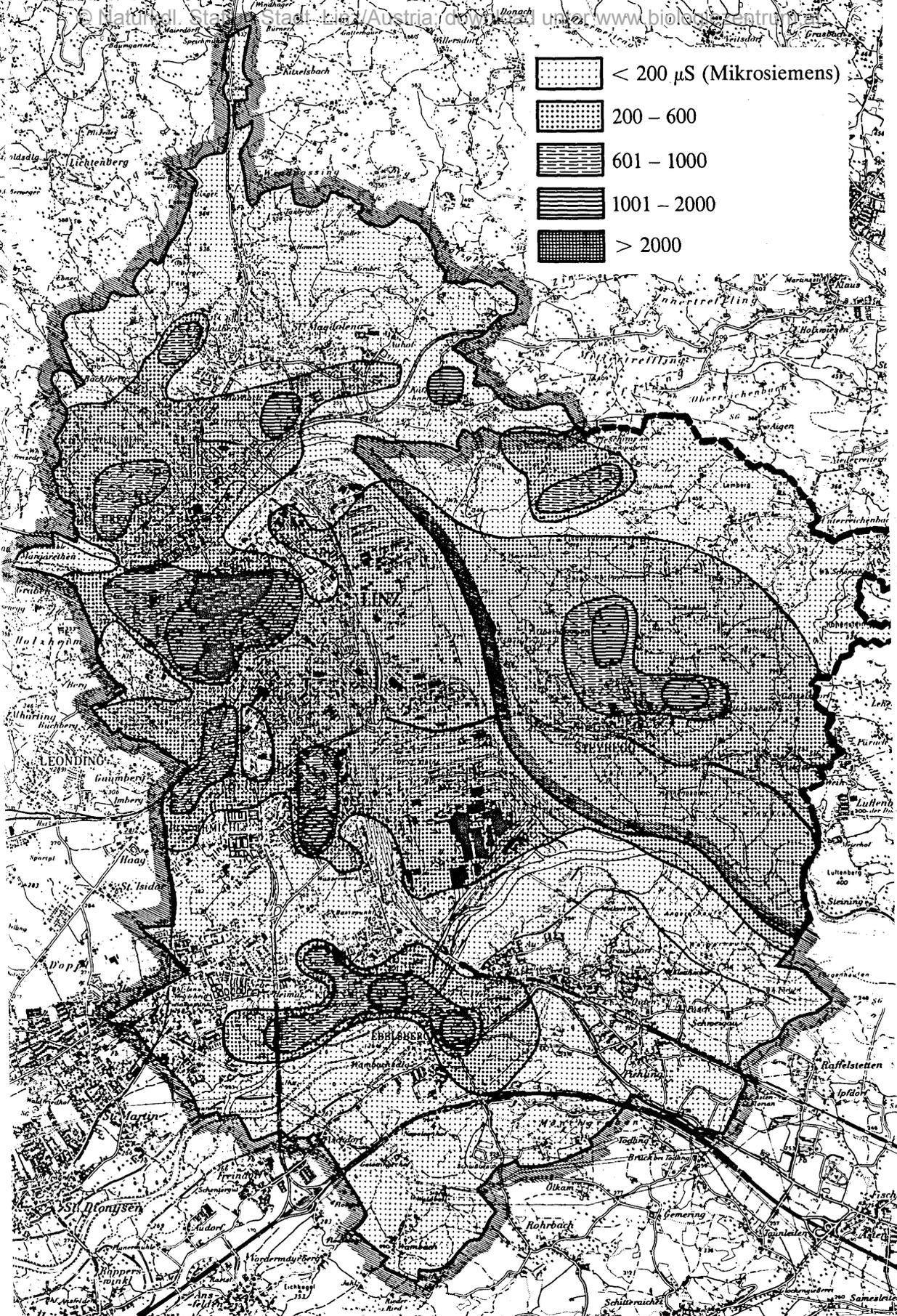
\* Die negativen ELN-Werte ergeben sich aufgrund der Berechnung, bei der der Sulfatgehalt der Borke auf der Basis einer reinen Calciumsulfatlösung in die ELS-Werte umgerechnet wird.

Abb. 48: Nichtsulfatischer Anteil der Borkenleitfähigkeit (ELN) von Fichte und Birne (umgerechnet auf die entsprechenden Fichtenwerte)

Quelle: Eigenerhebung



-  < 200  $\mu\text{S}$  (Mikrosiemens)
-  200 - 600
-  601 - 1000
-  1001 - 2000
-  > 2000



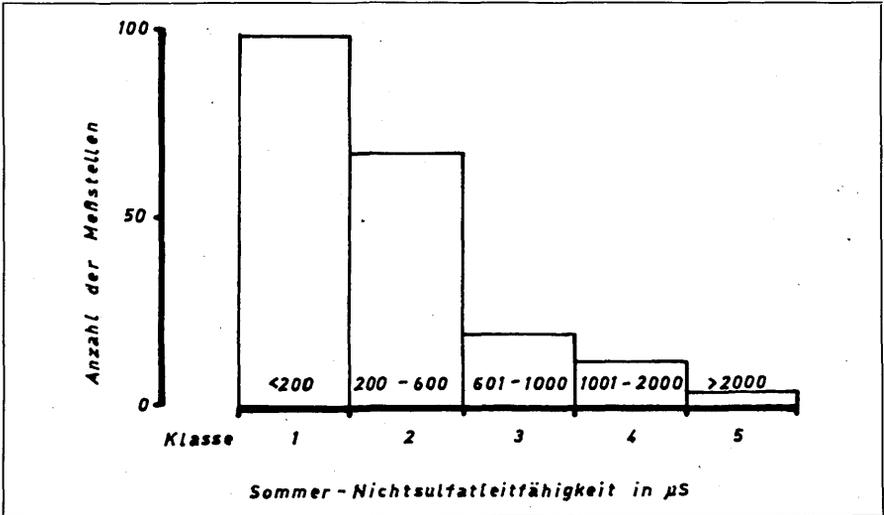


Abb. 49: Verteilung der Nichtsulfatleitfähigkeitswerte in 5 Klassen (Linz, 200 Meßquadrate) emittentenbezogen wie jene des Staubniederschlags. Deutlich fällt die Schutz- und Filterwirkung der Waldgebiete in den Bereichen der Traunauen und des Wasserwaldes mit niedrigen ELN-Werten auf.

Die Korrelation zwischen Nichtsulfatleitfähigkeit und durchschnittlicher Staubbelastrung (Abb. 50) der sechs der Probenentnahme vorhergegan-

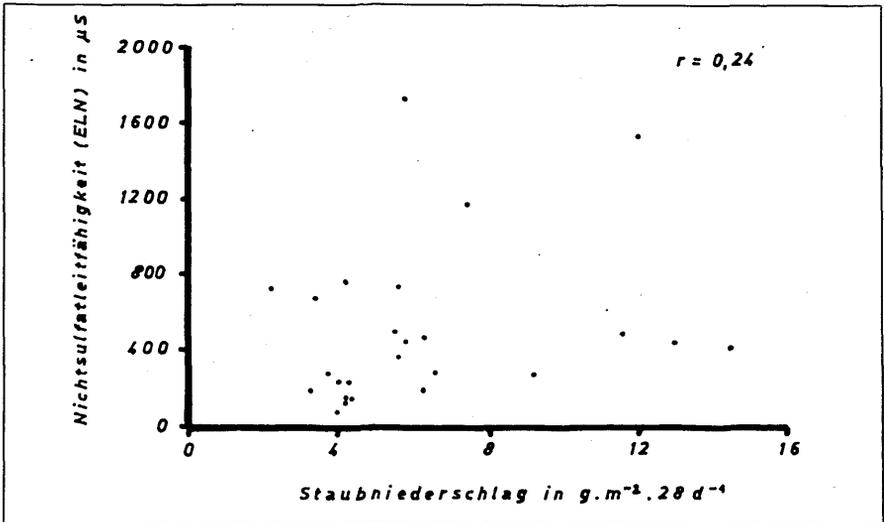


Abb. 50: ELN und Staubbiederschlag (Linz)

genen Monate ist mit einem Koeffizienten von  $r = 0,24$  sehr niedrig. Dies ist durch die unterschiedlichen Standorte der untersuchten Bäume, die auch bei bester Auswahl niemals gezielt an idealen Orten stehen können, und der Meßgeräte bedingt. Außerdem nehmen die Staubniederschlagsmeßgeräte den Staub von oben her auf, während der Staub die Borke von der Seite her erreicht. Dies führt nach KIENZL (1979 b) auch zu höheren ELN-Werten im Sommer als im Winter.

Eine einander aufhebende Wirkung der sulfatischen und der nichtsulfatischen Immissionen kann weder für die Epiphyten noch bei der Ausprägung des Borken-pH-Werts festgestellt werden. Bei den Epiphyten tritt vielmehr eine kumulierende Wirkung der beiden Immissionskomponenten auf. Dies kommt durch die unsignifikante Korrelation zwischen Sulfat- und Nichtsulfatleitfähigkeit mit  $r = -0,17$  bei konstantem pH-Wert (4,00) deutlich zum Ausdruck.

#### 7.4. Zusammenhänge zwischen Schwefelgehalt, pH-Wert und Leitfähigkeit der Borke

Die meisten bisherigen Untersuchungen beschäftigen sich mit dem Zusammenhang zwischen dem Schwefelgehalt und dem pH-Wert der Borke. Deutliche Zusammenhänge ergeben sich dabei für Laubholzborken (Abb. 51 und Abb. 52).

Im Stadtgebiet wurden die entsprechenden Untersuchungen sowohl für Birnenborke (Abb. 52) als auch für Fichtenborke (Abb. 54) durchgeführt. Für die Birnenborke zeigt sich, wie auch bei EHMKE (1973), eine signifikante Korrelation,  $r = -0,60$ . Für die Fichtenborke ergibt sich zwischen dem Sulfatgehalt und dem pH-Wert der Borke in Übereinstimmung mit KIENZL (1979 a) mit einem Koeffizienten von  $r = 0,33$  kein brauchbarer Zusammenhang.

LÖTSCHERT (1977 b) fand für die Eschenborke eine hochsignifikante Beziehung,  $r = 0,77$ , zwischen der elektrolytischen Borkenleitfähigkeit und dem Schwefelgehalt der Borke. Entsprechende Messungen für die Borke von Birne und Fichte in Linz (Abb. 53) ergaben für die Birnenborke eine ebenfalls deutlich signifikante Beziehung,  $r = 0,70$ . Für die Fichte fällt die Korrelation, wegen des geringeren Staubeinflusses, noch deutlicher aus,  $r = 0,93$  (Abb. 51).

Eine Weiterführung der Borkenuntersuchungen liefert GRILL (1978) mit der Methode der Borkenexplantation.

Dabei werden 3 mm dicke Borkenstücke 10 Tage in destilliertem Wasser ausgelaut, bei 60 °C getrocknet, auf 30 × 15 cm große Brettchen genagelt und exponiert. Nach sechsmonatiger Exposition erreicht die explant-

tierte Borke dieselbe Leitfähigkeit wie die Borke von natürlich an diesen Standorten vorkommenden Fichten.

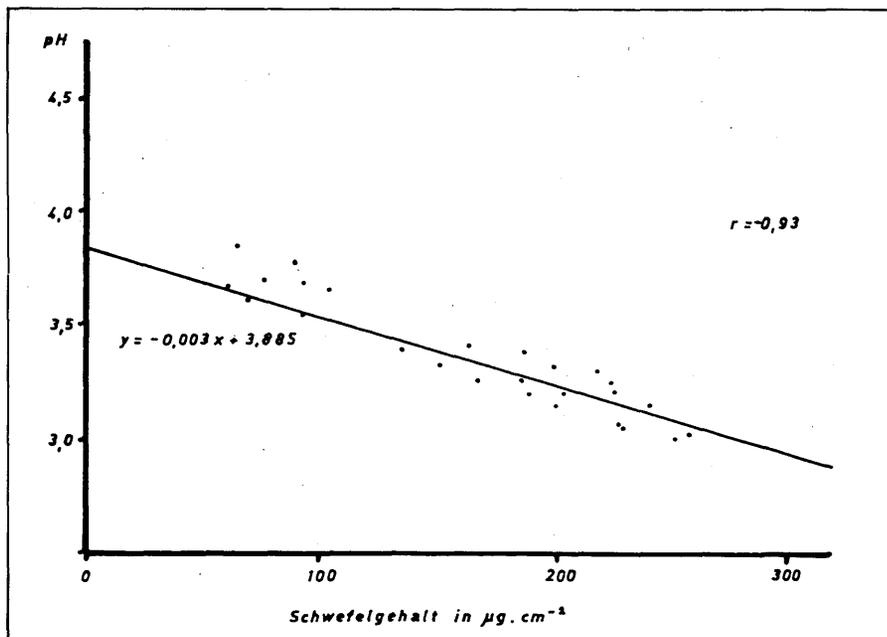


Abb. 51: pH-Wert und Schwefelgehalt der Borke von *Fraxinus excelsior* (aus LÖTSCHERT 1977 b)

