Ber. Naturhist. Ges. Hannover	137	45–70	Hannover 1995

Flechten als Instrumentarium zur Begutachtung der Luftgüte im aktiven Biomonitoring

von

RAINER NIEMEYER

mit 4 Abbildungen und 5 Tabellen

Zusammenfassung. Im Vergleich zur flächendeckenden Kartierung, die Aussagen über zurückliegende Immissionen beinhaltet, steht bei der Exponierung von Flechtentransplantaten der Aussagewert bezüglich des Ist-Zustandes der lufthygienischen Verhältnisse im Vordergrund. Als Bewertungskriterium wird das Verhalten eines oder mehrerer geeigneter Parameter über einen definierten Zeitraum hinweg beobachtet, wobei der Ausgangszustand als Bezugspunkt dient. Der Vorteil dieser Methode liegt darin, daß die Einwirkungsdauer in Form von der Expositionsdauer festgelegt werden kann, und daß der Verlauf der Schädigung kontinuierlich zu verfolgen ist.

Die Erarbeitung einer wissenschaftlich fundierten Methodik aus einer Fülle von möglichen Vitalitätsparametern jene herauszuarbeiten, die tatsächlich in der Praxis Bedeutung für den Einsatz im aktiven Biomonitoring haben, war dringend angezeigt, da entsprechende Abstimmungen bisher nicht existierten. So haben sich tatsächlich aus über 30 Parametern schließlich nur 7 als geeignet herausgestellt, von denen sich in der Praxis wiederum nur drei als sinnvoll erwiesen haben.

Die Fragestellung ist insofern von Bedeutung, als mit dem aktiven Biomonitoring auch jene Gebiete einer biologischen Bewertung zugänglich werden, die mit Flechtenkartierungen nicht bearbeitet werden können, weil keine geeigneten Trägerbäume, bzw. gar keine Flechten vorhanden sind.

Die umfangreichen Vergleichsuntersuchungen mit Flechtenexponaten führten zu einem Instrumentarium, das die Kommunen befähigen soll, biologische Wirkungen auch von kurzfristigen Immissionen über die Bioindikation gezielt, zuverlässig und in eigener Regie zu betreiben. Grundsätzlich wurde bei der Auswahl der jeweiligen Meßmethode neben der Zuverlässigkeit der Meßergebnisse besonderes Gewicht auf deren Preisgünstigkeit und leichte Handhabung gelegt.

Die Untersuchungen dokumentieren eindrucksvoll, daß Flechten als Bioindikatoren eine sinnvolle Ergänzung der punktförmig chemisch-physikalisch erhobenen Meßdaten des Lufthygienischen Überwachungssystems Niedersachsen, des TÜV oder vergleichbarer Institutionen sind. Sowohl über das passive wie über das aktive Biomonitoring werden biologisch relevante Aussagen über emittentenbezogene Belastungen von Luftschadstoffen gemacht. Umweltverträglichkeitsprüfungen werden wirkungsvoll ergänzt, indem über die

Flechten der Bezug eines integralen Immissionsspektrums zum Menschen in seiner Umwelt hergestellt wird.

Für die Stadt- und Flächennutzungsplanung wird neben lufthygienischem Wirkungskataster, Klimafunktionskarte und lufthygienischer Belastungskarte ein Instrumentarium zur Verfügung stehen, um ökologisch orientierte Planungsrichtlinien durchzusetzen und gleichermaßen gezielte Umweltfürsorge zu betreiben.

Summary: Lichen as an Instrument to Measure Air Quality in Active Biomonitoring. The method of lichen mapping in passive biomonitoring only produces results of past immission without allowing allocation of these to a definite time scale. The aim of lichen exposure in active biomonitoring is primarily to measure and evaluate the state of phytotoxic effects of ambient air pollutants. This method also helps to control and investigate those areas which offer no suitable trees and lichens. The criteria in this research are the changes of one or several possible parameters, all investigated over a defined time scale. The author compares the lichen before and after the exposure and draws conclusions and results from them. Only 7 of over 30 parameters proved to be useful, only three of the seven are practical. These are the optical assessment, the growth rate and the analysis of water soluble eluate. The results of investigation show impressively that lichen as bioindicators prove to be a supplement to chemicophysical measurements or other methods determining air quality. This method is relatively easy for successful handling of difficult measurements and can be carried through economically.

1 Einleitung

Es ist das charakteristische Merkmal jeder Bioindikation, daß Umwelteinflüsse in ihrer Gesamtwirkung über die Reaktion eines lebenden Organismus – in diesem Fall Flechte als Niedere Pflanze – zu erkennen und zu messen sind. Weder Modelle noch die Meßgrößen einzelner Stoffkomponenten können die Wirkungsebene Mensch so gut simulieren wie der lebende Organismus.

Seit langem ist bekannt, daß viele Flechtenarten empfindlich auf Luftverunreinigungen reagieren und sich aus von Schadstoffimmissionen betroffenen Gebieten zurückziehen (GRINDON 1859; NYLANDER 1866, zitiert in HAWKSWORTH, 1971). Die Gründe für die – verglichen mit höheren Pflanzen – gesteigerte Empfindlichkeit der Flechten gegenüber Luftschadstoffen sind vielfältig (LEBLANC 1971; RABE 1982):

- Die Abhängigkeit der Flechten von Niederschlägen für ihre Versorgung mit Wasser und Nährstoffen, an die sie sich durch die Fähigkeit, in besonders hohem Maße Substanzen aus der Atmosphäre zu akkumulieren, angepaßt haben. Vor allem das Fehlen einer schützenden Cuticula begünstigt eine ungefilterte und schnelle Aufnahme von Luftschadstoffen.
- Der geringe Chlorophyllgehalt ihres Thallus (1/5 bis 1/10 des Chlorophyllgehalts der Blätter Höherer Pflanzen). Die daraus resultierende niedrige Netto-Produktivität reduziert ihre Fähigkeit, sich nach Streß schnell wieder zu erholen.
- Ihr immergrüner Habitus, der sie gegenüber dem während der Wintermonate oft erhöhten Schadstoffgehalt der Luft anfällig macht.

Durch ihre Empfindlichkeit gegenüber Luftschadstoffen sind Flechten prädestiniert als Bioindikatoren. Dies sind „Lebewesen, die in sichtbarer Weise auf Umweltbelastung aufmerksam machen, oder die aufgrund von meßbaren Veränderungen Belastungssituationen aufzeigen" (HASELOFF 1982).

Gegenüber technischen Meßgeräten, die sehr genaue Aussagen über die aktuelle Konzentration eines gerade gemessenenen Stoffs zulassen, verfügen Bioindikatoren – neben den vergleichsweise geringen Kosten – über zwei wesentliche Vorteile:

- Sie registrieren nicht nur, sondern *reagieren* auf Schadstoffe und erlauben deshalb Aussagen über deren biologische Wirksamkeit.
- Sie liefern Informationen über die biologische Verträglichkeit vieler einwirkenden Belastungsfaktoren und berücksichtigen dabei nicht nur die Einzelkomponenten, sondern auch deren mögliche synergistische Wirkungen.

Erfolgt die Untersuchung von Umweltbelastungen durch Bioindikatoren kontinuierlich über einen längeren Zeitraum oder in periodischen Wiederholungen, spricht man von Biomonitoring.

Im Zusammenhang mit dem ökologischen Forschungsprogramm wurde nicht nur das gesamte Stadtgebiet von Hannover (NIEMEYER et al. 1988; NIEMEYER 1990), sondern – in Kooperation mit den Gemeinden im Landkreis Hannover – Garbsen (JAHNKE und NIEMEYER 1990), Uetze (FALLISCH und NIEMEYER 1991) sowie Seelze (JAHNKE und NIEMEYER 1991) lichenologisch aufgenommen und nach der sogenannten Luftgüte-Methode (RABE 1987) lufthygienisch eingeschätzt.

Dabei werden unterschiedliche Immissionsempfindlichkeiten verschiedener Flechtenarten auf einer Rasterfläche von 1 km^2 nach den Parametern Frequenz, Deckungsgrad und Vitalität zu einem Luftgüteindex verrechnet und in Form von Luftgütezonen kartographisch dargestellt. Die Gesamt-Immissionsbelastungen, die sich aus der Bewertung der Rasterflächen ergeben, werden umfassend interpretiert und führen schließlich zu Entscheidungshilfen bei Sanierungen und Umwandlungen, Vorsorgemaßnahmen, bzw. Empfehlungen bei Flächennutzungen und Neustrukturierungen sowie in Umweltverträglichkeitsprüfungen (UVP).

Über den Projektrahmen hinaus wurde mit Hilfe einer Nachkartierung ausgewählter Standorte die Entwicklung der Luftgüte in Hannover innerhalb der letzten drei Jahre dokumentiert. Gleichzeitig dienten die Ergebnisse des passiven Biomonitorings (Flechtenkartierung) der Absicherung der im Rahmen des aktiven Biomonitorings (Flechtenexposition) getroffenen Aussagen.

1.1 Flechten als Instrumentarium zur Beurteilung der Luftgüte im passiven Biomonitoring

Das passive Biomonitoring greift auf die natürlich vorkommende Flechtenvegetation zurück. Da die verschiedenen Flechtenarten unterschiedlich empfindlich auf Luftverunreinigungen reagieren (DÄSSLER und RANFT 1969), lassen sich durch die Kartierung der noch verbliebenen Flechtenflora Rückschlüsse auf die Luftqualität in diesem Gebiet ziehen (LEBLANC und DESLOOVER 1970; RABE 1987). Die auffallend enge Korrelation zwischen SO_2-Belastung der Luft und dem Auftreten einzelner Flechtenarten erlaubt es, anhand dieser „Kennarten" auf die mittleren SO_2-Winterkonzentrationen in diesem Gebiet zu schließen (HAWKSWORTH und ROSE 1970).

Darüber hinaus spiegeln sie wegen ihrer integrativen Reaktion über eine Vielzahl von Immissionskomponenten die Höhe der biologisch wirksamen Gesamt-Immissionsbelastungen wieder (RABE 1987, STUMPP und MÜCKE 1991).

Im Vorfeld des Gesamtprojektes wurde in Zusammenarbeit mit der Stadt Hannover die Kartierung epiphytischer Flechten im Stadtgebiet von Hannover zur wirkungsbezogenen lufthygienischen Raumbewertung im Rahmen des passiven Biomonitorings durchgeführt, indem die integrativen Reaktionen auf Luftschadtstoffe flächendeckend und kleinräumig differenzierend zur Darstellung der Immissionssituation genutzt wurden. Diese Ergebnisse sind in einer Datenbank des Umweltinformationssystems der Stadt gespeichert und jederzeit für

turnusmäßige Wiederholungserhebungen, Vergleiche mit der aktuellen Situation und zur biologischen Untermauerung der Klimadaten zugriffbereit.

Schließlich diente die durch die natürlich vorhandenen Flechten angezeigte Gesamtschadstoffbelastung der Luft als Grundlage für weitere, detailliertere Untersuchungen im aktiven Biomonitoring (Flechtenexposition) in kritischen und besonders ausgewählten für Hannover repräsentativen Bereichen.

Eine wichtige Komponente bestand in der engen Verknüpfung von Klimadaten sowie lufthygienischen Erhebungen aus dem Teilprojekt „Stadtklima und Lufthygiene", um die biologische Relevanz zu vertiefen. Sie erlaubt in Zukunft eine bessere kleinräumige Beurteilung der Belastungssituation im Stadtgebiet Hannover.

1.2 Flechten als Instrumentarium zur Beurteilung der Luftgüte im aktiven Biomonitoring

Die Verdrängung der Flechten aus den Industrie- und Ballungsräumen ist bereits so weit fortgeschritten, daß die Innenstadtbereiche vielfach keine oder nur noch eine stark reduzierte Flechtenvegetation aufweisen. Um auch in diesen „Flechtenwüsten" (SERNANDER 1926; zitiert in HAWKSWORTH 1971) auf Flechten als Bioindikatoren nicht verzichten zu müssen, werden beim aktiven Biomonitoring Flechten aus einem unbelasteten Gebiet an den Untersuchungsstandort transplantiert. Veränderungen an den exponierten Flechten, vor allem das Ausmaß, in dem Absterbeerscheinungen auftreten, sollen Aufschluß über den Grad der Schädigung und damit die Luftqualität am Standort (BRODO 1961; SCHÖNBECK 1968; STUMPP und MÜCKE 1991; VDI 1991) geben.

Die Quantifizierung der Schädigungen erfolgte zunächst durch den Vergleich von Photographien, die vor, während und nach Abschluß der 300-tägigen Exposition aufgenommen wurden (SCHÖNBECK 1969; KLEE und WARNS 1971; DJALALI 1974). Diese optische Bonitierung dokumentiert den allmählichen Chlorophyllverlust geschädigter Flechten, erlaubt jedoch keine Aussagen über die Vitalität exponierter Flechten zu einem Zeitpunkt, da an ihnen noch keine Absterbeerscheinungen sichtbar sind.

