

FBVA-BERICHTE

Schriftenreihe der Forstlichen Bundesversuchsanstalt

Nr. 67

1992

Ökosystemare Studien in einem inneralpinen Tal

Ergebnisse aus dem Projekt „Höhenprofil Zillertal“

FDK 425.1: 111.781 — 015.3: (436)

Herausgegeben
von der
Forstlichen Bundesversuchsanstalt
in Wien
Kommissionsverlag: Österreichischer Agrarverlag, 1141 Wien

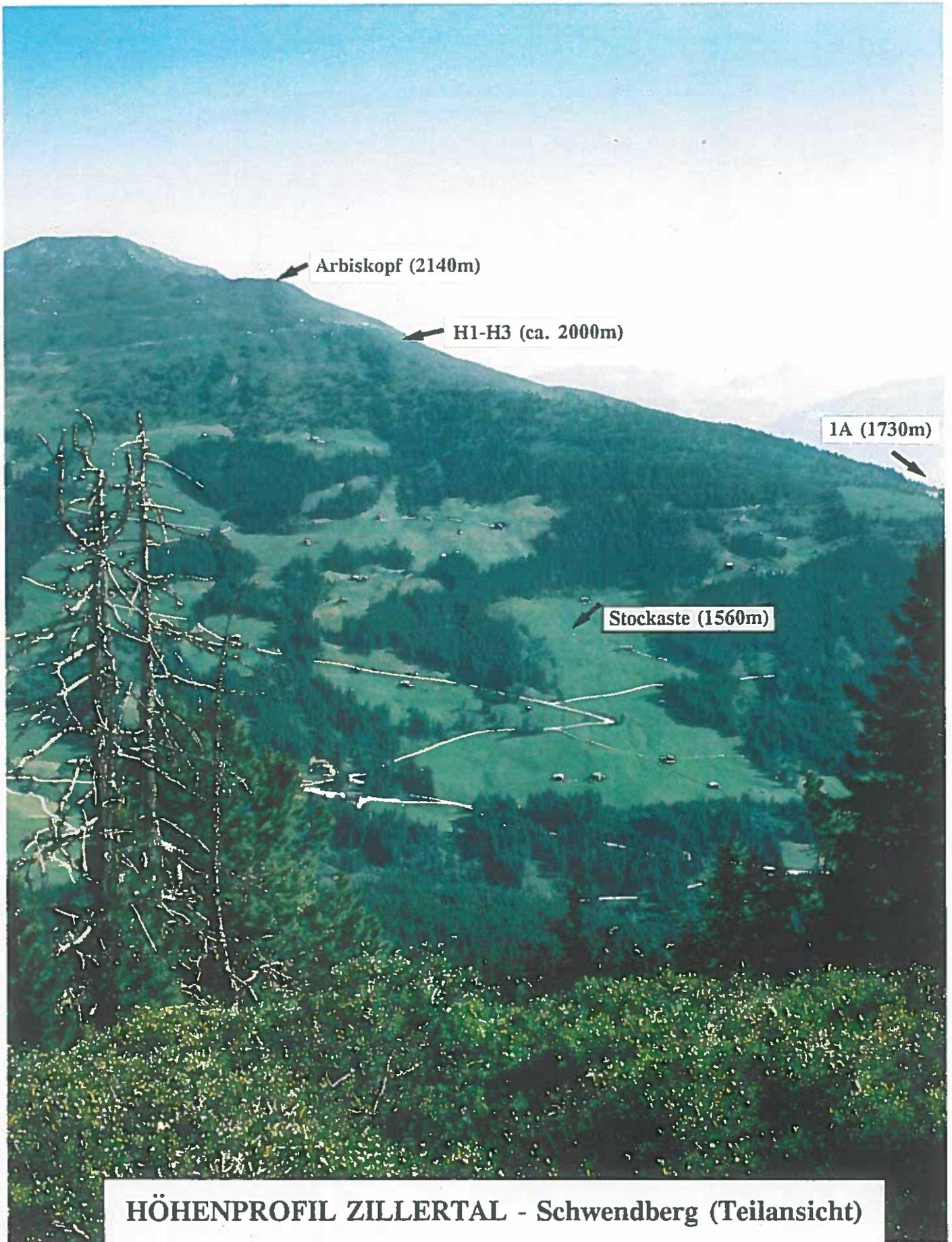


Copyright by
Forstliche Bundesversuchsanstalt
A - 1131 Wien

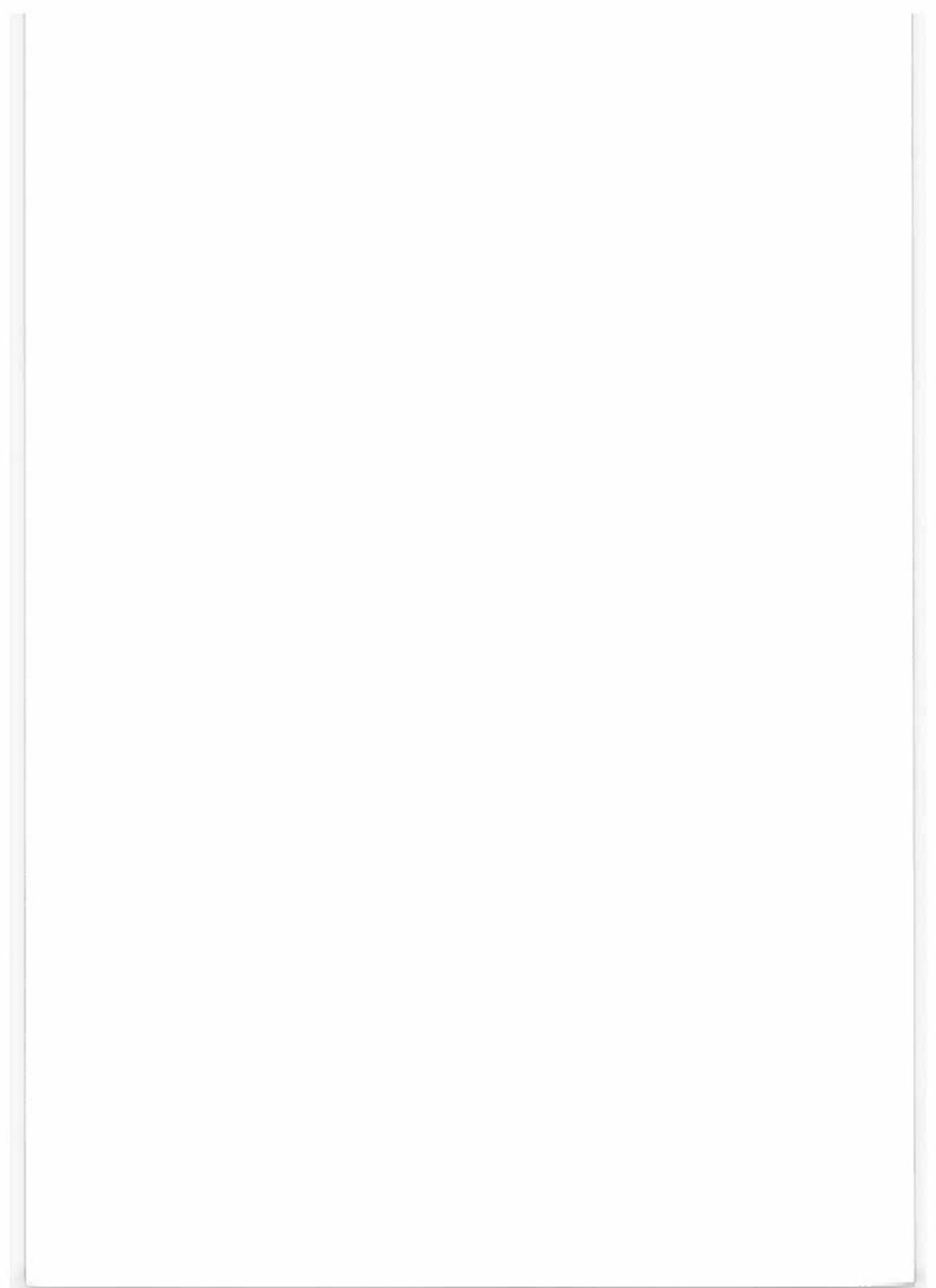
Nachdruck mit Quellenangabe gestattet

Printed in Austria

Herstellung und Druck
Forstliche Bundesversuchsanstalt
A - 1131 Wien



HÖHENPROFIL ZILLERTAL - Schwendberg (Teilansicht)



INHALT

RUHM F:	
Vorwort	5
HERMAN F:	
Das Projekt „Höhenprofil Zillertal“	7
PLATTNER J., PAUSCH J.:	
Aufbau und Betreuung von alpinen Luftmeßstationen	13
SMIDT S., LEITNER J.:	
Luftschadstoffmessungen am Höhenprofil Zillertal.....	21
GREGORI M., PUXBAUM H.:	
Konzentrationsverteilung von Schwefel- und Stickstoffverbindungen sowie organischen Säuren am Höhenprofil Zillertal	29
KÖNIG G., PUXBAUM H.:	
Kohlenwasserstoffmessungen am Höhenprofil Zillertal.....	39
SMIDT S.:	
Messung nasser Freilanddepositionen am Höhenprofil Zillertal	43
KAISER A.:	
Analyse der vertikalen Temperaturstruktur im Zillertal anhand von Fesselballon-, SODAR- und Hangmessungen	51
KARRER G., MUTSCH F.:	
Vergleich chemischer Analysendaten von Pflanzen und Böden an drei Waldstandorten am Höhenprofil Zillertal.....	65
HERMAN F.:	
Nähr- und Schadstoffgehalte der Nadelproben des Höhenprofils Zillertal	79
BERMADINGER-STABENTHEINER E., GRILL D.:	
Pflanzenphysiologische Untersuchungen am Höhenprofil Zillertal	87
WIESER G., HAVRANEK W.M.:	
Die Ozonaufnahme in der Sonnen- und Schattenkrone von Fichten	95
GÖBL F.:	
Mykorrhiza- und Feinwurzelausbildung an Waldstandorten im Bereich des Höhenprofils Zillertal	105
KRISTÖFEL F.:	
Terrestrische Kronenzustandsinventur am Höhenprofil Zillertal	113
BOLHAR-NORDENKAMPF H.R., GÖTZL M.:	
Chlorophyllfluoreszenz als Indikator der mit der Höhenlage zunehmenden Streßbelastung von Fichtennadeln	119
HOFMANN P.:	
Immissionsbezogene Flechtenkartierung im Zillertal	133
HERMAN F., STEFAN K.:	
Zusammenschau	139
ANHANG:	
Arbeiten über Untersuchungen im Zillertal	149

CONTENTS

RUHM F:	
Preface	5
HERMAN F:	
The project „Altitude Profile Zillertal“	7
PLATTNER J., PAUSCH J.:	
Establishment and maintenance of alpine air monitoring stations	13
SMIDT S., LEITNER J.:	
Air pollution measurements at the Altitude Profile Zillertal	21
GREGORI M., PUXBAUM H.:	
Distribution of concentrations of sulfur- and nitrogen compounds and organic acids at the Altitude Profile Zillertal	29
KÖNIG G., PUXBAUM H.:	
Hydrocarbon measurements at the Altitude Profile Zillertal	39
SMIDT S.:	
Measurements of wet depositions at the Altitude Profile Zillertal	43
KAISER A.:	
Analysis of the vertical temperature structure in the Zillertal by means of tethered balloon-, SODAR- and slope measurements	51
KARRER G., MUTSCH F.:	
Comparison of plant and soil analysis data at three forest sites at the Altitude profile Zillertal	65
HERMAN F.:	
Nutrient and pollutant contents of needles at the Altitude Profile Zillertal	79
BERMADINGER-STABENTHEINER E., GRILL D.:	
Plant-physiological investigations at the Altitude Profile Zillertal	87
WIESER G., HAVRANEK W.M.:	
Ozone uptake in the sun and shade crowns of spruce:	95
GÖBL F.:	
Formation of mycorrhizae and fine roots in forest stands along the Altitude Profile Zillertal	105
KRISTÖFEL F.:	
Terrestrial inventory of the crown condition at the Altitude Profile Zillertal	113
BOLHAR-NORDENKAMPF H.R., GÖTZL M.:	
Chlorophyll fluorescence as a tool to detect altitude-dependent stress in spruce needles	119
HOFMANN P.:	
Pollutant-related mapping of lichens in the Zillertal	133
HERMAN F., STEFAN K.:	
Synopsis	139
APPENDIX	
Literature about investigations in the Zillertal	149

VORWORT

Die Erhaltung und der Schutz des Gebirgswaldes ist in Österreich von großer Bedeutung, da nahezu die Hälfte des Waldes oberhalb von 900m Seehöhe stockt. Er ist sowohl durch natürliche als auch durch anthropogene Einflüsse bis hinauf zur Waldgrenze stark bedroht. Besondere Beachtung unter den (potentiellen) Schadfaktoren wurde seit dem Auftreten der „neuartigen“ Waldschäden den Luftschadstoffen geschenkt.

Neben der Notwendigkeit bundesweiter Erhebungen über den Zustand des Waldes im weitesten Sinne ergab sich für die Forstliche Bundesversuchsanstalt Mitte der 80er Jahre auch die Notwendigkeit, ursächliche Zusammenhänge zwischen Belastungen und Auswirkungen zu erforschen. Dazu bedurfte es stark intensivierter Erhebungen auf relativ kleinem Raum, der jedoch einen repräsentativen Seehöhenbereich umspannen mußte.

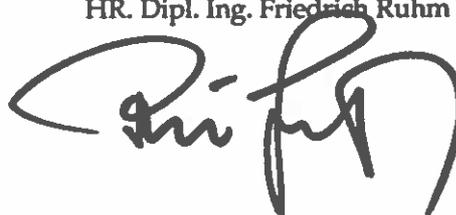
Ein solches Untersuchungsgebiet fand sich im Zillertal in Tirol, das infolge seiner inneralpinen Lage und seiner Infrastruktur besonders geeignet erschien, zumal bereits Messungen bzw. Erhebungen aus diesem Raum aus vergangenen Jahren vorlagen. Das Projekt wurde 1983 mit der Einrichtung der Probeflächen begonnen und Ende 1991 abgeschlossen.

Der vorliegende Bericht setzt sich aus zusammenfassenden Darstellungen der Untersuchungen einzelner Teilgebiete über den gesamten Erhebungszeitraum und aus bisher noch nicht publizierten Ergebnissen zusammen. Sämtliche bis dato vorliegenden Publikationen über immissionsökologische Untersuchungsergebnisse sind im Anhang zusammengestellt.

Am Projekt, das durch die Forstliche Bundesversuchsanstalt initiiert und koordiniert wurde, waren zahlreiche Institutionen beteiligt, denen es zu verdanken ist, daß interdisziplinäre Erhebungen durchgeführt werden konnten.

Das Projekt Zillertal wurde durch das Projekt Achenkirch abgelöst.

HR. Dipl. Ing. Friedrich Ruhm



Das Projekt „Höhenprofil Zillertal“

F. Herman

Institut für Immissionsforschung und Forstchemie
Forstliche Bundesversuchsanstalt

Key words: Altitude profile, forest ecosystem research program, stress physiological program, concentration of pollutants.

Abstract

The project „Altitude Profile Zillertal“: The project „Altitude Profile Zillertal“ is an interdisciplinary study, which contributes to the Austrian forest research in connection with the new type forest decline. Within this project several air pollutants as well as nutrients and pollutants in plant material (Norway spruce and Swiss stone pine needles, ground vegetation) and in the soil were analysed. Furthermore, plant-physiological parameters were applied and tested for the characterization of the plant stress in Norway spruce at varying altitudes and at different times of the day and of the year. Also connections between pollutant concentrations and meteorological parameters were shown and an endangering prognosis on the base of the effect-related limiting values was done.

1 EINLEITUNG

Im Zusammenhang mit der Untersuchung von Schäden an Hochlagenaufforstungen im Zillertal (und anderen hochalpinen Regionen) wurden bereits Ende der 70er Jahre an der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Überlegungen angestellt, inwieweit neben Pilzkrankheiten auch das Auftreten von Luftverunreinigungen zumindest prädisponierend zur Gefährdung der Vegetation im Bereich der Waldgrenze beiträgt (DONAUBAUER 1980, 1984). Pflanzen in diesen Seehöhen sind einer viel größeren Zahl von natürlichen Streßfaktoren ausgesetzt und reagieren daher besonders empfindlich auf zusätzliche Beeinflussungen.

Zu Beginn der 80er Jahre wurde begonnen, Luftschadstoffe in höher gelegenen Waldgebieten Österreichs zu erfassen (SMIDT 1983), da diese als eine der Ursachen der „neuartigen“ Waldschäden in der Literatur beschrieben wurden (JACOBSON & HILL 1970; TAYLOR 1973; TINGEY & REINERT 1975; VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE 1976; GUDERIAN 1977; WIL-HOUR & NEELY 1977; GUDERIAN & RABE 1982; PRINZ et al. 1982; GUDERIAN et al. 1983;

LAST 1983; REHFUESS 1983; ZÖTTL & MIES 1983; SMITH 1984). Die gemessenen Konzentrationen sollten eine Abschätzung der Gefährdung der forstlichen Vegetation vor allem in Abhängigkeit von der Seehöhe erlauben, da z.B. bekannt war, daß die natürlichen Ozonkonzentrationen mit der Seehöhe zunehmen (REITER et al. 1971, REITER 1978; LAUSCHER 1983; ATTMANNSPACHER et al. 1984).

Das Höhenprofil Zillertal wurde Ende 1983 eingerichtet, um im Gegensatz zu den bundesweiten Untersuchungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt (Österreichische Forstinventur, Bioindikatornetz, Waldzustandsinventur) in einem abgegrenzten Untersuchungsgebiet über die Luftschadstoffproblematik hinaus eine Vielzahl der in der Literatur beschriebenen biotischen und abiotischen Verursacher der „neuartigen“ Waldschäden zu erfassen (INGESTAD & LUND 1979; TRESHOW 1980; SEITSCHEK 1981; LAST 1983; LICHTENTHALER & BUSCHMANN 1983; PRINZ 1983; REITER 1983; SCHÜTT et al. 1983; ULRICH & MATZNER 1983; UMWELTBUNDESAMT 1983; VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE 1983).

2 UNTERSUCHUNGSGEBIET

Als Untersuchungsgebiet wurde der Schwendberg im mittleren Zillertal aus folgenden Überlegungen ausgewählt (Abbildung 1):

- Möglichkeit der Einrichtung eines Höhenprofils mit Fichten-Probeflächen von 700m bis 1730m,
- starke Schädigungen durch Pilzinfektionen in den an das Profil anschließenden Zirben-Hochlagenaufforstungen,
- hauptmittelfern gelegen, jedoch von Emissionen durch Tourismus und Gewerbe beeinflusst,
- Möglichkeit eines kontinuierlichen Meßbetriebes,
- Ergebnisse langjähriger boden- und vegetationskundlicher Untersuchungen vorhanden (SCHIECHTL 1967 & 1968; NEUWINGER 1970; SCHIECHTL & NEUWINGER 1980).

Das Untersuchungsprofil befand sich auf einem südost- bis ostexponierten Hangrücken des Schwendberges und erstreckte sich vom Talboden (Ramsau, 600m) bis zur höchstgelegenen Meßstelle (Arbiskopf, 2140m).

In drei Seehöhen des Höhenprofils (600m, 1000m und 1560m) waren Container zur kontinuierlichen Erfassung von Luftschadstoffen und meteorologischen Parametern aufgestellt; Probepunkte für integrierende O₃- und NO_x-Messungen bzw. Probeflächen zur Entnahme von Fichtennadel- und Bodenproben wurden zwischen 700m und 1730m Seehöhe in Vertikalabständen von 100 Metern eingerichtet; drei Zirbenprobeflächen befanden sich in rund 2000m Seehöhe; an drei Meßstellen (600m, 1000m und 1720m) wurden Niederschlagsproben gewonnen. Etwa 10 km südlich des Höhenprofils erfolgten am Ahorn (1950m) weitere Luftschadstoffmessungen und meteorologische Messungen. Eine ausführliche Beschreibung des Gebietes und des Untersuchungsrahmens erfolgte durch GLATTES et al. (1985 und 1989) sowie durch SMIDT & HERMAN (1991).

3 FRAGESTELLUNGEN

Folgende Fragen sollten beantwortet werden:

- Wie sind Boden, Bodenvegetation und Verlichtung der Bäume in diesem industriefernen Gebiet charakterisiert?
- Welche Nähr- und Schadstoffkonzentrationen werden in Boden-, Bodenvegetations- und Nadelproben festgestellt und welche Variationen sind in Abhängigkeit von der Seehöhe festzustellen?