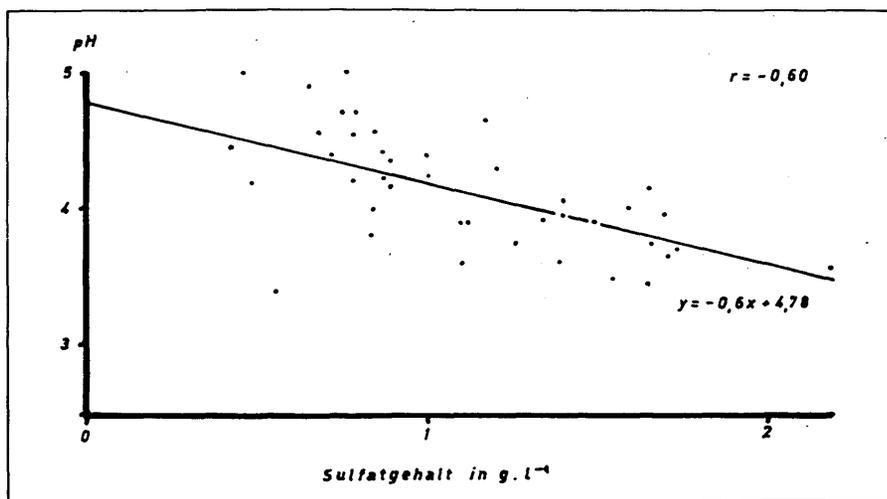


Abb. 52: pH-Wert und Sulfatgehalt der Birnenborke (Linz, 41 Bäume)

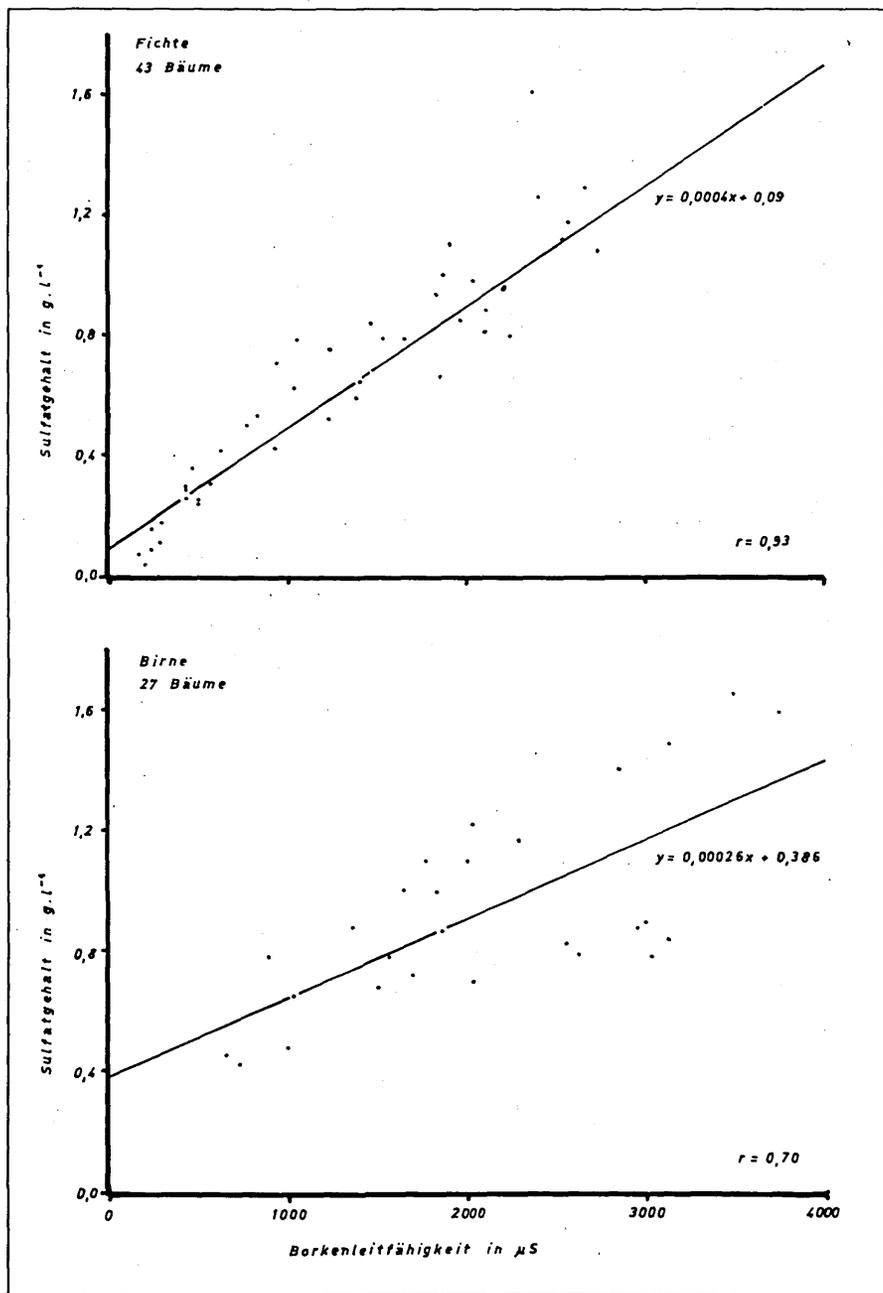


Abb. 53: Borkenleitfähigkeit und Sulfatgehalt der Fichten- und der Birnenborke (Linz)

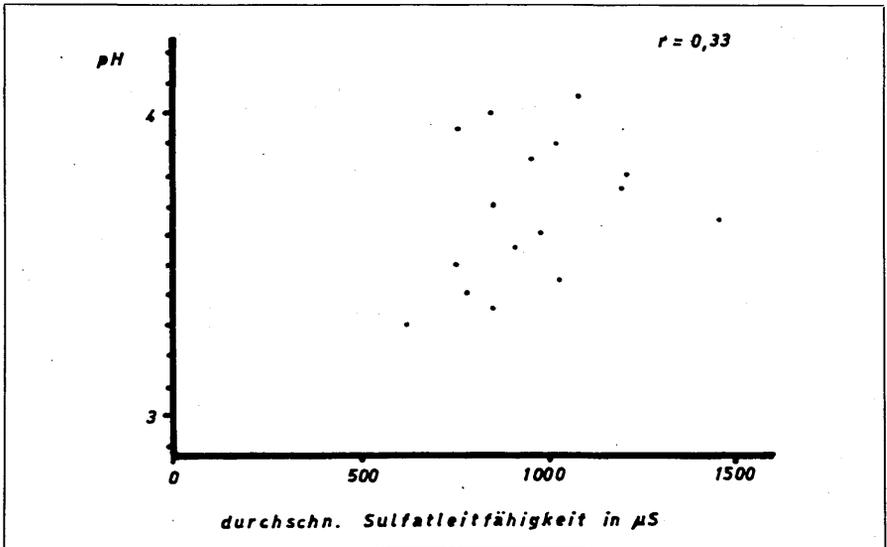


Abb. 54: pH-Wert und Sulfatleitfähigkeit (ELS) der Fichtenborke (Linz)

## 8. FLECHTENVERBREITUNG UND FLECHTENWACHSTUM

### 8.1. Umweltbedingte Veränderungen

Wachstum und Verbreitung einzelner Flechtenarten werden bei gleichem Substrat (Baumart) durch drei Faktoren wesentlich beeinflusst:

#### a) Temperatur

Die Borkenoberflächentemperatur und damit auch die Thallustemperatur sind von der Lufttemperatur, der Lichtintensität, der wassergehaltsabhängigen spezifischen Wärme der Borke, der nächtlichen Ausstrahlung und der Verdunstungsrate abhängig (BARKMAN, 1969).

Versuche (KERSHAW 1967, SKYE 1968) zeigten, daß Flechten hohe Temperaturen (*Cladonia pyxidata* bis + 101 °C) ertragen und auch lange Trockenzeiten überdauern können (*Alectoria implexa* – 32 Wochen; *Alectoria sarmentosa* – 40 Wochen; *Evernia prunastri* – 24 Wochen; *Usnea dasypoga* – 40 Wochen). Diese hohe Trockenheitsresistenz wird durch eine extrem langsame Proteinsyntheserate und Proteinabbaurate verbunden mit einer hohen Aufnahmerate an Nährstoffen und Wasser erreicht. Bei extremer Trockenheit erfolgt nur die Umwandlung von Kohlenhydraten in Fette.

## b) Licht

Die meisten Blatt- und Strauchflechten sind lichtbedürftig und verhalten sich in bezug auf die Photosynthese wie Sonnenblätter von Sproßpflanzen, wobei das Produktionsmaximum im April (Flechten immergrüner Wälder und freistehender Bäume) bzw. im März/April und November (Flechten der Laubwälder) liegt.

Die Lichtintensität nimmt bei freistehenden Bäumen mit zunehmender Höhe ab. Hinsichtlich der Verteilung unterscheidet man photophile, phototolerante und photosensitive Arten (SKYE 1968).

## c) Feuchtigkeit

Die Feuchtigkeit der Borke wird nach BARKMAN (1969) von jenem Teil der Niederschläge, der den Stamm erreicht, von der Wasserkapazität der Borke selbst und von der Verdunstungsrate der Borke bestimmt. Aufgrund der höheren Wasserkapazität der Apfel- und Birnenborke, gegenüber der Fichtenborke, eignen sich diese besser für emittentenbezogene Flechtenuntersuchungen im trockenen Stadtklima (HOISLBAUER 1979).

Flechten nehmen Wasser in Form von Regen, Tau, Nebel und Luftfeuchtigkeit auf, wobei sie mangels geeigneter Transpirationsregler mit der Borkenfeuchtigkeit im Gleichgewicht stehen.

Tau verdunstet im verbauten Gelände schneller als außerhalb, sodaß er als Feuchtigkeitslieferant nur im Parkgelände von Bedeutung ist. Bei

Tab. 31: Wasserabsorptionsfähigkeit der Flechten (SKYE 1968)

Flechtenart	Wasserabsorption in	
	% des Frischgewichts	% des Trockengewichts
<i>Hypogymnia physodes</i>	549,2	580
<i>Parmelia acetabulum</i>	325,8	–
<i>Parmelia saxatilis</i>	450,2	590
<i>Parmelia subargentifera</i>	249,6	–
<i>Parmelia sulcata</i>	431,7	430
<i>Parmelia tiliacea</i>	362,1	–
<i>Ramalina fraxinea</i>	328,7	–
<i>Ramalina farinacea</i>	413,6	–
<i>Evernia prunastri</i>	305,8	390
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	413,2	430
<i>Anaptychia ciliaris</i>	424,0	530
<i>Xanthoria parietina</i>	525,6	–

starkem nächtlichen Taufall steigt hier der Wassergehalt von *Parmelia furfuracea* von 10 % auf 88 % des Trockengewichts. Flechten können Wasser bis zu einem Vielfachen ihres Trockengewichts absorbieren (Tab. 31). Die Absorption wird durch das Kapillarsystem im Flechtenmark erleichtert (BARKMAN 1969).

Die Wasserkapazität des Thallus ist bei xerophytischen Arten (*Parmelia acetabulum*, *Parmelia sulcata*, *Parmelia scorteae*, *Physcia pulverulenta*, *Xanthoria parietina*) mit 380 – 480 % des Trockengewichts am höchsten. Bei stark von der Luftfeuchtigkeit abhängenden Arten (*Ramalina fraxinea*, *Usnea florida*) mit 50 – 370 % deutlich niedriger (BARKMAN 1969).

Das Feuchtigkeitsangebot bestimmt auch die Verbreitung der einzelnen Arten. In Mitteleuropa mit vorherrschenden Westwinden finden sich die meisten Epiphyten an den stark regen- und windexponierten West- und Südwestseiten der Bäume (VILLWOCK 1962, STEINER 1955). Der Einfluß der Feuchtigkeit zeigt sich auch an der Verteilung hygrioch empfindlicher Blattflechten (TÜRK 1978), die außerhalb des verbauten Geländes am Stamm zerstreut sind. In dicht verbautem Gebiet finden sie sich nur in West- und Nordexposition. Ebenso finden sich Flechtenarten bei gleicher Schwefeldioxidbelastung vorwiegend an hygrioch günstigen Standorten, d. h. an Bäumen mit hoher Wasserkapazität der Borke.

TÜRK (1978) zeigt, daß Proben von *Parmelia sulcata* und von *Parmelia fuliginosa* aus der Innenstadt von Salzburg ein höheres Wasseraufnahmevermögen besitzen als vergleichbare Exemplare aus unverbauten Gebieten. Dies weist auf die Fähigkeit dieser Flechtenarten hin, sich an die schlechteren Feuchtebedingungen im Stadtgebiet anzupassen.

## 8.2. Flechtenverbreitung

Die Verteilung einzelner Flechtenarten sowie die Zusammensetzung der Flechtenassoziationen wird durch zwei wechselseitig wirkende Faktorengruppen bestimmt: durch den Konkurrenzdruck und durch die ökologische Bandbreite der Einzelart (HURKA 1973).