Zur Diagnose von Frühschäden wurden deshalb zusätzlich stoffwechselphysiologische Kriterien herangezogen; so ließ die Aktivität der sauren Phosphatase schon nach kurzer Expositionszeit – im Gegensatz zur optischen Bonitierung – den schädigenden Einfluß von Immissionen auf die exponierten Flechten erkennen (BAUER 1973). Schließlich gelang es, makroskopisch, lichtmikroskopisch (Größe, Teilungsrate und Plasmolysierungsgrad der Algenzellen) und physiologisch (Thallus-pH, Chlorophyllgehalt und Anteil phaeophytinisierten Chlorophylls) erkennbaren Wirkungen bestimmten SO_2-Konzentrationen zuzuordnen (LEBLANC und RAO 1973). Für den stark belasteten Raum Sudbury/Kanada konnten so bestimmte Schwellenwerte für akute (über 0.154 ppm SO_2), chronische (zwischen 0.087 und 0.154 ppm SO_2) und keine Schädigung (weniger als 0.042 ppm SO_2) an exponierten Flechten ermittelt werden. Mit Hilfe der Chloroplastenfluoreszenz wurde im Großraum Stuttgart in Zonen mit abnehmendem Flechtenbewuchs eine zunehmende Immissionsbelastung nachgewiesen (ARNOLD und KREEB 1976). Die eingesetzte Methode erwies sich als zuverlässiger als eine makroskopische Schadensbemessung. Sie wurde durch Einführung photometrischer Messungen verfeinert (KAUPPI 1980): Zunehmende Immissionsbelastung manifestierte sich durch eine kontinuierliche Zunahme der Fluoreszenz bei 644 und 656 nm, die makroskopisch unsichtbar blieb. Erst der Tod der Algen – begleitet von einem dramatischen Rückgang der Chloroplastenfluoreszenz – wurde durch Ausbleichen des Thallus angezeigt.

Da Flechten nicht nur auf Applikation sehr hoher SO_2-Konzentrationen (PEARSON und SKYE 1965), sondern auch auf Begasung mit relativ geringen SO_2-Konzentrationen (SHOWMAN 1972; BÖRTITZ und RANFT 1972; ARZANI 1974) und das Eintauchen in Sulfitlösungen relativ geringer Konzentration (HILL 1971; PUCKETT et al. 1973; TÜRK et

al. 1974) mit einer Verringerung ihrer Photosyntheseaktivität reagieren – ohne daß es zu einem sicht- oder meßbaren Chlorophyllabbau kommt –, lag es nahe, dieses Wirkungskriterium zur Indikation von Luftverunreinigungen heranzuziehen (SCHUMM 1975). Dabei ließen sich zwischen der Schadstoffbelastung der Luft und der Beeinträchtigung der apparenten Photosyntheserate deutliche Zusammenhänge aufzeigen, während die Atmung durch hohe SO_2-Belastung zunächst stimuliert wurde (FERRY und COPPINS 1979).

Durch den differenzierten Einsatz verschiedener Wirkungsparameter (neben CO_2-Gaswechsel und Chlorophyllgehalt auch pH-Wert, Leitfähigkeit und Elementkonzentration extrahierter Thalli nach Abschluß der Exposition) konnte in Oulu/Finnland der Einfluß einer Düngemittelfabrik auf die Vitalität exponierter Flechten eindeutig nachgewiesen werden (KAUPPI 1976). Die verschlechterte Luftqualität ließ sich besonders gut anhand der gesteigerten Leitfähigkeit sowie erhöhter Fluorid-, Kalium- und Calciumgehalte im Flechtenthallus dokumentieren. Während in Oulu jedoch mit zunehmender Staubdeposition die Chlorophyllgehalte der Flechten noch anstiegen und ihre Photosyntheseleistungen nicht beeinträchtigt wurden, diente in Stuttgart die Hemmung der CO_2-Fixierungsrate exponierter Flechten als Maß für die Staubbelastung der Luft (SCHUMM und KREEB 1979). Das unterschiedliche Wachstum exponierter Flechtenthalli erwies sich im Vergleich zur Photosyntheserate jedoch als das sensiblere Wirkungskriterium (WIETSCHORKE et al. 1985).

Bei allen bisherigen Untersuchungen wurden die Messungen am Ende einer mehrmonatigen Expositionsperiode vorgenommen. In Salzburg wurde erstmals der Versuch unternommen, die nach kurzen (vierwöchigen) Expositionsintervallen ermittelten Veränderungen des CO_2-Gaswechsels mit der zu dieser Zeit vorliegenden SO_2-Konzentrationen der Luft zu korrelieren (CHRIST und TÜRK 1982). Gleichzeitig wurde der Einfluß klimatischer Faktoren auf den Gaswechsel der exponierten Flechten untersucht. Zwischen SO_2-Belastung an den einzelnen Expositionsstandorten und der CO_2-Fixierungsrate der dort exponierten Flechten ließ sich eine signifikante negative Korrelation nachweisen, während zwischen SO_2-Konzentration und Respirationsrate kein Zusammenhang bestand. Hohe Luftfeuchtigkeit führte zu einer gesteigerten Photosyntheseaktivität der Flechten, die leichte Reduktion der Photosynthese nach lang anhaltender Trockenheit war stets reversibel. Da sich durch kurzfristig anhaltende subletale SO_2-Konzentrationen gestreßte Flechten bei erhöhtem Feuchtigkeitsangebot schneller erholen können, sind in nur mäßig belasteten Gebieten die Klimafaktoren für das Überleben der Flechten demnach von großer Bedeutung.

In jüngerer Zeit wurde in einer Reihe von Städten Flechtenexpositionen vorgenommen. In Linz waren nach vier Wochen die meisten Flechten bereits abgestorben (HEBER et al. 1991); In Bratislava und Wien wurden neben der optischen Bonitierung auch physiologische Untersuchungsverfahren (CO_2-Gaswechsel) eingesetzt (JOHANN 1991; PISÚT und LACKAVICOVÁ 1991) Die im Innenstadtbereich exponierten Flechten zeigten außerdem deutlich erhöhte Schwefel- und Fluoridkonzentrationen.

2 Zielsetzung

2.1 Methodische Weiterentwicklung der Flechtenexposition

Die flächendeckende Flechtenkartierung von 1987/88 (NIEMEYER et al. 1988, NIEMEYER 1990) erfaßte nicht das gesamte Stadtgebiet von Hannover. Bewaldete und baumfreie Gebiete konnten nicht kartiert werden. Eine sich anschließende Flechtenexposition sollte eine Einschätzung der Luftqualität auch in diesen Gebieten ermöglichen. Dabei sollte die bisher übliche Methode der Flechtenexposition überarbeitet werden. An die Seite der optischen Bonitierung anhand sichtbarer Schädigungen sollten physiologische Untersuchungsmethoden gestellt werden, die es erlauben, zu einem früheren Zeitpunkt als bisher Aussagen über die Flechtenvitalität zu treffen. In diesem Zusammenhang galt es, eine Reihe von Methoden zu

entwickeln, die in regelmäßigen Meßintervallen an ausgewählten Standorten Auskunft über die Vitalität der Flechten geben konnten. Diese Standorte sollten repräsentativ für typische Bebauungsstrukturen und Nutzungsformen sein. Außerdem sollten Bereiche, in denen die Flechtenkartierung zu keinen oder widersprüchlichen Aussagen gelangte, untersucht werden. Über den gesamten Expositionszeitraum integriert sollten die verschiedenen Standorte mit den ihnen eigenen Belastungsfaktoren hinsichtlich ihrer Wirkung auf die Flechtenvitalität charakterisiert werden.

Da nur eine begrenzte Anzahl von Flechtenthalli zur Verfügung stand, mußten die Methoden *in vivo* ohne Zerstörung des Gewebes anwendbar sein. Die Relevanz verschiedener physiologischer Vitalitätskriterien sollte mit Hilfe der gleichzeitig an einer Reihe von Expositionsstandorten erfaßten Klima- und Depositionsdaten erfaßt werden. Die Wirkung der einzelnen Milieuparameter auf die Vitalität sollte durch Regressionsanalysen quantifiziert werden, um später auch an Standorten, an denen keine technisch-physikalichen Messungen durchgeführt wurden, Aussagen über die Luftgüte zu ermöglichen. Gleichzeitig sollten kurzfristige Belastungssistuationen, die nicht zu permanenten Flechtenschädigungen führten, schneller und präziser erkannt werden als es alleine eine optische Bonitierung vermag.

2.2 Einbindung bisheriger Kritik

Ein weiteres Ziel der vorliegenden Untersuchung war es, Kritikpunkte am Expositionsverfahren aufzugreifen und – sofern möglich – bei der Weiterentwicklung der Expositionsmethode zu berücksichtigen.

Die Methode der Flechtenexposition ist nicht unumstritten. Als Nachteile werden häufig genannt:

- Bei der Exposition werden die natürlichen Standortfaktoren vernachlässigt. An unterschiedliche Standorte angepaßte „Ökotypen" (HARRIS 1971) derselben Art können Wirkungen zeigen, die für immissionsbedingt gehalten werden, in Wirklichkeit jedoch nur den unterschiedlichen Grad der Anpassung der Flechten an die Umweltbedingungen ihres neuen Standorts reflektieren. Die nachgewiesenen Schäden stellen somit Transplantations-, nicht aber Immissionsschäden dar (JAHNS und OTT 1983).
- Unterschiedlich große und damit unterschiedlich alte Flechten besitzen nicht die gleiche Empfindlichkeit gegenüber Schadstoffen. Das Absterben einzelner Flechtenthalli kann altersbedingt sein (JÜRGING 1975; SCHUSTER 1985).
- Durch optimale Wasserversorgung können Immissionsschäden kompensiert werden (JAHNS 1982).
- Ausgetrocknete Flechten sind gegenüber Immissionen weitgehend unempfindlich (TÜRK und WIRTH 1974). Sie können während längerer Trockenphasen also nicht für die Indikation herangezogen werden (RABE 1980).
- Für die Schädigung der exponierten Flechten wird meist ein einzelner Faktorenkomplex oder gar nur ein einzelner Schadstoff (SO_2) verantwortlich gemacht. Das Prinzip der Bioindikatoren sei es jedoch gerade, die Wirkung aller einflußnehmenden Faktoren zu integrieren und auf die Gesamtheit aller zu reagieren (MÜLLER 1981; SCHUSTER 1985).
- Wiederholungsmessungen am gleichen Standort ergaben vermutlich aufgrund unterschiedlicher Großwetterlagen in aufeinanderfolgen Jahren sehr unterschiedliche Ergebnisse (HEIDT und KEHLBERGER 1983).
- Im Gegensatz zu Untersuchungen der natürlich vorkommenden epiphytischen Flechtenvegetation wird durch die Flechtenexposition nur die Imissionssituation während des Expositionszeitraumes reflektiert. Wenn die Ergebnisse der Bioindikation mit Flechten für städtebauliche Planungen genutzt werden sollen, sei die Kenntnis der langfristigen mittleren Immissionsbelastung wichtiger als eine Information über die momentane Belastung (RABE 1990).

2.3 Relevanz der Untersuchungen

Da die Methoden der physiologischen Bonitierung exponierter Flechten oftmals sehr aufwendig sind, hat sich für den routinemäßigen Einsatz im Rahmen des aktiven Biomonitorings bisher nur die optische Bonitierung durchgesetzt (VDI 1991). Sie wird an sechs Stationen in Baden-Württemberg im Rahmen eines immissionsökologischen Wirkungskatasters eingesetzt und dokumentiert seit zehn Jahren die Wirkung von Luftschadstoffen (Landesanstalt für Umweltschutz in Baden-Württemberg 1990): Oft wurden hohe SO_2-Konzentrationen durch hohe Flechtenabsterberaten reflektiert.

Die Kartierung der epiphytischen Flechtenvegetation zur Ermittlung der Luftgüte in Hannover (NIEMEYER et al. 1988, NIEMEYER 1990) zeigte kleinräumig die integrierte Wirkung auf, die die Gesamtheit aller Milieubedingungen auf die natürliche Flechtenflora ausübt. Die Frage, welche Standortfaktoren im einzelnen dies sind und in welchem Maße sie an der beobachteten Gesamtwirkung beteiligt sind, wurde nicht beantwortet. Durch aktives Biomonitoring, d. h. die gezielte Exposition von Flechten an ausgewählten Standorten im Stadtgebiet, sollte versucht werden, diese Frage zu beantworten.