- Kommt es im Laufe des Untersuchungszeitraumes zu Veränderungen von Nähr- und Schadstoffkonzentrationen im Boden und in Pflanzen?
- Wie wirken sich die im Untersuchungszeitraum gemessenen Schadstoffkonzentrationen auf physiologische bzw. biochemische Vorgänge aus?
- Wie hoch ist die Belastung durch Schadstoffeinträge aus nassen Freilanddepositionen in unterschiedlichen Seehöhen?

Im Rahmen dieses Gemeinschaftsprojektes arbeiteten von der Forstlichen Bundesversuchsanstalt die Institute für Standort, Forstschutz, Waldwachstum und Betriebswirtschaft sowie Wissenschaftliche Dienste und die Außenstelle für subalpine Waldforschung zusammen, wobei die Arbeiten durch das Institut für Immissionsforschung und Forstchemie koordiniert wurden. Von Beginn an wurde das Projekt durch die Landesforstdirektion Tirol und die Forstinspektion Zell am Ziller unterstützt.

Auf der Basis der genauen Dokumentation der aktuellen Umweltsituation des Untersuchungsraumes ergab sich nach den ersten drei Meßjahren die Möglichkeit, den ursprünglichen Fragenkomplex in Hinblick auf eine streßphysiologische Betrachtungsweise auszudehnen. Dafür war es notwendig, das oben angeführte Luftschadstoffmeßprogramm zu intensivieren sowie mit umfangreichen pflanzenphysiologischen Untersuchungen und meteorologischen Erhebungen zu beginnen, was zur Zusammenarbeit mit folgenden Institutionen führte:

- Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik,
- Universität Wien (Institut für Pflanzenphysiologie),
- Universität Graz (Institut für Pflanzenphysiologie),
- Universität für Bodenkultur (Zentrum für Umwelt und Naturschutz),
- Technische Universität Wien (Institut für angewandte Botanik und Institut für analytische Chemie).

Im Rahmen der Untersuchungen wurden nun folgende Themenschwerpunkte bearbeitet (detaillierte Angaben hierzu siehe Tabelle 1):

- Beschreibung der Ernährungssituation (Nährstoffgehalte im Boden und in Pflanzen), Bestimmung der Schadstoffgehalte im Boden und in Pflanzen, in der Luft und in nassen Freilanddepositionen in verschiedenen Seehöhen und während des 7jährigen Untersuchungszeitraumes,

- Prüfung von biochemischen und physiologischen Methoden zur Beurteilung der Streßbelastung von Fichten,
- kausalanalytische Erklärung von Schädigungen basierend auf einem streßphysiologischen Konzept (BOLHAR-NORDENKAMPF 1989),
- Untersuchung des Zusammenhanges von Witterungsbedingungen und Schadstoffkonzentrationen unter Berücksichtigung saisonaler Unterschiede,
- Untersuchung des Zusammenhanges zwischen Schadstoffkonzentrationen und Photosyntheseleistung,
- Beurteilung von SO₂, NO₂- und Ozonmeßdaten in Hinblick auf wirkungsbezogene Grenzwerte.

Der vorliegende Bericht setzt sich aus zusammenfassenden Darstellungen der Untersuchungen einzelner Teilgebiete über den gesamten Erhebungszeitraum und aus bisher noch nicht publizierten Ergebnissen zusammen. Sämtliche bis dato vorliegenden Publikationen über Untersuchungsergebnisse vom Zillertal sind im Anhang zusammengestellt.

Zusammenfassung

Das Gemeinschaftsprojekt „Höhenprofil Zillertal“, das in Zusammenarbeit mit mehreren Universitätsinstituten durchgeführt wurde, ist ein Beitrag zur österreichischen Waldökosystemforschung, der die interdisziplinäre Untersuchung von immissionsökologischen Fragen im Zusammenhang mit „neuartigen“ Waldschäden zum Ziel hatte.

Im Rahmen dieses umfangreichen Projektes wurden u.a. zahlreiche Schadstoffe in der Luft sowie Nähr- und Schadstoffe in Pflanzen (Fichten, Zirben, Bodenvegetation) und im Boden untersucht. Ferner wurden pflanzenphysiologische Parameter zur Charakterisierung von natürlichen und anthropogenen Stressoren an Fichten in verschiedenen Seehöhen und zu verschiedenen Tages- und Jahreszeiten gemessen bzw. deren Eignung zur Streßcharakterisierung getestet. Weiters wurden Zusammenhänge zwischen Luftschadstoffkonzentrationen und meteorologischen Meßgrößen aufgezeigt und eine Gefährdungsprognose auf der Basis von wirkungsbezogenen Luftschadstoff-Grenzwerten abgeleitet.

LITERATUR

- ATTMANNSPACHER W., HARTMANNSTRUBER R. & LANG P. 1984. Langzeittendenzen des Ozons der Atmosphäre aufgrund der 1967 begonnenen Ozonmeßreihen am Meteorologischen Observatorium Hohenpeißenberg.- Meteorol. Rdsch. 37, 193-199.
- BOLHAR-NORDENKAMPF H.R. (Hrsg.) 1989. Streßphysiologische Ökosystemforschung „Höhenprofil Zillertal“.- Phytion 29 (3).
- DONAUBAUER E. 1980. Über Pilzkrankheiten in Hochlagenaufforstungen.- Mitt. Forstl. Bundesvers. Anst. 129, 51-62.
- DONAUBAUER E. 1984. Die Bedrohung des österreichischen Waldes durch forstschädliche Luftverunreinigungen.- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft und Österreichische Studiengesellschaft für Bauernfragen, Forstsymposium 1984, Sonderausgabe „Förderungsdiens“, 53-60.
- GLATTES F., SMIDT S., DRESCHER A., MAJER C. & MUTSCH F. 1985. Untersuchung einiger Parameter zur Ursachenfindung von Waldschäden am Beispiel eines Höhenprofils im Zillertal/Tirol, erste Ergebnisse.- FBVA-Berichte Nr. 9.
- GLATTES F., BOLHAR-NORDENKAMPF H.R., GABLER K., LEITNER J., MAJER C., PLATTNER J. & ZWERTGER P. 1989. Die Biotope der Probestämme im Höhenprofil „Zillertal“.- Phytion 29 (3), 15-38.
- GUDERIAN R. 1977. Air Pollution.- Ecological Studies 22. Springer Verlag Berlin, Heidelberg & New York.
- GUDERIAN R. & RABE R. 1982. Effects of photochemical oxidants on plants.- Final report, prepared for the Commission of the European Communities, Contract Nr. U/81/519.
- GUDERIAN R., TINGEY D.T. & RABE R. 1983. Wirkung von Photooxidantien auf Pflanzen.- In: Umweltbundesamt (Hrsg.) Luftqualitätskriterien für photochemische Oxdantien. Berichte 5/83, 205-429.
- INGESTAD T. & LUND A. 1979. Nitrogen stress in birch seedlings. I. Growth technique and growth.- Physiologica Plantarum 45, 137-148.
- JACOBSON J.S. & HILL A.C. (eds.) 1970. Recognition of air pollution injury to vegetation: A pictorial atlas.- Air Poll. Contr. Ass., Pittsburgh, Pennsylvania.
- LAST F.T. 1983. Direct effects of air pollutants, singly and in mixtures on plants and assemblages.- OTT H. & STANGL H. (eds.): Symposium Acid Deposition - a Challenge for Europe; Karlsruhe, 19-21 Sept. 1983, 105-126.
- LAUSCHER F. 1983. Aus der Frühzeit atmosphärischer Ozonforschung.- Wetter und Leben 35, 69-80.
- LICHTENTHALER H.K. & BUSCHMANN C. 1983. Das Waldsterben, Verlauf, Ursachen und Konsequenzen.- Fridericana, Z. der Univ. Karlsruhe 33, 39-69.
- NEUWINGER I. 1970. Böden der subalpinen und alpinen Stufe in den Tiroler Alpen.- Mitt. Ostalp. Din. Ges. Vegetationskde., Innsbruck, 11, 135-150.
- PRINZ B., KRAUSE G.H. & STRATMAN H. 1982. Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland.- Landesanstalt für Immissionsschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, LIS-Berichte 28.
- PRINZ B. 1983. Gedanken zum Stand der Diskussion über die Ursachen der Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland.- Forst- und Holzwirt 18, 460-468.

- REHFUESS K.E. 1983. Walderkrankungen und Immissionen - eine Zwischenbilanz.- Allg. Forstzeitschr., 601-610.
- REITER R., SLADKOVIC R. & CARNUTH W. 1971. On the fine structure and control of vertical aerosol exchange between 700 and 3000m.- Arch. Met. Geoph. Biokl., Ser. A., 20, 115-157.
- REITER E.R. 1978. Impact of stratospheric ozone on tropospheric concentrations.- Special Technical Publication 653, Amer. Soc. f. Testing and Materials, 506-519.
- REITER R. 1983. Basiserarbeitung zum Problem „Waldschäden im Bayerischen Nordalpenraum“.- Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, Materialien, 28.
- SCHIECHTL H.M. 1967. Die Physiognomie der potentiellen natürlichen Waldgrenze und Folgerungen für die Praxis der Aufforstung in der subalpinen Stufe.- In: Ökologie der alpinen Waldgrenze. Mitt. Forstl. Bundesvers.Anst. 75, 5-55.
- SCHIECHTL H.M. 1968. Auswirkungen der Ast- und Bodenstreunutzung in Fichtenwäldern des Zillertales.- Bericht der Int. Pfl. Soc. Ostalp. Dinar. Arge., Tagung 1968 (unveröffentlichtes Manuskript).
- SCHIECHTL H.M. & NEUWINGER J. 1980. Regeneration von Vegetation und Boden nach Einstellung der Beweidung und Bodenstreunutzung in einem zentralalpiner Hochlagen-Aufforstungsgebiet.- Mitt. Forstl. Bundesvers.Anst. 129, 63-80.
- SCHÜTT P., KOCH W., BLASCHKE H., LANG K.J., SCHUCK H.J. & OMMERER H. 1983. So stirbt der Wald.- BLV Verlagsgesellschaft München, Wien, Zürich.
- SEITSCHEK O. 1981. Das Waldsterben in Europa - Ein aktueller Schadensbericht.- Forst- und Holzwirt 39 (12), 299-302.
- SMIDT S. 1983. Über das Auftreten von Ozon und Stickstoffoxiden in Waldgebieten Österreichs.- Eur. J. For. Path. 13, 133-141.
- SMIDT S. & HERMAN F. 1991. Projekt „Höhenprofil Zillertal / Tirol“.- 2. Statusseminar der PBWU zum Forschungsschwerpunkt „Waldschäden“, 4.-6. 2. 1991, GSF-Berichte, 265-281.
- SMITH W.H. 1984. Auswirkungen von regionalen Luftschadstoffen auf die Wälder in den USA.- Forstw. CBL 103 (1), 48-61.
- TAYLOR O.C. 1973. Oxidant air pollutant effects on a western coniferous ecosystem.- Task B and C Report, Univ. Calif. Statewide Air Pollution Research Center, Riverside.
- TINGEY D.T. & REINERT R.A. 1975. The effects of ozone and SO₂ singly and in combination on plant growth.- Environ. Pollut. 9, 117-125.
- TRESHOW M. 1980. Pollution effects on plant distribution.- Environmental Conservation 7 (4), 279-286.
- ULRICH B. & MATZNER E. 1983. Ökosystemare Wirkungsketten beim Wald- und Baumsterben.- Forst- und Holzwirt 36 (21), 525-532.
- UMWELTBUNDESAMT 1983. Berichte 5/83: Luftqualitätskriterien für photochemische Oxidantien.- Erich Schmidt Verlag Berlin.
- VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE 1976. Ozon und Begleitsubstanzen im photochemischen Smog.- Bibliographie 1970 - 1976 der Fachdokumentation Reinhaltung der Luft.
- VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE 1983. Saure Niederschläge.- VDI-Berichte Nr. 500.
- WILHOUR R.G. & NEELY G.E. 1977. Growth response of conifer seedlings to low ozone concentrations.- In: Int. Conf. on Photochemical Oxidant Pollution and its Control, p. 635-645. USEPA Ecol. Res. Series 600/3-77/001b.
- ZÖTTL H.W. & MIES E. 1983. Die Fichtenernährung in der Höhenlage des Südschwarzwaldes.- Allg. Forst- und Jagdzeitschr. 154, 111-114.

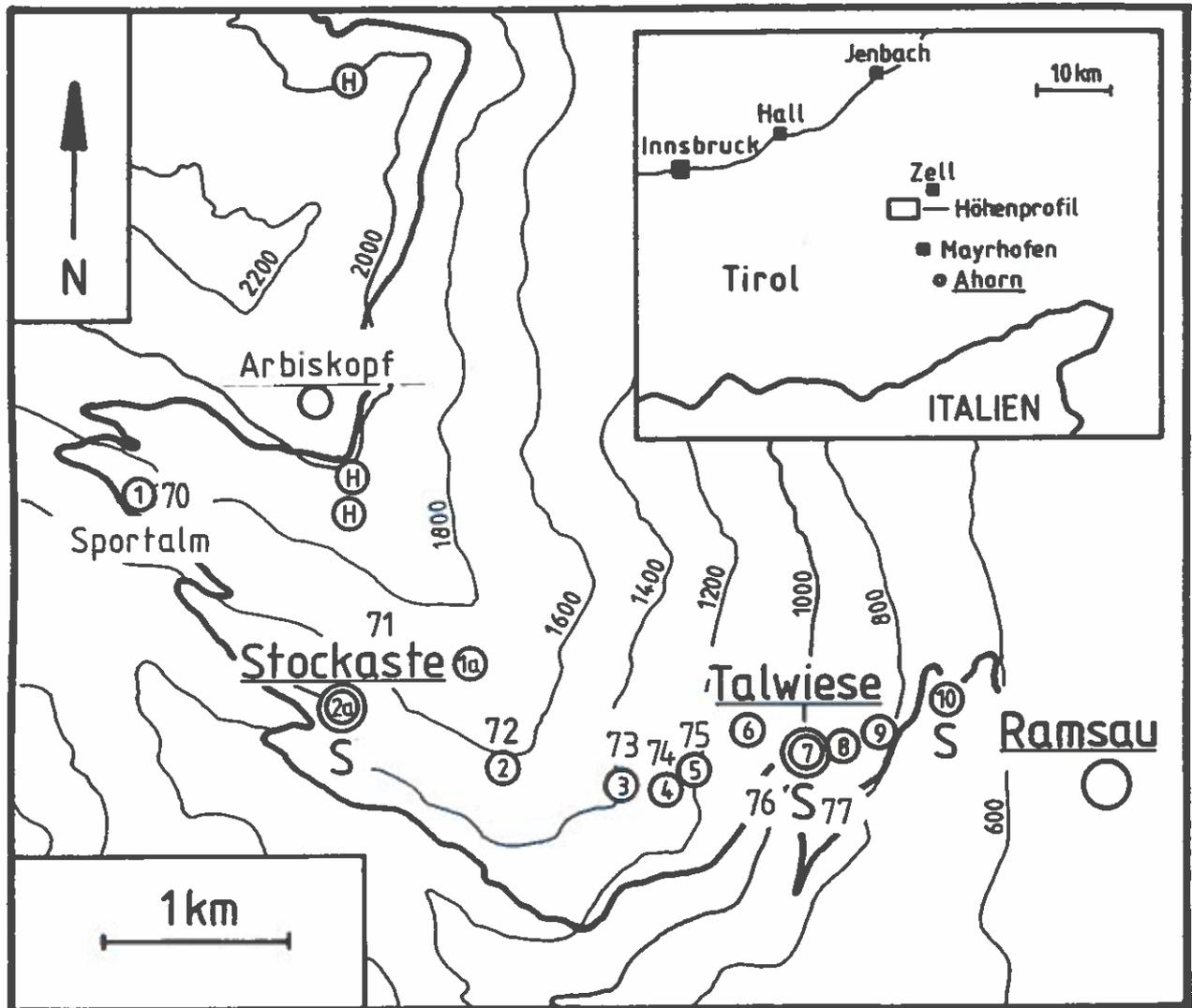
Tab.1: Meßstellen und Untersuchungen am und im Bereich des Höhenprofil Zillertal

- REG: registrierende SO₂-, NO_x- and O₃-Messungen (Container-Stationen)
- INT: K: O₃- and NO_x-Kerzen
P: Passivsammler: gasförm. SO₂, NO₂, NH₃, HCl und HNO₃
D: Denuder: gasförm. HNO₃, SO₂, NH₃, HCl, HCOOH, CH₃COOH; NO₃-, SO₄-, Cl- and NH₄-Partikel
F: Stack Filter: gasförm. HNO₃, SO₂, NH₃; NO₃-, SO₄- & NH₄-Partikel
X: Absorptionsröhrchen: Kohlenwasserstoffe
- DEP: nasse Depositionen (pH, Leitfähigkeit, SO₄, NO₃, Cl, NH₄, Ca, Mg, Na, K)
B: Bulk-Sammler (*: ein zusätzlicher WADOS-Sammler)
S: Schnee, Rauheif und Raufrost (zusätzlich Nebelsammler an den Container-Stationen)
L: Schneelysimeter
- MET: meteorologische Messungen:
T: Temperatur, relative Luftfeuchte, Druck
W: Windrichtung, -geschwindigkeit
SOD: Sodar-Messungen
FB: Fesselballonmessungen
- NAD: N: chemische Nadelanalysen (N, P, K, Ca, Mg, S, Pb, Cd)
B: biochemische Nadelanalysen (Thiole, Ascorbinsäure, Peroxidasen, Chlorophyll, Xanthophyll, Carotine und Lipide)
- WZI: Waldzustandserhebung
- ENT: entomologische Untersuchungen
- MYK: Mykorrhiza- und Feinwurzeluntersuchungen
- BOD: chemische Bodenanalysen
v: volumsgerechte Bodenprobenahmen
nv: nicht volumsgerechte Bodenprobenahmen
- VEG: V: Bestimmung der Bodenvegetation
A: chemische Analyse der Bodenvegetation
- PHY: Pflanzenphysiologische Untersuchungen:
Cf: Messung der Chlorophyllfluoreszenz (* zusätzlich CO₂-Fixierung)
L: Langzeitmessungen an einer 65 Jahre alten Fichte

Probefläche	Seehöhe	REG	INT	DEP	MEI	NAD	WZI	ENT	MYK	BOD	VEG	PHY
Arbiskopf	2140m		KPD	S	TW							
Arbiskopf-Fuß	2020m		D									
H1 - H3	2000m	+						+			V	
Ahorn	1950m		KP	S	T							
PF 1a	1730m		K					+			VA	
PF 1 / PF 70	1720m		K	S			+					
Sportalm	1720m		P	B	T							
PF 71	1700m						+					C
PF 72	1580m						+					C
PF 2	1560m		K				+				V	
Stockaste	1560m	+	KPDX	SL	TW	NB		+				C*
PF 3 / PF 73	1400m		K	S								
PF 4 / PF 74	1300m		K	S		NB	+				V	
PF 5	1200m		K			NB	+				V	
PF 75	1190m					NB					VA	
PF 6	1140m			S		N	+					C
Talwiese (7a)	1000m	+	KPDX	B*S	TW	NB		+				C*L
PF 7	1000m											
PF 76	1000m					N	+				V	
PF 8	930m					NB						
PF 77	910m						+					
PF 9	850m		P	S	T	NB					VA	
PF 10	700m		K	SL		NB		+			V	C*
Ramsau	600m	+	KPDX	B SL	TW							
Kaltenbach	600m				SOD, FB							

Abb.1: Untersuchungsgebiet und Probeflächen

1-10, 70-77: Probeflächen und Containerstandorte
 H: Hochlagenaufforstungsflächen



Aufbau und Betreuung von alpinen Luftmeßstationen

J. Plattner und J. Pausch

Außenstelle für subalpine Waldforschung
Forstliche Bundesversuchsanstalt

Key words: Altitude profile, measuring equipment, costs.

Abstract

Establishment and maintenance of alpine air monitoring stations: Setting up alpine measuring stations requires among other things a representative location, accessibility at all times and a connection to the electrical power grid. Many precautions have to be taken as protection against electrical overloads, lightning, wind as well as against voltage deviations of the mains. The equipment of the containers (measuring instruments, line current, safety devices, data recording, accessories) and weather cabins and the additional measuring equipment must correspond with the respective standards. The costs of a container station amount to approx. 2,2 million shillings. The care of a measuring station requires optimal service, calibration and checking of the instruments.

1 EINLEITUNG

Die ökosystemare Waldforschung erfordert die kontinuierliche Messung forstlich relevanter Luftschadstoffe. Zur Interpretation der Luftmeßdaten sowie biochemischer und pflanzenphysiologischer Meßparameter ist es erforderlich, gleichzeitig meteorologische Messungen und als Ergänzung zu den registrierenden auch integrierende Luftschadstoffmessungen durchzuführen. Im folgenden werden der Containeraufbau und der Kostenrahmen einer waldspezifischen Meßstelle beschrieben sowie die notwendigen Wartungserfordernisse angeführt.