Die Flechtenflora nimmt mit zunehmender Entfernung von der Emissionsquelle bezüglich Artenzahl und Thallusgröße der Exemplare sowie bezüglich Thallusdicke und Thallusfestigkeit zu (PYATT 1970). Einige Autoren (BRODO 1966, GILBERT 1970 a) unterscheiden nach unterschiedlicher Immissionsempfindlichkeit zwei Kategorien von Flechtenarten:

die erste geht vom Substrat aus und verläuft von den unempfindlichsten Erdflechten über die Arten auf Kalk, die Exemplare auf Silikat, die Rindenflechten auf fast neutraler Borke bis zu den sehr empfindlichen Arten auf saurer Borke. Die zweite Kategorie geht von der Wuchsform aus. Am unempfindlichsten stuft FENTON (1963) die Krustenflechten ein, die erst auftreten, wenn die immissionsresistenteste Art, *Lecanora conizaeoides*, einen Deckungsgrad von mehr als 50 % erreicht hat. In weniger immissionsbelasteten Gebieten folgen Blattflechten, die bei gleichem physiologischen Optimum den Krustenflechten an Konkurrenzkraft überlegen sind. Zuletzt treten Strauchflechten und die sehr empfindlichen Bartflechten auf.

In verschmutzten Gebieten finden sich die meisten Flechtenarten an der Basis der Baumstämme. Je mehr die Atmosphärenverunreinigung abnimmt, desto stärker breitet sich der Bewuchs nach oben aus (PYATT 1970). Dies deckt sich mit den Beobachtungen von EVERS MAN (1978), der in 50 cm Stammhöhe doppelt so hohe Schwefeldioxidwerte fand wie in 10 cm Höhe. An der Bodenoberfläche ist die Konzentration wahrscheinlich noch niedriger.

Zwei Überlegungen sprechen dafür, daß der pH-Wert allein nicht für Flechtenschäden und Artverbreitung verantwortlich sein kann (GILBERT 1970 a).

- a) Gewisse Ausprägungen des Physodions sind auf Föhren- und Birkenrinde fähig, pH-Werte von 3,0 – 3,4 zu ertragen, nicht jedoch bei gleichem Säuregrad auf immissionsbelasteter Borke zu existieren.
- b) Bei Annäherung an das Stadtzentrum würde man auf Esche eine stärker säureorientierte Variante des *Buellietum punctiformis* erwarten. Tatsächlich verschwinden aber neutrophile und acidophile Arten dieser Gesellschaft in gleichem Maß.

Bei der Beurteilung der Ursachen für das Verbreitungsmuster der Flechtenarten in den Städten wurden einander ursprünglich zwei Theorien gegenübergestellt:

- a) drought hypothesis

Anhänger dieser auch ecological hypothesis genannten Lehrmeinung sind RYDZAK (1955/56), STEINER (1955) und KLEMENT (1958).

Die spezielle Flechtenfeindlichkeit der Städte hat nach diesen Autoren ihre Hauptursache im spezifischen Stadtklima, vor allem in der niedrigeren relativen Luftfeuchtigkeit. Hauptargument ist das Auftreten von

Flechtenwüsten auch im Zentrum von Kleinstädten mit sehr geringer Schwefeldioxidbelastung der Luft. Ursache für das Fehlen der Epiphytenvegetation an diesen Standorten ist allein die abnehmende Luftfeuchtigkeit, bedingt durch das Aufheizen der Baumstämme, der Straßenbeläge und der Gebäude. Die  $\text{SO}_2$ -Immission ist nämlich an diesen Standorten nicht höher als in den relativ flechtenreichen Außenbezirken der Großstädte.

#### b) toxic gas hypothesis

Das Auftreten epiphytenfreier und epiphytenarmer Zonen in den Städten wird bei dieser Lehrmeinung (PEARSON 1965, HUTTER 1973) auf den alleinigen Einfluß von schädlichen Immissionen zurückgeführt. Hauptargumente bilden die Flechtenverbreitungsmuster in der Umgebung alleinstehender Industrieanlagen und das Auftreten von Epiphytenwüsten in Städten (Stadtzentren) mit hoher relativer Luftfeuchtigkeit (Innsbruck: durchschnittlich 74,6 %; Linz: durchschnittlich 77 % – im Winterhalbjahr nie unter 65 %).

Für die meisten Städte, so auch für Linz, wird – gestützt auf zahlreiche Begasungsexperimente bei verschiedenen Feuchtigkeitsgehalten – die Immission in Verbindung mit dem Mikroklima städtischer Standorte für das Verbreitungsmuster der Flechten verantwortlich gemacht (ausführliche Untersuchungen bei TÜRK 1978).

Mit Hilfe der Kombination beider Hypothesen ist auch die unterschiedliche Flechtenflora an nahe beieinander liegenden Standorten erklärbar (z. B. zwischen Allee- und Parkbäumen).

### 8.3. $\text{SO}_2$ -Grenzwerte

Angaben über  $\text{SO}_2$ -Grenzwerte finden sich in der Literatur fast ausschließlich für die obere Grenze der Verbreitung der einzelnen Arten. Eine Ausnahme bildet TALLIS (1964), der für *Lecanora conizaeoides* als unteren Grenzwert der Verbreitung mehr als 75 t Ruß- und Staubbiederschlag pro Quadratmeile und Jahr angibt. Dieser Wert besitzt jedoch nur mehr sehr begrenzt Gültigkeit, da sich Vermutungen, daß *Lecanora conizaeoides* nur eine nichtfruchtende Variante von *Lecanora varia* sei, immer mehr erhärten.

Bezüglich der schwefeldioxidabhängigen Verbreitung von Flechtengesellschaften liegt nur eine Beobachtung, von GILBERT (1970 b), für das *Conizaeoidion* vor. Dabei handelt es sich um eine Gesellschaft mit

*Lecanora conizaeoides* als einziger Art, die gelegentlich mit unterentwickelten anderen Arten vergesellschaftet sein kann.

Bei einer SO<sub>2</sub>-Konzentration über 0,059 ppm im Jahresdurchschnitt fehlt das *Conizaeoidion* völlig; bei Konzentrationen um 0,044 ppm – 0,023 ppm liegt der Deckungsgrad dieser Gesellschaft bei 5 – 20 %, wobei die Einzelexemplare hauptsächlich an der Stammbasis und an leicht geneigten Stämmen gut ausgebildet sind. Schwefeldioxidkonzentrationen unter 0,023 ppm führen zu einer reich entwickelten Variante des *Conizaeoidions*, wobei die dominierende *Lecanora conizaeoides* immer mehr durch Blatt- und Strauchflechten ersetzt wird.

Tab. 32: SO<sub>2</sub>-Grenzwerte verschiedener Flechtenarten

Flechtenart	JahresØ der SO <sub>2</sub> -Konzentration in ppm
<i>Parmelia saxatilis</i> . . . . .	0,080
<i>Lecanora varia</i> . . . . .	0,052
<i>Hypogymnia physodes</i> . . . . .	0,035 – 0,050
<i>Buellia punctata</i> . . . . .	0,042 – 0,044
<i>Lecanora subfusca</i> . . . . .	0,024 – 0,035
<i>Parmelia sulcata</i> . . . . .	0,035
<i>Physcia ascendens</i> . . . . .	0,035
<i>Xanthoria parietina</i> . . . . .	0,026 – 0,035
<i>Parmelia exasperatula</i> . . . . .	0,025
<i>Candelariella xanthostigma</i> . . . . .	0,024
<i>Evernia prunastri</i> . . . . .	0,021
<i>Physcia pulverulenta</i> . . . . .	0,017
<i>Parmelia fuliginosa</i> . . . . .	0,015

Die Werte stammen aus FENTON (1963), TALLIS (1964), JOHNSEN (1973), SÖCHTING (1973) und KIRSCHBAUM (1974).

#### 8.4. Flechtenzonensysteme

Die im deutschsprachigen Raum gebräuchlichste Art der Zonierung (fünfteilige Skala) stammt von BESCHEL (1958). Im Lauf der Zeit gesellten sich auch Zonensysteme aufgrund der Charakteristika des Substrats und der Immissionshöhe hinzu (Tab. 32).

Für die Grenzziehung der Epiphytenwüste liegen außerdem noch zahlreiche Daten vor:

+ Schwefelgehalt von *Hypogymnia physodes* = 1 mg · g<sup>-1</sup> TG (TAKALA 1976),

Tab. 33: Flechtzonen und ihre biologischen und ökologischen Charakteristika.

Zonen nach BESCHEL (1958)	Charakterflechten Graz EHRENDORFER (1971)	Charakterarten Linz BORTENSCHLAGER (1963)	Charakterarten „Ö8. Zentralraum“ HOISLBAUER (1979)
I Normalzone	<i>Alectoria jubata</i> <i>Cetraria glauca</i> <i>Hypogymnia physodes</i> <i>Platismatia glauca</i> <i>Pseudevernia furfuracea</i>	<i>Hypogymnia physodes</i>	<i>Evernia prunastri</i> <i>Hypogymnia physodes</i> <i>Pseudevernia furfuracea</i>
II äußere Kampfzone	<i>Cetraria pinastri</i> <i>Evernia prunastri</i> <i>Lecidea scalaris</i> <i>Parmelia caperata</i> <i>Parmelia fuliginosa</i> <i>Parmelia saxatilis</i> <i>Parmelia scortea</i> <i>Parmeliopsis ambigua</i> <i>Physcia stellaris</i>	<i>Evernia prunastri</i>	<i>Parmelia scortea</i> <i>Parmelia subrudecta</i> <i>Ramalina pollinaria</i>
III Übergangszone	<i>Parmelia sulcata</i> <i>Physcia ascendens</i> <i>Physcia orbicularis</i> <i>Xanthoria parietina</i>	<i>Xanthoria parietina</i>	<i>Parmelia exasperatula</i> <i>Xanthoria parietina</i>
IV innere Kampfzone	<i>Physcia ascendens</i> <i>Physcia orbicularis</i> <i>Parmelia sulcata</i>	<i>Parmelia sulcata</i> <i>Physcia orbicularis</i>	<i>Parmelia sulcata</i> <i>Physcia orbicularis</i>
V Epiphytenwüste	<i>Lecanora hagenii</i>		<i>Buellia punctata</i>

Zonen nach BESCHEL (1958)	Charakterarten Wörgl-Kufstein SIGL (1976)	Charakterflechten JOHNSEN (1973)	Deckungsgrad KIRSCHBAUM (1971)	SO <sub>2</sub> -Gehalt der Luft Wörgl-Kufstein SIGL (1976)
I	<i>Alectoria jubata</i> <i>Graphis scripta</i> <i>Hypogymnia physodes</i> <i>Pseudevernia furfuracea</i> <i>Usnea sp.</i>	<i>Physcia pulverulenta</i>	mehr als 40 %	unter 0,014 ppm
II	<i>Evernia prunastri</i> <i>Parmelia caperata</i> <i>Parmelia dubia</i> <i>Parmelia exasperatula</i> <i>Parmelia olivacea</i> <i>Parmelia verruculifera</i> <i>Physcia aipolia</i> <i>Physconia grisea</i> <i>Physconia pulverulenta</i>	<i>Lecanora subfusca</i>	25 – 40 %	0,014 – 0,021 ppm
III	<i>Candelaria concolor</i> <i>Lecanora fusca</i> <i>Physcia ascendens</i> <i>Xanthoria parietina</i>	<i>Xanthoria parietina</i>	10 – 25 %	0,021 – 0,044 ppm
IV	<i>Lecidea parasema</i> <i>Lepraria aeruginosa</i> <i>Lepraria chlorina</i> <i>Physcia ascendens</i> <i>Physcia orbicularis</i>	<i>Buellia punctata</i>	0,1 – 10 %	0,044 – 0,052 ppm
V		<i>Lecanora conizaeoides</i>	unter 0,1 %	über 0,052 ppm

Zonen nach BESCHEL (1958)	Tote Algenzellen in % aller Algenzellen LE BLANC (1973 b)	Plasmolysierte Algen- zellen in % lebender Algenzellen LE BLANC (1973 b)	Borkensulfatgehalt Jahresdurchschnitt LE BLANC (1969)	Borkensulfat- leitfähigkeit (Sommer) KIENZL (1979 b)	Schwefelgehalt 1- bis 3jähriger Fichtennadeln SIGL (1976)
I	2 – 5 %	0 – 5 %	unter 0,192 g SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> l <sup>-1</sup>	256 μS (s = 218 μS)	0,075 % d. TG (s = 0,110 %)
II	5 – 10 %	10 – 20 %	0,192 – 0,336 g	256 μS (s = 218 μS)	0,076 % (s = 0,001 %)
III	70 – 80 %	70 – 80 %	0,336 – 0,432 g	376 μS (s = 297 μS)	0,089 % (s = 0,013 %)
IV	90 – 95 %	100 %	0,432 – 0,672 g	412 μS (s = 255 μS)	0,119 % (s = 0,014 %)
V	100 %		über 0,672 g SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> l <sup>-1</sup>	460 μS (s = 282 μS)	

s = Streuung

- + durchschnittlicher Schwefeldioxidgehalt der Luft im Winterhalbjahr = 0,021 ppm (TAKALA 1976),
- + Jahresmittelwert der SO<sub>2</sub>-Konzentration = 0,15 ppm (SKYE 1968),
- + Konzentration an Schwefeldioxid in der Luft = 0,031 ppm (SEITZ 1972).