Einerseits ist die Luft in Hannover in relativ geringem Maße mit Schadstoffen belastet (Niedersächsisches Umweltministerium 1988), andererseits bewegte sich der an sechs Meßstationen erfaßte Jahresmittelwert während der letzten zehn Jahre für SO_2 und NO_2 zwischen 40 und 45 $\mu g \cdot m^{-3}$. Für Staub sank der Jahresmittelwert von 60 auf etwa 50 $\mu g \cdot m^{-3}$. Während der Winterhalbjahre sind die mittleren SO_2-Konzentrationen auf etwa 60 $\mu g \cdot m^{-3}$ angestiegen.

Aus diesem Grund schien die Blattflechte *H.p.*, die an der südlichen Peripherie Hannovers noch natürlich, wenn auch selten und in Kümmerformen vorkommt (NIEMEYER et al. 1988), der ideale Testorganismus: Einerseits empfindlich genug, daß mögliche Wirkungen erkenn- und quantifizierbar sind, andererseits so robust, daß eine Langzeitbeobachtung möglich ist.

Bei den Laboruntersuchungen, die die große Empfindlichkeit von Flechten gegenüber Luftschadstoffen (meistens SO_2 oder Sulfitlösungen) eindrucksvoll demonstrierten, wurden allersdings Konzentrationen eingesetzt, die um den Faktor 100 bis 50 000 über den in Hannover selbst bei Wintersmog vorherrschenden Immissionsverhältnissen lagen (PEARSON und SKYE 1965; PEARSON und HENRIKSSON 1981; GRACE et al. 1985).

Selbst Konzentrationen, die als „relativ gering" gelten, lagen noch um den Faktor 10 über den in Hannover gemessenen Immissionen (TÜRK et al. 1974; PUCKETT et al. 1977; PUNZ 1979). In einer der wenigen Arbeiten, die die Empfindlichkeit von Flechten gegenüber umweltrelevanten Schadgaskonzentrationen untersuchte, wurde kein signifikanter Einfluß von 118, 254 und 353 $\mu g \cdot m^{-3}$ Ozon auf die Photosynthese- und Stickstoffixierungsraten von *Lobaria pulmonaria* festgestellt (SIGAL und JOHNSTON 1986). Die Flechten der Gattung *Lobaria* gelten als sehr empfindlich und sind Anzeiger reiner Luft (HAWKSWORTH und ROSE 1970; GILBERT 1991). Darüber hinaus führte eine SO_2-Applikation in umweltrelevanter Konzentration bei Flechten der Gattung *Cladonia* und *Parmelia* zu Steigerungen der Photosynthese (PUCKETT et al. 1973; BEEKLEY und HOFFMAN 1981; COXSON 1988). In sechzigtägigen Begasungsversuchen ließ sich bei *Hypogymnia physodes* keine Schädigung der Membranen durch umweltrelevante SO_2-Konzentrationen nachweisen (ZORN 1991).

Deshalb schien es zunächst zweifelhaft, ob unter den für Hannover geltenden Rahmenbedingungen (relativ geringe Schadstoffgehalte der Luft, diffuse Schadstoffverteilung, gute Durchlüftung) ein aktives Biomonitoring mit der Flechte *Hypogymnia physodes* überhaupt möglich war. Nachdem jedoch in Voruntersuchungen festgestellt wurde, daß an verschiedenen Standorten exponierte Flechtenthalli innerhalb eines halben Jahres Wirkungen zeigten, wurde ein Instrumentarium entwickelt, diese Wirkungen präzise, differenziert und so früh wie möglich zu diagnostizieren.

Bei der Auswahl und Entwicklung der Methoden wurde – neben der schonenden Behandlung der Exponate während der notwendigen Messungen – besonderes Gewicht auf die leichte Anwendbarkeit gelegt. So sollte dem in Hannover zuständigen Umweltamt später die Möglichkeit gegeben werden, die Untersuchungen fortzuführen und ein eigener Regie ein flächendeckendes Immissions-Wirkungskataster zu erstellen.

Die Einbeziehung vieler Methoden sollte es ermöglichen, aus einem breit gefächerten Spektrum von Wirkungskriterien diejenigen herauszufiltern, die besonders geeignet schienen, die Wirkung der Umweltfaktoren auf die Flechtenvitalität widerzuspiegeln. Die Auswahl sollte mit Hilfe von Klima- und Depositionsdaten geschehen, die vom Geographischen Institut der Universität Hannover an den Expositionsstandorten erfaßt wurden. Diese „Milieuparameter" sollten in Regressionsanalysen gegen die verschiedenen Vitalitätsparameter verrechnet werden, um mit Hilfe dieser „Kalibrierung" (HERZIG et al. 1987)

- die Abhängigkeit der untersuchten physiologischen Parameter von den einzelnen Standortfaktoren quantitativ zu erfassen und
- durch eine sinnvolle Kombination verschiedener physiologischer Parameter („Differentialdiagnostik") die Möglichkeit zu schaffen, anhand physiologischer Untersuchungen von Flechtenexponaten Aussagen über die Luftgüte an dem jeweiligen Standort zu treffen.

Um nicht nur Aussagen über den konkreten Expositionsstandort zuzulassen, sollte am Ende der Untersuchungen ein anhand aller Daten ermitteltes Modell stehen, das es erlaubt, anhand von Flechtenexponaten Aussagen über die Luftgüte an Standorten zu machen, für die weder Klima- noch lufthygienische Daten zur Verfügung stehen.

3 Material und Methoden

3.1 Herkunft und Akklimatisation der Flechten

Die für die Untersuchung eingesetzten Thalli der epiphytischen Flechte *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. stammten aus dem Naturschutzpark Lüneburger Heide (100 km nördlich von Hannover). Um die Flechten während der Messungen nicht durch Berührung zu schädigen, wurden sie vorsichtig von der Borke kurz zuvor umgestürzter Eichen (*Quercus robur* L.) entfernt und mit Hilfe von Perlonschnur (0,4 mm) sowie Markierungsnadeln auf Flaschenkork (40 mm) befestigt. Der pH-Wert dieses künstlichen Substrats entsprach mit 4,2 in etwa dem für *Hypogymnia physodes* optimalen Borken-pH (4,5). 200 Flechtenthalli wurden auf einem Holzgestell für einen Zeitraum von drei Monaten in Richtung Norden exponiert (VDI 1991).

Um der Frage nachzugehen, ob die langwierige Akklimatisationsperiode notwendig ist oder ob sie durch physiologische Voruntersuchungen zu Beginn der Exposition ersetzt werden kann, wurden 40 Thalli vor Beginn und nach Ende der Akklimatisationsperiode physiologisch (CO_2-Gaswechsel) untersucht.

30% ungeeigneter Flechten trotz physiologischer Selektion ließen eine der Exposition vorangehende Akklimatisationsphase als sinnvoll erscheinen.

3.2 Kulturbedingungen und Selektion

Nach Ablauf der Akklimatisationsphase wurden die Flechten während der sich anschließenden Selektionsphase in einem Klimaschrank (Tritec) bei wechselnden Feuchte- und Lichtverhältnissen kultiviert: Tagsüber bei 15 °C, 93% relativer Luftfeuchte und 75 $\mu E \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$, nachts bei 10 °C und 50 bis 60% relativer Feuchte (12-stündiger Tag-Nacht-Rhythmus). Unter diesen Bedingungen bleiben die physiologischen Leistungen (Photosynthese) über mindestens 14 Tage stabil (NOWAK 1974). Im Labor wurde zunächst das Gewicht der einzelnen Thalli bestimmt.

Thalli mit einem Trockengewicht zwischen 0,05 und 0,10 g in optisch einwandfreiem Zustand, d. h. ohne Nekrosen, brüchige oder aufgewölbte Lobenenden, wurden für die Exposition ausgewählt. Ihnen wurde der Höchstwert 100 (100% ungeschädigter Thallusfläche) zugeordnet. Bei den späteren optischen Bonitierungen wurde die – mit bloßem Auge geschätzte – geschädigte Fläche [%] von diesem Wert subtrahiert.

Um Veränderungen an den exponierten Flechten zu dokumentieren, wurden sie alle vier Monate photographiert (Pentax SFXn mit Makro-Objektiv SMC Pentax-F; 1:2,8; 100 mm). Mit Hilfe dieser Photographien wurde die relative Thallusfläche gravimetrisch bestimmt.

3.3 CO_2-Gaswechselmessungen

Um den apparativen und finanziellen Aufwand zu begrenzen und die CO_2-Gaswechselmessungen auch für städtische Ämter anwendbar zu machen, wurde auf die kolorimetrische Methode von Ålvik (LANGE 1956) zurückgegriffen:

In einem abgeschlossenen Raum stellt sich über einer Natriumbikarbonat-Kaliumchloridlösung ein CO_2-Partialdruck ein, der von der Konzentration der Lösung und der Temperatur abhängig ist. Jedem CO_2-Partialdruck ist ein bestimmter pH-Wert der Lösung zugeordnet. Wird durch eine lebende Pflanze diesem System CO_2 entzogen oder zugefügt, ist damit eine Veränderung des pH-Wertes verbunden: Durch Photosynthese wird die Lösung alkalischer, Atmung macht sie saurer. Mit Hilfe von Kresolrot als Indikator (im Sauren gelb, im Alkalischen violett) läßt sich diese Reaktion verfolgen und quantitativ auswerten.

Einen Tag vor den Messungen wurden die Flechten in die Meßküvetten (Volumen 30 ml) eingesetzt. Am nächsten Morgen wurden sie belichtet (105 $\mu E \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$, 15 °C) und über die Schnelligkeit des Farbumschlags der pH-Indikatorlösungen in den Meßküvetten die CO_2-Fixierungsrate (APS) der einzelnen Flechtenthalli nach folgender Formel berechnet:

$$APS = \frac{(\text{mg } CO_{2pH2} - \text{mg } CO_{2pH1}) \cdot \text{Küvettenvolumen} \quad [\text{mg } CO_2]}{(t_1 - t_2) \cdot TG \quad [h] \cdot [g]}$$

Dabei entspricht mg CO_{2pH1} die dem pH-Wert zu Beginn der Messung zuzuordnende CO_2-Menge im Reaktionsraum und mg CO_{2pH2} die dem pH-Wert zuzuordnende CO_2-Menge im Reaktionsraum am Ende der Messung. $(t_2 - t_1)$ ist die Meßdauer in Stunden und TG das Trockengewicht der Flechte in g. Um Temperatureffekte (vermeintliche Photosynthese durch Erwärmen der Reaktionslösung) zu erkennen, wurde stets eine Nullprobe (Korken ohne Flechte) mitgemessen.

Hatte der Farbindikator eine pH-Änderung von etwa 7.4 nach 8.4 angezeigt, galt die Messung als beendet. Die Flechten wurden dunkel gestellt und der Farbumschlag des Indikators zurück von violett über rot nach gelb beobachtet. Die dadurch angezeigte Dunkelatmung wurde nach der gleichen Formel wie die Photosynthese berechnet.

Die Summe aus apparenter Photosyntheserate und Dunkelatmungsrate gab die einer direkten Messung nicht zugängliche reelle Photosyntheserate wieder. Der Quotient aus reeller Photosyntheserate und Dunkelatmungsrate ist der ökonomische Koeffizient der Photosynthese (LARCHER 1984). Er ist ein Maß für die Effizienz der Photosynthese und gibt an, wieviel von der photosynthetischen Gesamteinnahme die Pflanzen für die eigene Atmung abzweigen müssen.

Um den störenden Einfluß der Witterung auf den CO_2-Gaswechsel zu messender Flechten so weit wie möglich zu eliminieren, wurden die Thalli vor Beginn der Untersuchungen mindestens 24 h im Klimaschrank bei 15°C und 100% relativer Luftfeuchte vorbehandelt (CHRIST und TÜRK 1982).

3.4 Untersuchungen der Membranpermeabilität

Ein Verlust an Elektrolyten und ein verstärkter K^+-Efflux sind Anzeichen für Membranschädigungen (FIELDS 1988). Um Beeinträchtigungen der Membranpermeabilität zu erkennen, wurden die Flechten für zunächst eine Minute in 30 ml Aqua dest. gewaschen, um oberflächlich anhaftenden Staub und Schmutz zu entfernen. Anschließend wurden sie für 20 Minuten mit 30 ml Aqua dest. eluiert. Da sich der Leitwert von Flechteneluaten asymptotisch einem Grenzwert nähert, den er auch nach zwei Stunden Auswaschzeit noch nicht erreicht hat – nach 20 Minuten jedoch bereits 60 bis 70% der maximalen Leitfähigkeit erreicht waren – wurde darauf verzichtet, die Flechtenthalli vollständig auszuwaschen. Um ein zu starkes und damit schädigendes Auswaschen cytoplasmatischer Inhaltsstoffe zu vermeiden, wurden die Flechten nicht lufttrocken eluiert, da in diesem Zustand die Membranpermeabilität drastisch erhöht ist (SIMON 1974), sondern stets bei einem Wassergehalt von etwa 0,5 ml $\cdot$ gTG^{-1}. So konnten Schäden weitgehend vermieden (BUCK und BROWN 1979) und die Untersuchungen alle vier Wochen wiederholt werden.