2 AUFBAU EINER MESS-STATION

Grundsätzlich ist der Standort so zu wählen, daß:

- sich die nähere Umgebung im Laufe des Untersuchungszeitraumes nicht wesentlich verändert,
- eine ungehinderte Anströmung gewährleistet ist (keine starke Störung der Lufttrajektorien durch nahegelegene topographische Gegebenheiten),
- die Stromversorgung gesichert ist,
- die Station zu jeder Jahreszeit (wenn möglich auch mit Fahrzeugen bzw. einer Seilbahn) gut erreichbar ist und

- eine Beschädigung durch Passanten und Weidvieh vermieden werden kann.

Für die Errichtung von Meßstationen ist ein Vertrag mit den Elektrizitätsversorgungsunternehmen sowie das Einverständnis der Grundbesitzer Voraussetzung.

Aus den jeweiligen Fragestellungen der Projekte leiten sich die Standorte der Container und ihre Bestückung ab, wobei auf bestehende ÖNORMEN, auf die Richtlinien des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz (vgl. Literaturliste) und die Vorschriften des Österreichischen Verbandes der Elektrotechniker Bedacht zu nehmen ist.

Im gegenständlichen Projekt waren die Meßziele wie folgt definiert (GLATTES et al. 1985, HERMAN 1992):

- Die kontinuierliche Feststellung forstlich relevanter Immissionskonzentrationen, die eine Auswertung und Beurteilung nach wirkungsbezogenen Grenzwerten gestatten,
- Messungen in mehreren Höhenstufen, um Unterschiede der Immissionsmuster der Luftschadstoff-Komponenten festzustellen,
- Möglichkeit der Interpretation der Herkunft der Luftschadstoffe (Ferntransporte, Hang-Talwindssysteme) durch gleichzeitige Messung meteorologischer Parameter und

- quantitative Feststellung weiterer Luftschadstoffe (in nassen Depositionen gelöste Ionen, Einträge; Säuren im Aerosol etc.).

Daraus ergab sich die Bestückung der Container mit Luftschadstoff-Meßgeräten, Kalibriergeräten mit Zubehör, meteorologischen Meßgeräten, einer Datenerfassung sowie mit Schutzeinrichtungen.

In Tabelle 1 sind die im Rahmen des Projektes vorgenommene Bestückung eines Containers zur Erfassung der Luftschadstoffkonzentrationen und meteorologischen Parameter sowie die für den Aufbau und die Installierung anfallenden Kosten angeführt. Im gegenständlichen Fall waren dies 2,2 Millionen Schilling (die Kosten können jedoch je nach den Standortbedingungen und der Bestückung stark variieren). Außerdem sind in den Kostenrahmen noch die laufenden Kosten (Betreuungs-, Service- bzw. Reparaturkosten) und letzten Endes auch die Abbaukosten und die Kosten für die zentrale Datenkontrolle, Datenspeicherung und Auswertung einzukalkulieren.

Container

Für einen Containeraufbau ist ein stabiler Unterbau und eine Absicherung mit Stahlseilen gegen Winddruck vorzusehen. Die Abbildungen 1a (Aufriß) und 1b (Grundriß) zeigen als Beispiel den Aufbau der Meßstation Stockaste. Der Anschlußwert errechnet sich aus der Gerätebestückung (im gegenständlichen Fall 3,5 bis 4kVA, wobei der Stromanschluß mittels Baustromleitung mit einem Querschnitt von $4 \times 35\text{mm}^2$ erfolgte). Abbildung 2 zeigt einen Schaltplan für eine Luftmeßstation. Für die Sicherung der empfindlichen Meßgeräte gegen Störspannungen ist der Einbau von Blitz- und Überspannungsschutzelementen sowie die Verlegung von Erdungsbändern (70 Laufmeter für einen Container) notwendig. Netzspannungsschwankungen werden mit Spannungs-Konstanthaltern ausgeglichen. Kurzfristige Stromausfälle können durch Pufferbatterien, welche in die Datenerfassungsanlage, Rechner, Drucker und Diskettenstation eingebaut sind, kompensiert werden, sodaß auch nach einem mehrstündigen Stromausfall ein ungestörter weiterer Betrieb der Datenerfassung möglich ist. Durch den Einbau eines Klimagerätes bzw. eines Frostwächters werden die Meßgeräte vor extremen Temperaturen geschützt.

Im Rahmen des gegenständlichen Projektes waren die Container mit Luftschadstoffmeßgeräten (SO_2 , NO_x , O_3) und einem Stationskalibrator (für SO_2 , NO_x und O_3) bestückt. Datenerfassung, Gerätesteuerung, Umrechnung, Vorsortierung und Abspeicherung der Meßdaten erfolgten mit

einer HP-Interfaceloop. Für Kontroll- und Abgleichzwecke waren je ein Einkanalschreiber (für SO_2 und O_3) sowie ein Mehrkanalschreiber (für NO_x) eingebaut. Die Erfassung der Meßwerte ist in Abbildung 3 schematisch dargestellt. Die erforderliche Software für Datenerfassung, Vorsortierung, Abspeicherung und Gerätesteuerung wurde am Institut erstellt und laufend adaptiert.

Zusätzliche Einrichtungen

Meßhütten für meteorologische Messungen müssen der ÖNORM M9490 entsprechen, Teleskopmasten für die Windrichtungs- und Windgeschwindigkeitsgeber der ÖNORM M9490 (Teil 6), wobei letztere mit einem Blitzfänger auszustatten sind.

3 ÜBERPRÜFUNG UND WARTUNG VON MESS-STELLEN

Die Qualitätskontrolle ist nach den OECD-Grundsätzen der „Guten Laboratoriumspraxis“ (OECD 1983) mit Hilfe einer hierfür erstellten Checkliste mindestens einmal pro Woche vorzunehmen. Jede Kontroll- und Kalibriertätigkeit ist zu protokollieren.

Bei den Luftschadstoffmeßgeräten ist die Datenkontrolle durch regelmäßige Kontrollen der Schreiberpapiere (Momentanwerte) und der Datalogger-Ausdrucke (Halbstundenmittelwerte) vorzunehmen. Neben den automatisch gesteuerten geräteinternen Funktionsüberprüfungen mittels Zero-Span-Kontrolle (IZS) wurden in regelmäßigen Abständen Ozonmeter-Kalibrierungen mit einem Transferstandard (= Ozonanalysator) vorgenommen, welcher seinerseits 2 bis 3 mal pro Jahr am Umweltbundesamt „gegengeeicht“ wurde. Die NO_x -Kalibratoren wurden ebenfalls mit einem Prüfgas des Umweltbundesamtes abgeglichen (NO-Ringversuch). Die Permtubes der SO_2 -Kalibratoren wurden mit Permtubes des Umweltbundesamtes abgeglichen. Nach Ausfällen bzw. Reparaturen wurden zusätzliche Kalibrierungen durchgeführt. Eine Überprüfung der Meßdaten erfolgte im Rahmen der Datenkontrolle im Rechenzentrum.

Die meteorologischen Meßgeräte sind in regelmäßigen Abständen mit Eichgeräten zu überprüfen: Die Temperaturmessung mit einem Eichgerät (und zusätzlich mit einer Eisschmelze), die Strahlungsmessung mit einem Eich-Sternpyranometer (Gegengeichung an der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik), die Luftfeuchtigkeitsmessung mit einem Aspirationspsychrometer und die Druckmessung mit einem Referenz-Druckmesser. Die Windgeschwindigkeit kann mit einem „Eichwind“ und die Wind-

richtung visuell überprüft werden. Zusätzlich zur Erhebung meteorologischer Daten ist eine Wetterbeobachtung im Rahmen von ökologischen Projekten von großem Interesse.

Mit folgenden Störfällen muß gerechnet werden:

- Auslösen des FI-Schutzschalters nach Blitzschlag,
- Ausfall der Stromversorgung,
- Absturz der Datenerfassung nach Meßgeberdefekt und Meßgerätestörungen (Gerätefehler, falsche Werte bei der IZS, Abschalten der Geräte nach Überhitzung).

Zusammenfassung

Zum Aufbau alpiner Luftmeßstationen muß eine Reihe von Bedingungen erfüllt sein, z.B. ein repräsentativer Standort, ganzjährige Zugänglichkeit und Stromanschluß. Der Betrieb erfordert zahlreiche Vorkehrungen, z.B. den Schutz gegen Überspannungen bzw. Blitzschlag und Winddruck sowie Konstanthaltung der Betriebsspannung. Die Geräteausstattung der Container (Meßgeräte, Stromversorgung, Schutzeinrichtungen, Datenerfassung, Zubehör) bzw. Wetterhütten und sonstiger Meßeinrichtungen hat nach den einschlägigen Normen zu erfolgen. Als Richtpreis für eine alpine Meßstation können ca. 2,2 Millionen Schilling angenommen werden. Zur Betreuung der Meßstellen bedarf es umfangreicher Überprüfungen (z.B. Eichungen, Funktionsüberprüfungen).

LITERATUR

- GLATTES F., SMIDT S., DRESCHER A., MAJER C., MUTSCH F. 1985. Höhenprofil Zillertal, Untersuchung einiger Parameter zur Ursachenfindung von Waldschäden, Einrichtung und erste Ergebnisse 1984.-FBVA-Berichte Nr. 9.
- HERMAN F. 1992. Das Projekt „Höhenprofil Zillertal“. Dieser Band.
- OECD 1983. Bekanntmachung der OECD-Grundsätze der Guten Laboratoriumspraxis (GLP).
- ÖNORM M 5852. Luftuntersuchung, Probenahme zur kontinuierlichen Immissionsmessung (4/1986).
- ÖNORM M 5853. Luftuntersuchung - Immissionsmeßbericht (11/1986).
- ÖNORM M 5854. Luftuntersuchung, Immissionsmessung, Anforderungen an SO₂-Meßgeräte (8/1986).
- ÖNORM M 5855. Luftuntersuchung, Immissionsmessung, Anforderungen an NO_x-Meßgeräte (10/1987).
- ÖNORM M 5857. Luftuntersuchung, Immissionsmessung, Anforderungen an O₃-Meßgeräte (1/1988).
- ÖNORM M 5865. Ermittlung und Auswertung von Immissionsmeßdaten (8/1986).
- ÖNORM M 5866. Luftreinhalteung; Bildung und Auswertung von Immissionsmeßdaten (11/1990).

ÖNORM M 5867. Luftreinhalteung; Weitergabe von Immissionsmeßdaten im Rahmen der EDV (Entwurf 11/1987).

ÖNORM M 9410. Automatische Konzentrationsmeßgeräte für gasförmige Luftverunreinigungen; Merkmale und allgemeine Bestimmungen (2/1979).

ÖNORM M 9490. Meteorologische Messungen für Fragen der Luftreinhalteung:

- Teil 1: Allgemeines (11/1988)
- Teil 2: Wetterhütte (11/1988)
- Teil 3: Messung des Niederschlages (8/1987)
- Teil 4: Messung der Lufttemperatur (12/1987)
- Teil 5: Messung der Luftfeuchte (12/1987)
- Teil 6: Messung des Windes (Windrichtung und Windgeschwindigkeit, 11/1988)
- Teil 7: Strahlungsmessung (12/1987)
- Teil 8: Messung der Sonnenscheindauer (12/1987)
- Teil 9: Datenübertragung und Auswertung der Meßergebnisse (11/1988)

BUNDESMINISTERIUM FÜR GESUNDHEIT UND UMWELTSCHUTZ 1986. Richtlinie 12: Durchführung von Immissionskonzentrationsmessungen.

Abb.1a: Schematische Darstellung der Luftmeßstation Stockkaste (Aufriß)

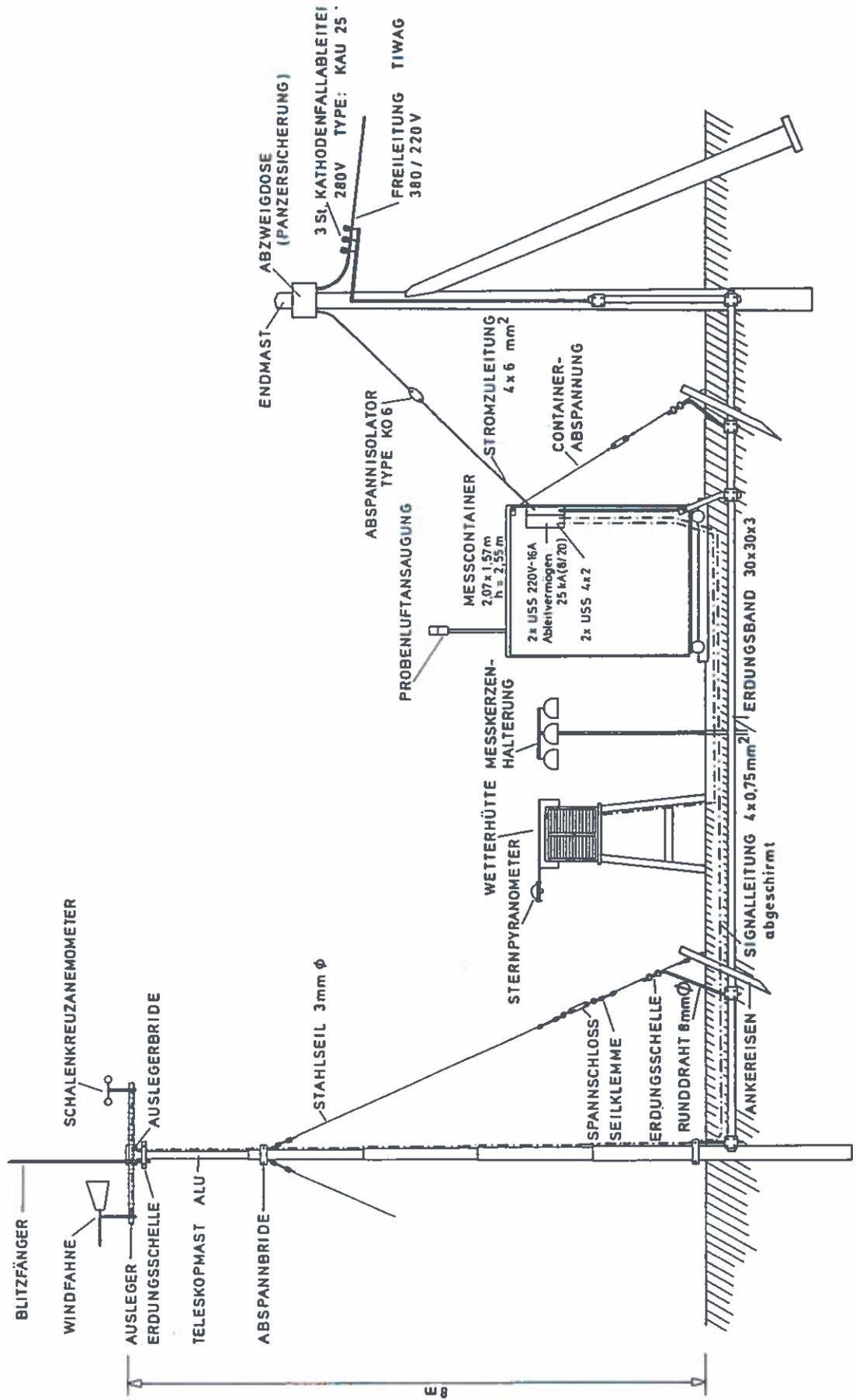


Abb. 1b: Schematische Darstellung der Luftmeßstation Stockaste (Grundriß)