### 8.5. Flechtenvorkommen in Linz

Für das Gebiet liegen zwei Untersuchungen vor: die erste von BORTENSCHLAGER (1963), die zweite von HOISLBAUER (1979). Mein Vergleich bezieht sich auf die Untersuchungen von HOISLBAUER (1979), da er etwa im gleichen Zeitraum seine Beobachtungen durchführte. Zudem verwendete er teilweise (Birne) gleiche Baumarten.

HOISLBAUER (1979) verwendet die emittentenbezogene Flechtenkartierung nach der IAP-Methode ( $IAP = \Sigma (Q \cdot f)$ ). Er unterscheidet fünf IAP-Zonen, wobei die IAP-Intervalle gleichmäßig gewählt wurden.

Im Stadtgebiet mit seinen ausgedehnten Zonen 4 (IAP: 70 – 139) und 5 (IAP: unter 70) treten folgende Flechtenarten häufig auf:

#### *Hypogymnia physodes:*

Diese acidophile Art mit ihrer großen pH-Toleranz ist hauptsächlich im Norden und Westen des Gebietes verbreitet. Wegen ihrer guten Pufferung besitzt sie eine hohe Widerstandsfähigkeit gegen Immissionen und dringt bis tief ins Stadtgebiet ein (SCHMIDT 1973). Allerdings ist sie empfindlich gegen Trockenheit.

#### *Parmelia scortea:*

Diese ebenfalls im Norden und Westen des Gebietes verbreitete Art weist eine breite ökologische Amplitude auf. Sie bevorzugt feuchte Habitate und reagiert empfindlich auf Luftverunreinigungen (mit rosa-bräunlichen Verfärbungen des Thallus und geringer Isidienzahl).

#### *Parmelia sulcata:*

Diese Art fehlt nur im Stadtzentrum. Sie ist durch hohe Toxitolanz, bedingt durch große Pufferkapazität, und eine breite ökologische Amplitude ausgezeichnet. Wenn Immissionsschäden auftreten, äußern sie sich durch braunrote Verfärbungen der Lappenränder.

*Physcia orbicularis:*

Diese ausgesprochen neutrophile Art (SCHMIDT 1973) ist im gesamten Gebiet verbreitet. Sie tritt mit ihrer geringen ökologischen Amplitude und ihrer geringen Konkurrenzkraft vornehmlich auf morschen, gut durchfeuchteten Stammteilen auf. Meist ist sie auf die Westseite der Stämme beschränkt.

*Physcia ascendens:*

Bei ihr handelt es sich um eine widerstandsfähige, neutrophile Art, die wie die vorhergehende im gesamten Gebiet verbreitet ist. Wegen ihres größeren Feuchtigkeitsanspruches dringt sie aber nicht so weit ins Stadttinnere vor wie *Physcia orbicularis*.

*Xanthoria parietina:*

Die gelbe Wandschüsselflechte findet sich hauptsächlich im Südwesten der Stadt. Diese neutrophile bis basiphile Art gedeiht am besten auf Stämmen mit starkem Staubanflug. Gegen Versäuerung durch SO<sub>2</sub> ist sie sehr empfindlich.

*Candelariella xanthostigma:*

Diese häufige Art fehlt nur im innersten Stadtzentrum. Sie wird als toxitolerant und mit großer ökologischer Amplitude beschrieben (SCHMIDT 1973, DJALALI 1974).

*Buellia punctata:*

Dies ist die Art mit dem niedrigsten Q-Wert aller vertretenen Arten. Sie ist im gesamten Stadtgebiet anzutreffen. Nach HOISLBAUER (1979) tritt sie wegen ihrer großen Trockenresistenz im Stadtzentrum und im Industriegebiet oft alleine auf.

Die auftretenden Flechtenvereine gehören – bei allen Schwierigkeiten der Zuordnung der geschädigten und reduzierten Exemplare – in ihrer Gesamtheit dem Verband des Xanthorion parietinae (OCHSNER 1928) an. BARKMAN (1969) ordnet ihm die Eigenschaften ombrophil, photophil, nitrophil, eutroph und ziemlich toxitolerant zu. Innerhalb dieses Verbandes sind nach HOISLBAUER (1979) drei Vereine ausgebildet, die hauptsächlich im Stadtrandbereich deutlich ausgeprägt sind:

Aus dem Unterverband *Physcion ascendentis* (BARKMAN 1969) die Assoziation *Physcietum ascendentis* (FREY & OCHSNER 1926).

Charakterarten sind: *Physcia aipolia*, *Physcia nigricans*, *Physcia pulverulenta* und *Physcia stellaris*.

Die große Anzahl von *Physcia*-Arten mit bewimpertem Rand ist auffallend. Es handelt sich um einen photophilen, aeroxerophilen und relativ immissionsanfälligen Verein.

Aus dem Unterverband *Parmelion acetabulae* (BARKMAN 1969) die Assoziation *Parmelietum acetabulae* (OCHSNER 1928).

Charakterarten sind: *Parmelia acetabulum*, *Parmelia aspera*, *Anaptychia ciliaris*, *Parmelia exasperatula*, *Parmelia scortea*, *Parmelia sulcata* und *Parmelia dubia*.

Der Verein wird als mesophil, ombrophytisch, photophil, subacidiphytisch, gemäßigt nitro- und toxitolerant, und nicht deutlich aeroxygrophytisch beschrieben (BARKMAN 1969).

Aus dem Unterverband *Parmelion acetabulae* (BARKMAN 1969) die Assoziation *Parmelietum caperatae* (FELFÖLDY 1941).

Charakterarten sind: *Parmelia caperata*, *Parmelia andreana*, *Parmelia scortea*, *Parmelia dubia* und *Parmelia fuliginosa*.

Diese Assoziation ist dem *Parmelietum acetabulae* sehr ähnlich und wird als heliophytisch, gemäßigt nitrophytisch und subacidiphytisch beschrieben (BARKMAN 1969).

### 8.5.1. Flechten und Immissionsbelastung

Vergleicht man die IAP-Zonen von HOISLBAUER (1979) mit der gemessenen Schwefeldioxidbelastung, so ergeben die Sommerdurchschnittswerte der Bleikerzenbestimmungen nur wenige Aussagen über die Beeinflussung der Flechtenvegetation. Es läßt sich nur feststellen, daß die IAP-Zone 5 (IAP: unter 70) im gesamten Stadtgebiet einen Sommerdurchschnitt der  $\text{SO}_2$ -Immission von über  $10 \text{ mg SO}_3 \cdot \text{dm}^{-2} \cdot 28 \text{ d}^{-1}$  aufweist. Dies entspricht einer durchschnittlichen Sommer- $\text{SO}_2$ -Konzentration von über 0,028 ppm. Einzige Ausnahme bildet das Gebiet zwischen Lederergasse und Hauptplatz, das trotz niedriger  $\text{SO}_2$ -Konzentrationen der IAP-Zone 5 angehört.

Die Winterdurchschnittswerte zeigen eine um vieles deutlichere Korrelation mit den IAP-Werten. Die IAP-Zone 5 weist im gesamten Gebiet (trotz aller Schwankungen aufgrund wechselnder geologischer Verhältnisse) einen Bleikerzenwert von mehr als  $20 \text{ mg SO}_3 \cdot \text{dm}^{-2} \cdot 28 \text{ d}^{-1}$  (= 0,056 ppm) auf.

Beim Vergleich zwischen Außengrenze der IAP-Zone 4 und  $\text{SO}_2$ -Immission im Winterhalbjahr wird eine deutliche Abhängigkeit vom geologi-

schen Untergrund und von der Siedlungsform sichtbar. Wachsen die untersuchten Phorophyten auf „alkalischem“ Substrat (Kalkschotter, Löß, Lehm), so werden, offensichtlich wegen der besseren Pufferkapazität der Borke, höhere  $\text{SO}_2$ -Immissionen in der stoffwechselaktiven Winterzeit ertragen (bis 0,070 ppm als Winterdurchschnitt). Bei Phorophyten auf silikatischem Untergrund fällt die Zonengrenze mit Schwefeldioxidkonzentrationen von 0,048 ppm zusammen.

Auffällig ist das Eindringen der IAP-Zone 4 in stark  $\text{SO}_2$ -belastete Gebiete (Freinberg, Froschberg, BinderMichl, Bachlberg, Pöstlingberg). Die Flechten ertragen hier hohe Schwefeldioxidkonzentrationen leichter, da es sich um durch Grünflächen aufgelockerte Wohngebiete oder um Villenviertel mit vielen Gärten und Grünland handelt.

Ein Vergleich der IAP-Zonen mit der Staubbelastung fällt um vieles schwieriger und ungenauer aus. Hinsichtlich der IAP-Zone 5 existiert noch ein guter Zusammenhang; ihre Außengrenze fällt mit einem durchschnittlichen Staubsiederschlag von  $6 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot 28 \text{ d}^{-1}$  zusammen. Da der Staub in erster Linie direkt auf die Flechten wirkt und erst in zweiter Linie auf dem Umweg über das Substrat, läßt sich keine eindeutige Basisabhängigkeit erkennen.

Die Grenze zwischen IAP-Zone 3 und 4 läßt keinen Zusammenhang mit dem Staubsiederschlag erkennen. Im Norden und Osten fällt sie mit einer Staubsedimentation von  $4,3 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot 28 \text{ d}^{-1}$  zusammen; im Westen und Süden dehnt sich die IAP-Zone 4 in schwächer staubbelastete Gebiete aus (wahrscheinlich wegen des kalkreichen Untergrunds).

Eine auffällige Diskrepanz zwischen Flechtenverbreitung und Staubsedimentation ergibt sich nur am Linzer Schloßberg und im Bereich Steg – Dornach.

### 8.5.2. Flechtenverbreitung und Borkenverhältnisse

Die elektrolytische Borkenleitfähigkeit im Sommer läßt nur bedingt Aussagen über den Verlauf der IAP-Zonen zu. Eine bessere Aussagekraft kann der Sulfatleitfähigkeit und der Nichtsulfatleitfähigkeit zugeordnet werden. Die Grenze der IAP-Zone 5 fällt ziemlich exakt mit einer durchschnittlichen elektrolytischen Borkenleitfähigkeit von  $1760 \mu\text{S}$  zusammen. Da es sich um Sommerwerte handelt, schwanken die Werte etwas stärker, als es von Wintermessungen zu erwarten wäre. Einzelne hohe Werte sind auf lokale (Staub)Einflüsse zurückzuführen (Urfahr-

wände, Lessingstraße, Katzbach, Steyregg). Sie fallen im groberen Raster der IAP-Kartierung nicht auf.

Die äußere Grenze der IAP-Zone 4 fällt mit der sommerlichen Borkenleitfähigkeit von  $840 \mu\text{S}$  zusammen. Nur im Bereich ausgedehnter, unverbauter Gebiete (zwischen Plesching und Katzbach) sind die Werte in der Zone 4 niedriger. Im Bereich des Pfenningbergs ist keine Korrelation zwischen IAP-Werten und ELB-Werten erkennbar.

Die Nichtsulfatleitfähigkeit (ELN) der Sommermonate ist gut mit den IAP-Werten vergleichbar.

Die IAP-Zone 5 weist ELN-Werte über  $300 \mu\text{S}$ , meist noch höhere Werte, auf. Isolierte hohe ELN-Werte (Steg, Katzbach, Ebelsberg) fallen im IAP-Raster durch. Niedrige ELN-Werte in der Nähe des Industriegebietes fallen in die IAP-Zone 5, wo der Immissionseinfluß der Schadgase überwiegt. Hohe ELN-Werte hingegen (Linzer Schloßberg) lassen wegen optimaler mikroklimatischer Bedingungen in den ausgedehnten Parkanlagen eine gute Flechtenentwicklung zu.

Die Außengrenze der IAP-Zone 4 liegt im allgemeinen bei  $200 \mu\text{S}$ . Deutlich niedrigere Werte in dieser Zone (Wasserwald) sind auf die staubfilternde Wirkung des Waldes in bezug auf die waldrandständigen Fichten zurückzuführen. Freistehende Birnbäume in diesem Bereich weisen einen deutlich höheren Staubeinfluß auf.

Das Eindringen der IAP-Zone 3 im Bereich nordöstlich des Hafens bis nahe ans Stadtzentrum heran ist hingegen eindeutig durch die niedrigeren ELN-Werte belegt. Ebenso verhält es sich im Stadtteil „Bindermichl“.

Der Borkensulfatgehalt in seiner Sommerausprägung liefert nur Anhaltspunkte für die Grenze der IAP-Zone 5. Sie liegt, mit Ausnahme im Gebiet des Pfenningbergs, bei  $0,70 \text{ g SO}_4^2- \cdot \text{l}^{-1}$  (das entspricht einer Sulfatleitfähigkeit von  $1120 \mu\text{S}$ ). Der Pfenningberg liegt in der IAP-Zone 4, weist aber eindeutig Borkensulfatgehalte über  $0,70 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$  auf. Dies ist auf das feuchtere Mikroklima, die geringere Nebelhäufigkeit und mehr direkten Sonneneinfluß für die Epiphyten zurückzuführen.