Um Aussagen sowohl über Art und Menge der auf die Thalli einwirkenden Immissionen als auch über deren biologische Wirkung machen zu können, wurden das Spülwasser, das den oberflächlich anhaftenden Schmutz enthielt, und das nach zwanzig Minuten Auswaschen gewonnene Thalluseluat getrennt analysiert. Zusätzlich wurde ein auf jeder Tafel befestigter Korken ohne Flechte als Bezugswert ausgewaschen. Die ermittelten Werte wurden zur Korrektur der in den Thalluseluaten bestimmten Gehalte herangezogen. Insgesamt gab es bei den Auswaschversuchen je vier Teilergebnisse:

- Gehalt nach einminütiger wäßriger Extraktion der Thalli (1')
- Gehalt nach anschließendem zwanzigminütigen Auswaschen der Thalli (20')
- um den Kontrollkorken korrigierter Gehalt nach einminütigem Abspülen der Thalli (Δ1')
- um den Kontrollkorken korrigierter Gehalt nach zwanzigminütigem Auswaschen der Thalli (Δ20')

Durch diese Versuchsanordnung sollte geklärt werden, ob eher äußerliche Deposition (1') auf dem Thallus oder die echte Membranschäden anzeigende Auswaschung des Zellinhalts (Δ20') geeignet war, Belastungssituationen anzuzeigen.

Die Eluate wurden auf Leitfähigkeit, pH-Wert, Kaliumgehalt und Calciumgehalt untersucht. Zur Quantifizierung des akkumulierten und wäßrig auswaschbaren Gesamtelektrolytgehalts wurde die Leitfähigkeit [$mS \cdot gTG^{-1} \cdot ml^{-1}$] der Thalluseluate bestimmt. Der pH-Wert als kennzeichnende Größe des akkumulierten und auswaschbaren sauren Anteils am Fremdstoffeintrag wurde direkt im Eluat gemessen. Aus dem Zellinneren ausgewaschenenes Kalium als sensibler Indikator für Membranschädigungen wurde flammenphotometrisch bestimmt (Eppendorf 701A). Der Calciumgehalt [$\mu mol \cdot gTG^{-1}$] der Thalluseluate sollte Auskunft über die Deposition basischer Flugstäube geben und wurde mit dem Atomabsorptionsspektralphotometer (Philips PU9100X) bestimmt.

3.5 Exposition der Flechten

Die Flechtenexpositionstafeln aus unbehandeltem Fichtenholz wurden ab Mitte 1990 an 14 verschiedenen Standorten im Stadtgebiet von Hannover in etwa 1,5 bis 2,0 m Höhe in Richtung Norden (VDI 1991) exponiert. Die Standorte sollten möglichst gleichmäßig über das Stadtgebiet verteilt sein und typische Bebauungsstrukturen einer Großstadt mit ihren unterschiedlichen Nutzungen repräsentieren.

Die Standorte im einzelnen:

0. Lüneburger Heide: Kontrolltafel mit in das Entnahmegebiet zurücktransplantierten Flechten, die den Einfluß von dem Streß dokumentieren sollte, der mit der Entnahme und Exposition in fremder Umgebung verbunden war.

1. Georgengarten: Stadtpark mit lichtem Baumbestand.
2. Herrenhausen: Universitätsgelände, dem Georgengarten benachbart, das intensiver landwirtschaftlicher Nutzung unterliegt.
3. Eilenriede: Stadtwald, der dem passiven Biomonitoring mit Flechten nicht zugänglich ist.
4. Brinker Hafen: Industriegebiet am Mittellandkanal.
5. Innenstadt: Dienstleistungszentrum mit hoher Verkehrsdichte und hohem Versiegelungsgrad.
6. Südstadt: Wohngebiet in der Birkenstraße mit dichter Blockbebauung.
7. Misburg: Vorort im Osten Hannovers, früher durch Zementwerke belastet, erhielt im Rahmen des passiven Biomonitorings mit Flechten sehr widersprüchliche Luftgütewerte, deren Interpretation schwierig war.
8. Nordstadt: ein sehr vielfältiger, von Industrie, Handwerk und Wohnbereichen gleichermaßen geprägter Stadtteil.
9. Roderbruch: Trabantenstadt im Nordosten Hannovers mit mehrgeschossiger Wohnbebauung.
10. Ricklingen: Vorortsiedlung im Südwesten Hannovers mit lockerer Wohnbebauung.
11. Kronsberg: letzte große landwirtschaftlich genutzte Freifläche im Stadtgebiet, die im Rahmen der EXPO 2000 teilweise bebaut werden soll.
12. Bockmerholz: sich östlich an den Kronsberg anschließendes Waldgebiet, das im Rahmen des passiven Biomonitorings mit Flechten sich widersprechende Luftgütewerte erhielt.
13. Südliche Leineaue: regelmäßig im Frühjahr von der Leine überflutetes Gebiet im Süden Hannovers mit für das Wachstum von Flechten günstigen mikroklimatischen Voraussetzungen.
14. Nördliche Leineaue: Pendant zur südlichen Leineaue mit ebensolchen mikroklimatischen Bedingungen, doch in unmittelbarer Nachbarschaft von großen Industriebetrieben.

Die Tafeln wurden alle 4 Wochen von ihrem Standort entfernt und die darauf exponierten Flechten im Labor physiologisch und optisch auf ihre Vitalität untersucht.

3.6 Klima- und lufthygienische Daten.

Um die Ergebnisse der physiologischen Messungen mit Klima- und lufthygienischen Daten vergleichen zu können, wurde eine Reihe von Tafeln an den vom Geographischen Institut der Universität Hannover errichteten Klimameßstationen oder an der Route der von diesem Institut durchgeführten Meßfahrten exponiert. Eine Tafel („Misburg") wurde direkt auf einem Meßcontainer des Niedersächsischen Landesamtes für Immissionsschutz installiert. Für die in das Entnahmegebiet zurücktransplantierten Flechten der Kontrolltafel („Lüneburger Heide") standen keine Klima- und lufthygienischen Daten zur Verfügung. Von den an den Klimameßstationen erfaßten Parametern wurden als relevant für die Vitalität der Flechten Temperatur und relative Luftfeuchtigkeit (Tagesdurchschnittswerte, jeweils in zwei Meter Höhe) sowie der Niederschlag in die Untersuchungen einbezogen. Die trockene und nasse Deposition wurde nach dem SAM- und Bergerhoff-Verfahren ermittelt. Das Meßnetz hatte – nach TA Luft – eine Maschenweite von 1 km, die Filter und Gefäße wurden jeweils einen Monat exponiert. Die Standorte der Flechtenexponate waren nur in wenigen Fällen mit denen der Depositionsmeßstationen identisch. Für die Regressionsanalysen zwischen physiologischen und Depositionsdaten wurden die Meßwerte der nächstgelegenen Depositionsmeßstation benutzt, die bis zu 500 m entfernt sein konnte.

3.7 Verrechnung der Daten

Grundsätzlich wurde das arithmetische Mittel der Meßergebnisse aller neun Flechten einer Tafel ± Standardabweichung erfaßt und in dBase-Datenbanken gespeichert. Die Standardabweichung betrug im Mittel zwischen 25 und 33%. Die Signifikanz einzelner Ergebnisse wurde mit dem t-Test untersucht.

Die Regressionsanalysen wurden mit dem Statistikprogramm SPSS/PC$^+$ durchgeführt. Dabei wurden die Klima- und Depositionsdaten (Milieuparameter) als unabhängige, die physiologischen Untersuchungsergebnisse (Systemparameter) als abhängige Variablen benutzt. In den entsprechenden Tabellen wurde der Determinationskoeffizient (Bestimmtheitsmaß) angegeben, der ausdrückt, wieviel Prozent der Variation der abhängigen Variable durch die Variation der unabhängigen Variable erklärt werden kann. Eine signifikante Abhängigkeit der System- von den Milieuparametern wurde dann angenommen, wenn der Determinationskoeffizient r^2 sich mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von Ó < 0.05 (einfache Regression) bzw. Ó < 0.001 (multiple Regression) von Null unterschied.

4 Ergebnisse

4.1 Das Untersuchungsgebiet

Die niedersächsische Landeshauptstadt Hannover liegt im Süden der norddeutschen Tiefebene etwa 55 m über NN (52°22' N, 9°44' O). Mit ihren höchsten natürlichen Erhebungen, dem Kronsberg (105 m) im Osten und dem Lindener Berg (89 m) im Südwesten, ist sie topographisch wenig gegliedert. Hannover umfaßt eine Fläche von 204 km^2, ein Drittel davon ist bebaut. 19% der Fläche werden für Landwirtschaft und Gartenbau genutzt, 25% sind Grünanlagen, 15% Verkehrsflächen und etwa 3% werden von Gewässern bedeckt.

Hannover zeichnet sich im Vergleich zu anderen Großstädten durch einen sehr gemäßigten Jahresgang der Lufttemperatur aus. Es gibt relativ wenige heiße Tage und selten sind die Nächte wärmer als 15 °C. Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt 8,6 °C, der heißeste Monat ist im zwanzigjährigen Mittel der Juli mit 16,9°C, am kältesten ist es im Januar und

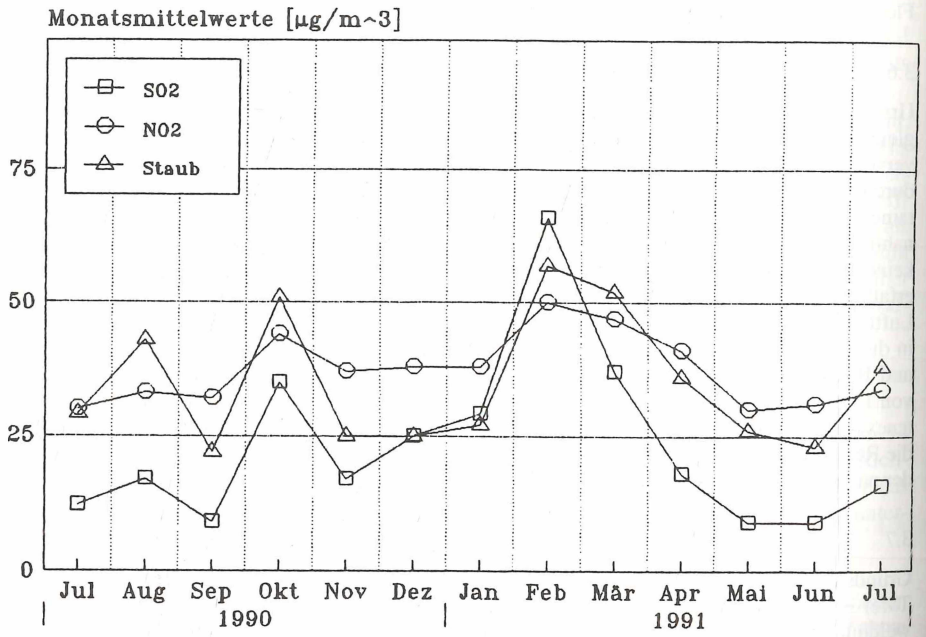


Abb. 1: Jahresgang der Emmissionen an der LÜN-Station Hannover-City

Februar mit 0,2 °C. Die relative Luftfeuchtigkeit in Hannover ist überdurchschnittlich hoch (Jahresmittel 81%, Maximum im Dezember mit 89%, Minimum im Juni mit 72%). Die jährlichen Niederschlagsmengen (664 mm) sind durchschnittlich.

Durch den häufigen Regen und die gute Durchlüftung durch den Wind werden gasförmige Stoffe schnell verteilt und deren Konzentration vermindert (STOCKMANN 1981). Die Immissionsbelastung in Hannover war demzufolge relativ gering (Abb. 1).

Im Oktober 1990 kam es zu 13 austauscharmen Wetterlagen (jeweils um 12.00 Uhr), die jedoch zu keiner starken Schadstoffanreicherung führten (Niedersächsisches Umweltministerium 1990). Im Februar 1991 führten Inversionen an allen Expositionsstandorten zu kurzfristig hoher SO_2-(Sulfat)-belastung (Tab. 1). Im Gegensatz dazu lag das Maximum der Nitrat, Chlorid- und Staubdeposition in den Sommermonaten.