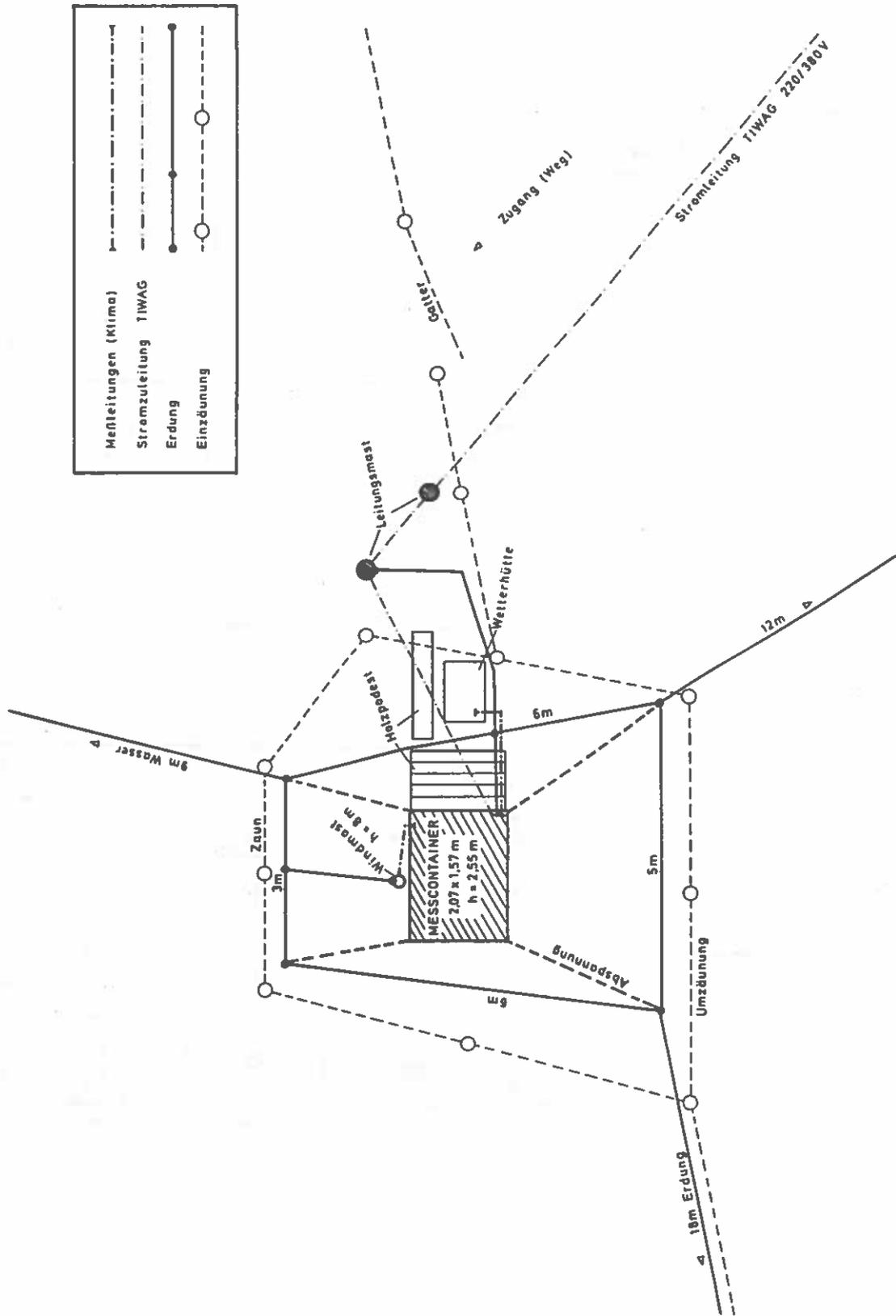


Abb.2: Schaltplan einer Luftmeßstation

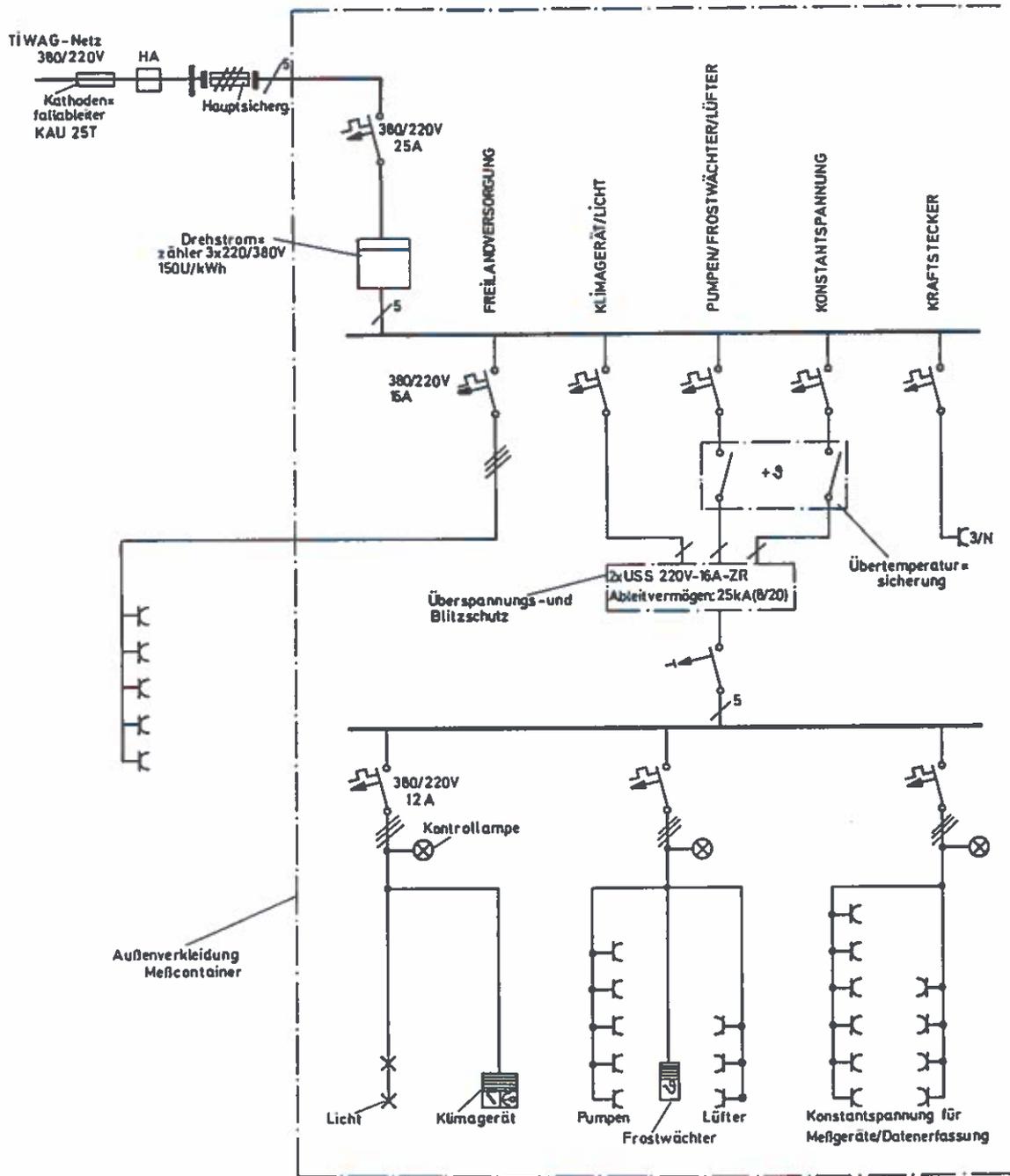
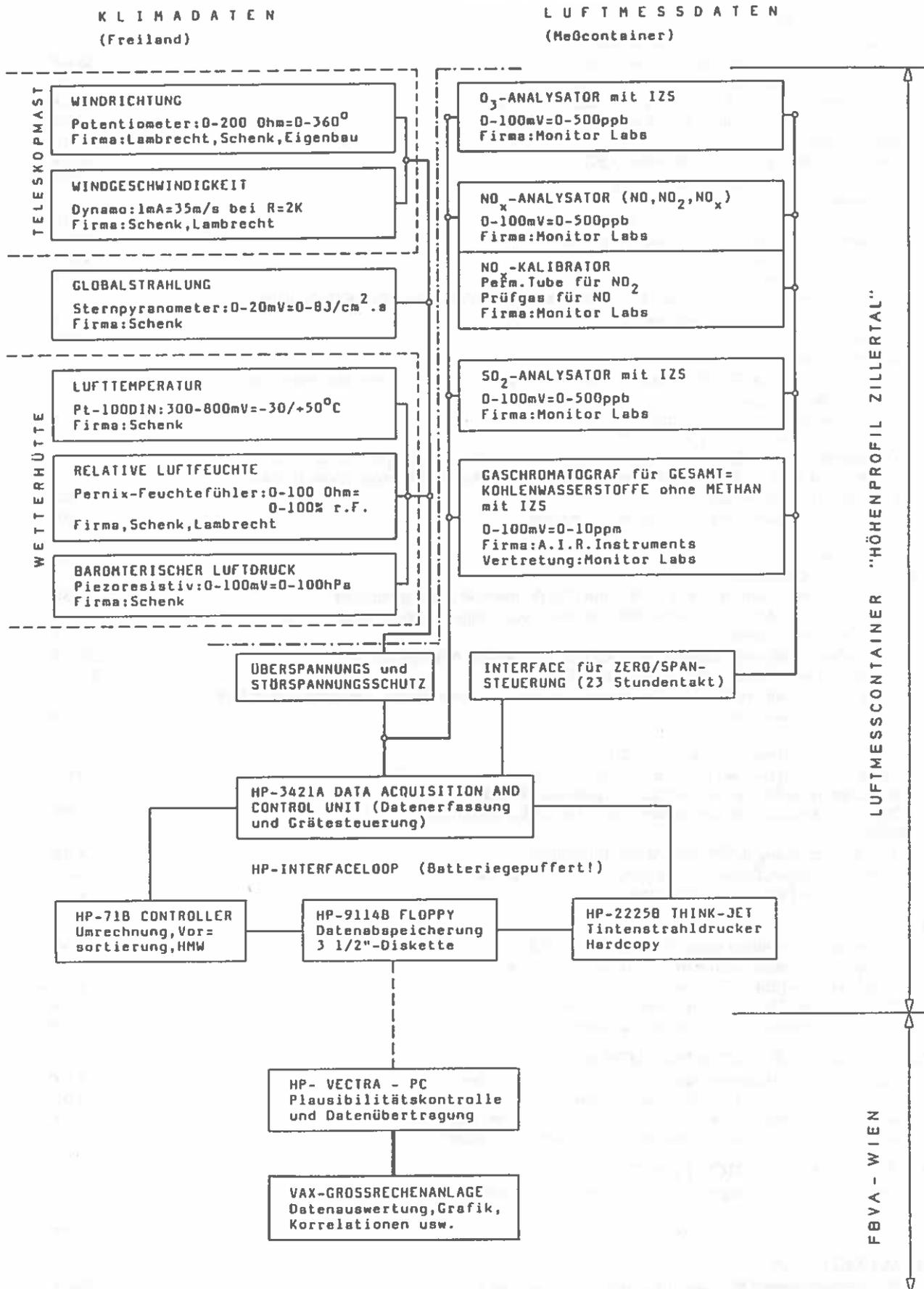


Abb.3: Schematische Darstellung der Erfassung der Luftmeßwerte



Tab. 1: Bestückung einer Meßstation und anfallende Kosten (1985)

Richtpreise

MESSCONTAINER

Meßcontainer (2,07 x 1,57 x 2,55m, 400kg), Fa. Gföllner,	
Type Iodag, mit Kranösen und Gleitkufen	35 000.-
Einbauten (Gestelle, 19" Schrank, Einbaufächer)	10 000.-
Aptonregal (Material) und Pumpengestell (Material)	1 600.-
Containerunterbau (Holzpodest, Antransport)	6 800.-
Umzäunung (5 x 5m)	2 000.-
Containerantransport (Hubschrauber, KFZ)	12 500.-
Containerabspannungen (Stahlseile, Spannschlösser, Klemmen etc.)	1 000.-
Stromversorgung	
Strommasten und Stützmasten (für 350m Leitung)	7 000.-
Grabarbeiten für Erdungsband und Strommasten	15 000.-
Stromzuleitung TTWAG	50 000.-
Platzmiete, Wegbenützung	1 000.-
Installationsmaterial (Automaten, FI-Schutzschalter, Steckdosen, Schalter, Kabelkanäle, Lampen, Zählertafel, Isogehäuse)	13 000.-
Subzähler	2 500.-
Schutzeinrichtungen	
Erdungszubehör (ca. 70m Bänderder 30x30x3mm, Runddraht, Kreuzklemmen, Schellen etc.)	2 200.-
Konstantspannungsgerät (2 kVA)	15 000.-
Überspannungs- und Blitzschutzelemente:	20 000.-
3 Kathodenfallableiter Type KAU 25T +	
2 nachgeschaltete Überspannungsschutzelemente Fa. Meteolab (Type USS 220V-16A-ZR)	
Schutz für Meß- und Steuerleitungen (meteorolog. Geräte) Fa. Meteolab (Type USS 4x2)	
Klimagerät (Firma Toshiba)	25 000.-
Übertemperatursicherung mit Anzeige (Fa. Knürr)	1 000.-
Frostwächter	350.-
Feuerlöscher	2 500.-
Meßgeräte im Container	
SO ₂ -Analysator Monitor Labs ML 8850 mit IZS, Pumpe und Analogschreiber	318 000.-
NO _x -Analysator Monitor Labs ML 8840 mit Pumpen, Prüfgasanlage, Prüfgasarmatur und Analogschreiber	491 500.-
O ₃ -Analysator Monitor Labs ML 8810 mit IZS, Pumpe und Analogschreiber	236 600.-
Audit-Kalibrator Monitor Labs (SO ₂ , NO _x , O ₃)	300 000.-
Kohlenwasserstoff-Analysator (Gaschromatograph; A.I.R. Instruments / Monitor Labs mit IZS, Prüfgase, Armaturen)	345 700.-
Datenerfassung	
Controller (Fa. Hewlett-Packard HP-71B)	20 000.-
Datenerfassung (Hewlett Packard HP 3421A Data Acquisition and Control Unit)	40 000.-
Hardcopy (Hewlett Packard HP 2225B Tintenstrahldrucker)	10 000.-
Datenspeicherung (Hewlett Packard HP 9114B Diskettenstation)	12 000.-
Zubehör	
Ansaugvorrichtung lt. ÖNORM M5852 (Eigenbau)	4 500.-
Verschraubungen, Edelstahlleitungen, Teflonleitungen etc.	6 000.-
Abgeschirmte Leitungen, Kleinmaterial	4 500.-
WETTERHÜTTE	
Wetterhütte (Eigenbau) nach ÖNORM M9490 (Teil 9)	2 500.-
Temperatur-Meßumformer für PT-100 DIN (Fa. Schenk)	5 500.-
Pernix-Feuchtefühler (Fa. Schenk)	8 800.-
Piezoresistiver Druckmeßumformer (Fa. Schenk)	8 500.-
Sternpyranometer nach Dirnhirn (Fa. Schenk)	9 200.-
TELESKOPMAST UND WINDGEBER	
Aluminium-Teleskopmast (8m) mit Zubehör (Fa. Grothusen)	8 000.-
Windrichtungsgeber. Potentiometer (Fa. Schenk bzw. Lambrecht)	9 000.-
Windgeschwindigkeitsmesser Dynamo (Fa. Schenk bzw. Lambrecht)	7 800.-
Abspannungen (Klemmen, Schellen, Spannschlösser, Stahlseil)	700.-
WEITERE MESSEINRICHTUNGEN	
Kerzenständer (für integrierende Messungen, Passivsammler etc.)	350.-
Bulk-Sammler (Fa. Kroneis)	6 500.-
WADOS mit Heizung (Fa. Kroneis)	65 000.-
ZUSATZKOSTEN	
Stromversorgung (Miete Zuleitung, Stromverbrauch etc.)	ca. 15 000.-
Abbau des Containers (Stromversorgung)	10 000.-
GESAMTKOSTEN	2,169.100.-

Luftschadstoffmessungen am Höhenprofil Zillertal

St. Smidt und J. Leitner

Institut für Immissionsforschung und Forstchemie
Forstliche Bundesversuchsanstalt

Key words: Altitude profile, monitoring, ozone, sulfur dioxide,
nitrogen oxides.

Abstract

Air pollution measurements at the Altitude Profile Zillertal: Air pollution measurements at the altitude profile Zillertal showed the highest mean concentrations of SO₂ and NO_x at the valley bottom (600m a.s.l.), and only there were effect-related limiting values exceeded. Concentrations decreased with increasing elevation, whereas ozone concentrations increased up to the timber line. Effect-related ozone limiting values were exceeded especially above the valley bottom during the vegetation period, but Norway spruce appears to be not affected.

1 EINLEITUNG

Bei den Untersuchungen am Höhenprofil Zillertal galt der Erfassung von Luftschadstoffen zentrales Interesse. Im Rahmen des Projektes sollten vor allem die Immissionsbelastungen am Höhenprofil und deren tages- und jahreszeitliche Variation untersucht werden.

Im Talboden wurden im Vergleich zum Hangbereich höhere Mengen von SO₂ (Hausbrand) und Stickstoffoxiden (Kraftfahrzeugverkehr) vor allem während der Wintermonate emittiert. Demgegenüber waren die Ozonkonzentrationen in den Frühjahrs- und Sommermonaten am höchsten und nahmen mit der Seehöhe zu. Die tages- und jahreszeitlichen Veränderungen der Luftschadstoffkonzentrationen werden wesentlich vom lokalen Kraftfahrzeugverkehr und vom Hausbrand beeinflusst, wobei die vertikale Temperaturschichtung bei der Ausbreitung der Schadstoffe in alpinen Tälern eine besondere Rolle spielt.

Im folgenden sollen die Ergebnisse der kontinuierlich durchgeführten Luftschadstoffmessungen der Meßjahre 1986-1990 zusammenfassend dargelegt werden. Detailergebnisse dieser Untersuchungen wurden bereits in den Meßberichten über das Höhenprofil Zillertal und weiteren Publikationen (z.B. SMIDT 1989, SMIDT et al. 1991a, PUXBAUM et al. 1991, GREGORI & PUX-

BAUM 1992) veröffentlicht; weiters wurden die Ozonmeßwerte zur Abschätzung möglicher Auswirkungen auf das Waldökosystem in Hinblick auf wirkungsbezogene Grenzwerte ausgewertet (SMIDT et al. 1991a).

2 MATERIAL UND METHODIK

Registrierende Luftschadstoffmessungen

An den Stationen Stockaste (1560m), Talwiese (1000m) und Ramsau (600m) sowie auf dem Ahorn (1950m) wurden dauerregistrierende Luftschadstoffmessungen ab April 1984 bis September 1990 gleichzeitig mit meteorologischen Messungen durchgeführt. Die Geräte am Höhenprofil waren in thermostatisierten Meßcontainern untergebracht, das Ozonmeter am Ahorn in einem Wohngebäude. Weitere meteorologische Messungen am Höhenprofil (mit Meteorographen) erfolgten in 850m, 1720m und 2140m Seehöhe.

Die SO₂-Messungen wurden bis 1988 mit Wösthoff U3S-Analysatoren und anschließend mit Monitor Labs Fluoreszenzanalysatoren (ML-8850) durchgeführt, die Ozonmessungen mit Monitor Labs Ozonmetern (ML 8410), die NO_x-Messungen mit Monitor Labs NO_x-Analysatoren (ML 8440).

Integrierende Luftschadstoffmessungen

Die integrierenden SO_2 -, O_3 - und NO_x -Messungen wurden an 12 Meßstellen des Untersuchungsgebietes (11 am Höhenprofil im Bereich der Nadel-Beprobungspunkte, eine auf dem Ahorn) von Januar 1986 bis April 1989 durchgeführt. Eine Expositionsperiode betrug jeweils 28 Tage.

Die Meßkerzen bestanden aus einem mit einem imprägnierten Chromatographiepapier umwickelten porösen Tonzylinder, welcher unter einer Schutzglocke exponiert wurde und zum Schutz vor Austrocknung mit hygroskopischer Lösung gefüllt war. Die photometrische Messung der exponierten Papiere erfolgte jeweils nach 30 Minuten Elution des Chromatographiepapiers mit 50 ml Ethanol. Die NO_x - und Ozonmessungen wurden nach den bei LEITNER (1991) beschriebenen Methoden („Methode A“ bzw. „Methode D“) durchgeführt.

Beurteilung der Luftmeßdaten

Die Beurteilung der Ergebnisse der registrierenden Messungen erfolgte für SO_2 nach den Grenzwerten der 2. Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen (Bundesgesetzblatt Nr. 199, 89. Stück, 1984), die Beurteilung der NO_2 - und O_3 -Werte nach den Immissionskonzentrationen der ÖSTERREICHISCHEN AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN (1987 und 1989).

Die Ergebnisse der integrierenden Messungen wurden nach den in Tabelle 1 angegebenen Klassen beurteilt. Werte der Klassen 3 und 4 bedeuten eine Gefährdung der empfindlichen Vegetation, bei Werten der Klasse 2 ist eine Gefährdung der empfindlichen Vegetation bei mehrfachen Überschreitungen während der Vegetationszeit zu erwarten.

Tab.1: Klassen der Kerzenanalysendaten
Kerzenwerte und entsprechende Bereiche der Konzentrationswerte (Expositionsdauer: 28 Tage)

Klasse	NO _x		O ₃	
	Klassengrenzen		Klassengrenzen	
	integrier. Messungen pro Tag	registrier. Messungen mg/m ³	integrier. Messungen Extinktion	registrier. Messungen mg/m ³
1	0,00-0,45	0,000-0,050	0,00-0,04	0,000-0,040
2	0,46-0,89	0,051-0,100	0,05-0,09	0,041-0,080
3	0,90-1,34	0,101-0,150	0,10-0,13	0,081-0,120
4	> 1,34	> 0,150	> 0,13	> 0,120

3 ERGEBNISSE

3.1 Registrierende Messungen

Einen Überblick über die Luftmeßdaten geben die Bandbreiten der Monatsmittel sowie die maximalen Tages- und Halbstundenmittelwerte in Abbildung 1; die Bandbreiten der Monatsmittelwerte in den Meßjahren 1/1986-9/1990 sind aus Abbildung 2 ersichtlich.

3.1.1 Schwefeldioxid

Die höchsten SO_2 -Werte wurden am Talboden an der Station Ramsau gemessen. Geringere Monatsmittelwerte (Abbildung 1) und maximale Tagesmittelwerte wurden an den beiden Hangstationen Talwiese und Stockaste registriert. An den Bandbreiten der SO_2 -Monatsmittelwerte der Meßstellen Talwiese und Ramsau läßt sich eine leicht abnehmende Tendenz von 1986 bis 1990 erkennen (Abbildung 2).

Überschreitungen der Grenzwerte der 2. Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen wurden nur an der Meßstelle Ramsau registriert, und zwar im Februar und März 1986 während einer europaweiten SO_2 -Episode (Halbstundenmittel-, Perzentil- und Tagesmittel-Grenzwert) und im Juli 1986 (Halbstundenmittel-Grenzwert).