Die niedrigeren Borkensulfatgehalte nördlich von Ebelsberg werden in ihrer Auswirkung auf die Epiphyten durch einen hohen Staubeinfluß ersetzt, so daß dieses Gebiet der IAP-Zone 5 zuzurechnen ist.

Die IAP-Zone 4 weist im allgemeinen Borkensulfatgehalte unter  $0,70 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$  auf; sie können diesen Grenzwert aber unter günstigen

klimatischen Einflüssen überschreiten. Die Sommerwerte im Bereich der Zone mit langanhaltenden Nebelwetterlagen (Smog) an der Donau sind für die Beurteilung der Epiphytenvegetation nur schlecht zu verwenden. Hier müßten zur Klärung der Verhältnisse die Winterwerte herangezogen werden.

Das Eindringen der IAP-Zone 3 südlich des Stadtteils „Bindermichl“ und nordöstlich der drei großen Hafengebiete bis nahe ans Stadtzentrum heran ist gut mit den dort niedrigen Borkensulfatwerten korrelierbar.

### 8.5.3. Flechtenwiederbesiedlung

Einerseits wegen der expandierenden Industrie und des sich ausdehnenden Siedlungsgebiets und andererseits wegen fehlender früherer (vor BORTENSCHLAGER 1963) Untersuchungen gibt es in Linz keinerlei Hinweise auf eine Wiederbesiedlung vorhandener Substrate durch einmal verdrängt gewesene Flechten.

Eine erfolgreiche Beobachtung der Wiederbesiedlung ursprünglich stärker belasteter Habitats wird üblicherweise durch Verbreitungskarten einzelner Arten über mehrere Jahre hinweg dargestellt (HENDERSON 1979). Den größten Erfolg verspricht die Bestimmung jenes Umweltparameters für eine Flechtenart, der den stärksten Einfluß auf die Verbreitung dieser Art besitzt. Weiters ist zu beachten, daß Arten, die sich einigermaßen an die Stadtbiopten angepaßt haben, mehrere Jahre brauchen, bis sie auf verbesserte Lebensbedingungen ansprechen.

Neben einer echten Wiederbesiedlung – bereits bei *Hypogymnia physodes* und *Stereocaulon pileatum* beobachtet (RUGE 1970, GILBERT 1970 a) – kann es durch eine Verbesserung der Umweltsituation auch zu einer Genesung bereits stark geschädigter Exemplare kommen. So beobachtete SKYE (1969) ein Jahr nach der Schließung einer Ölraffinerie Exemplare von *Hypogymnia physodes* und *Evernia prunastri*. Diese wiesen einen stark zerstörten Thalluszentralteil auf, während die Loben gesund und kräftig ausgebildet waren.

## 9. ZUSAMMENFASSUNG

1. Sowohl die Borkenuntersuchungen als auch die Flechtenkartierung nach der IAP-Methode (HOISLBAUER 1979) zeigen an mikroklimatisch begünstigten (feuchten) Standorten deutliche Abweichungen von den

Ergebnissen der physikalisch-chemischen Immissionsmessung. Die biologischen Methoden ergeben ein detaillierteres Belastungsbild für alle autotrophen Lebewesen.

2. Die durchschnittliche Schwefeldioxidbelastung der Luft (Jahresdurchschnitt) schwankt an den verschiedenen Meßplätzen in Linz zwischen 0,019 ppm und 0,098 ppm; die Jahresdurchschnittswerte des Staubbiederschlags bewegen sich zwischen  $18,3 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$  und  $208,9 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ .

3. Der Säuregehalt der Borke wird von den beiden Hauptimmissionen (Staub und  $\text{SO}_2$ ) konträr beeinflusst. Da sich diese beiden Einflüsse für die Lebewesen aber kumulativ auswirken, und da der Säuregehalt der Borke zusätzlich vom geologischen Untergrund mitbestimmt wird, ist der pH-Wert als Charakteristikum der Immissionsverhältnisse nur bedingt brauchbar.

4. Der Borkensulfatgehalt schwankt für die beiden untersuchten Baumarten (Fichte und Birne) zwischen  $0,02 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$  und  $2,21 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ . Diese Werte sind jeweils bereits auf die Werte der Fichtenborke umgerechnet. Die Borkenleitfähigkeitswerte schwanken bei der Fichte zwischen  $195 \mu\text{S}$  und  $4190 \mu\text{S}$ .

5. Bei Vergleichen der Borkenkenngrößen von Fichte und Birne an immissionsähnlichen Standorten ergeben sich folgende Korrelationskoeffizienten:

$r = 0,78$  bezogen auf den Borkensulfatgehalt,

$r = 0,72$  bezogen auf die Borkenleitfähigkeit (ELB) und

$r = 0,59$  bezogen auf die Nichtsulfatleitfähigkeit.

6. Für die an zahlreichen Meßstellen vorgenommenen Vergleiche zwischen physikalisch-chemischen Immissionskenngrößen und den Ergebnissen der Borkenuntersuchungen ergeben sich folgende Zusammenhänge:

+ Zwischen dem Borkensulfatgehalt der Fichten und dem  $\text{SO}_2$ -Immissionswert der Bleikerzen ergibt sich mit  $r = 0,72$  eine signifikante Korrelation.

+ Zwischen der Nichtsulfatleitfähigkeit der Fichtenborke und den Staubbiederschlagsmessungen ist die Korrelation mit  $r = 0,24$  nicht signifikant. Dies ist hauptsächlich auf die unterschiedliche Staubeinfallrichtung für die Hibernia-Trichter und die Borke sowie auf die nicht ganz identen Standorte für die beiden Untersuchungen zurückzuführen.

7. Beim Vergleich der Borkensulfatgehalte mit den pH-Werten der Borke ergibt sich nur für die Birnbäume mit  $r = -0,60$  eine signifikante Korrelation. Vergleicht man hingegen den pH-Wert der Borke mit ihrer Gesamtleitfähigkeit, so zeigen sich sowohl für die Fichte ( $r = 0,90$ ) als auch für die Birnbäume ( $r = 0,70$ ) deutliche Zusammenhänge.

8. Die Untersuchungen der IAP-Werte einzelner Standorte (HOISLBAUER 1979) weisen einen guten Zusammenhang mit den Borkeneigenschaften auf.

Die IAP-Zone 5 (IAP unter 70) weist einerseits Sommerwerte der  $\text{SO}_2$ -Belastung über  $10 \text{ mg SO}_2 \cdot \text{dm}^{-2} \cdot 28 \text{ d}^{-1}$  ( $= 0,028 \text{ ppm}$ ) und einen Staubbiederschlag von über  $6 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot 28 \text{ d}^{-1}$  auf, andererseits liegt die Borkenleitfähigkeit der Fichten dieser Zone im Sommer über  $1750 \mu\text{S}$ , die Nichtsulfatleitfähigkeit über  $300 \mu\text{S}$  und die Sulfatleitfähigkeit über  $1100 \mu\text{S}$ .

Für die IAP-Zone 4 (IAP: 70 – 139) ist keine so eindeutige Korrelation mit den sommerlichen Immissionswerten mehr feststellbar, weil mikroklimatische und geologische Einflüsse der einzelnen Standorte stärker zum Tragen kommen.

## 10. LITERATUR

Die Literaturzitate im Text weisen bei mehreren Autoren ein- und derselben Veröffentlichung nur den erstgenannten Autor und das Publikationsjahr auf.

ACKNER, J., 1969: Knaurs Lexikon der Naturwissenschaften, 268 S.

AHMADJIAN, V., 1965: Lichens; in: Annual Review of Microbiology 19/1.

ANDEL, P., CERNOHORSKY, Z., 1978: Lisejniky a znečistení ovzduší na Liberecku (Flechten und Luftverunreinigung im Gebiet von Liberec); in: Preslia, Praha, 50; S. 341 – 359.

ANONYM, 1970: Schriftenreihe der Landesanstalt für Immissions- und Bodennutzungsschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Essen, Heft 21.

ANONYM, 1979: Die Verteilung des Niederschlags in Oberösterreich im Zeitraum 1901 – 1975; in: Amt der öö. Landesregierung, Landesbaudirektion, Schriftenreihe.

APEL, J., 1971: Nadelgehölze in der Großstadt; in: Deutsche Baumschule 23, Nr. 2; S. 61/62.

BARKMAN, J. J., 1969: Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes; van Gorcum & Comp., Assen, Netherlands.

BAUER, E., 1973 a: Zur ökologisch-physiologischen Indikation von Immissionsschäden im Stadtgebiet von Esslingen; Dissertation, Univ. Hohenheim, Fachbereich Biologie und allgemeine Naturwissenschaften.

- BAUER, E., KREEB, K., 1973 b: Flechtenkartierung und Enzymaktivität als Indikation der Luftverunreinigung in Esslingen; in: Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Saarbrücken, S. 273 – 281.
- BEEKLEY, P. K., HOFFMAN, G. R., 1981: Effects of sulfur dioxide fumigation on photosynthesis, respiration and chlorophyll content of selected lichens; in: *Bryologist* 84/3, S. 379 – 390.
- BEHNKE, H., u. TIETZ, H., 1966: *Mathematik II*, Fischer Taschenbuch, FL 29/2.
- BERGE, H., 1970: Differentiation and evaluation of air pollution from a botanical point of view; in: *Environmental Pollution*, Vol. 1, S. 141 – 147.
- BERGMANN, P., 1979: SO<sub>2</sub>-Messungen an Flechten im Raum Innsbruck. Hausarbeit, Institut für systematische Botanik und Geobotanik der Universität Innsbruck.
- BESCHEL, R., 1958: Flechtenvereine der Städte – Stadtflechten und ihr Wachstum; in: Bericht des naturwissenschaftlichen-medizinischen Vereins in Innsbruck.
- BORTENSCHLAGER, S., SCHMIDT, H., 1963: Untersuchungen über die epixyle Flechtenvegetation im Großraum Linz; in: *Naturkundliches Jahrbuch der Stadt Linz*, S. 19 – 35.
- BORTENSCHLAGER, S., 1969: Flechtenverbreitung und Luftverunreinigungen in Wels; in: *Naturkundliches Jahrbuch der Stadt Linz*, S. 207 – 212.
- BÖRITZ, S., RANFT, H., 1972: Zur SO<sub>2</sub>- und HF-Empfindlichkeit von Flechten und Moosen; in: *Biologisches Zentralblatt* 91, Heft 5, S. 613 – 623.
- BRAWM, K., OGDEN, J. G., 1977: Lichen diversity and abundance as affected by traffic volume in an urban environment; in: *Urban Ecology* 2, S. 235 – 244.
- BRODO, I. M., 1966: Lichen growth and cities: a study on Long Island, New York; in: *The Bryologist*, Vol. 69, S. 427 – 449.
- BRODO, I. M., 1972: Lichens and cities; in: *International symposium on identification and measurement of environmental pollution*, B. Westley (Ed.), National Research Council, Ottawa, S. 325 – 328.
- CLEDEN, J. L., 1978: Air pollution in a growth area; in: *Horizon (London)* 26, S. 66 – 71.
- COKER, P. D., 1967: The effects of sulphur dioxide pollution on bark epiphytes; in: *Trans. British Bryological Society* 5, S. 341 – 347.
- CONSTANTINI, O., 1980: *Stadtführer Linz*, 2. Aufl.
- DÄSSLER, H. G., 1969 a: Industrieemissionen und Vegetationsschäden; in: *Zeitschrift der gesamten Hygiene und Grenzgebiete* 15, Heft 11, S. 827 – 829.
- DÄSSLER, H. G., RANFT, H., 1969 b: Das Verhalten von Flechten und Moosen unter dem Einfluß einer Schwefeldioxidbegasung; in: *Flora*, Abt. B, Band 158, S. 454 – 461.
- DELMARKO, R., 1977: Flechtenkartierung im Raum Innsbruck. Hausarbeit, Institut für systematische Botanik und Geobotanik der Universität Innsbruck.
- DE SLOOVER, J., LE BLANC, F., 1968: Mapping of atmospheric pollution on the basis of lichen sensitivity; in: *Proc. Symp. Recent Adv. Trop. Ecol.*, S. 42 – 55.
- DJALALI, B., KREEB, K., 1973: Flechtenkartierung und Transplantatuntersuchungen im Stadtgebiet von Stuttgart; in: *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Saarbrücken*, S. 413 – 420.
- DJALALI, B., 1974: Flechtenkartierung und Transplantate als Indikation der Luftverunreinigung im Ballungsraum Stuttgart; Dissertation, Universität Hohenheim.
- DOMRÖS, M., 1966: Luftverunreinigung und Stadtklima im Rheinisch-Westfälischen Industriegebiet und ihre Auswirkung auf den Flechtenbewuchs der Bäume; in: *Arbeiten zur rheinischen Landeskunde*, Heft 23, 134 S.