Tab. 1: Deposition [$mg \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$] an den Standorten der Flechtenexpositionstafeln. Angegeben sind die aus den monatlichen Messungen ermittelten Jahresmittelwerte (n = 12); in Klammern der Maximalwert und der Monat, in dem er gemessen wurde. Die Standardabweichung entsprach wegen der starken Schwankungen der Meßwerte innerhalb eines Jahres etwa den Mittelwerten, auf ihre Angabe wurde verzichtet (nd = kein Meßwert vorhanden).

Tafel	Sulfat (Februar)	Nitrat (Juni)	Chlorid (Juni)	Staub (Sommer)
0	nd	nd	nd	nd
1	7.3(21.2)	1.18(2.52)	5.09(17.66)	51.4(101.2)
2	8.4(29.2)	1.02(5.32)	4.43(14.68)	125.8(303.0)
3	4.9(17.8)	0.86(3.55)	5.71(22.85)	167.1(304.7)
4	10.8(35.8)	1.07(3.56)	4.71(16.55)	124.7(253.8)
5	5.9(17.2)	1.02(2.47)	4.86(16.97)	103.0(170.2)
6	6.7(16.2)	0.92(2.86)	6.45(13.85)	173.1(263.8)
7	9.6(35.2)	0.79(nd)	3.14(nd)	58.2(91.7)
8	9.4(35.6)	0.78(1.50)	3.54(12.77)	230.8(843.0)
9	6.8(26.7)	0.95(2.04)	4.22(15.78)	114.1(438.3)
10	6.8(29.2)	1.80(10.28)	5.95(38.22)	143.7(1135.8)
11	13.1(54.1)	1.04(1.24)	3.75(9.63)	70.9(256.0)
12	nd	nd	nd	nd
13	9.6(25.7)	1.22(3.99)	4.78(20.70)	91.4(207.9)
14	9.2(34.1)	0.89(nd)	3.93(9.30)	163.9(285.5)

4.2 Ermittlung der Flechtenvitalität an den Expositionsstandorten

Die optisch wahrnehmbaren Vitalitätskriterien zeigten nur selten eine signifikante Abhängigkeit von den Milieuparametern, während die in Verbindung mit dem CO_2-Gaswechsel ermittelten Werte in erster Linie von den Klimafaktoren bestimmt wurden.

Im Gegensatz dazu waren die mit Hilfe der Thalluseluate gefundenen Vitalitätskriterien sehr häufig signifikant mit der Temperatur und der Sulfatdeposition korreliert. Grundsätzlich zeigten dabei die 1'-Werte stärkere Abhängigkeiten von den Außenfaktoren als die eher den Thallusefflux reflektierenden Δ20'-Werte.

Um nicht nur für einzelne Expositionsstandorte Aussagen über die Luftqualität zuzulassen, sondern die Übertragbarkeit der Methoden auf das gesamte Stadtgebiet zu gewährleisten, wurden in einfachen Regressionsanalysen die System- und Milieuparameter aller Standorte

gegeneinander verrechnet. So war es möglich, die relevanten Wirkungskriterien, die an allen Standorten signifikante Abhängigkeiten von den Umweltfaktoren aufwiesen, zu erkennen und für die Ermittlung der Flechtenvitalität heranzuziehen. Der Preis für die damit erzielte Übertragbarkeit der Ergebnisse war eine Reduktion des Determinationskoeffizienten: Waren für einzelne Expositionstafeln noch bis zu 90% der Varianz eines Vitalitätsparameters durch die Varianz der Sulfatdeposition erklärbar, so sank dieser erklärbare Anteil für die Gesamtheit aller Expositionstafeln auf maximal 44%.

In multiplen Regressionsanalysen wurde die Abhängigkeit der Systemparameter von der Gesamtheit aller Milieuparameter untersucht, um nicht nur einen Schadstoff (SO_2) als die Schadwirkung auslösenden Parameter, sondern das gesamte Spektrum der gemessenen Depositionen in die Untersuchung einzubeziehen. Dabei war es nicht möglich, einen einzelnen Vitalitätsparameter als repräsentativ für die integrierte Gesamtwirkung aller lufthygienischen Umweltbedingungen zu ermitteln. Die Abhängigkeit der Systemparameter von den Depositionsdaten war jedoch in einer Reihe von Fällen hochsignifikant. Maximal 44% der Variation eines Vitalitätsparameters (LF1'; Ca1') waren durch die Depositionsdaten erklärbar. Wurden alle Milieuparameter in die Analysen einbezogen, stieg der Anteil erklärbarer Varianz auf 49% (Ca1'). Dies unterstreicht die Bedeutung der Klimafaktoren für diesen Wirkungsparameter.

Die Leitfähigkeit (LF1') erwies sich als weniger abhängig von den Klimafaktoren: Durch Einbeziehung aller Milieuparameter sank der Anteil erklärbarer Varianz von 44 auf 33%. Von allen hoch signifikant die Depositionsbelastung widerspiegelnden Systemparametern schien der pH-Wert des Thalluseluats (pH1') am wenigsten durch Klimafaktoren beeinflußt.

Die Tatsache, daß maximal 44% der Varianz eines Systemparameters durch die Depositionsdaten erklärbar waren, demonstrierte, daß die Flechten die Immissionssituation wohl reflektierten, sich jedoch nicht als Ersatz für technisch-physikalische Immissionsmessungen eignen. Durch eine sinnvolle Kombination verschiedener Wirkungsparameter war es jedoch möglich, gerade mit Hilfe der nicht durch technisch-physikalische Messungen erklärbaren Wirkungen wertvolle Ergänzungen und Hinweise auf Defizite zu liefern:

Die Ergebnisse der optischen Bonitierung ließen keinen statistisch signifikanten Zusammenhang zu den an den jeweiligen Standorten ermittelten Depositionsbedingungen erkennen. Da jedoch nur ein Bruchteil der auf die Flechten einwirkenden Milieuparameter in die Analysen einfloß, wurden diese Ergebnisse für die Einschätzung der Luftqualität an den Expositionsstandorten dennoch berücksichtigt. Sichtbare Schäden als die offensichtlichsten Wirkungen ungünstiger Umweltverhältnisse traten in Hannover nur an einem Standort in beträchtlichem Umfang auf. Die insgesamt eher günstige lufthygienische Situation wurde durch das häufige Auftreten der Schadklasse 0 dokumentiert.

Die am Entnahmestandort exponierten Kontrollen zeigten keine besseren Werte als die in Hannover ausgebrachten Flechten. Selbst die in Schadklasse 1 einzustufenden Thalli unterschieden sich nicht signifikant ($Ó > 0.05$) von den am wenigsten geschädigten Flechten.

Anhand der optischen Bonitierung konnte Hannover als Stadt mit günstigen Bedingungen für die Vitalität von Flechten charakterisiert werden. Dieser positive Gesamteindruck wurde dadurch bestätigt, daß es nur an einem einzigen Standort – dem Industriegebiet „Brinker Hafen" – zu beträchtlichen Schäden an den exponierten Flechten kam. Kleinräumig differenziertere Aussagen waren anhand der optischen Bonitierung allein jedoch nicht möglich.

Das Wachstum als das letztendlich die Gesamtheit aller Standortfaktoren integrierende Wirkungskriterium wurde für die Ermittlung der Flechtenvitalität an den einzelnen Standorten ebenfalls herangezogen. Die Ergebnisse dokumentierten die stellenweise fast optimalen Umweltbedingungen für die exponierte Flechte *Hypogymnia physodes* in Hannover (Wachstum um fast 50% innerhalb nur eines Jahres).

Um die Einzelergebnisse besser werten und gewichten zu können, wurden sie in Klassen eingeteilt, deren Grenzen so gewählt wurden, daß die Flechten nach der Einordnung in diese

Klassen eine annähernde Normalverteilung zeigten (Tab. 2). In Kombination mit der optischen Bonitierung ermöglichte das Wirkungskriterium „relatives Thalluswachstum" differenzierte Aussagen über das Befinden der Flechten am Expositionsstandort. Grundsätzlich zeigten die am wenigsten geschädigten Flechten das stärkste Wachstum.

Eine Ausnahme waren die Flechten der Tafel 3, bei denen starkes Wachstum der Thalli mit vergleichsweise großflächiger sichtbarer Schädigung einherging. Hier offenbarte sich der Nachteil einer Beurteilung von Immisionswirkungen, die sich nur auf einen Parameter stützt.

Tab. 2: Einteilung der verschiedenen Wirkungsparameter in Schadklassen (SK) und die der optischen Bonitierung in Anlehnung an PRINZ und SCHOLL (1975)

SK	OB [%]	RTF [%]	APS	ÖK [relative Einheiten]
0	94–100	>140	> 1.50	> 0.94
1	81– 94	130–140	1.30–1.50	0.81–0.94
2	69– 81	120–130	1.10–1.30	0.69–0.81
3	56– 69	110–120	0.90–1.10	0.56–0.69
4	44– 56	100–110	< 0.90	0.44–0.56
5	31– 44	90–100		0.31–0.44
6	19– 31	80– 90		0.19–0.31
7	6– 19	70– 80		0.06–0.19
8	0– 6	<70		< 0.06

Die Parameter des CO_2-Gaswechsels zeigten hoch signifikante Übereinstimmungen mit den an den jeweiligen Expositionsstandorten herrschenden klimatischen Verhältnissen. Die Zunahme der CO_2-Fixierungsraten war zudem in erster Linie durch die Vergrößerung der Thallusfläche bedingt, so daß die Gaswechselparameter für eine Beurteilung der Luftqualität am Expositionsstandort nur bedingt in Frage kamen. Dennoch wurde die apparente Photosyntheserate als eine der entscheidenden stoffwechselphysiologischen Leistungen von Pflanzen zunächst berücksichtigt. Ihre relative Größe am Ende der Exposition (bezogen auf den Beginn der Exposition) wies auf die günstigen Verhältnisse am Entnahmestandort (Tafel 0) und die ungünstigen Bedingungen für Tafel 4 hin (Tab. 3). Der ökonomische Koeffizient der Photosynthese war als Quotient aus reeller Photosynthese- und Respirationsrate unabhängig vom Thalluswachstum. Er war für fast alle untersuchten Flechten nach Abschluß der Exposition gesunken (Tab. 3) – offensichtlich ein Indiz für den mit der Exposition verbundenen Streß für die Flechten.

Die verschiedenen Vitalitätsparameter, die durch Bestimmung des pH-Wertes, der Leitfähigkeit, des Kalium- und des Calciumgehalts der Thalluseluate ermittelt wurden, zeigten grundsätzlich die engste Beziehung zu den Umweltbedingungen der Flechten. Vor allem Temperatur und Sulfatdeposition schienen die wirksamen Faktoren zu sein. Signifikante Übereinstimmungen mit der Staubdeposition traten seltener auf; der Einfluß der Wasserversorgung sowie der Nitrat- und Chloriddeposition war demgegenüber zu vernachlässigen. Erhöhte Leitwerte und Calciumgehalte in den von der Oberfläche der Flechten innerhalb einer Minute ausgewaschenen Eluaten waren offensichtlich direkte Folgen erhöhter Schadstoffbelastung (und niedriger Temperaturen). Deshalb wurden die Parameter LF1' und Ca1' für die Einschätzung der Flechtenvitalität herangezogen.

Tab. 3: Relative apparente Photosyntheseraten (APS) und ökonomische Koeffizienten der Photosynthese (ÖK) der an verschiedenen Standorten im Stadtgebiet von Hannover exponierten Flechten am Ende der einjährigen Exposition (Meßwerte zu Beginn der Exposition = 1); n = 9, nd = kein Meßwert vorhanden

Tafel	APS	SK	ÖK	SK
0	2.15	0	0.98	0
1	1.55	0	0.93	1
2	1.33	1	0.78	2
3	1.42	1	1.08	0
4	0.94	3	0.72	2
5	1.22	2	0.86	1
6	1.49	1	0.92	1
7	1.41	1	1.06	0
8	1.51	0	1.19	0
9	1.50	0	1.23	0
10	1.28	2	0.97	0
11	1.18	2	0.83	1
12	1.02	3	0.85	1
13	1.18	2	0.98	0
14	1.32	1	0.92	1

Der nach einminütigem Abspülen der Thalli in den Eluaten gemessene pH-Wert (pH1') wies sehr geringe Abhängigkeit von den Klimafaktoren auf, war aber gegenüber den Depositionsdaten hoch signifikant. Er war dennoch kein idealer Spiegel der Immissionssituation, da für Sulfat und Nitrat negative, für Chlorid und Staub positive Regressionskoeffizienten ermittelt wurden. Niedrige pH-Werte konnten deshalb nur unter Vorbehalt als Anzeiger hoher Schadstoffbelastung eingesetzt werden.