Abb.1: Bandbreiten der Luftmeßdaten (1986-1990)

Bandbreiten der Monatsmittelwerte (schwarze Balken), maximale Tagesmittelwerte (weiße Balken) und maximale Halbstundenmittelwerte (Striche). AHO: Ahorn, STO: Stockaste, TAL: Talwiese, RAM: Ramsau

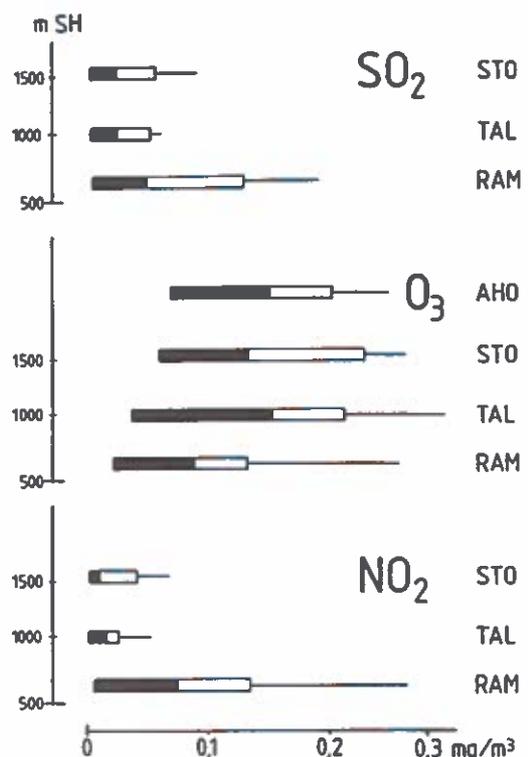


Abb.2: Bandbreiten der Monatsmittelwerte (1986-1990)

AHO: Ahorn, STO: Stockaste, TAL: Talwiese, RAM: Ramsau

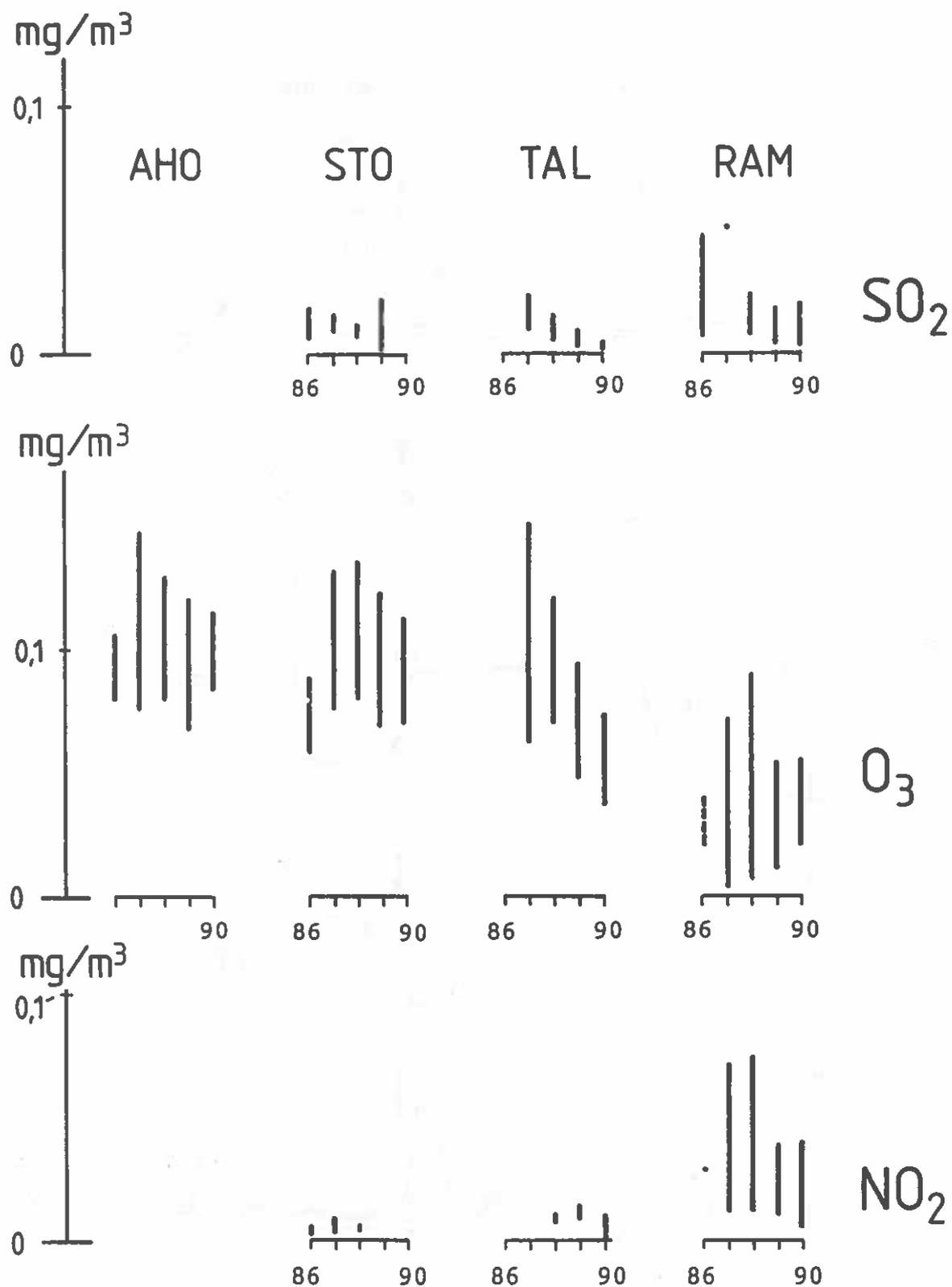
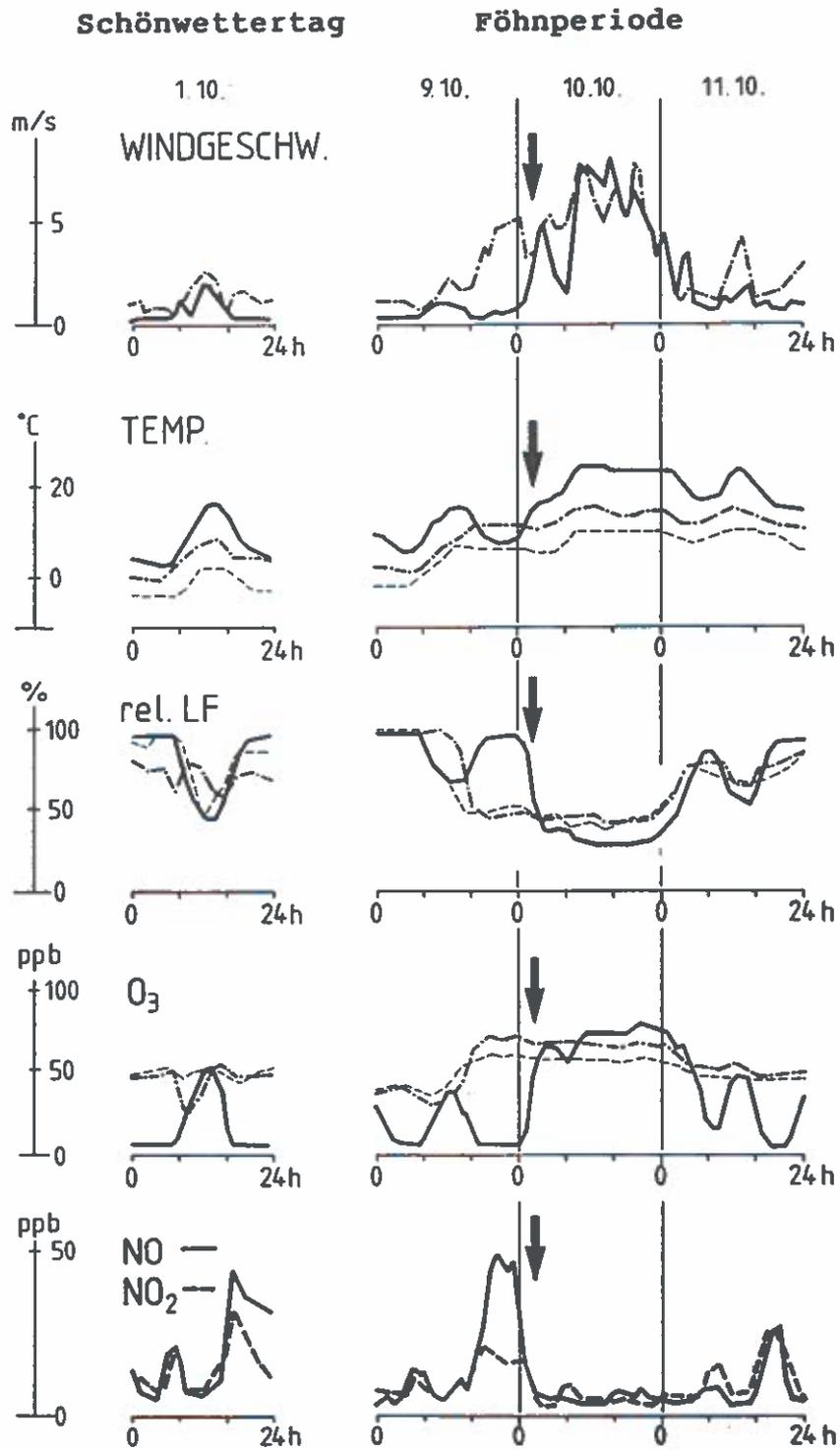


Abb.3: Schönwettertag (1.10.1987) und Föhnperiode (9.-11.10.1987) an 3 Meßstellen im Zillertal
 (Pfeile: Einsetzen des Föhns im Tal)
 Windgeschwindigkeit, Temperatur, relative Luftfeuchte, Ozon, NO und NO₂ (Halbstundenmittelwerte)
 Ahorn (1950m) -----
 Stockaste (1560m) - - - - -
 Ramsau (600m) _____



3.1.2 Ozon

Die Ozon-Monatsmittelwerte nahmen mit zunehmender Seehöhe zu, auf der Talwiese wurden der höchste Monatsmittelwert und der höchste Halbstundenmittelwert registriert; der höchste Tagesmittelwert wurde auf der Stockaste gemessen (Abbildung 1).

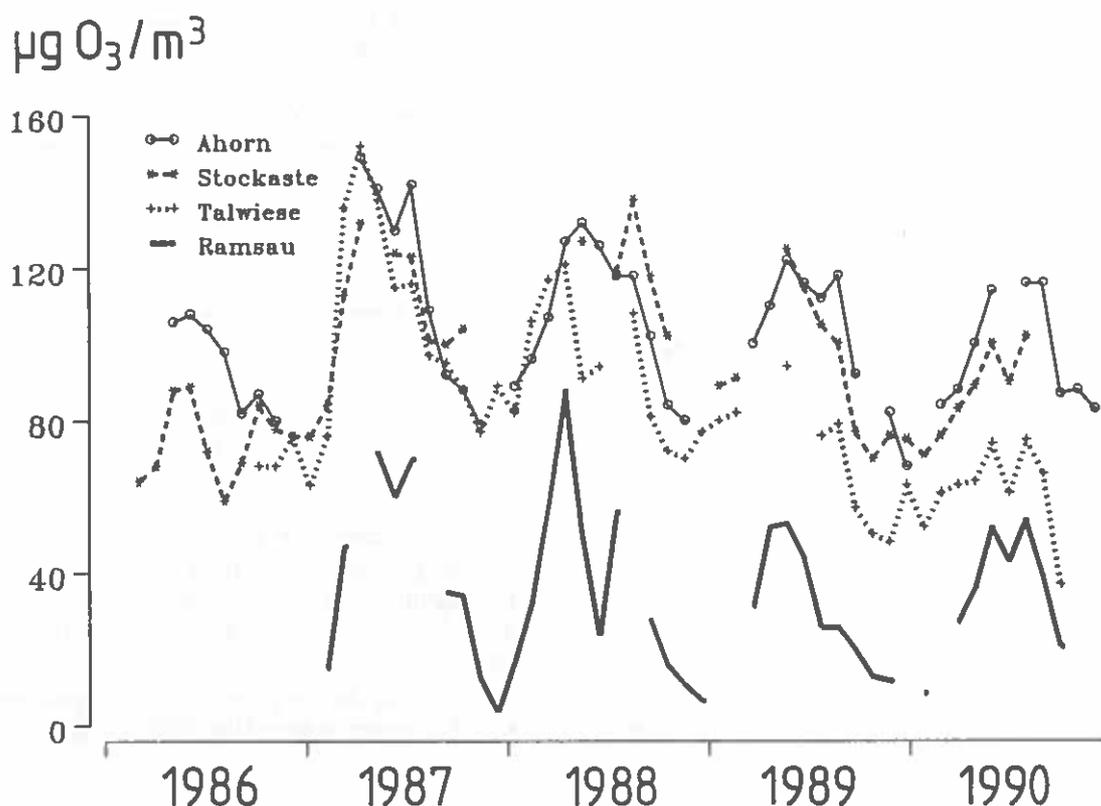
Der Zusammenhang zwischen Ozonkonzentrationen und anderen Parametern (Temperatur, Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit, NO, NO₂) wurde von GABLER (1990) anhand der Meßdaten der Profil-Stationen und weiterer Stationen in Tirol und Südbayern ausgewertet, wobei die Schönwetter- und Föhnstage parametrisiert wurden, d.h., es erfolgte eine Zuordnung zu „F-Tagen“, „S-Tagen“ und „R-Tagen“ (restliche Tage) aufgrund selbstgewählter Grenzen für die mittlere und maximale Windgeschwindigkeit, Windrichtung, Bewölkung und den Niederschlag; für Talstationen wurde zusätzlich die Luftfeuchte herangezogen). Auf der Basis der Tagesmittelwerte zeigte sich, daß sowohl die relative Luftfeuchte als auch die NO-Konzentrationen und die Windgeschwindigkeit einen großen Anteil der Varianz der Ozon-Tagesmittelwerte an Talstationen erklären können. Das bedeutet u.a., daß an Föhn Tagen wie an Schönwettertagen vor allem an Talstationen hohe Ozonkonzentrationen auftreten.

Abbildung 3 zeigt eine Gegenüberstellung von Meßdaten eines herbstlichen Schönwettertages mit denen einer Föhnperiode am Beispiel von drei Stationen im Zillertal: neben der zeitversetzten Zunahme der Ozonkonzentrationen während des Föhns in den drei Seehöhen fällt vor allem auf, daß die relativ hohen Ozonkonzentrationen während der Föhnperiode - im Gegensatz zum Schönwettertag - auch in den Nachtstunden anhielten (zur selben Zeit werden die Stickstoffoxide durch die Luftbewegung aus dem Tal transportiert). Dies bewirkte im allgemeinen, daß die Ozon-Tagesmittel an Föhn Tagen (an Talstationen) höher sein können als an Schönwettertagen; die maximalen Halbstundenmittelwerte sind hingegen vor allem im Sommer und Frühjahr an Schönwettertagen meist höher (an Schönwettertagen entstehen hohe Ozonkonzentrationen aufgrund von photochemischer Produktion, an Föhn Tagen durch Herabmischung aus höheren Schichten).

Ab 1987 war eine abnehmende Tendenz der Ozonkonzentrationen auf der Talwiese festzustellen, an den Stationen Stockaste und Ramsau zeigte sich hingegen keine deutliche Veränderung (Abbildungen 2 und 4).

Von den Immissionsgrenzkonzentrationen der ÖSTERREICHISCHEN AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN (1989) wurde der 0,5h-Wert (0,30mg/m³) an keiner Station überschritten; der

Abb.4: Ozon-Monatsmittelwerte (Monate mit ≥ 22 Meßtagen)



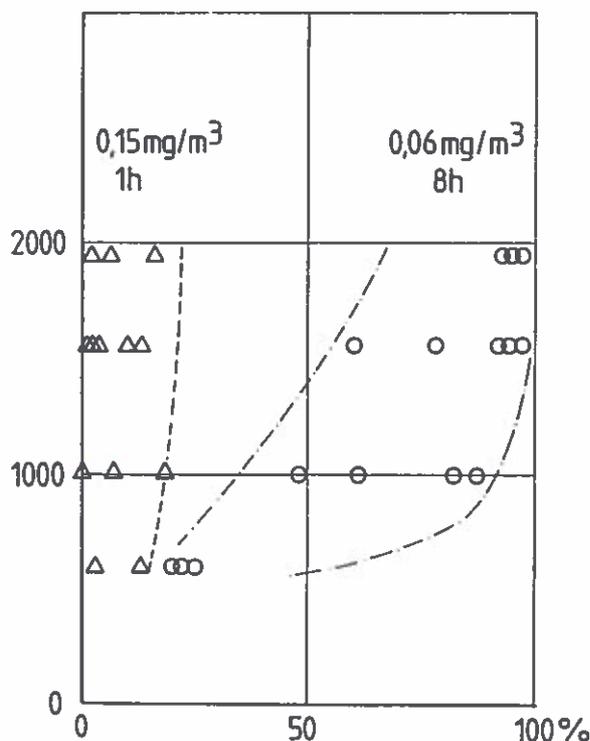
1h-Wert ($0,15\text{mg}/\text{m}^3$) lag in etwa 20% der möglichen Fälle über der Grenzkonzentration, der 8h-Wert ($0,06\text{mg}/\text{m}^3$) hingegen bis zu nahezu 100%, wobei die Überschreitungshäufigkeiten mit der Seehöhe zunahmen (Abbildung 5). Der Vegetationszeitmittel-Grenzwert ($0,06\text{mg}/\text{m}^3$) wurde fast immer überschritten (Tabelle 2). Zu detaillierten Ergebnissen von Auswertungen nach wirkungsbezogenen Ozongrenzwerten siehe SMIDT (1991).

Tab.2: Ozon-Grenzwertüberschreitungen Vegetationszeitmittelwerte der Österreichischen Akademie der Wissenschaften (VMW7 9.00 bis 16.00, $0,06\text{mg}/\text{m}^3$; * Überschreitung des VMW7)

Meßstelle	Vegetationszeitmittel (VMW7)				
	1986	1987	1988	1989	1990
Ahorn	0,095*	0,115*	0,109*	0,103*	0,099*
Stockaste	0,076*	0,117*	0,098*	0,103*	0,098*
Talwiese	0,065*	0,123*	0,102*	0,072*	0,061*
Ramsau	-	0,087*	0,078*	0,054	0,062*

Abb.5: Ozon-Grenzwertüberschreitungen
Jährliche Prozentanteile der Überschreitungen der wirkungsbezogenen Ozongrenzwerte der Österreichischen Akademie der Wissenschaften (Meßjahre 1986-1990, hochgerechnet auf eine Verfügbarkeit 100% bei einer Mindest-Verfügbarkeit von 60%)

m SH



3.1.3 Stickstoffoxide

Analog zum SO_2 wurden am Talboden wesentlich höhere NO_x -Konzentrationen als an den Hangstationen gemessen. Die Messungen an den beiden Hangstationen wurden allerdings während unterschiedlicher Meßzeiträume (Stockaste: 5/1986 bis 5/1988, Talwiese 5/1988-9/1990) durchgeführt.

An der Station Ramsau wurden 1987 und 1988 deutlich höhere NO_2 -Monatsmittel gemessen als in den beiden folgenden Jahren. Über eine zeitliche Entwicklung kann wegen der relativ kurzen Meßzeit keine Aussage gemacht werden.

Überschreitungen der NO_2 -Immissionsgrenzkonzentration der ÖSTERREICHISCHEN AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN (1987; Tagesmittel: $0,08\text{mg}/\text{m}^3$) wurden nur an der Meßstelle Ramsau in den Monaten März 1986, Januar 1987 und November 1987 bis Februar 1988 festgestellt; die Halbstundenmittel-Grenzkonzentration ($0,20\text{mg}/\text{m}^3$) wurde nicht überschritten.

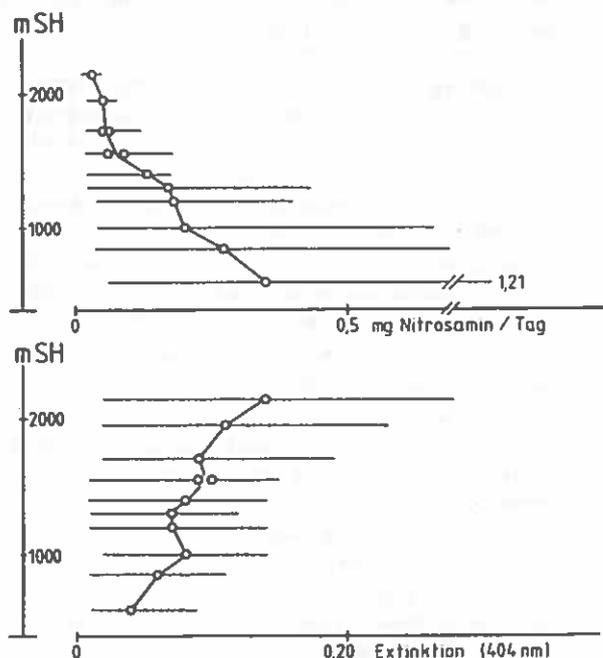
3.2 Integrierende Luftschadstoffmessungen

Die Ergebnisse der integrierenden NO_x - und Ozonmessungen (Meßzeitraum Januar 1986 bis April 1989) zeigten analog zu den registrierenden Messungen im Gesamtittel eine Abnahme der NO_x - und eine Zunahme der Ozon-Gesamtittelwerte mit zunehmender Seehöhe (Abbildung 6). Werte der Klasse 2 wurden beim NO_x bis 1300m Seehöhe erreicht, ein einziger Wert der Talstation Ramsau war Klasse 4 zuzurechnen. Ozonwerte der Klassen 2 traten an allen Meßstellen auf, Werte der Klassen 3 und 4 (mit einer Ausnahme: in 1300m) ab 850m bzw. 1000m. Die Klasseneinteilung der Kerzendaten gemäß Tabelle 2 führte zu folgendem Gesamtergebnis (Meßperiode Januar 1986 bis April 1989, 436 Meßwerte):

Klasse	gesamt	Arbiskopf	Ramsau
1	22%	11%	65%
2	42%	28%	35%
3	26%	36%	0%
4	10%	25%	0%

Ozonwerte der Klassen 2-4 waren an der höchstgelegenen Station Arbiskopf mit 89% repräsentiert, an der Talstation Ramsau mit nur 35%; Werte in diesen Klassen bedeuten gemäß den entsprechenden Konzentrationsbereichen ein Gefährdung der empfindlichen Vegetation (Klasse 2: bei mehrmaliger Überschreitung).

Abb.6: Ergebnisse integrierender Messungen Gesamtmittelwerte und Bandbreiten der Periodenmittelwerte über den Meßzeitraum Januar 1986 bis April 1989



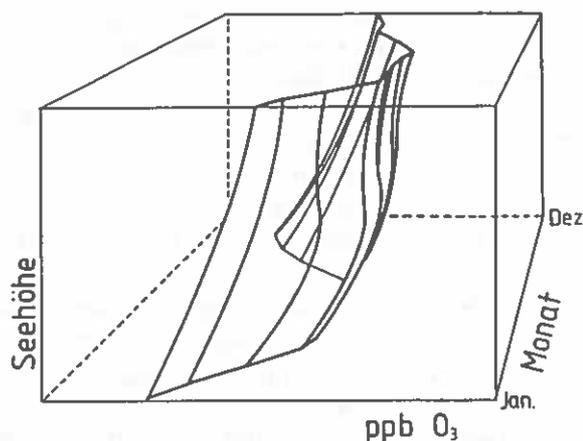
4 DISKUSSION

Die SO_2 - und NO_x -Konzentrationen am Talboden des Untersuchungsgebietes, die nur selten zu Grenzwertüberschreitungen führten, stellen als Einzelkomponenten keine akute Gefährdung für die Vegetation dar, wenngleich eine solche durch kombinierte Wirkungen (z.B. mit Ozon) nicht auszuschließen ist. Ozon stellt vor allem oberhalb des Talbodens einen wichtigen Schadfaktor dar, was u.a. durch die häufigen Überschreitungen wirkungsbezogener Grenzwerte dokumentiert ist (SMIDT 1991).