- DREISINGER, B. R., 1965: Sulphur dioxide levels and the effects of the gas on the vegetation near Sudbury, Ontario; in: Ont., Dep. Mines, Sudbury (mimeographed report).
- DUNCAN, U. K., 1965: Saxicolous mosses on tree trunks; in: Trans. British Bryological Society 4, S. 828.
- EHMKE, W., HAMMEL, E., KREEB, K., 1973: Ökologische Analyse des Flechtenbewuchses an Obstbäumen als Grundlage für die Stadtplanung in Waiblingen; in: Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Saarbrücken, S. 405 – 411.
- EHRENDORFER, F., MAURER, W., KARL E., 1971: Rindenflechten und Luftverunreinigung im Stadtgebiet von Graz; in: Mitteilungen des naturwissenschaftlichen Vereins Steiermark, Band 100, S. 151 – 189.
- EINBRODT, H. J., REPLOH, H., LEENDERS, H., 1966: Licht- und elektronenmikroskopische Korngrößenbestimmung von Schwebestäuben aus Großstädten; in: Arch. Hyg. Bakt. 150, S. 99 – 106.
- EVERSMAN, S., 1978: Effects of low-level SO<sub>2</sub> on *Usnea hirta* and *Parmelia chlorochroa*; in: The Bryologist 81/3, S. 368 – 377.
- FELDSTEIN, M., 1963: Analytical methods for air pollutants; in: Progress in chemical toxicology, Vol. 1, S. 317 – 338.
- FENTON, A. F. 1963: Atmospheric pollution of Belfast and its relationship to the lichen flora; in: The Irish Naturalist's Journal, Vol. 14, Nr. 8, S. 237 – 245.
- FINK, J., WALDER, R., RERYCH, W., 1979: Böden und Standortsbeurteilung; in: Österreich-Atlas, Österr. Akademie der Wissenschaften.
- FOLLMANN, G., 1973: Über den Rückgang der Flechtenflora im Stadtgebiet von Kassel (Nordhessen, Bundesrepublik Deutschland); in: Philippia I/5, S. 241 – 257.
- GARBER, K., 1962: Über die Aufnahme von Schadstoffen durch die Rinde von Bäumen; in: Wissenschaftliche Zeitschrift der Technischen Universität Dresden 11, Heft 3, S. 549 – 552.
- GARBER, K., 1967: Luftverunreinigungen und ihre Wirkungen. Gebrüder Bornträger, Berlin.
- GARBER, K., 1973: Luftverunreinigungen – eine Literaturübersicht; in: Berichte der eidgenössischen Anstalt für forstliches Versuchswesen, Birmensdorf, Nr. 102.
- GERHARD, E. R., JOHNSTONE, H. F., 1955: Photochemical oxidation of sulfur dioxide in air; in: Industrial and Engineering Chemistry, Vol. 47/5, S. 972 – 976.
- GILBERT, O. L., 1965: Lichens as indicators of air pollution in Tyne Valley; in: Ecology and the industrial society, Oxford, S. 35 – 47.
- GILBERT, O. L., 1969: The effect of SO<sub>2</sub> on lichens and bryophytes around Newcastle upon Tyne; in: Air pollution, Wageningen, S. 223 – 235.
- GILBERT, O. L., 1970 a: Further studies on the effect of sulphur dioxide on lichens and bryophytes; in: New Phytology 69, S. 605 – 627.
- GILBERT, O. L., 1970 b: Biological scale for the estimation of sulphur dioxide pollution; in: New Phytology 69, S. 629 – 634.
- GODZIK, S., PISKORNIK, Z., 1969: Oddziaływanie zanieczyszczeń powietrza na rośliny; 1) źródła i rodzaje zanieczyszczeń powietrza oraz formy uszkodzeń roślinności (Einwirkungen der Luftverunreinigungen auf die Pflanzen; 1) Quellen und Arten der Luftverunreinigungen sowie Formen der Vegetationsschädigungen; in Polnisch); in: Wiadomości Botaniczne 13/4, S. 239 – 248.

- GOLUBKOVA, N. S., MALYSHEVA, N. V., 1978: The influence of city growth on lichens and lichen indication of atmospheric pollution of Kazan; in: *Botaniceskij Journal* 63/8, S. 1145 – 1154.
- GRÄFE, K., SCHÜTZE, W., 1966: Staubbiederschlagsuntersuchungen mit 230 Bergerhoff-Geräten in Hamburg; in: *Städtehygiene* 8, S. 170 – 177.
- GRÄFE, K., SCHÜTZE, W., 1967: Untersuchungen über die Säurestufen des Niederschlags im Hamburger Stadtgebiet; in: *Städtehygiene* 18, Heft 8, S. 175 – 179.
- GRILL, D., 1971: Pufferkapazität gesunder und rauchgeschädigter Fichtennadeln; in: *Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten, Pflanzenpathologie und Pflanzenschutz*, Vol. 78, S. 612.
- GRILL, D., HOFER, H., 1979: Der Borkentest als Hilfsmittel zur Rauchsadenskartierung; in: *Zbornik Vol. 1; Mitteilungen des internationalen Verbandes forstlicher Versuchsanstalten; Bericht von der X. Fachtagung, Ljubljana*.
- GRODZINSKA, K., 1971: Acidification of tree bark as a measure of air pollution in Southern Poland; in: *Bulletin de l'Academie Polonaise des Sciences; Serie des sciences biologiques Cl. II, Vol. 19, Nr. 3*, S. 189 – 195.
- GUDERIAN, R., VAN HAUT, H., 1970: Nachweis von Schwefeldioxidwirkungen an Pflanzen; in: *Staubreinigung der Luft* 30/1, S. 17 – 26.
- GUDERIAN, R., 1971: Ergebnisse aus Begasungsexperimenten zur Ermittlung pflanzenschädigender HF-Konzentrationen; in: *VDI-Berichte* 164, S. 33 – 37.
- HAFELLNER, J., GRILL, D., 1980: Die Wiedereinwanderung von epiphytischen Flechten in den Raum Leoben-Hinterberg nach Stilllegung des Hauptemittenten; in: *Mitteilungen der forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien* 131, S. 83 – 87.
- HALBWACHS, G., RICHTER, H., 1971: Pflanzen als Anzeiger für Luftverunreinigungen; in: *First European Biophysics Congress Proceedings*, Vol. 6, S. 319 – 324.
- HÄLLGREN, J. E., NYMAN, B., 1977: Observations on trees of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and lichens around a HF- and SO<sub>2</sub>-emission source; in: *Studia Forestalia Suecica* 137, S. 1 – 40.
- HÄLLGREN, J. E., ESSEEN, P. A., SANDBERG, G., 1978: A lichen and technique study in a fluoride polluted area – Universität Umea; *Departments of plant physiology and plant ecology*.
- HÄLLGREN, J. E., 1979: Some aspects of physiological processes of lichens and pine trees, affected by air pollutants. Considerations of measurements of SO<sub>2</sub> effects on photosynthesis. *Akademisk avhandling (Dissertation); Universität Umea*.
- HARRIS, G. P., 1971: The ecology of corticolous lichens; II. the relationship between physiology and the environment; in: *Journal of Ecology* 59, S. 441 – 452.
- HÄRTEL, O., GRILL, D., 1972: Die Leitfähigkeit von Fichtenborkenextrakten als empfindlicher Indikator für Luftverunreinigungen; in: *European Journal of Forest Pathology*, Bd. 2, Heft 4, S. 205 – 215.
- HÄRTEL, O., 1977: Fichtenborke gibt Auskunft über die Luftgüte; in: *Umschau* 77, Heft 10, S. 308 – 309.
- HÄRTEL, O., GRILL, D., KRZYSCIN, F., 1980 a: Darstellung der Umweltbelastung im weststeirischen Industriegebiet anhand von Fichtenborken; in: *Mitteilungen des naturwissenschaftlichen Vereines Steiermark*, Bd. 110, S. 106 – 116.
- HÄRTEL, O., 1980 b: Beweissicherung im Bereich des Gleinalmtunnels der Pyhrn-Autobahn; in: *Mitteilungen der forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien*, Heft 131, S. 125 – 127.

- HARTEL, O., 1980 c: Das Vertikalprofil der Luftverunreinigungen im Aichfeld anhand von Borkenuntersuchungen; in: Mitteilungen der forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien, Heft 131, S. 189 – 194.
- HARTEL, O., GRILL, D., KRZYSCIN, F., 1980 d: Die Abgasbelastung im Raum Voitsberg-Köflach; die Verwendung von Fichtenborke zur Indikation; in: Mitteilungen der forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien, Heft 131, S. 241 – 247.
- HASELOFF, H. P., 1982: Bioindikatoren und Bioindikation; in: *Biologie in unserer Zeit* 12/1, S. 20 – 26.
- HAUSGJA, P. K., 1930: Über den Einfluß der Stadt Oslo auf die Flechtenvegetation der Bäume; in: *Nyt. Magazin Naturvidenskaberne* 58.
- HAWKSWORTH, D. L., ROSE, F., 1970: Qualitative scale for estimating sulphur dioxide air pollution in England and Wales using epiphytic lichens; in: *Nature*, Vol. 227, S. 145 – 148.
- HAWKSWORTH, D. L., 1971: Lichens as litmus of air pollution: a historical review; in: *International Journal of Environmental Studies*, Vol. 1, S. 281 – 296.
- HAWKSWORTH, D. L., 1973: Mapping studies; in: FERRY, B. W., *Air pollution and lichens*, London, S. 38 – 76.
- HEIDT, V., 1975: Die Belastung des südlichen Münsterlandes mit Immissionen aus dem Ruhrgebiet, aufgezeigt an einer Flechtenkartierung; in: *Natur- und Landschaftskunde in Westfalen* 11, S. 70 – 77.
- HELL, N., 1980: *Planet Erde*; Wien.
- HENDERSON-SELLERS, A., SEAWARD, M. R. D., 1979: Monitoring lichen reinvasion of ameliorating environments; in: *Environmental Pollution* 13, S. 207 – 213.
- HENSSEN, A., JAHNS, H. M., 1974: *Lichenes – eine Einführung in die Flechtenkunde*; Stuttgart.
- HETTICHE, O., 1964: *Luftverunreinigungen*; in: Gärtner, *Lehrbuch der Hygiene*, Stuttgart.
- HOFFMAN, G. R., 1971: Bark samplers for use in air pollution – epiphytic cryptogam studies; in: *The Bryologist* 74, S. 490 – 493.
- HOFMEISTER, B., 1969: *Stadtgeographie*; in: *Das geographische Seminar*, Westermann, S. 178 – 181.
- HOISLBAUER, G., 1979: Rindenflechten im oberösterreichischen Zentralraum und ihre Abhängigkeit von Umwelteinflüssen; in: *Stapfia*, Nr. 5, 69 S.
- HUFNAGL, H., 1957: Die Rauchsäden am Walde von Linz; in: *Naturkundliches Jahrbuch der Stadt Linz*, S. 79 – 91.
- HURKA, H., WINKLER, S., 1973: Statistische Analyse der rindenbewohnenden Flechtenvegetation einer Allee Tübingens; in: *Flora* 162, S. 61 – 80.
- HURKA, H., FUCHS, H., TRESZ, A., 1974: Quantitative Analyse der Flechtenvegetation entlang der geplanten Bodenseeautobahn bei Tübingen; in: *Bot. Jahrb. Syst.* 94/3, S. 413 – 436.
- HUTTER, M., 1973: *Die Pflanze als Indikator für Luftverunreinigungen. Hausarbeit*; Institut für allgemeine Botanik der Universität Innsbruck.
- JAMES, P. W., 1973: The effect of air pollutants other than hydrogen fluoride and sulphur dioxide on lichens; in: FERRY, *Air pollution and lichens*, London, S. 143 – 175.
- JOHNSEN, I., SØCHTING, U., 1973: Influence of air pollution on the epiphytic lichen vegetation and bark properties of deciduous trees in Copenhagen area; in: *Oikos* 24, S. 344 – 351.