Der korrigierte nach zwanzigminütiger Extraktion der Flechten gemessene Kaliumgehalt der Thalluseluate (ΔK20') wurde ebenfalls berücksichtigt, weil er den Kalium-Efflux aus dem Zellinneren reflektiert. Die damit verbundenen Membranschäden traten an den exponierten Flechten nicht oder nur selten auf, sind aber bei Expositionen in stärker belasteten Gebieten zu erwarten. Da sich die Kalium- und Calciumgehalte der Thalluseluate zu Beginn der Exposition relativ stark unterschieden, schien es nicht sinnvoll, die relativen Werte am Ende der Exposition zu bestimmen. Stattdessen wurde für die Beurteilung der Flechtenvitalität der Mittelwert aus allen monatlichen Messungen benutzt. In ihn flossen auch kurzfristige Belastungssituationen (Wintersmog) ein, die durch die Thalluseluate in besonders hohem Maße reflektiert wurden.

Durchschnittliche Leitfähigkeiten (LF1') und Calciumgehalte (Ca1') der Thalluseluate wiesen auf besondere Belastungen für die Flechten der Tafel 11 hin. Die Flechten der Tafel 4 hingegen zeigten nach zwanzigminütigem Auswaschen überdurchschnittlich großen Kaliumefflux, der auf zumindest zeitweilige Beeinträchtigungen der Membranpermeabilität schließen ließ.

Durch die Auswahl verschiedener Wirkungsparameter war es möglich, die Vitalität der Flechten differenzierter zu beurteilen als es aufgrund einer optischen Bonitierung allein möglich gewesen wäre.

Die Quantifizierung der Wirkungen und ihre Einteilung in Schadklassen (Tab. 3) erlaubte es ferner, die Vielzahl sich zuweilen widersprechender Einzelbeobachtungen in Relation zueinander zu setzen.

Tab. 4: Durch Zusamenfassung der Schadstufen der Einzelparameter ermittelter „physiologischer Vitalitätsindex“ (PVI = Mittelwert aller Einzelparameter) für die im Stadtgebiet von Hannover exponierten Flechten (PVI* wurde ohne Berücksichtigung von APS und pH1' ermittelt)

Tafel	OB	RTF	APS	ÖK	pH1'	LF1'	Ca1'	ΔK20'	PVI	PVI*
0	0	0	0	0	nd	1	2	2	0.9	0.8
1	0	0	0	1	0	1	1	2	0.7	0.7
2	0	2	1	2	3	1	2	0	1.4	1.4
3	1	1	1	0	0	1	1	3	1.0	1.0
4	4	4	3	2	0	2	0	4	2.1	2.3
5	0	2	2	1	2	1	1	2	1.3	1.3
6	0	4	1	1	2	1	1	2	1.4	1.6
7	0	3	1	0	0	0	0	0	0.6	0.4
8	0	3	0	0	1	1	1	1	0.9	1.0
9	0	2	0	0	1	0	1	0	0.6	0.6
10	1	2	2	0	0	0	1	0	0.8	0.6
11	0	5	2	1	1	3	5	3	2.3	2.6
12	1	4	3	1	0	1	1	2	1.7	1.4
13	0	4	2	0	0	0	1	1	1.0	0.9
14	0	4	1	1	0	0	0	1	0.9	0.9

Der arithmetische Mittelwert aus allen Einzelkomponenten stellt den sog. „physiologischen Vitalitätsindex“ (PVI) dar. Er gestattet es, einen diffusen Gesamtindruck in eine distinkte Aussage zu übersetzen (Tab. 4).

Die höchsten mit Hilfe des PVI in Hannover ermittelten Vitalitätswerte lagen um 0.5, die niedrigsten bei 2.5. Für die Flechten der meisten Tafeln lagen die Werte um 1, nur auf zwei Tafeln wiesen die Flechten einen bedeutend geringeren Vitalitätsgrad auf. Ohne die Einbeziehung der apparenten Photosyntheserate und des pH-Wertes des Thalluseluats in den Vitalitätsindex (PVI*) änderten sich die Vitalitätsindices geringfügig, die Unterschiede zwischen den einzelnen Tafeln wurden verstärkt. Multiple Regressionsanalysen zwischen Vitalitätsindex und Depositionsdaten wiesen dem PVI* einen Determinationskoeffizienten von 0.43 (Ó = 0.29) zu. Andere Kombinationen von Einzelparametern zu Vitalitätsindices stellten sich als weniger aussagekräftig heraus.

Durch den physiologischen Vitalitätsindex wurde es möglich, die aus neun bzw. sieben relevanten Wirkungskriterien ermittelte Vitalität exponierter Flechten integriert zu erfassen und mit der anderer Standorte direkt zu vergleichen.

So waren auch unter vergleichsweise günstigen Umweltbedingungen mit geringer Schadstoffbelastung, die nur zu geringfügigen optisch wahrnehmbaren Schäden an den exponierten Flechten führte, räumlich differenzierte Aussagen über die Flechtenvitalität möglich. Der physiologische Vitalitätsindex wurde mit Hilfe von Klima- und Depositionsdaten entwickelt, spiegelte jedoch nur etwa zur Hälfte die tatsächlich gemessene lufthygienische Situation wider, da auch andere gas- und partikelförmige Stoffe, die von den technisch-physikalischen Messungen nicht erfaßt wurden, auf die Vitalität der Flechten eine Wirkung ausübten, und somit in den physiologischen Vitalitätsindex einflossen. Er stellt dadurch eine sinnvolle Ergänzung der technisch-physikalischen Messungen dar.

4.3 Kurzfristige Belastungssituationen

Der physiologische Vitalitätsindex wurde anhand der Meßdaten eines Jahres zusammengestellt. Er erlaubt Aussagen über die Flechtenvitalität am jeweiligen Standort integriert über den gesamten Expositionszeitraum.

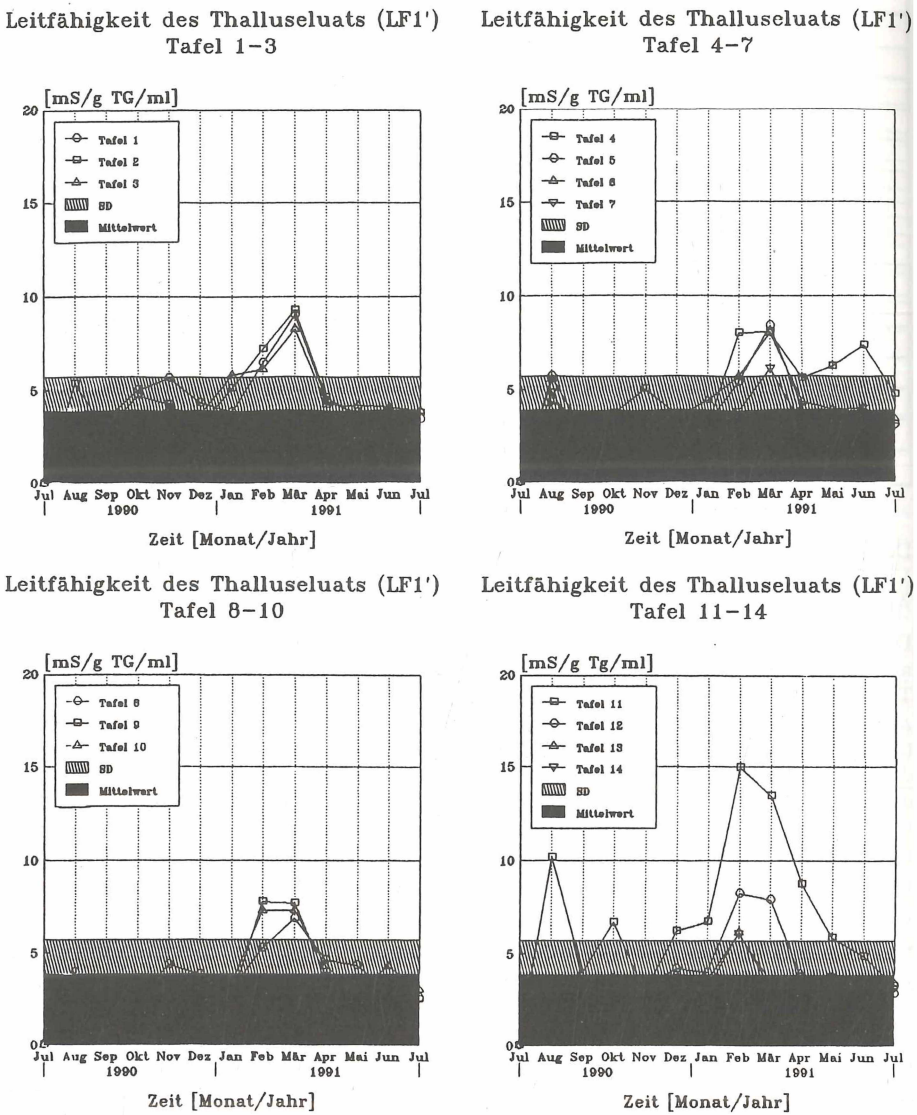
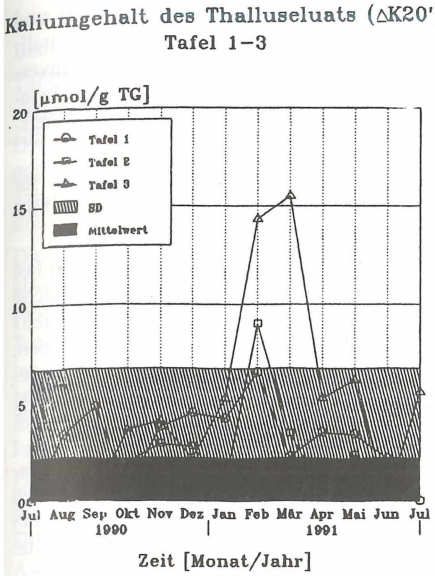
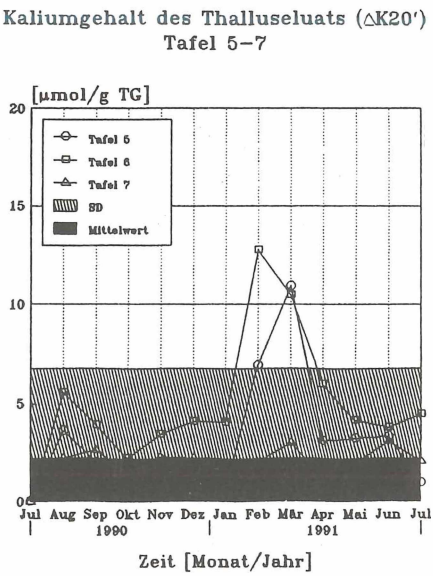
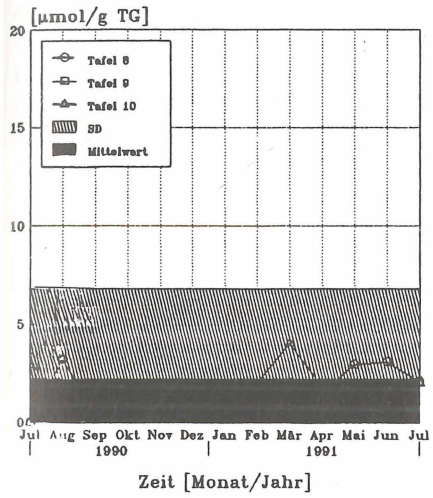


Abb. 2: Jahresgang der Leitfähigkeit von Thalluseluaten nach einminütiger Auswaschzeit an den verschiedenen Expositionsstandorten. Angegeben sind die Mittelwerte der monatlichen Messungen (n = 9)







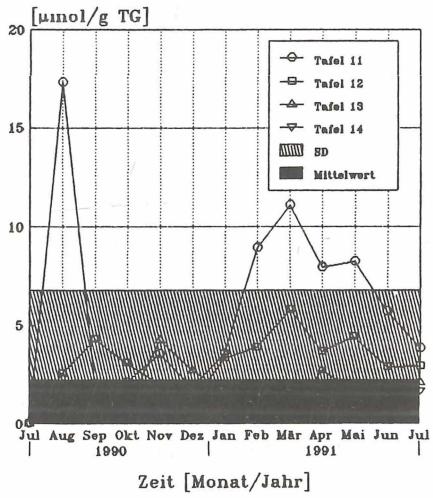


Abb. 3: Jahresgang des Kaliumefflux der an verschiedenen Standorten im Stadtgebiet von Hannover exponierten Flechten. Angegeben sind die Mittelwerte der monatlichen Messungen (n = 9)

Die Wirkungen kurzfristiger Belastungssituationen flossen in ihn ein, über Zeitpunkt und Dauer ihres Auftretens waren jedoch keine Aussagen möglich. Da eine Reihe von Vitalitätsparametern hoch signifikante Übereinstimmungen mit der während winterlicher Inversionswetterlagen auftretenden hohen SO_2-Belastung (gemessen als Sulfatdeposition) aufwiesen, bestand die Möglichkeit, mit Hilfe der Flechten Zeitpunkt und Dauer der Belastungssituationen an den jeweiligen Standorten zu ermitteln.