Eine Analyse des Ozon-Vertikalprofils im Zillertal sowie zweier weiterer Höhenprofile im bayerischen Raum (Garmisch - Wank - Zugspitze, Nonn - Predigtstuhl) ergab, daß zwischen etwa 1000m und der Waldgrenze vor allem während der Frühjahrs- und Sommermonate höhere Monatsmittelwerte als auf der Zugspitze (2963m), welche als Station der „mittleren Troposphäre“ anzusehen ist, auftraten (sog. „Ozonbäuche“; PUXBAUM et al. 1991, SMIDT et al. 1990a). Da bereits niedrige Ozon-Langzeitkonzentrationen pflanzenphysiologisch von Bedeutung sind (ÖSTERREICHISCHE AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN 1989), ergibt sich für das Untersuchungsgebiet eine Ozon-Belastung vor allem oberhalb von 1000m Seehöhe, die auch durch die Kerzenanalysen bestätigt wird.

Die Ozon-Jahresgänge zeigen, daß nicht nur seehöhenabhängige, sondern auch jahreszeitlich unterschiedliche Belastungen vorliegen; diese sind in den Frühjahrs- bzw. Sommermonaten am höchsten (die SO_2 - und NO_x -Konzentrationen hingegen in den Wintermonaten; vgl. Abbildung 7).

Abb. 7: Seehöhen- und Jahreszeitabhängige Ozonkonzentrationen in Gebirgstälern (Schema)



Konzentrationsmaxima im Frühjahr bzw. Sommer wurden auch für Peroxyacetylnitrat (PAN) und bei nassen Depositionen (Konzentrationen und Einträgen) gefunden (vgl. SMIDT 1990). Ozonmessungen aus dem Alpenraum seit den 50er Jahren wiesen insgesamt auf einen Zuwachs von 1-2% pro Jahr hin (GABLER et al. 1990), welcher sich jedoch in den 80er Jahren nicht (deutlich) fortzusetzen schien (REITER 1990).

Auf der Basis der Blattempfindlichkeit ist nach dem VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE (1989) vor allem die „sehr empfindliche“ Lärche, deren Vorratsanteil in Österreich bis zur Waldgrenze zunimmt, besonders gefährdet (der physiologische Nachweis steht allerdings noch aus); ebenfalls „sehr empfindlich“ werden die Schwarzkiefer und die Eberesche eingestuft, „empfindlich“ u.a. die Weißkiefer, „weniger empfindlich“ die Gemeine Fichte und die Rotbuche. Auf der Basis der Beeinträchtigung der Photosyntheseleistung wären nach REICH (1987) die Laubbaumarten und die Lärche als mittelempfindlich einzustufen, die wintergrünen Nadelbäume jedoch als relativ unempfindlich. Nach beiden Kriterien ist auch die Fichte relativ wenig empfindlich, was insoferne von WIESER und HAVRANEK (1989) bestätigt wurde, als ein Altbaum in 1000m Seehöhe durch aktuelle Ozon-

konzentrationen nicht in seiner Photosyntheseaktivität beeinträchtigt wurde, auch nicht durch zusätzliche Beaufschlagungen mit bis zu $120\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Die Voraussetzungen für Kombinationswirkungen zwischen den Komponenten SO_2 , O_3 und NO_x sind durch die unterschiedlichen Immissionsmuster im Untersuchungsgebiet je nach Seehöhe unterschiedlich; zudem spielen unterschiedliche Einwirkungen nasser Depositionen bzw. Einträge (z.B. die mit der Seehöhe zunehmenden H-Einträge) sowie klimatische Streßfaktoren eine unterschiedliche Rolle. Aufgrund des Ozonjahresganges sind während der Vegetationsmonate allgemein deutlich höhere Konzentrationen zu erwarten als im Winter, wobei bestimmte Witterungsbedingungen (v.a. Schönwetter- und Föhnstage bzw. Hochdruckwetterlagen) häufig mit relativ hohen Ozonkonzentrationen verknüpft sind (vgl. GABLER 1990 und WERNER 1990).

Auf Grund der Auswertung der Luftmeßdaten aus dem Zillertal und weiterer Meßstellen aus dem bayerischen Raum kann angenommen werden, daß eine akute Bedrohung des Ökosystems Wald durch Ozon auch in höheren Lagen noch nicht gegeben ist; dies beruht besonders darauf, daß der Großteil des Waldes in Österreich (rund 75%) durch weniger ozonempfindliche Baumarten repräsentiert wird.

Zusammenfassung

Die Messungen gasförmiger Luftschadstoffe ergaben die höchsten mittleren Konzentrationen am Talboden (600m) und nur dort Überschreitungen wirkungsbezogener SO_2 - und NO_2 -Grenzwerte. Ozonkonzentrationen nahmen bis zur Waldgrenze zu, und Ozon-Grenzwerte zum Schutz von „sehr empfindlichen Pflanzen“ wurden vor allem oberhalb des Talbodens überschritten; die Baumart Fichte erscheint jedoch durch Ozon nicht gefährdet zu sein.

LITERATUR

- BUNDESGESETZBLATT Nr. 199, 89. Stück, Jahrgang 1984: Zweite Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen.
- GABLER K. 1990. Verhalten von Ozon in Alpentälern.- Gesellschaft Österreichischer Chemiker, Symposium „Bodennahes Ozon“, Salzburg, Tagungsband, 149-167.
- GABLER K., SMIDT S., PUXBAUM H. 1990. Ozone profiles in Alpine valleys.- Poster Euroanalysis VII, 26.-31.8.1990.
- GREGORI M., PUXBAUM H. 1992. Konzentrationsverteilung von Schwefel- und Stickstoffverbindungen sowie organischen Säuren am Höhenprofil Zillertal.- Dieser Band.

- KOSMUS W., LEITNER J. & RABER J. 1985. Integrale Langzeitmethode zur Bestimmung von Stickstoffoxid-Immissionen.- Fresenius Z. Anal. Chemie 320, 507-511.
- LEITNER J. 1991. Ozon- und NO_x -Messungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt mit integrierenden Meßmethoden.- II. Workshop Integrale Meßmethoden, Salzburg, 10. 4. 1991, Tagungsband 59-70, Amt der Salzburger Landesregierung.
- ÖSTERREICHISCHE AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN 1987. Luftqualitätskriterium Stickstoffdioxid.- Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie.
- ÖSTERREICHISCHE AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN 1989. Luftqualitätskriterium Ozon.- Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie.
- PUXBAUM H., GABLER K., SMIDT S. & GLATTES F. 1991. A one year record of ozone in an Alpine valley.- Atmospheric Environment 25A, No. 9, 1759-1765.
- REICH P.B. 1987. Quantifying plant response to ozone: a unifying theory.- Tree Physiology 3, 63-91.
- REITER R. 1990. The ozone trend in the layer of 2 to 3 km a.s.l. since 1978 and the typical time variations of the ozone profile between ground and 3 km a.s.l.- Meteorol. Atmos. Phys. 42, 91-104.
- SMIDT S. 1989. Luftschadstoffmessungen am Höhenprofil Zillertal.- Phytol 29 (3), 69-84.
- SMIDT S. 1990. Alpentalstudie „Höhenprofil Zillertal“.- Symposium Bodennahes Ozon, 12. - 13. 11. 1990 Salzburg, Gesellschaft Österreichischer Chemiker, Tagungsband, 128-148.
- SMIDT S., GABLER K., PUXBAUM H. 1990a. Die zeitliche und vertikale Zunahme der Ozonkonzentrationen.- Österr. Forstztg. 247. Folge, 58-60.
- SMIDT S. 1991. Beurteilung von Ozonmeßdaten aus Oberösterreich und Tirol nach verschiedenen Luftqualitätskriterien.- FBVA-Berichte Nr. 45.
- SMIDT S., GABLER K., HALBWACHS G. 1991a. Auswertung von österreichischen Ozonmeßdaten in Hinblick auf wirkungsbezogene Grenzwerte.- Staub Reinhaltung Luft 51, 43-49.
- VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE 1989. Richtlinie 2310, Blatt 6.
- WERNER R. 1990. Wetterlagen und Ozon eines alpinen Hangprofiles.- 21. Int. Tagg. f. Alpine Meteorologie, Engelberg / Schweiz, 17.-21.9.1990; Tagungsband, 279-283.
- WIESER G., HAVRANEK W.M. 1989. The influence of various ozone concentrations on the gas exchange of Norway spruce in the field.- Proc. Kongreß Waldschadensforschung, Friedrichshafen, Okt. 2-6, Tagungsband, im Druck.

Konzentrationsverteilung von Schwefel- und Stickstoffverbindungen sowie organischen Säuren am Höhenprofil Zillertal

M. Gregori und H. Puxbaum

Institut für Analytische Chemie, Abteilung für Umweltanalytik
Technische Universität Wien

Key words: Sulfur- and nitrogen compounds, organic acids,
passive samplers.

Abstract

Distribution of concentrations of sulfur- and nitrogen compounds and organic acids at the Altitude Profile Zillertal: Concentrations of nitric acid, sulfur dioxide, ammonia and their neutralization products (sulfate, nitrate and ammonium particles) were measured during summer 1989. The measurements were carried out simultaneously at three sites at different elevations (600m, 1000m, 1560m a.s.l.). An annular denuder system with a time resolution of six hours was used. At these three sites nitrogen oxides, sulfur dioxide and ozone as well as meteorological data were monitored continuously. Nitrogen dioxide and sulfur dioxide were also determined as monthly averages using passive samplers. The samplers were exposed at seven sites at different elevations from April 1989 to May 1990.

The vertical concentration gradient was influenced by the meteorological conditions (inversion during night and vertical mixing during daytime). Due to the meteorological situation, the chemistry of formation and dry deposition a strong diurnal variation of nitric acid and formic acid (including daytime maxima and depletion during night) was observed. The daily variations were pronounced at the bottom of the valley.

Primary pollutants as sulfur dioxide, nitrogen oxides and ammonia were emitted at the bottom of the valley and decreased with increasing altitudes. The highest annual concentrations of these compounds were measured during winter. The particle concentrations did not show a vertical gradient nor a diurnal cycle.

Dry deposition was calculated by using a deposition model („big leaf“ model). Dry deposition of ozone showed maximum values in summer increasing with higher altitude. The highest deposition values for nitrogen and sulfur resulted at the bottom of the valley for wintertime. Sulfur deposition was mainly influenced by sulfur dioxide, nitrogen deposition by ammonia and nitrogen dioxide at the bottom of the valley, respectively.

1 EINLEITUNG

Über den Vertikalgradienten und den saisonalen Verlauf von Salpetersäure (HNO_3), Ammoniak (NH_3) und reaktiven Aerosolkomponenten existieren derzeit in Europa keine ausreichenden Meßdaten. Erste Messungen der Konzentrationen von Stickstoffdioxid (NO_2) und Schwefeldioxid (SO_2) mit Passivsammlern an Höhenprofilen wurden von BRANDTNER et al. (1989) im Bereich der Tauernautobahn gemacht, wobei Konzentrationsmaxima am Talboden gefunden wurden.

Durch den Einsatz weiterer analytischer Methoden (Denuder, Stackfilter) sollte in mehre-

ren Höhenstufen Kenntnis über die Vertikalverteilung und saisonalen Unterschiede von SO_2 , NO_2 , HNO_3 , NH_3 , organischen Säuren (Ameisensäure [HCOOH] und Essigsäure [CH_3COOH]) sowie von Partikeln (Sulfat [SO_4], Nitrat [NO_3] und Ammonium [NH_4]) gewonnen werden.

Im Rahmen eines ausführlichen Berichtes (GREGORI und PUXBAUM 1991) wurden die Ergebnisse des gesamten Erhebungsrahmens veröffentlicht, welche über die Messungen mit Passivsammlern, Denudern und Stackfiltern hinaus noch mobile Ozonmessungen und Nebeluntersuchungen beinhalten.

2 MATERIAL UND METHODIK

In den Tabellen 1a und 1b sind die Meßstationen, Meßzeiträume und angewandten Methoden sowie die gemessenen Komponenten wiedergegeben. Mit *Passivsammlern* (Palmes-Röhrchen) wurden SO_2 und NO_2 integrierend erfaßt. Diese Sammler sind im wesentlichen Polyethylenröhrchen (Durchmesser: 1cm, Länge: 9cm), an deren Boden sich ein mit Triethanolamin imprägniertes Metallgitter befindet, welches die Komponenten absorbiert; nach der Exposition werden die sorbierten Komponenten im Labor nach der Elution ionenchromatographisch bestimmt (BRANDTNER 1986).

Die Bestimmung von HNO_3 , NH_3 , SO_2 , Partikeln und organischen Säuren erfolgte mit *Denudern*. Diese bestehen aus vier hintereinandergeschalteten, beschichteten Glasrohren, durch welche die Luft (10 Liter pro Minute) kontinuierlich durchgesaugt wird. Hierbei werden die gasförmigen Komponenten je nach Beschichtung absorbiert, während die Partikel das System ungehindert passieren und am nachgeschalteten Teflonfilter gesammelt werden. Im Labor werden die einzelnen Komponenten von den Rohren und vom Filter eluiert und anschließend ionenchromatographisch bestimmt (ROSENBERG et al. 1988).

Basierend auf den obengenannten Messungen sowie den registrierenden Ozonmessungen wurden Berechnungen der Depositionsgeschwindigkeiten für Schwefel- und Stickstoffverbindungen sowie für Ozon mit Hilfe des „Big-Leaf“-Modells (HICKS et al. 1985) unter Einbeziehung meteorologischer Meßgrößen durchgeführt (GREGORI & PUXBAUM 1992). Ferner wurden die Vertikalgradienten sowie die zeitlichen Verläufe der Depositionsgeschwindigkeiten und Jahreseinträge berechnet.

Tab.1a: Meßstationen, Meßzeiträume und angewandte Methoden (* Containerstationen)

		Passivsammler	Denuder
Anzahl der Meßreihen		15	2
Meßzeiträume		4/89 - 5/90	7/89, 8/89
Meßdauer einer Probe		28 Tage	6 Stunden
Meßstation	m Seehöhe		
Ahorn	1950	+	-
Arbiskopf-Gipfel	2140	+	-
Arbiskopf-Fuß	2020	-	+
Sportalm	1720	+	-
Stockaste *	1560	+	+
Talwiese *	1000	+	+
Bair	850	+	-
Ramsau *	600	+	+

Tab.1b: Gemessene Komponenten
*) Expositionsdauer: 28 Tage

Sammlertyp	SO_2	NO_2	HNO_3 NH_3	Partikel SO_4 NO_3 NH_4	organische Säuren HCOOH CH_3COOH
Passivsammler *)	+	+	-	-	-
Denuder	+	-	+	+	+

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Bei den Berechnungen wurde für Meßergebnisse, die unter der Nachweisgrenze lagen, die halbe Nachweisgrenze als Berechnungsgrundlage herangezogen. Dies gilt auch für die graphische Darstellung der Ergebnisse.

3.1 Denuder

Die gemittelten Konzentrationswerte der beiden Denuder-Meßkampagnen sind in den Tabellen 2 und 3 zusammengefaßt.

Tab.2: Gemittelte Denudermeßwerte (20.7. - 22.7. 1989)
* Partikel

Komponente	Ramsau	Talwiese $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Stockaste
HNO_3	1,04	0,39	0,97
HCOOH	4,12	3,08	4,08
NH_3	2,82	1,25	0,57
SO_2	2,40	1,10	1,07
SO_4^*	2,52	3,00	2,90
NO_3^*	0,57	0,35	0,40
NH_4^*	1,32	1,23	1,15
CH_3COOH	4,58	3,07	3,26

Tab.3: Gemittelte Denudermeßwerte (9. 8. - 10. 8. 1989)
* Partikel
Mittelwert aus 3 Messungen

Komponente	Ramsau	Talwiese $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Stockaste	Arbiskopf- Fuß #)
HNO_3	0,78	0,29	0,17	0,78
HCOOH	4,10	3,08	3,17	—
NH_3	1,67	0,24	0,11	—
SO_2	2,29	0,69	0,98	—
SO_4^*	4,08	3,95	3,69	2,78
NO_3^*	0,26	0,17	0,19	0,08
NH_4^*	1,58	1,53	1,50	1,02
CH_3COOH	2,82	0,95	0,62	—

3.1.1 Salpetersäure

In den Abbildungen 1 und 2 sind die Tagesverläufe von HNO_3 dargestellt. Ein Tagesgang mit einem gleichzeitigen Maximum der HNO_3 -Immissionskonzentration und der Sonneneinstrahlung sowie einem Minimum in der Nacht war an allen drei Stationen erkennbar. Besonders ausgeprägt ist dieser Tagesverlauf am Talboden (Station Ramsau). Ähnliche tageszeitliche Verläufe wurden auch von ANLAUF et al. 1985, CADLE et al. 1982 und EATOUGH et al. 1988 festgestellt. Am Talboden wurden auch die höchsten HNO_3 -Konzentrationen gemessen (21.7. 11.30-17.00: $3,1\mu\text{g}/\text{m}^3$). Das Auftreten dieser ausgeprägten Verläufe kann durch die rasche photochemische Produktion von HNO_3 und die hohe Depositionsgeschwindigkeit erklärt werden.

Die Konzentrationsverläufe an den Stationen Talwiese und Stockaste zeigten den gleichen Trend bei flacherem Verlauf. Die im Mittel geringere Konzentration an der Station Talwiese ($0,4\mu\text{g}/\text{m}^3$) gegenüber Ramsau und Stockaste ($1,0\mu\text{g}/\text{m}^3$) ist auffällig. Die rundum bewaldete Wiese wird meist von Berg- oder Talwinden angeströmt. Die wesentlich geringere HNO_3 -Konzentration läßt auf trockene Deposition an den umgebenden Bäumen schließen. Wie OBER (1989) feststellte, ergeben Messungen von reaktiven Gasen, wie z.B. HNO_3 und Ozon, in Bodennähe meist einen Minderbefund. Es ist daher anzunehmen, daß bei Messungen 50m über Grund höhere Tagesspitzen - vor allem am Talboden - sowie höhere Gesamtkonzentrationen herrschen. Während der Nacht fiel die Konzentration an den unteren Stationen teilweise bis unter die Nachweisgrenze von $0,1\mu\text{g}/\text{m}^3$. An der oberen Station hingegen wurde bei talabwärts strömenden Winden eine HNO_3 -Konzentration bis $0,4\mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen. Dieses Ergebnis zeigt, daß eine Speicherung der HNO_3 über dem Tal in der freien Troposphäre möglich ist. Daher zeigen die nächtlichen Vertikalprofile einen negativen Trend mit dem Minimum am Talboden. Zur besseren Erfassung der Konzentrationen über dem Tal wurde für die zweite Denudermeßkampagne an der Station Arbiskopf-Fuß ein weiteres, vereinfachtes Denudermeßsystem zur Erfassung von HNO_3 und SO_2 sowie von partikulären Bestandteilen betrieben (GREGORI & PUXBAUM 1991).

3.1.2 Ammoniak

Die Konzentrationswerte von Ammoniak zeigten im Tagesverlauf keinen besonderen Trend. Im Höhenprofil nahmen die Werte jedoch mit der Seehöhe kontinuierlich ab. Lokale Einflüsse der Landwirtschaft sind denkbar, als Hauptemissionsquelle ist während der beiden Denudermeßkampagnen die Landwirtschaft am Talboden anzunehmen. (Die Viehzucht und das Ausbringen von natürlichem und mineralischem Dünger verursachen europaweit 80 - 90% der Ammoniakemissionen; NEFTEL et al. 1990.) Da jedoch beinahe im gesamten Bereich des Höhenprofils organische Dünger ausgebracht werden, sind Unterschiede der NH_3 -Konzentrationen im Lichte der Ausbringung der Dünger zu beurteilen.

3.1.3 Schwefeldioxid

Die SO_2 -Konzentrationen waren während der beiden Denudermeßkampagnen sehr gering. Ein mit der Höhe abnehmendes Konzentrationsprofil bis zur höchstgelegenen Denuder-Meßstelle (1560m) war, bedingt durch die Emissionsquellen im Tal vorhanden. Größere tageszeitliche Unterschiede konnten nicht beobachtet werden. Die an den Stationen Talwiese und Stockaste gemessenen Werte von ca. $1\mu\text{g}/\text{m}^3$ SO_2 dürften den sommerlichen Background darstellen. Auf Grund der Nachweisgrenze der kontinuierlichen Geräte von ca. $5\mu\text{g}/\text{m}^3$ ist daher ein Vergleich mit den kontinuierlich messenden Geräten nicht möglich.