- JONES, E. W., 1952: Some observations on the lichen flora of tree boles, with special reference to smoke; in: *Revue Bryologique et Lichenologique* 21.
- JÜRGING, P., 1975: Epiphytische Flechten als Bioindikatoren der Luftverunreinigung; in: *Bibl. Lichenologica*, Bd. 4, J. Cramer – Vaduz.
- KALETA, M., 1968: Vegetationsverhältnisse im Wirkungsgebiet der Magnesitexhalationsprodukte bei Jelsava; in: *Referate der 6. internationalen Arbeitstagung forstlicher Rauchschadensachverständiger*, Kattowitz, S. 173 – 184.
- KALLIO, S., VARHEENMAA, T., 1974: On the effect of air pollution on nitrogen fixation in lichens; in: *Rep. Kevo Subarctic Res*, Stat. 11, S. 42 – 46.
- KAUPPI, M., 1980: Fluorescence microscopy and microfluorometry for the examination of pollution damage in lichens; in: *Annales Botanici Fennici*, Vol. 17/2, S. 163 – 173.
- KELLER, T., 1971: Auswirkungen der Luftverunreinigungen auf die Vegetation; in: *Städtehygiene* 6, S. 130 – 136.
- KERSHAW, K. A., 1963: Lichens; in: *Endeavour* 22, S. 65 – 69.
- KIENZL, I., HÄRTEL, O., 1979 a: Neues über den „Borkentest“ – seine Zuverlässigkeit bei der Beurteilung von Immissionen; in: *Zbornik – Mitteilungen des internationalen Verbands forstlicher Versuchsanstalten*, Vol. 1, S. 269 – 282.
- KIENZL, I., HÄRTEL, O., 1979 b: Die Luftverunreinigungen im Stadtgebiet von Graz, dargestellt anhand von Borkenuntersuchungen; in: *Mitteilungen des naturwissenschaftlichen Vereins, Steiermark*, Bd. 109, S. 113 – 135.
- KIRSCH, B., 1977: Flechtenkartierung im Raum Telfs-Zirl. Hausarbeit; Institut für systematische Botanik und Geobotanik, Universität Innsbruck.
- KIRSCHBAUM, U., KLEE, R., STEUBING, L., 1971: Flechten als Indikatoren für die Immissionsbelastung im Stadtgebiet von Frankfurt/Main; in: *Staubreinhalung Luft* 31, Nr. 1, S. 21 – 24.
- KIRSCHBAUM, U., KLEE, R., STEUBING, L., 1974: Luftqualitätsmessungen infolge von Immissionswirkungen auf Flechten – Flechten als Bioindikatoren; in: *Lufthygienisch-meteorologische Modelluntersuchung in der Region Untermain*, 5. Arbeitsbericht, S. 116 – 127.
- KISSER, J., 1968: Physiologische Probleme der Einwirkung von Luftverunreinigungen auf die Vegetation; in: *Referate der 6. intern. Arbeitstagung forstl. Rauchschadensachverständiger*, Kattowitz, S. 27 – 44.
- KLEE, R., 1970: Die Wirkung von gas- und staubförmigen Immissionen auf Respiration und Inhaltsstoffe von *Parmelia physodes*; in: *Angewandte Botanik* 44, S. 253 – 261.
- KLEMENT, O., 1958: Die Flechtenvegetation der Stadt Hannover; in: *Beiträge zur Naturkunde Niedersachsens* 11, S. 56 – 60.
- KNABE, W., 1968: Experimentelle Prüfung der Fluoranreicherung in Nadeln und Blättern von Pflanzen in Abhängigkeit von deren Expositionshöhe über Grund; in: *Referate der 6. intern. Arbeitstagung forst. Rauchschadensachverständiger*, Kattowitz, S. 101 – 116.
- KÖHLER, R., MANDL, L., 1976: *Die Erde*; Wien.
- KUNZE, M., 1972: Emittentenbezogene Flechtenkartierung aufgrund von Frequenzuntersuchungen; in: *Oecologia (Berlin)* 9, S. 123 – 133.
- KUNZE, M., 1973: Die Beeinflussung epiphytischer Flechten durch Luftverunreinigungen; *Biolog. Institut II der Universität Freiburg im Breisgau*, S. 91 – 112.
- LAAKSOVIRTA, K., OLKKONEN, H., 1979: Effect of air pollution on epiphytic lichen vegetation and element contents of a lichen and pine needles at Valkeakoski, S-Finland; in: *Annales Botanici Fennici* 16, S. 285 – 296.

- LAUNDON, J. R., 1967: A study of the lichen flora of London; in: *Lichenologist* 3, S. 277 – 327.
- LAUSCHER., F., et al, 1959: Witterung und Klima von Linz, Österr. Gesellschaft für Meteorologie; Wien.
- LE BLANC, F., 1969: Epiphytes and air pollution; in: *Air Pollution*, Wageningen, S. 211 – 221.
- LE BLANC F., J. DE SLOOVER, 1970: Relation between industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal; in: *Canadian Journal of Botany* 48, S. 1485 – 1496.
- LE BLANC F., 1971 a: Possibilities and methods for mapping air pollution on the basis of lichen sensitivity; in: *Mitteilungen der forstlichen Bundesversuchsanstalt*, Heft 92, S. 103 – 126.
- LE BLANC F., G. COMEAU, D. N. RAO, 1971 b: Fluoride injury symptoms in epiphytic lichens and mosses; in: *Canadian Journal of Botany* 49, S. 1691 – 1698.
- LE BLANC F., D. N. RAO, G. COMEAU, 1972: The epiphytic vegetation of *Populus balsamifera* and its significance as an air pollution indicator in Sudbury, Ontario; in: *Canadian Journal of Botany* 50, S. 519 – 528.
- LE BLANC F., D. N. RAO, 1973 a: Evaluation of the pollution and drought hypothesis in relation to lichens and bryophytes in urban environments; in: *The Bryologist* 76, Nr. 1, S. 1 – 19.
- LE BLANC F., D. N. RAO, 1973 b: Effects of sulphur dioxide on lichen and moss transplants; in: *Ecology* 54, Nr. 3, S. 612 – 617.
- LEISEN P., 1981: Modellmäßige Beschreibung von Immissionsbelastungen in Straßenschluchten; in: *Wissenschaft und Umwelt* 1/1981, S. 28 – 31.
- LÖTSCHERT W., H. J. KÖHM, 1973 a: pH-Wert und S-Gehalt der Baumborke in Immissionsgebieten; in: *Oecologia Plantarum*, Band 8, Nr. 3, S. 199 – 209.
- LÖTSCHERT W., H. J. KÖHM, 1973 b: Baumborke als Anzeiger für Luftverschmutzungen; in: *Umschau* 73, Heft 13, S. 403/404.
- LÖTSCHERT W., 1977 a: Pflanzen als Bioindikatoren; in: *Umschau* 77, Heft 3, S. 85/86.
- LÖTSCHERT W., H. J. KÖHM, 1977 b: Characteristics of tree bark as an indicator in high-immission areas; in: *Oecologia (Berlin)* 27, S. 47 – 64.
- LÖTSCHERT W., H. J. KÖHM, 1978: Characteristics of tree bark as an indicator in high-immission areas; II. contents of heavy metals; in: *Oecologia (Berlin)* 37, S. 121 – 132.
- LUX M., 1968: Studie über die kombinierten Einflüsse von basischen Stäuben und SO<sub>2</sub> auf Kiefern, und die Ausbildung von Humusformen; in: *Referate der 6. intern. Arbeitstagung forstl. Rauchschadensachverständiger*, Kattowitz, S. 79 – 94.
- MÄGDEFRAU K., 1960: Flechtenv egetation und Stadtklima; in: *Naturwissenschaftliche Rundschau* 13, Heft 6, S. 210 – 214.
- MALHOTRA S. S., D. HOCKING, 1976: Biochemical and cytological effects of sulphur dioxide on plant metabolism; in: *New Phytologist* 76, S. 227 – 237.
- MARSH J. E., T. H. NASH III, 1979: Lichens in relation to the Four Corner Power Plant in New Mexico; in: *The Bryologist* 82/1, S. 20 – 28.
- MATTICK F., 1926: Flechtenv egetation und Flechtenflora des Gebietes der Freien Stadt Danzig; in: *Berichte des westpreußischen botanisch-zoologischen Vereins* 59, S. 1 – 54.
- MATTICK F., 1932: Bodenreaktion und Flechtenverbreitung; in: *Beihefte Botanisches Centralblatt*, Bd. 49 – Erg. Bd., S. 241 – 271.

- MAYERHOFER M., 1978: Flechtenkartierung im Raum Brixlegg, Hausarbeit; Institut für systematische Botanik und Geobotanik der Universität Innsbruck.
- MICHLER R., 1971: Pflanzliche Indikatoren der Umweltverschmutzung; in: Hohenheimer Arbeiten, Heft 58, S. 19 – 22 (Verlag Ulmer Stuttgart).
- MOSER T. J., T. H. NASH III, W. D. CLARK, 1980: Effects of a long-term field sulfur dioxide fumigation on Arctic caribou forage lichens; in: Canadian Journal of Botany 58/21, S. 2235 – 2240.
- MROSE H., 1941: Die Verbreitung baumbewohnender Flechten in Abhängigkeit vom Sulfatgehalt der Niederschlagswässer; in: Bioklimatische Beiblätter der meteorologischen Zeitschrift 8, S. 58 – 60.
- NASH T. H. III, 1971: Lichen sensitivity to hydrogen fluoride; in: Bulletin of the Torrey Botanical Club, Vol. 98, Nr. 2, S. 103 – 106.
- NASH T. H. III, 1974: Lichens of the Page environs as potential indicators of air pollution; in: Journal of Arizona Academy of Science, Vol. 9, S. 97 – 101.
- NASH T. H. III, 1976: Lichens as indicators of air pollution; in: Naturwissenschaften 63, S. 364 – 367.
- NOWAK R., 1973: Vegetationsanalytische und experimentell-ökologische Untersuchungen über den Einfluß der Luftverunreinigungen auf rindenbewohnende Flechten; Dissertation; Eberhard-Karls-Universität Tübingen, Fachbereich Biologie.
- PALUCH J., 1968: Die Möglichkeiten der Anwendung von Pflanzentesten zur Beurteilung des Luftverunreinigungsgrades; in: Referate der 6. intern. Arbeitstagung forstl. Rauchschadensachverständiger, Kattowitz, S. 219 – 234.
- PEARSON L., E. SKYE, 1965: Air pollution affects pattern of photosynthesis in *Parmelia sulcata*, a corticolous lichen; in: Science, Vol. 148, S. 1600 – 1602.
- PEARSON L., 1973: Air pollution and lichen physiology: progress and problems; in: FERRY; air pollution and lichens, London, S. 224 – 237.
- PILEGAARD K., 1978: Airborne metals and SO<sub>2</sub> monitored by epiphytic lichens in an industrial area; in: Environmental Pollution 17, S. 81 – 92.
- PISUT I., E. LISICKA-JELINKOVA, 1974: Epiphytische Flechten in der Umgebung einer Aluminiumhütte in der Mittelslowakei; in: Biologia (Bratislava), Vol. 29, Heft 1, S. 29 – 38.
- PÖLL K., 1976: Flechtenkartierung im Raum Landeck-Imst; Hausarbeit; Institut für systematische Botanik und Geobotanik der Universität Innsbruck.
- PUCKETT K. J. et al., 1973: Sulphur dioxide: its effect on photosynthetic C-14-fixation in lichens and suggested mechanisms of phytotoxicity; in: New Phytology 72, S. 141 – 154.
- PUNZ W., 1979: Der Einfluß isolierter und kombinierter Schadstoffe auf die Flechtenphotosynthese; in: Photosynthetica 13/4, S. 428 – 433.
- PYATT F., 1968: The effect of sulphur dioxide on the inhibitory influence of *Peltigera canina* on the germination and growth of grasses; in: The Bryologist, Vol. 71, S. 97 – 101.
- PYATT F., 1970: Lichens as indicators of air pollution in a steel producing town in South Wales; in: Environmental Pollution 1, S. 45 – 56.
- RAAY A., 1969 a: The use of indicator plants to estimate air pollution by SO<sub>2</sub> and HF; in: Air Pollution, Proceedings of the First European Congress, Wageningen, S. 319 – 328.
- RAAY A., F. H. F. G. SPIERINGS, 1969 b: Discussion in Section 3: The effects of air pollution on plants; in: Air Pollution, Proceedings of the First European Congress, Wageningen, S. 179/180.