Dazu wurden die Jahresdurchschnittswerte ± Standardabweichung (SD) als repräsentativ für die normale Varianz der Meßdaten angenommen. Erst Abweichungen über den durch Mittelwert ± SD gesetzten Rahmen hinaus signalisierten Belastungssituationen (Abb. 2).

Anhand der Regressionsanalysen konnte für die im Februar/März 1991 erhöhten Leitwerte an fast allen Standorten neben den niedrigen Temperaturen die erhöhte Sulfatbelastung als Ursache nachgewiesen werden. Die Flechten der Tafel 11 zeigten in ihren Thalluseluaten jedoch bereits im August erhöhte Leitfähigkeiten, die auf Belastungssituationen anderer Art schließen ließen, während die Flechten der Tafel 4 auch nach Ende der Inversionswetterlage noch Streß anzeigten.

Die Kaliumeffluxraten der Flechten ($\Delta K20'$) überschritten nur im Februar/März 1991 die durch den Jahresmittelwert aller Thalli ± Standardabweichung definierte Schwelle (Abb. 3).

Diese kurzfristigen Streßsymptome konnten als Folge der kalten Witterung und der Sulfatbelatung gelten. Sie waren bei den Flechten der meisten Tafeln reversibel. Die periodisch erhöhten Kaliumeffluxraten der Flechten auf Tafel 4 wiesen auf regelmäßig auftretenden Streß hin (Abb. 4), der sich erst am Ende der Exposition in sichtbaren Absterbeerscheinungen manifestierte.

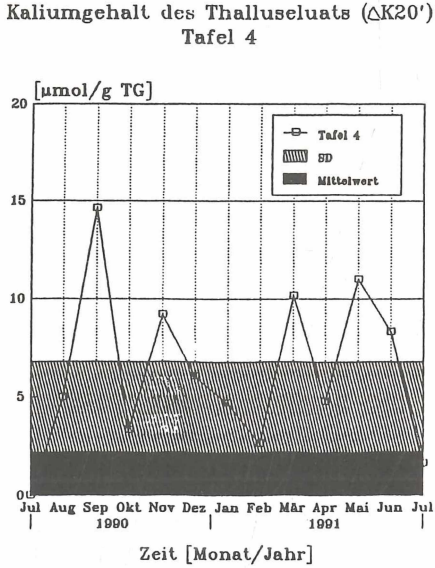


Abb. 4: Jahresgang des Kaliumefflux der am Standort 4 (Brinker Hafen) exponierten Flechten. Angegeben sind die Mittelwerte der monatlichen Messungen (n = 9)

4.4 Einschätzung der Luftgüte an den Expositionsstandorten mit Hilfe des physiologischen Vitalitätsindex

Die im Georgengarten exponierten Flechten (Tafel 1) kamen in ihren physiologischen Leistungen den am Entnahmestandort als Kontrollen exponierten Flechten (Tafel 0) am nächsten. Sie zeigten das stärkste Wachstum und reflektierten mit einem physiologischen Vitali-

tätsindex von weniger als 1 die Kombination günstiger klimatischer und lufthygienischer Bedingungen.

Tafel 2 war nicht weit vom Georgengarten entfernt exponiert. Die Flechten wiesen jedoch geringere Vitalität auf, die vor allem auf die Nitratbelastung zurückgeführt werden konnte.

Die in der Eilenriede exponierten Flechten zeigten durchschnittliche Vitalität. Der anhand der optischen Bonitierung erweckte schlechte Eindruck (8 weitgehend ungeschädigte, ein sehr geschädigter Thallus) war unter Umständen irreführend und wurde durch die anderen Vitalitätsparameter ausgeglichen.

Die Flechten der Tafel 4 waren die einzigen, die signifikant sichtbare Schäden aufwiesen. Die anderen Vitalitätsparameter unterstrichen die außerordentlich schlechte lufthygienische Situation am Brinker Hafen.

Tafel 5 und 6 waren in der Innen- bzw. Südstadt exponiert. Die Flechten beider Tafeln zeigten keine sichtbaren Schäden, doch nur geringes Wachstum. Beide Standorte schienen nitratbelastet zu sein. Die mit Hilfe des PVI ermittelte Vitalität der Flechten war nicht geringer als in Herrenhausen (Tafel 2), was auf die relativ günstige lufthygienische Situation auch im Innenstadtbereich von Hannover hinweist.

Die in Misburg und dem benachbarten Roderbruch exponierten Flechten (Tafel 7 und 9) zeigten mit einem physiologischen Vitalitätsindex um 0.5 sehr günstige lufthygienische Bedingungen im Osten Hannovers an.

Auch die Flechten der Tafel 8, in einem Innenhof der eng bebauten Nordstadt exponiert, zeigten nur geringe Beeinträchtigungen ihrer Vitalität. Der physiologische Vitalitätsindex war nur wenig schlechter als der der Tafel 10, die in Ricklingen, einem nur locker bebauten Wohnviertel am südwestlichen Stadtrand exponiert war.

Für die Standorte in der südlichen und nördlichen Leineaue (Tafel 13 und 14) wurden gute Vitalitätsindices ermittelt. Die Nachbarschaft zu einem Industriebetrieb schien die Flechten der Tafel 14 nicht zu beeinträchtigen. Die fast immer sehr geringen Ionengehalte der Thalluseluate wiesen auf die gute Durchlüftung und geringe Deposition hin.

Die lufthygienischen Bedingungen an den 14 Expositionsstandorten ließen sich mit Hilfe des physiologischen Vitalitätsindex wie folgt zusammenfassen (Tab. 5).

Tab. 5: Anhand des physiologischen Vitalitätsindex ermittelte Einschätzung der Umweltbedingungen an den Standorten der Flechtenexpositionstafeln (in Klammern die Nummer der entsprechenden Tafel)

Umweltbedingungen	Standorte
günstig:	Georgengarten (1), Misburg (7), Roderbruch (9)
durchschnittlich:	Eilenriede (3), Nordstadt (8), Südl.Leineaue (13), Nördl.Leineaue (14)
mäßig:	Herrenhausen (2), Innenstadt (5), Südstadt (6), Bockmerholz (12)
schlecht:	BrinkerHafen (4), Kronsberg (11)

Tafel 11 war am Kronsberg exponiert. Vier Wochen nach Expositionsbeginn waren bereits Absterbeerscheinungen aufgetreten. Die Depositionsdaten boten keine Erklärung für dieses Phänomen. Nach dem Austauschen der geschädigten Thalli traten keine Ausbleichungen mehr auf, doch durch schlechtes Wachstum und unerklärlich hohe Ionengehalte in den Thalluseluaten wurde für die Flechten ein Vitalitätsindex ermittelt, der die Umweltbedingungen

so schlecht wie im Industriegebiet „Brinker Hafen" einstuft. Ein mögliche Erklärung wäre die Tatsache, daß die Flechten auf dem Kronsberg dem Wind fast ständig schutzlos ausgesetzt waren. Bodenanalysen wurden bisher nicht durchgeführt. Blieben die Meßdaten zu Beginn der Exposition als unerklärliche Ausreißer unberücksichtigt, verbesserte sich die mit Hilfe des PVI ermittelte Vitalität der Flechten am Standort 11 nur geringfügig.
Tafel 12 war in der Nähe des Kronsberges, am Rande des Bockmerholzes, exponiert. Der Vitalitätsindex wies auf deutliche bessere Bedingungen (geringere Austrocknung der Flechten durch besseren Windschutz) für die Flechten hin. Er war jedoch nicht so gut wie es für einen Standort außerhalb des bebauten Stadtgebiets zu erwarten gewesen wäre.

Mit Hilfe von Regeressionsanalysen wurden insgesamt 30 verschiedene Vitalitätsparameter daraufhin untersucht, wie weit sie Klima- und Depositionsdaten reflektieren. Zunächst neun, schließlich nur noch sieben dieser Parameter wurden zu einem physiologischen Vitalitätsindex zusammengefaßt, der die Wirkungen der Umweltbedingungen auf die exponierten Flechten prägnant quantifiziert. Relevante Ergebnisse lieferten besonders die Untersuchungen der Thalluseluate. Auf die Ergebnisse der optischen Bonitierung und die Bestimmung des Thalluswachstums sollte nicht verzichtet werden, da diese Parameter ganz offensichtliche Wirkungen widerspiegeln und relativ leicht und schnell zu ermitteln sind. Die Parameter des CO_2-Gaswechsels waren in erster Linie von den Klimafaktoren abhängig, so daß auf diese Untersuchungen, die zudem relativ aufwendig waren, in Zukunft verzichtet werden kann. An kontinuierlich zu überwachenden Stellen sollten neben der optischen Bonitierung, das Wachstum und die wäßrigen Extrakte als Beurteilungskriterien ausreichend sein.

Danksagungen

Besonders danken wir Herrn Förster Meyer für die Erlaubnis zum Sammeln und Akklimatisieren der Flechten im Forsthaus Hainbuch, den Herren Dipl.-Geogr. F. BURCKERT und P. TRUTE für die Überlassung von Klima- und Depositionsmeßdaten und Herrn Dr. STELZER für die Möglichkeit, sämtliche Jonenanalysen im Botanischen Institut der Tierärztlichen Hochschule Hannover durchzuführen.

Das Projekt wurde vom BMFT (FN: 07160122) in Verbindung mit der Stadt Hannover finanziell getragen.

Literatur

ARNOLD, H. & KREEB, K.H. (1976): Fluoreszenzmikroskopischer Nachweis von Immissionsschäden an Flechten. Angew. Bot. **50**, 209–216.

ARZANI, G. (1974): Ökophysiologische Untersuchungen über die SO_2-, HCl- und HF-Empfindlichkeit verschiedener Flechtenarten. Diss. Univ. Gießen.

BAUER, E. (1973): Zur ökologisch-physiologischen Indikation von Immissionsschäden im Stadtgebiet von Esslingen. Diss. Univ. Hohenheim.

BEEKLEY, P.K. & HOFFMAN, G.R. (1981): Effects of Sulfur Dioxide Fumigation on Photosynthesis, Respiration and Chlorophyll Content of Selected Lichens. Bryol. **84**, 379–390.

BÖRTITZ, S. & RANFT, H. (1972): Zur SO_2- und HF-Empfindlichkeit von Flechten und Moosen. Biol. Zbl. **91**, 613–623.

BRODO, I.M. (1961): Transplant Experiments with Corticolous Lichens Using a New Technique. Ecology **42**, 838–841.

BUCK, G.W. & BROWN, D.H. (1979): The Effect of Desiccation on Cation Location in Lichens. Ann. Bot. **44**, 265–277.

CHRIST, R. & TÜRK, R. (1982): CO_2-Gaswechselmessungen an Flechtentransplantaten zur Indikation der SO_2-Belastung im Stadtgebiet von Salzburg. In: Amt der Salzburger Landesregierung (Hrsg.): Luftgüteuntersuchungen mit Bioindikatoren im Land Salzburg. Ergebnisse der Untersuchungen 1975–1981, 36–77.

COXSON, D.S. (1988): Recovery of Net Photosynthesis and Dark Respiration on Rehydration of the Lichen, *Cladina mitis*, and the Influence of Prior Exposure to Sulphur Dioxide while Desiccated. New Phytol. **108**, 483–487.

DÄSSLER, H.G. & RANFT, H. (1969): Das Verhalten von Flechten und Moosen unter dem Einfluß einer Schwefeldioxidbegasung. Flora (Abt. B) **158**, 454–461.

DJALALI, B. (1974): Flechtenkartierung und Transplantate zur Indikation der Luftverunreinigung im Ballungsraum Stuttgart. Diss. Univ. Hohenheim.

FALLISCH, A. & NIEMEYER, R. (1991): Ermittlung der Luftqualität mit Hilfe von Flechten als Bioindikatoren in der Gemeinde Uetze. Im Auftrag der Gemeinde Uetze.

JAHNKE, M. & NIEMEYER, R. (1990): Ermittlung der Luftqualität mit Hilfe von Flechten als Bioindikatoren im Stadtgebiet von Garbsen. Im Auftrag der Stadt Garbsen.

JAHNKE, M. & NIEMEYER, R. (1991): Ermittlung der Luftqualität mit Hilfe von Flechten als Bioindikatoren im Stadtgebiet von Seelze. Im Auftrag der Stadt Seelze.

FERRY, B.W. & COPPINS, B.J. (1979): Lichen Transplant Experiments and Air Pollution Studies. Lichenol. **11**, 63–73.