3.1.4 Organische Säuren

Die organischen Säuren (Ameisensäure, Essigsäure und Milchsäure) ergaben mengenmäßig den Hauptanteil an sauren Gasen, wobei die Konzentrationen von Ameisen- und Essigsäure weit über denen der Milchsäure lagen. Dies wurde auch schon im Wiener Raum beobachtet (OBER u. PUXBAUM 1990, OBERLINNINGER 1989). Alle drei organischen Säuren zeigten tageszeitliche Konzentrationsschwankungen (< 1 bis $6\mu\text{g}/\text{m}^3$), die an der Talstation Ramsau am stärksten ausgeprägt waren.

Die Vertikalverteilung ergab im Durchschnitt an der Ramsau die höchsten Konzentrationen, an der höchstgelegenen Station etwas niedrigere, und an der mittleren Station Talwiese die niedrigsten Konzentrationen, was analog zur HNO_3 auf trockene Deposition von den die Station umgebenden Bäumen zurückzuführen ist.

Abb.1: Tagesgang der Salpetersäurekonzentration (Juli 1989, Denudermessungen)

20.7.89 - 22.7.89

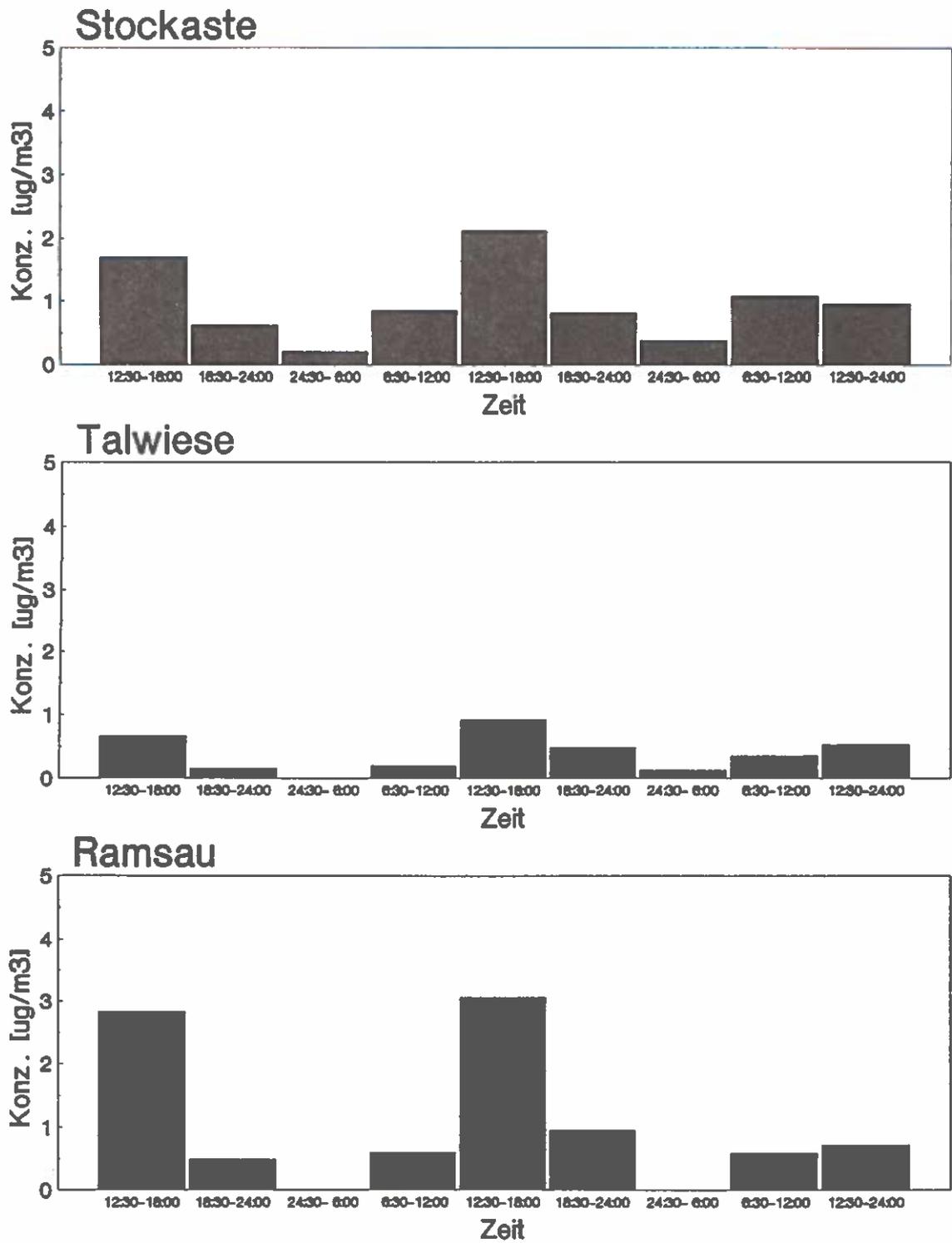
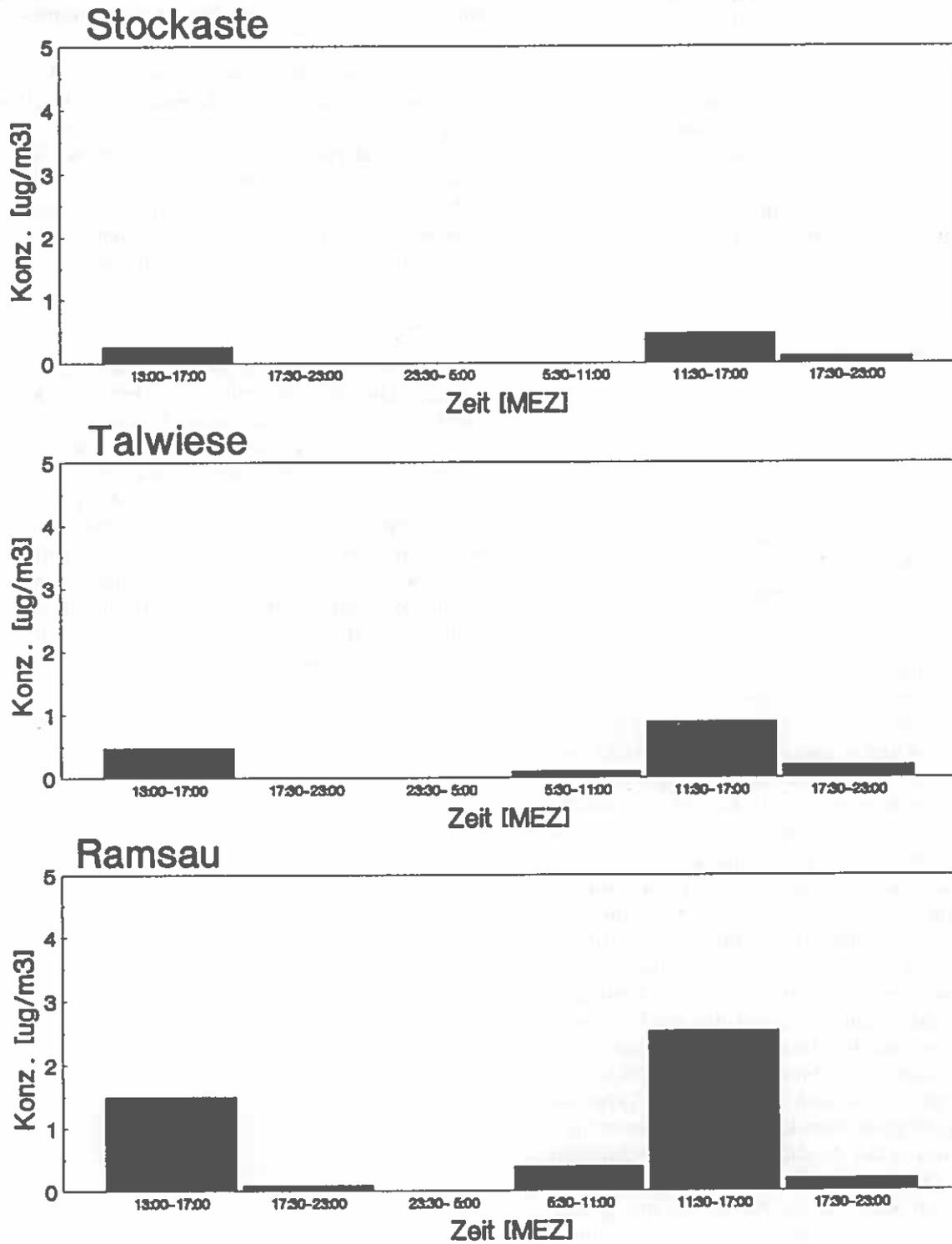


Abb.2: Tagesgang der Salpetersäurekonzentration (August 1989, Denudermessungen)

9.8.89 - 10.8.89



3.1.5 Partikel

Die Aerosolkonzentrationen zeigten gegenüber denen der Gase eine wesentlich gleichmäßigere Höhenverteilung. Tageszeitliche Schwankungen waren aber nicht zu erkennen. Während der Denudermeßkampagne im Juli waren die Aerosolkonzentrationen sowohl im zeitlichen Verlauf als auch in ihrer Höhenverteilung nahezu konstant (Abbildungen 3 und 4). Die Aerosolkonzentrationen im August nahmen im zeitlichen Verlauf kontinuierlich ab, waren jedoch in ihrer Vertikalverteilung konstant. Die Verringerung der Aerosolkonzentration war vermutlich auf das feuchte Wetter und das damit verbundene Auswaschen der Partikel aus der Atmosphäre zurückzuführen. Die gleichmäßigen Konzentrationsverläufe der partikulären Komponenten sind durch die geringe Depositionsgeschwindigkeit und die chemische Stabilität zu erklären.

3.2 Passivsammler

3.2.1 Stickstoffdioxid

Stickstoffoxide werden vorwiegend von den Kraftfahrzeugen bzw. im Winter auch vom Hausbrand emittiert. NO wird luftchemisch relativ rasch zu NO₂ oxidiert. Da sich beide Emittentengruppen hauptsächlich am Talboden befinden, zeigen die Höhenprofile der Passivsammler für NO₂ eine ausgeprägte vertikale Verteilung. Außerdem führen die meteorologischen Verhältnisse - vor allem die erhöhte Inversionshäufigkeit in Alpentälern - oft zu einer lokalen Anreicherung der Schadstoffe am Talboden. Die Ergebnisse für NO₂ wurden gegenüber dem Bericht von GREGORI & PUXBAUM (1991) aufgrund neuer Erkenntnisse korrigiert (die Korrektur berücksichtigt eine Umwandlung von eluiertem Nitrit in Nitrat). Im Winter zeigte sich gegenüber den Sommermonaten ein stärkerer Vertikalgradient (Abbildung 5, oben). Die höchsten Konzentrationen (0,7 - 7,1ppb als Monatsmittelwert) wurden immer in der Ramsau gemessen; höhere NO_x-Konzentrationen aufgrund von Anreicherungen in der Nacht, gelangten meist nur nach Inversionsauflösung zu den Hangstationen, was durch die kontinuierlichen Messungen von NO_x und Ozon an den Stationen Ramsau und Talwiese deutlich gezeigt werden konnte. Nach Sonnenuntergang kam es zur Ausbildung einer nächtlichen Inversion und damit zur Anreicherung von NO_x am Talboden während der Nachtstunden, gleichzeitig nahm die Ozonkonzentration bis auf einige ppb ab. Mit der morgendlichen Auflösung der Inversion wurden die in der Nacht mit Stickstoffoxiden angereicherten Luftmassen verdünnt und die Talhänge entlang hinauftransportiert. An

der Station Talwiese wird eine morgendliche Spitze der NO_x-Konzentration sowie ein kurzzeitiger Einbruch der Ozonkonzentration registriert.

Oberhalb der Station Talwiese lagen die mit dem Passivsammler ermittelten Monatswerte oft unter 1ppb. Die Konzentrationsabnahme mit der Höhe (Monatsmittel) ist durch Überlagerung mehrerer Phänomene zu erklären: Verdünnung untertags, Inversion bei Nacht und chemische Umwandlung bei Tag.

Die höchsten Monatsmittelwerte wurden im Winter am Talboden (Ramsau) beobachtet (7,1ppb), sie sind durch stärkere Emissionen aus Verkehr und Hausbrand sowie durch das häufigere Auftreten von Inversionen und somit nächtlicher Schadstoffanreicherung im Tal zu erklären. Der Mittelwert über alle Meßperioden zeigt wieder eindeutig den vertikalen Gradienten.

3.2.2 Schwefeldioxid

SO₂ nahm in einigen Meßperioden nach oben hin zunächst ab und erreicht auf dem Arbiskopfgipfel wieder ein Maximum (Tabelle 4). Eine Erklärung für diese mehrmals aufgetretene Konzentrationsverteilung konnte bisher nicht gefunden werden. Gemittelt über alle Meßperioden zeigt sich der höchste Wert am Talboden und eine Abnahme der SO₂-Konzentration mit der Seehöhe, die höchsten Konzentrationen wurden in den Wintermonaten gemessen (Abbildung 5, unten). An den beiden obersten Meßstationen wurden jedoch wieder höhere Konzentrationen gemessen.

Abb.3: Tagesgang der partikulären Sulfatkonzentrationen (Juli 1989; Denudermessungen)

20.7.89 - 22.7.89

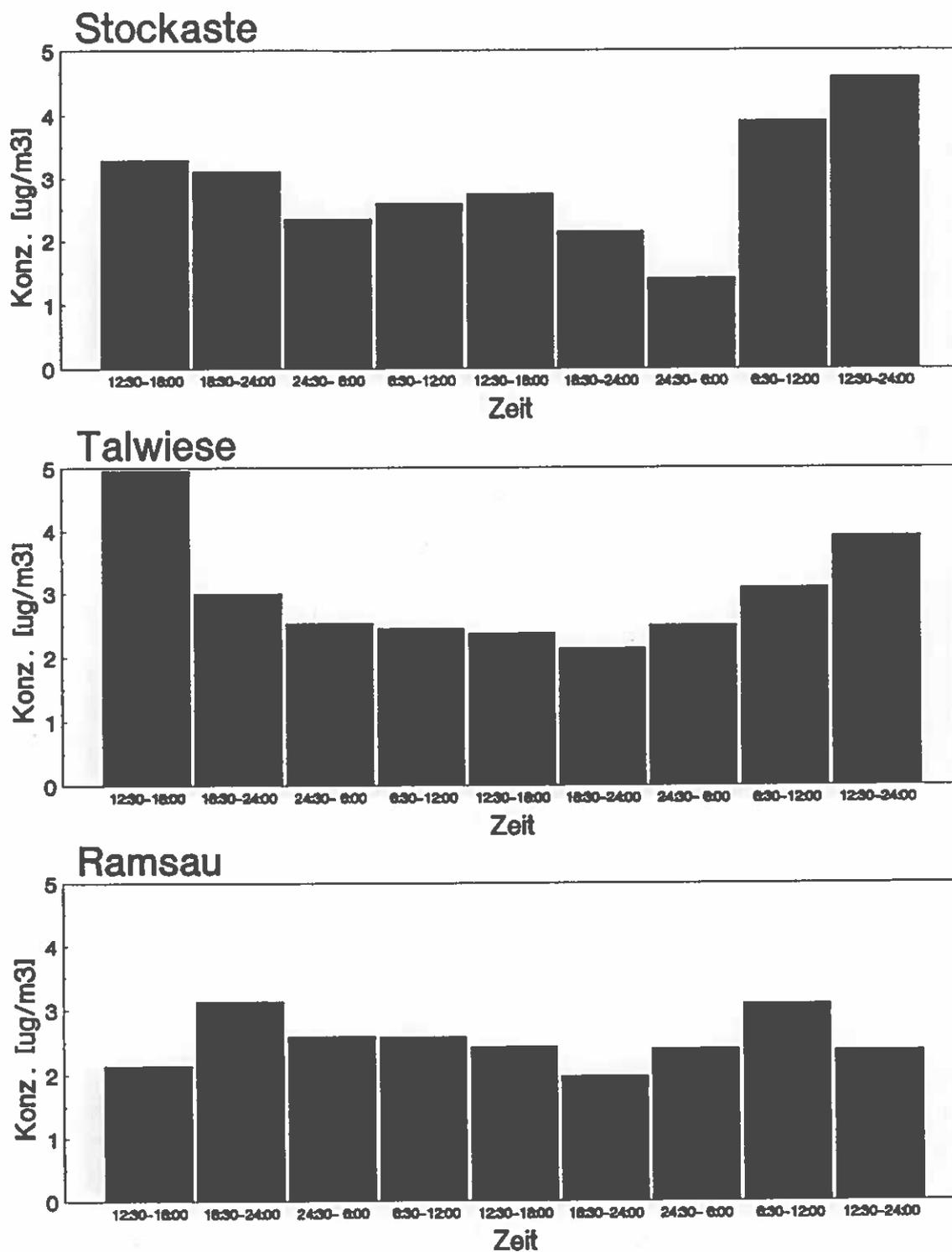


Abb.4: Tagesgang der partikulären Ammoniumkonzentrationen (Juli 1989; Denudermessungen)

20.7.89 - 22.7.89

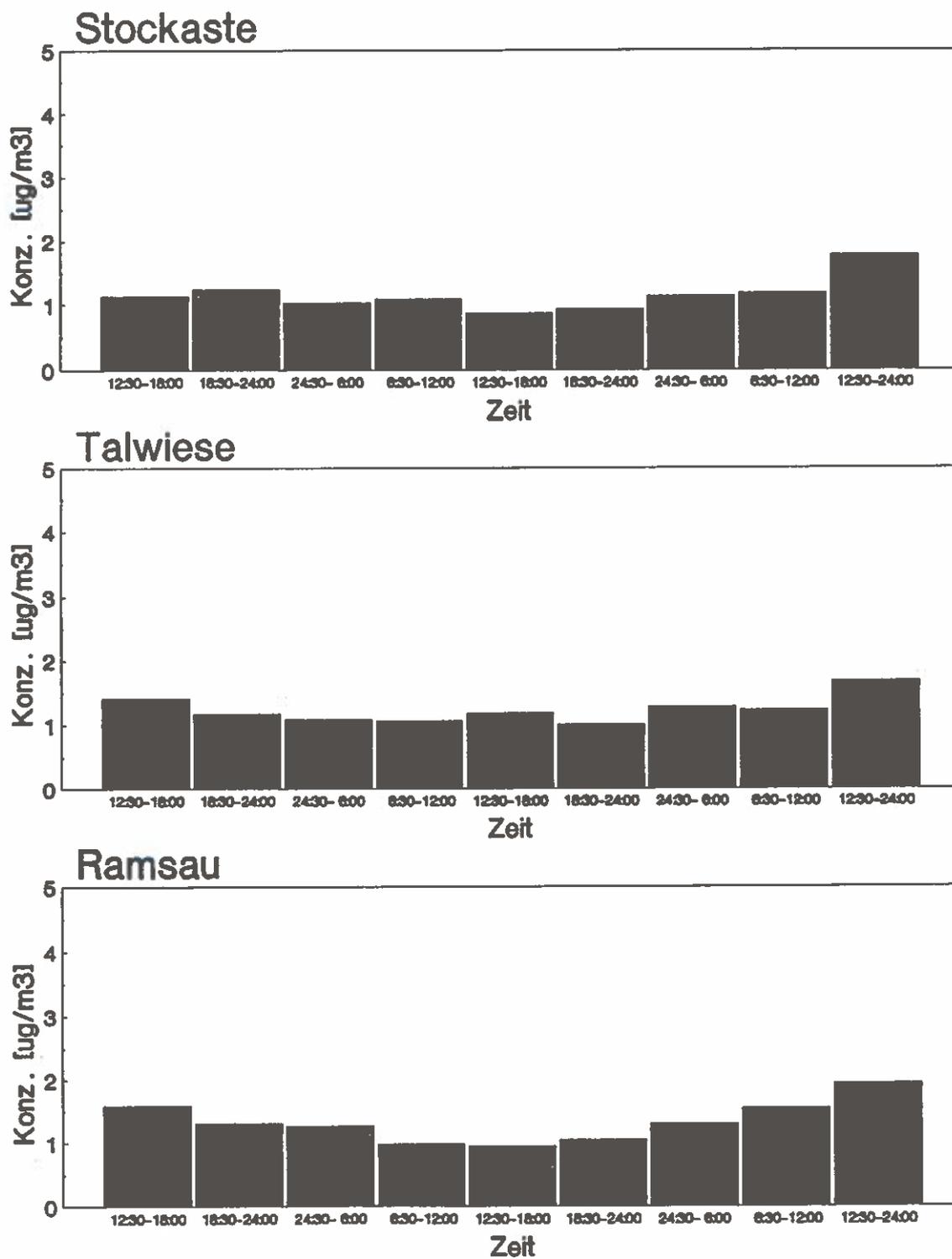
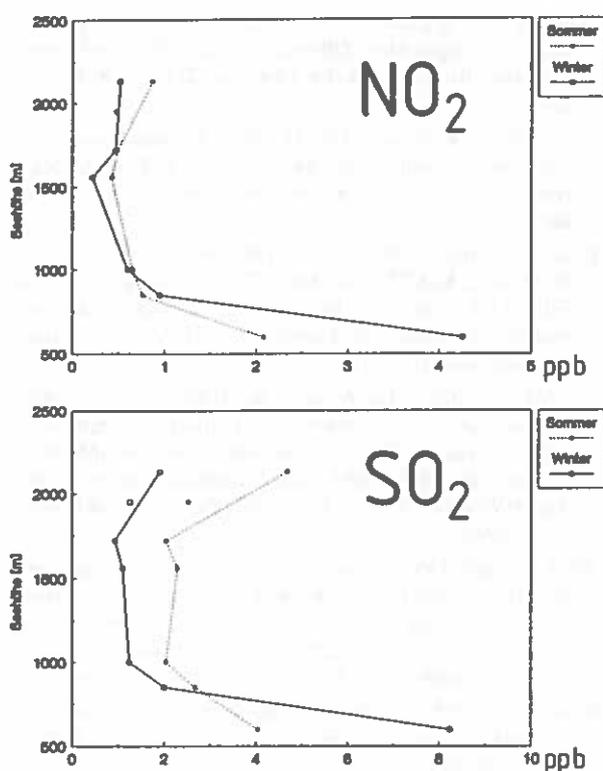