- RAO D. N., F. LE BLANC, 1967: Influence of an iron-sintering plant on corticolous epiphytes in Wawa, Ottawa; in: *The Bryologist*, Vol. 70/2, S. 141 – 157.
- REITER E., 1981 a: Naturgeschichte des Heimatbezirks – Freistadt; Pädagogisches Institut des Bundes in OÖ. (unveröffentlicht).
- REITER E., 1981 b: Naturgeschichte des Heimatbezirks – Braunau; Pädagogisches Institut des Bundes in Oö. (unveröffentlicht).
- RICHARDSON D. H. S., K. J. PUCKETT, 1973: Sulphur dioxide and photosynthesis in lichens; in: FERRY, *Air pollution and lichens*, London, S. 283 – 298.
- RICHTER H., G. HALBWACHS, 1971: Auswirkungen der Umweltbedingungen auf die Schädigung von Pflanzen durch Immissionen; in: *First European Biophysics Congress Proceedings*, Vol. 6, S. 325 – 329.
- RIEDL H., 1981: Zur Bedeutung und Aussagekraft der Karte von J. Fink „Böden und Standortbeurteilung“ im Österreich-Atlas; in: *Mitteilungen der österr. geographischen Gesellschaft*, Band 123, S. 59 – 66.
- RUGE U., D. FÖRSTER, 1970: Versuch zur Beurteilung des Stadtklimas in Hamburg aufgrund der Verbreitung epiphytischer Flechten; in: *Städtehygiene 2 – Sonderdruck*.
- RYDZAK J., 1956: The influence of small towns on lichen vegetation; in: *Annales Universitatis Mariae Curie Sklodowska, Sectio C, Lublin*, S. 28 – 33 und S. 62 – 66.
- RYDZAK J., 1957: The influence of small towns on lichen vegetation; in: *Annales Universitatis Mariae Curie Sklodowska, Sectio C, Lublin*, S. 172 – 177.
- RYDZAK J., 1968: Lichens as indicators of the ecological conditions of the habitat; in: *Annales Universitatis Mariae Curie Sklodowska, Sectio C, Vol. 23/10*, S. 131 – 164.
- SAUBERER A., 1951: Die Verteilung rindenbewohnender Flechten in Wien, ein bioklimatisches Großstadtproblem; in: *Wetter und Leben 3, Heft 5 – 7*.
- SAUNDERS P. J. W., 1970: Air pollution in relation to lichens and fungi; in: *Lichenologist*, Vol. 4, S. 337 – 349.
- SAUNDERS P. J. W., C. M. WOOD, 1973: Sulphur dioxide in the environment: its production, dispersal and fate; in: FERRY, *Air pollution and lichens*, London, S. 6 – 37.
- SCHADLER J., 1964: *Linzer Atlas – Geologische Karte*; Bundesanstalt für Eich- und Vermessungswesen, Wien.
- SCHÄTZ H., 1975: Einführung in die Geowissenschaften, 2. Auflage, Wien, S. 102.
- SCHERB B., 1978: Flechten- und Mooskartierung im Raum Reutte; Hausarbeit; Institut für systematische Botanik und Geobotanik der Universität Innsbruck.
- SCHERHAG R., 1969: Klimatologie; in: Westermann, *Das geographische Seminar*, S. 139 – 142.
- SCHLEE D., 1977: Biochemische Grundlagen einer Bioindikation, betrachtet am Beispiel der SO<sub>2</sub>-Indikation mittels Flechten; in: *Biologische Rundschau 15*, S. 280 – 287.
- SCHMEISS L., 1974: Wind, Nebel und Niederschlag im oberösterreichischen Zentralraum; in: *Schriftenreihe des Amtes der öö. Landesregierung – Landesbaudirektion*.
- SCHMIDT R., 1973 a: Ökologische und soziologische Gliederung der Flechtenvegetation in Obstbaumbeständen des mittleren Neckarraumes unter besonderer Berücksichtigung von Immissionschäden; Dissertation; Universität Hohenheim; Fachbereich Biologie und allgemeine Naturwissenschaften.
- SCHMIDT R., K. KREBB, 1973 b: Flechten als Umweltzeiger; in: *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Saarbrücken*, S. 421 – 434.
- SCHÖNBECK H., 1968: Einfluß von Luftverunreinigungen (SO<sub>2</sub>) auf transplantierte Flechten; in: *Naturwissenschaften 55, Heft 9*, S. 451/452.

- SCHÖNBECK H., 1969: Eine Methode zur Erfassung der biologischen Wirkung von Luftverunreinigungen durch transplantierte Flechten; in: Staub – Reinhaltung – Luft 29/1, S. 14 – 18.
- SCHÖNBECK H., et al., 1970: Biologische Meßverfahren für Luftverunreinigungen; in: VDI-Berichte 149, S. 225 – 236.
- SCHÖNBECK H., 1972: Untersuchungen in Nordrhein-Westfalen über Flechten als Indikatoren für Luftverunreinigungen; in: Schriftenreihe der Landesanstalt für Immissions- und Bodennutzungsschutz, Essen, Heft 26, S. 99 – 104.
- SCHUMM F., K. H. KREEB, 1979: Die Nettphotosynthese von Flechtentransplantaten als Maß für die Immissionsbelastung der Luft; in: Angewandte Botanik 53, S. 31 – 39.
- SEAWARD M. R. D., 1976: Lichens in air-polluted environments: multivariate analysis of the factors; in: Proceedings of the Kuopio meeting on plant damages caused by air pollution (KÄRENLAMPI, Ed.); Kuopio, S. 57 – 63.
- SEAWARD M. R. D., 1979: Lichen – Ecology; Academic Press.
- SEIDMAN G., I. J. HINDAWI, W. W. HECK, 1965: Environmental conditions affecting the use of plants as indicators of air pollution; in: Journal of the Air Pollution Control Association 15, Nr. 4, S. 168 – 170.
- SEITZ W., 1972: Flechtenwuchs und Luftverunreinigung im Großraum von Saarbrücken; in: Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft, Band 85, S. 239 – 247.
- SERNANDER R., 1912: Studier öfver lafvarnas biologi; I. nitrofilare lafvar; in: Sv. Bot. Tidskr. 6, Stockholm.
- SHOWMAN R. E., 1972: Residual effects of sulphur dioxide on the net photosynthetic and respiratory rates of lichen thalli and cultured lichen symbionts; in: The Bryologist 75, S. 335 – 341.
- SIGAL L. L., O. C. TAYLOR, 1979: Preliminary studies of the gross photosynthetic response of lichens to peroxyacetylnitrate fumigations; in: The Bryologist 82/4, S. 564 – 575.
- SIGL P.-K., 1976: Kartierung epixyler Flechtenarten im Raum Wörgl-Kufstein; Hausarbeit; Institut für systematische Botanik und Geobotanik der Universität Innsbruck.
- SJÖGREN E., 1961: Epiphytische Moosvegetation in Laubwäldern der Insel Öland (Schweden); in: Acta Phytogeographica Suecica 44, S. 1 – 149.
- SKYE E., 1958: The influence of air pollution on the fruticolous and foliaceous lichen flora around the shale-oil works at Kvarntorp in the province of Närke (in Schwedisch); in: Svensk Bot. Tidskr. 52, S. 133 – 190.
- SKYE E., 1965: Botanical indications of air pollution; in: Acta Phytogeographica Suecica 50, S. 285 – 287.
- SKYE E., 1968: Lichens and air pollution; in: Acta Phytogeographica Suecica 52.
- SKYE E., I. HALLBERG, 1969: Changes in the lichen flora following air pollution; in: Oikos 20/2, S. 547 – 552.
- SÖCHTING U., I. JOHNSEN, 1974: Changes in the distribution of epiphytic lichens in the Copenhagen area from 1936 to 1972; in: Bot. Tidskrift, Band 69/1, S. 60 – 63.
- STAXÄNG B., 1969: Acidification of bark of some deciduous trees; in: Oikos 20, S. 224 – 230.
- STEINER M., D. SCHULZE-HORN, 1955: Über die Verbreitung und Expositionsabhängigkeit der Rindenepiphyten im Stadtgebiet von Bonn; in: Decheniana, Band 108/1, S. 1 – 16.
- STEINHAUSER F., O. ECKEL, F. LAUSCHER, 1958: Klimatographie von Österreich; Denkschriften der österr. Akademie der Wissenschaften, Band 3, 1. Lieferung.

- STEINHAUSER F., K. CHALUPA, 1966: Ergebnisse von Messungen der Staubablagerungen in Österreich; in: Wetter und Leben 18, Heft 9 – 10, S. 177 – 185.
- STEINHAUSER F., 1970: Vergleichende Messungen der Luftverschmutzung in verschiedenen Orten Österreichs; in: Wetter und Leben 22, Heft 3/4, S. 45 – 53.
- STEBING L., R. KLEE, U. KIRSCHBAUM, 1974: Beurteilung der lufthygienischen Bedingungen in der Region Untermain mittels niedriger und höherer Pflanzen; in: Staub – Reinhaltung – Luft 34/6, S. 206 – 209.
- STIASNY B., 1979: Flechtenkartierung im Raum Ötz-Telfs; Hausarbeit; Institut für systematische Botanik und Geobotanik der Universität Innsbruck.
- STUBENRAUCH J., 1976: Umweltschutz in OÖ. – Luftgütemessung; in: Schriftenreihe des Amtes der oö. Landesregierung – Landesbaudirektion.
- STUBENRAUCH J., 1980: Immissionsschutz – automatisches Luftüberwachungsnetz Oberösterreich 1; in: Schriftenreihe des Amtes der oö. Landesregierung – Landesbaudirektion.
- SUNDSTRÖM K. R., J. E. HÄLLGREN, 1973: Using lichens as physiological indicators of sulphurous pollutants; in: Ambio, S. 14 – 20.
- SWIEBODA M., A. KALEMBA, 1978: The lichen *Parmelia physodes* (L.) Ach. as indicator for determination of the degree of atmospheric air pollution in the area contaminated by fluorine and sulphur dioxide emission; in: Acta Societatis Botanicorum Poloniae, Vol. 47, S. 25 – 40.
- SWOBODA H., 1974: Knaurs Buch der modernen Statistik; Knaurs Taschenbuch 366.
- SYRATT W. J., P. J. WANSTALL, 1969: The effect of sulphur dioxide on epiphytic bryophytes; in: Air Pollution, Proceedings of the First European Congress, Wageningen, S. 79 – 86.
- TAKALA K., H. OLKKONEN, 1976: Jakälien käyttö Kuopion kaupunki – ilman SO<sub>2</sub>-pitoisuuden määrittämiseksi (Lichens as integrators of aerial SO<sub>2</sub>-pollution in the urban area of Kuopio – Central Finland); in: Savon Luonto 8, S. 47 ff.
- TALLIS J. H., 1964: Lichens and atmospheric pollution; in: Advmt. Sci., London, 21, S. 250 – 252.
- THOMAS M. D., 1961: Effects of air pollution on plants; in: Air Pollution, WHO, Genf, S. 233 – 278.
- TRÜMPENER E., 1926: Über die Bedeutung der Wasserstoffionenkonzentration für die Verbreitung von Flechten; in: Beihefte zum Botanischen Centralblatt 42/3, S. 321 – 354.
- TÜRK R., V. WIRTH, 1974: Der Einfluß des Wasserzustandes und des pH-Werts auf die SO<sub>2</sub>-Schädigung von Flechten; in: Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Erlangen, S. 167 – 172.
- TÜRK R., V. WIRTH, 1975: The pH-dependence of SO<sub>2</sub> damage to lichens; in: Oecologia (Berlin) 19, S. 285 – 291.
- TÜRK R., 1975: Beitrag zur epiphytischen und epixylen Flechtenflora der Stadt Salzburg und ihrer näheren Umgebung; in: Floristische Mitteilungen aus Salzburg, Nr. 2, S. 25 – 32.
- TÜRK R., G. HOISLBAUER, 1978 a: Der Flechtenbewuchs von Birn- und Apfelbäumen als Indikator für die Luftverunreinigung im Großraum Linz; in: Linzer biologische Beiträge 9/2, S. 213 – 224.
- TÜRK R., R. CHRIST, 1978 b: Untersuchungen über den Flechtenbewuchs an Eichen im Stadtgebiet Salzburgs und über den Wasserhaushalt einiger charakteristischer Flechten; in: Phytion, Annales Rei Botanici, Vol. 18, S. 107 – 126.

- VAN HAUT H., H. STRATMANN, 1970: Farbtafelatlas über Schwefeldioxidwirkungen an Pflanzen; in: Schriftenreihe der Landesanstalt für Immissions- und Bodennutzungsschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Essen, Nr. 18.
- VILLWOCK I., 1962: Der Stadteinfluß Hamburgs auf die Verbreitung epiphytischer Flechten; in: Abhandlungen und Verhandlungen des naturwissenschaftlichen Vereins in Hamburg, Band 6, S. 147 – 166.
- VISOTSCHNIG M., 1977: Flechtenkartierung im Raum Jenbach-Kundl; Hausarbeit; Institut für systematische Botanik und Geobotanik der Universität Innsbruck.
- VOGL B., 1977: Flechtenkartierung im Raum Hall-Schwaz; Hausarbeit; Institut für systematische Botanik und Geobotanik der Universität Innsbruck.
- WEISS E., J. W. FRENZEL, 1956: Untersuchungen von Luftverunreinigungen durch Rauch- und Industriegase im Raume von Linz; in: Wetter und Leben 8, S. 131 – 147.
- WEISS E., J. W. FRENZEL, 1961: Windströmungen im Linzer Becken und ihre Bedeutung für luftchemische Probleme des Stadtklimas; in: Wetter und Leben 13, Heft 9/10, S. 215 – 220.
- WIELGOLASKI F. E., 1975: Biological indicators on pollution; in: Urban Ecology 1, S. 63 – 79.
- WILL-WOLF S., 1980: Effects of a "clean" coal-fired power generating station on four common Wisconsin lichen species; in: The Bryologist 83/3, S. 296 – 300.
- WILMANN O., 1962: Rindenbewohnende Epiphytengemeinschaften in Südwestdeutschland; in: Beiträge zur naturkundlichen Forschung Südwestdeutschlands 21/2, S. 87 – 164.
- WIRTH V., R. TÜRK, 1974: Über die SO<sub>2</sub>-Resistenz von Flechten und die mit ihr interferierenden Faktoren; in: Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Erlangen, S. 173 – 179.
- WIRTH V., R. TÜRK, 1975: Zur SO<sub>2</sub>-Resistenz von Flechten; in: Flora 164, S. 133 – 143.
- WIRTH V., B. BRINCKMANN, 1977: Statistical analysis of the lichen vegetation of an avenue in Freiburg (South-West Germany) with regard to injurious anthropogenic influences; in: Oecologia (Berlin) 28, S. 87 – 101.
- ZAHN R., 1963: Über den Einfluß verschiedener Umweltfaktoren auf die Pflanzenempfindlichkeit gegenüber Schwefeldioxid; in: Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz 70, S. 81 – 95.
- ZEWE E., 1962: Der Einfluß von tiefliegenden Inversionen auf die SO<sub>2</sub>-Konzentration im Lebensraum; in: Meteorologische Rundschau 15/4, S. 102 – 104.