FIELDS, R.F. (1988): Physiological Responses of Lichens to Air Pollutant Fumigations. In: T.H. Nash III und V. Wirth (Hrsg.): Lichens, Bryophytes and Air Quality. Bibl. Lichenol. **30**, 175–200.

GILBERT, O.L. (1991): A Successful Transplant Operation Involving *Lobaria amplissima*. Lichenol. **23**, 73–76.

GRACE, B.; GILLESPIE, T.J. & PUCKETT, K.J. (1985): Uptake of Gaseous Sulphur Dioxide by the Lichen *Cladina rangiferina*. Can J. Bot. **63**, 797–805.

GRINDON, L.H. (1859): The Manchester Flora.

HARRIS, G.P. (1971) : The Ecology of Corticolous Lichens. II. The Relationship between Physiology and Environment. J. Ecol. **59**, 441–452.

HASELOFF, H.-P. (1982): Bioindikatoren und Bioindikation. BiuZ **12**, 20–29.

HAWKSWORTH, D.L. & ROSE, F. (1970): Qualitative Scale for Estimating Sulphur Dioxide Air Pollution in England and Wales Using Epiphytic Lichens. Nature 227, 145–148.: HAWKSWORTH, D.L. (1971): Lichens as Litmus for Air Pollution: A Historical Review. J. Environ. Studies **1**, 281–296.

HEBER, I.; HEBER, W. & TÜRK, R. (1991) : Aktives Biomonitoring mit Flechten in der Landeshauptstadt Linz (Oberösterreich). In: Bioindikation. Ein wirksames Instrument der Umweltkontrolle. Internationales Kolloquium in Wien, veranstaltet von der Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) im VDI und DIN und dem Österreichischen Umweltbundesamt; Tagungsband (ohne Seitenangaben).

HEIDT, V. & KEHLBERGER, S. (1983): Möglichkeiten und Grenzen des Einsatzes von Bioindikatoren. Verh. Ges. Ökol. **10**, 151–156.

HERZIG, R.; LIEBENDÖRFER, L. & URECH, M. (1987): Flechten als Bioindikatoren der Luftverschmutzung in der Schweiz. Methoden-Evaluation und Eichung mit wichtigen Luftschadstoffen. VDI-Berichte 609, 619–639.

HILL, D.J. (1971): Experimental Study of the Effect of Sulphite on Lichens with Reference to Atmospheric Polution. New Phytol. **70**, 831–836.

JAHNS, H.M. (1982): Luftverschmutzung und Krustenflechten im Frankfurter Stadtgebiet. Natur und Museum **112**, 334–343.

JAHNS, H.M. & OTT, S. (1983): Das Mikroklima dicht benachbarter Flechtenstandorte. Flora **173**, 183–222.

JOHANN, E., OWOC, E. & GROLL-KNOPP, E. (1991): Flechten als Bioindikatoren im Großraum Wien: Bericht über eine 1-Jahresstudie. In: Bioindikation. Ein wirksames Instrument der Umweltkontrolle. Internationales Kolloquium in Wien, veranstaltet von der Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) im VDI und DIN und dem Österreichischen Umweltbundesamt.

JÜRGING, P. (1975): Epiphytische Flechten als Bioindikatoren der Luftverunreinigung. Bibl. Lichenol. 4.: KAUPPI, M. (1980): Fluorescence Microscopy and Microfluorometry for the Examination of Pollution Damage in Lichens. Ann. Bot. Fenn. **17**, 163–173.

KLEE, R. & WARNS, A. (1971): Aussagewert von Flechtenexplantaten für eine Immissionsbelastung. Ber. Dtsch. Bot. Ges. **84**, 515–522.

LANGE, O.L. (1956): Zur Methodik der kolorimetrischen CO_2-Bestimmung nach Ålvik. Ber. Dtsch. Bot. Ges. **69**, 49–60.

LARCHER, W. (1984): Ökologie der Pflanzen. Ulmer Verlag, Stuttgart.

LEBLANC, F. & DESLOOVER, J. (1970): Relation between Industrialization and the Distribution and Growth of Epiphytic Lichens and Mosses in Montreal. Can. J. Bot. **48**, 1485–1496.

LEBLANC, F. (1971)Possibilities and Methods for Mapping Air Pollution on the Basis of Lichen Sensitivity. Mitt. Forstl. Bundes-Vers. Anstalt Wien **92**, 103–126.

LEBLANC, F. & RAO, D.N. (1973): Effects of Sulphur Dioxide on Lichen and Moos Transplants. Ecology **54**, 612–617.

MÜLLER, J. (1981): Experimentell-ökologische Untersuchngen zum Flechtenvorkommen auf Bäumen an naturnahen Standorten. Hochschulsammlung Naturwissenschaft 14.

NIEMEYER, R. (1990): Beurteilung der Luftqualität im Stadtgebiet von Hannover mit Hilfe von Flechten als Bioindikatoren. Ber. naturhist. Ges. Hannover 132.

NIEMEYER, R.; PAGEL, R. & RECKEL, S. (1988): Ermittlung der Luftqualität mit Hilfe von Flechten als Bioindikatoren im Stadtgebiet von Hannover.: Niedersächsisches Umweltministerium (Hrsg.) (1990): Lufthygienisches Überwachungssystem Niedersachsen. Jahresbericht 1990.

NOWAK, R. (1974): Vegetationsanalytische und experimentell-ökologische Untersuchungen über den Einfluß der Luftverunreinigung auf rindenbewohnende Flechten. Verh. Ges. Ökol. **3**, 291–302.

NYLANDER, W. (1866): Les Lichens du Jardin du Luxembourg. Bull. Soc. Bot. Franc. **13**, 364–372.

PEARSON, L.C. & SKYE, E. (1965): Air Pollution Affects Pattern of Photosynthesis in *Parmelia sulcata*, a Corticolous Lichen. Science **148**, 1600–1602.

PEARSON, L.C. & HENRIKSSON, E. (1981): Air Pollution Damage to Cell Membranes in Lichens. II. Laboratory Experiments. Bryol. **84**, 515–520.

PISÚT, I. & LACKAVICOVÁ, A. (1991): Lichenoindikation im Gebiet von Bratislava, S.W. Slowakei. In: Bioindikation. Ein wirksames Instrument der Umweltkontrolle. Internationales Kolloquium in Wien, veranstaltet von der Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) im VDI und DIN und dem Österreichischen Umweltbundesamt; Tagungsband (ohne Seitenangaben).

PRINZ, B. & SCHOLL, G. (1975): Erhebungen über die Aufnahme und Wirkung gas- und partikelförmiger Luftverunreinigungen im Rahmen eines Wirkungskatasters. Schriftenreihe LIB (Landesanstalt für Immissions- und Bodennutzungsschutz Nordrhein-Westfalen) **36**, 62–86.

PUCKETT, K.J.; NIEBOER, E.; FLORA, W.P. & RICHARDSON, D.H.S. (1973): Sulphur Dioxide: Its Effect on Photosynthetic ^{14}C Fixation in Lichens and Suggested Mechanisms of Phytotoxicity. New Phytol. **72**, 141–154.

PUCKETT, K.J.; TOMASSINI, F.D.; NIEBOER, E. & RICHARDSON, D.H.S. (1977): Potassium Efflux by Lichen Thalli Following Exposure to Aqueous Sulphur Dioxide. New Phytol. **79**, 135–145.

PUNZ, W. (1979): Der Einfluß isolierter und kombinierter Schadstoffe auf die Flechtenphotosynthese. Photosynthetica **13**, 428–433.

RABE, R. (1982): Der Nachweis von Luftverunreinigungen und ihrer Wirkung durch Bioindikatoren. Forum Städte-Hygiene **33**, 15–21.

RABE, R. (1987): Flächendeckende Luftgüte-Beurteilung mit Flechten als Bioindikatoren – Anwendungsmöglichkeiten für die kommunale Planung. VDI-Berichte 609, 671–677.

RABE, R. (1990): Bioindikation von Luftverunreinigungen. In: K.H. KREEB (Hrsg.): Methoden zur Pflanzenökologie und Bioindikation. G. Fischer Verlag; Stuttgart, New York, 275–307.: RUNGE, B.; STOLPE, U.; WERNER, A. & NIEMEYER, R. (1990): Ökologisches Forschungsprogramm Hannover. Endbericht Phase I des Teilprojekts E9: Flechten als Bioindikatoren zur Beurteilung kleinräumiger Schadstoffbelastungen im Stadtbereich Hannover.

SCHÖNBECK, H. (1968): Einfluß von Luftverunreinigungen (SO_2) auf transplantierte Flechten. Naturwissenschaften **55**, 451–452.

SCHÖNBECK, H. (1969): Eine Methode zur Erfassung der biologischen Wirkung von Luftverunreinigungen durch transplantierte Flechten. Staub-Reinhalt. Luft **29**, 14–18.

SCHUMM, F. (1975): Beiträge zur Photosyntheseleistung der Flechten und ihre Eignung als Maß zur Indikation der immissionsbelastung der luft. Diss. Univ. Hohenheim.

SCHUMM, F. & KREEB, K.H. (1979): Die Nettophotosyntheserate von Flechtentransplantaten als Maß für die Immissionsbelastung der Luft. Angew. Bot. **53**, 31–39.

SERNANDER, R. (1926): Stockholms Natur. Almquist und Wilksell, Uppsala.

SHOWMAN, R.E. (1972): Residual Effects of Sulphur Dioxide on the Net Photosynthetic and Respiratory Rates of Lichen Thalli and Cultured Lichen Symbionts. Bryol. **75**, 335–341.

SIGAL, L.L. & JOHNSTON Jr., J.W. (1986): Effects of Acidic Rain and Ozone on Nitrogen Fixation and Photosynthesis in the Lichen *Lobaria pulmonaria* (L.) Hoffm. Environ. Exp. Bot. **26**, 59–64.

SIMON, E.W. (1974) : Phospholipids and Plant Membrane Permeability. New Phytol. **73**, 377–420.

SCHUSTER, G. (1985): Die Jugendentwicklung von Flechten – ein Indikator für Klimabedingungen und Umweltbelastungen. Bibl. Lichenol. 20.

STOCKMANN, H.U. (1981): Landeshauptstadt Hannover. Lage und Klima. Umweltbericht der Abteilung für Stadtforschung und Umweltschutz der Landeshauptstadt Hannover.

STUMPP, J. & MÜCKE, W. (1991): Umwelt-Monitoring mittels Bioindikatoren. Programm zur Erfassung der Belastung terrestrischer Ökosysteme durch Umweltchemikalien. Staub Reinhalt. Luft **51**, 295–300.

TÜRK, R. & WIRTH, V. (1974): Der Einfluß des Wasserzustandes und des pH-Wertes auf die SO_2-Schädigung von Flechten. Verh. Ges. Ökol. **1**, 167–172.

TÜRK, R.; WIRTH, V. & LANGE, O.L. (1974) : CO_2-Gaswechsel-Untersuchungen zur SO_2-Resistenz von Flechten. Oecol. **15**, 33–64.

VDI – Verein Deutscher Ingenieure (Hrsg.) (1991): Ermittlung und Beurteilung phytotoxischer Wirkungen von Immissionen mit Flechten. Verfahren der standardisierten Flechtenexposition. VDI-Richtlinie 3799, Blatt 2.

WERNER, A. & NIEMEYER, R. (1991): Ökologisches Forschungsprogramm Hannover. Abschlußbericht des Teilprojektes E9: Flechten als Bioindikatoren zur Beurteilung kleinräumiger Schadstoffbelastungen im Stadtbereich von Hannover. BMFT-Fördernummer 07160122.

WERNER, A. & NIEMEYER, R. (1994): Aktives Biomonitoring mit der Flechte *Hypogymnia physodes*. Ein integriertes Programm zur Erfassung der biologischen Wirkung von Luftbelastungen. Staub Reinh. Luft **54**, 313–320.

WIETSCHORKE, G.; LÜHMANN, H.-J. & KREEB, K.H. (1985): Erfassung kleinräumiger Immissionsbelastung durch transplantierte Flechten. Verh. Ges. Ökol. **13**, 653–656.

ZORN, S. (1991): Die Auswirkungen von Schwefeldioxidbegasungen auf die Leitfähigkeit und den Kalium-Efflux der Flechte *Hypogymnia physodes*. Diplomarb., Inst. f. Botanik der Univ. Hannover.

Manuskript eingegangen am: 18.Februar 1995

Anschrift des Autors:
Dr. R. Niemeyer
Institut für Botanik der Universität Hannover
Herrenhäuser Straße 2
30 419 Hannover

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Berichte der Naturhistorischen Gesellschaft Hannover

Jahr/Year: 1995

Band/Volume: 137

Autor(en)/Author(s): Niemeyer Rainer

Artikel/Article: Flechten als Instrumentarium zur Begutachtung der Luftgüte im aktiven Biomonitoring 45-70