Abb.5: Passivsammlermessungen
Sommer- und Wintermittelwerte
oben: Stickstoffdioxid
unten: Schwefeldioxid



Tab.4: Gemittelte Passivsammlermeßwerte
(April 1989 - Mai 1990)

Station	Seehöhe [m]	NO ₂ [ppb]	SO ₂ [ppb]
Ramsau	600	2,8	5,8
Bair	850	0,8	2,4
Talwiese	1000	0,6	1,7
Stockaste	1560	0,3	1,9
Sportalm	1720	0,5	1,6
Arbiskopf	2138	0,7	3,8
Ahornbahn	1950	0,5	2,1

3.3 Depositionsgeschwindigkeiten

Die Depositionsgeschwindigkeiten hängen von meteorologischen, biologischen und oberflächenspezifischen Parametern ab, die im „Big-leaf“-Modell berücksichtigt werden. Sie zeigten für alle Komponenten starke tageszeitliche und jahreszeitliche Unterschiede mit höheren Werten untertags. Die Extremwerte lagen in einem Bereich von unter 0,001 (NO) bis über 15cm/s (HNO₃). Die höchsten mittleren Depositionsge-

schwindigkeiten wurden für Salpetersäure berechnet, die geringsten für Partikel (Reihung: HNO₃ > NH₃ > O₃ > SO₂ > NO > Partikel). Das vertikale Verhalten war meist durch minimale Werte auf der Talwiese - bedingt durch die geschützte Lage der Meßstelle - und maximale Werte an der Stockaste charakterisiert.

Die Einträge durch trockene Deposition wurden aus den gemessenen Konzentrationen und den berechneten Depositionsgeschwindigkeiten abgeleitet. Die Einträge variieren aufgrund der unterschiedlichen Depositionsgeschwindigkeiten und Konzentrationswerte. Da die zeitlichen Verläufe der Immissionskonzentrationswerte deutlicher ausgeprägt sind als die der Depositionsgeschwindigkeiten, hat die Konzentration auf den Eintrag einen größeren Einfluß.

Bei den Einträgen ergaben sich je nach Komponente unterschiedliche Höhengradienten. Die Ozoneinträge, die mengenmäßig mit rund 30-140kg/ha.a am bedeutendsten waren, nahmen mit der Seehöhe deutlich zu. Die Gesamtstickstoff- und Gesamtschwefeleinträge waren am Talboden am höchsten und an den beiden Bergstationen etwa gleich hoch (Tabelle 5).

Tab.5: Hochgerechnete Jahreseinträge durch trockene Deposition (kg/ha.a; Sommer 1989 - Sommer 1990)

N oxyd. = NO-N, NO₂-N, NO₃-N, HNO₃-N
N red. = NH₃-N, NH₄-N,

Meßstelle	N			S	O ₃
	oxyd.	red.	ges.		
Stockaste	0,8	2,8	3,6	0,8	140
Talwiese	1,7	1,9	3,6	0,6	51
Ramsau	4,6	17,9	22,3	5,1	33

Im Vergleich zu den nassen Depositionen waren die trockenen Gesamtstickstoff-Einträge am Talboden etwa doppelt so hoch, an den Bergstationen war der trockene Eintrag gegenüber dem nassen Eintrag viel geringer. Die Mengen an trockenen Schwefeleinträgen im Tal entsprachen etwa jenen der nassen Einträge, an den Bergstationen waren sie jedoch - analog zu den Stickstoffeinträgen - wesentlich geringer (vgl. hierzu die Bandbreite der Jahressummen in Tabelle 6).

Tab.6: Bandbreite der Jahreseinträge durch nasse Deposition (1985-1989; SMIDT 1991)

Meßstelle	N gesamt (kg N/ha.a)	Schwefel (kg/ha.a)
Sportalm (1720m)	6,9 - 12,9	6,7 - 10,9
Talwiese	7,6 - 10,8	6,5 - 8,1
Ramsau	7,4 - 11,2	4,8 - 9,6

Zusammenfassung

Im Sommer 1989 wurden zwei Meßkampagnen zur Erfassung freier Säuren (Salpeter-, Ameisen-, Essig- und Salzsäure), SO_2 , Ammoniak und deren Neutralisationsprodukte (Ammonium-, Nitrat- und Sulfat-Partikel) mit Denudern durchgeführt. Die Messungen erfolgten simultan in drei Höhenstufen (600m, 1000m und 1560m) in Zeitserien mit sechs Stunden Auflösung. NO_2 und SO_2 wurden als monatlicher Mittelwert mit Passivsammlern in sieben Höhenstufen von April 1989 bis Mai 1990 bestimmt.

Die Schadstoffverteilung am Hangprofil wird stark von meteorologischen Voraussetzungen (z.B. Inversionen während klarer Nächte oder starker Durchmischung untertags) beeinflusst. Aufgrund des meteorologischen Einflusses, der trockenen Deposition und des Chemismus von sekundären Luftschadstoffen war bei Salpetersäure und Ameisensäure eine starke tageszeitliche Konzentrationsabhängigkeit festzustellen. Diese Tagesgänge waren durch ein Maximum um Mittag und ein Minimum in der Nacht charakterisiert und am Talboden besonders stark ausgeprägt.

Ein nach oben hin abnehmendes Vertikalprofil war bei den primär - vorwiegend am Talboden - emittierten Schadstoffen wie Stickstoffoxide, SO_2 und Ammoniak stark ausgeprägt. Die Partikelkonzentrationen waren sowohl im Höhenprofil als auch im zeitlichen Verlauf relativ konstant.

Die Berechnung der Einträge durch trockene Deposition ergab für die Stickstoff- und Schwefelverbindungen Maximalwerte am Talboden und für Ozon eine deutliche Zunahme mit der Seehöhe.

LITERATUR

- ANLAUF K.G., BOTTENHEIM J.W., BRICE K.A., FELLIN P., WIEBE H.A., SCHIFF H.I., MACKAY G.I., BRAMAN R.S. & GILBERT R. 1985. Measurements of atmospheric aerosols and photochemical products at a rural site in SW Ontario.- Atmos. Environ. 19, 1859-1985.
- BRANTNER B. 1986. Passivsammler zur simultanen Dosisbestimmung von NO_2 , SO_2 , HCl und HNO_3 .- Diplomarbeit Inst. f. Analyt. Chemie, TU-Wien.
- BRANDTNER B., PUXBAUM H., BIEBL P., GLÄSER O. & W. MAHRINGER 1989. Luftschadstoffuntersuchung entlang der Tauernautobahn.- Institut für Analytische Chemie, TU-Wien, Bericht 5/89.
- CADLE S.H., CUNTESS R.J. & KELLY N.A. 1982. Nitric acid and ammonia in urban and rural locations.- Atmos. Environ. 16, 2501-2506.
- EATOUGH N.L., MCGREGOR S., LEWIS E.A., EATOUGH D.J., HUANG A.A. & ELLIS E.C. 1988. Comparison of six denuder methods and a filter pack for the collection of ambient $\text{HNO}_3(\text{g})$, $\text{HNO}_2(\text{g})$, and $\text{SO}_2(\text{g})$ in the 1985 NSMC study.- Atmos. Environ. 22, 1601-1618.
- GREGORI M. & PUXBAUM H. 1991. Forschungsprojekt trockene Deposition Zillertal, Teil A: Meßergebnisse.- Institut für Analytische Chemie, TU-Wien, Bericht 1/91.
- GREGORI M. & PUXBAUM H. 1992. Forschungsprojekt trockene Deposition Zillertal, Teil B: Trockene Deposition.- Institut für Analytische Chemie, TU-Wien, Bericht 1/92.
- HICKS B.B., BALDOCCI B.B., HOSKER R.P., HUTCHINSON B.A., MATT D.R., McMILLEN T.R. & SATTERFIELD L.C. 1985. On the use of monitored air concentrations to infer dry deposition.- NOAA Technical memorandum ERL ARL-141.
- NEFTEL A., BLATTER A. & STADELMANN F.X. 1990. Ammoniak in der bodennahen Luftschicht von landwirtschaftlichen Produktionsbetrieben, Schlußbericht Projekt Nr. 4014-11081.- Eidg. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene Liebfeld-Bern, April 1990.
- OBBER E. 1989. Deposition von Ozon und anorganischen Nitraten in Waldgebiete am Exelberg (Wienerwald) und am Jauerling (Waldviertel) unter besonderer Berücksichtigung der Entstehung und des Transportes.- Dissertation Inst. f. Analyt. Chemie, TU-Wien.
- OBBER E. & PUXBAUM H. 1990. Sondermeßplatz Exelberg - Oxidantienmessungen im Großraum Wien.- UBA - Bericht 90-045.
- OBERLINNINGER H. 1989. Vergleich zweier Methoden zur Bestimmung flüchtiger organischer Säuren in der Atmosphäre.- Diplomarbeit Inst. f. Analyt. Chemie, TU-Wien.
- ROSENBERG C., WINIWARTER W., GREGORI M., PECH G., CASENSKY V. & PUXBAUM H. 1988. Determination of inorganic and organic volatile acids, NH_3 , particulate SO_4 , NO_3 and Cl in ambient air with an annular diffusion denuder system.- Fresenius Z. Anal. Chem. 331, 1-7.
- SMIDT S. 1991. Messungen nasser Freilanddepositionen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt.- FBVA-Berichte Nr. 50.

Kohlenwasserstoffmessungen am Höhenprofil Zillertal

G. König und H. Puxbaum

Institut für analytische Chemie, Abteilung für Umweltanalytik
Technische Universität Wien

Key words: Altitude profile, biogenic and anthropogenic hydrocarbons.

Abstract

Hydrocarbon measurements at the Altitude Profile Zillertal: Two measuring campaigns at the altitude profile Zillertal showed that anthropogenic hydrocarbons were emitted to almost equal parts from motor vehicles and from heating facilities. The concentrations of anthropogenic hydrocarbons decreased with increasing altitude. Up to 30% of the total hydrocarbon concentrations were found to be biogenic and showed a strong diurnal variation. It can be assumed that high concentrations of biogenic hydrocarbons contribute to photooxidant formation.

1 EINLEITUNG

In der Diskussion um die Ursachen von Waldschäden werden in Zusammenhang mit gasförmigen Luftschadstoffen in zunehmenden Maße flüchtige Kohlenwasserstoffe in Betracht gezogen. Sie können anthropogenen und biogenen Ursprungs sein. Anthropogene Komponenten sind v.a. aliphatische und aromatische Kohlenwasserstoffe aus dem KFZ-Verkehr, aus Verbrennungsprozessen und Verdunstungsverlusten, zu den biogenen Komponenten zählen v.a. Isoprenoide bzw. Terpene (z.B. α - und β -Pinen, Camphen); Ethylen kann anthropogenen und natürlichen Ursprungs sein. Die pflanzenschädigende Wirkung bestimmter Komponenten beruht auf direkter Wirkung oder auf indirekter Wirkung sekundär gebildeter Photooxidanten (BECKER et al. 1990) bzw. herbizidwirksamer Umwandlungsprodukte (FRANK 1989). Im Rahmen dieser Untersuchung sollten erstmals in einem Tal der Zentralalpen im Ostalpenraum die Gehalte an flüchtigen Kohlenwasserstoffen in der Luft erfaßt werden, wobei besonderes Augenmerk auf die Unterscheidung zwischen Komponenten biogenen und anthropogenen Ursprungs gelegt wurde. Weiters sollten Hinweise auf die Höhenabhängigkeit und die tageszeitliche Variation der Konzentrationen gegeben werden.

2 MATERIAL UND METHODIK

Stichprobenweise Kohlenwasserstoff-Probenahmen wurden im Rahmen von zwei Meßkampagnen durchgeführt: am 13. 7. 1990 (insgesamt 19 Probenahmen an den Stationen Talwiese [1000m] und Stockaste [1560m]) und am 13./14. 8. 1990 (insgesamt 22 Probenahmen an den Stationen Stockaste, Talwiese und Ramsau [600m]). Hierfür wurden jede halbe Stunde mit einer Präzisionskolbenpumpe zwei Liter Probenluft durch ein Adsorptionsröhrchen gesaugt und die Komponenten mit einer Kohlenstoffzahl von zwei bis zehn quantitativ adsorbiert.

Die adsorbierten Kohlenwasserstoffe wurden im Labor thermo-desorbiert und in einer Kryoschleife fokussiert; aus dieser wurden sie direkt auf die Kapillartrennsäule eines Gaschromatographen aufgegeben (KÖNIG & PUXBAUM 1991).

Mit Hilfe der Kapillarsäulengaschromatographie war eine exakte Auftrennung eines Kohlenwasserstoffgemisches in über 60 Einzelsubstanzen möglich, wobei zwischen Alkanen, Alkenen, Alkinen, Aromaten und biogenen Komponenten differenziert werden konnte, was sowohl für die Modellierung der Ozonbildung als auch für die Emissionsquellenidentifizierung wichtig war.

Im Talbereich waren auf Grund des starken KFZ-Verkehrs und des Hausbrandes relativ hohe Immissionskonzentrationen an Kohlenwasserstoffen zu erwarten, an den beiden Bergstationen gab es keine anthropogenen Emissionsquellen in unmittelbarer Nähe der Meßstellen. Die aktuellen Konzentrationen an flüchtigen Kohlenwasserstoffen sind aber auch von der vertikalen Temperaturschichtung, die bei der Ausbreitung der Schadstoffe eine große Rolle spielt, abhängig.

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Die durchschnittlichen Gesamtkohlenwasserstoff-Konzentrationen und die maximalen biogenen Anteile zeigten eine sehr deutliche Abnahme mit der Seehöhe: Die Gesamtgehalte sanken mit der Seehöhe von 262 auf 80ppb C, die höchsten Konzentrationen biogenen Ursprungs von 80 auf 29ppb C (letztere wurden an der Talwiese und an der Stockaste in den Nachtstunden erreicht). Die durchschnittlichen Konzentrationswerte der biogenen Kohlenwasserstoffe lagen auf der Talwiese bei 15ppb C (10% der durchschnittlichen Gesamtkonzentration) und auf der Stockaste bei 11ppb C (15% der Gesamtkonzentration; vgl. Tabelle 1).

Tab.1: Durchschnittliche Gesamtkonzentrationen und maximale Konzentrationen an biogenen Kohlenwasserstoffen

C_g : durchschnittliche Gesamtkohlenwasserstoffkonzentration

C_b (max.): maximale Konzentration an biogenen Kohlenwasserstoffen (in Klammern: Anteil am Gesamt-Kohlenwasserstoffgehalt)

Meßstelle	C_g	C_b (max.)
Stockaste	80	29 (29%)
Talwiese	152	44 (22%)
Ramsau	262	80 (40%)

3.1 Anthropogene Kohlenwasserstoffe

Bei den Messungen in der Ramsau zeigte sich, daß die Gesamtgehalte an flüchtigen Kohlenwasserstoffen vor allem durch den KFZ-Verkehr und den Hausbrand bestimmt wurden. Der durch den Hausbrand verursachte Anteil lag bei Gesamtgehalten von 100 bis 700ppb C in einem Bereich von etwa 40-70%. Die höchsten Konzentrationswerte entsprachen jenen städtischer Gebiete. Die Gesamtkonzentrationen zeigten starke tageszeitliche Variationen, die auf Zuweisungen von unterschiedlichen Emissionsquellen in unmittelbarer Nähe der Meßstation zurückzuführen waren.

An der Station *Talwiese* lagen die Gesamtkonzentrationen auffallend unter jenen der Ramsau. In den Morgenstunden war eine deutliche Erhöhung der Konzentrationswerte, die durch die Anhebung der Mischungsschicht verursacht wurde, festzustellen. Bei der tageszeitlichen Variation der Gesamtkonzentration wurde eine Abhängigkeit der Immissionskonzentrationswerte von der Temperatur, der relativen Luftfeuchte und der Windgeschwindigkeit beobachtet.

An der Station *Stockaste* war eine Anhebung der Mischungsschicht nicht mehr erkennbar, da ein Anstieg der Konzentrationen in den Morgenstunden nicht beobachtet wurde, und die tageszeitliche Variation der anthropogenen Anteile war nur gering.

Für die beiden „emittentenfernen“ Bergstationen *Talwiese* und *Stockaste* war eine Identifizierung von Hauptkohlenwasserstoffquellen nicht möglich, da aufgrund der luftchemischen Prozesse nur in „frisch belasteten“ Luftmassen ein Rückschluß auf die Emissionsquellen (auf Grund von Konzentrationsverhältnissen bestimmter Komponenten) möglich ist.

3.2 Biogene Kohlenwasserstoffe

An der Station *Ramsau* war eine ausgeprägte tageszeitliche Variation der Belastung an biogenen Komponenten festzustellen. Auch hier waren die Einflüsse der Temperatur und der Luftfeuchtigkeit auf die Konzentrationswerte bemerkbar. Wegen der sehr hohen Belastung mit anthropogenen Kohlenwasserstoffen kam es aber zu Überlagerung von Peaks biogener und anthropogener Anteile, was möglicherweise zu einer Verfälschung von Konzentrationswerten führte.

Die höchsten Konzentrationswerte an biogenen Kohlenwasserstoffen wurden an der Meßstelle Ramsau festgestellt. Der Maximalwert betrug hier 80ppb C, was über 40% der Gesamtkonzentration entsprach. Bei diesen Werten ist jedoch eine Verfälschung durch Peaküberlagerungen nicht auszuschließen.

An der Station *Talwiese* wurden in den Nachtstunden und um die Mittagszeit die höchsten Konzentrationen und in den Morgenstunden und am Abend die geringsten Konzentrationen an biogenen Kohlenwasserstoffen gemessen. Die hohen Immissionsbelastungen in den Nachtstunden sind auf drei Ursachen zurückzuführen:

- Die hohe relative Luftfeuchtigkeit in der Nacht bewirkt eine erhöhte Emission von biogenen Kohlenwasserstoffen,
- durch die geringen Windgeschwindigkeiten in den Nachtstunden kommt es zu einer Anreicherung dieser Substanzen,

- die biogenen Kohlenwasserstoffe haben in den Nachtstunden eine deutlich höhere mittlere Lebensdauer als untertags, weil Abbaureaktionen durch Hydroxylradikale nicht stattfinden können.

In den Morgenstunden kam es wegen des einsetzenden Windes zu einer Absenkung der Konzentrationswerte. Im Laufe der Tageserwärmung stiegen die Konzentrationen von biogenen Kohlenwasserstoffen wieder an, da mit steigender Temperatur die Emissionsraten der Bäume stark erhöht werden.

An der Station *Stockaste* waren in den Nachtstunden die höchsten Konzentrationswerte zu verzeichnen. Wegen der hohen Windgeschwindigkeiten und der relativ großen Entfernung des Meßcontainers von der nächsten großen Waldfläche kam es untertags an dieser Station zu keinem Anstieg der Konzentrationen an biogenen Kohlenwasserstoffen.

Die Messungen an den beiden Bergstationen zeigten, daß die Konzentrationswerte einiger Substanzen niemals unter einen bestimmten Wert absanken, so z.B. 2ppb C Benzol bzw. 7ppb C Ethen. Diese Konzentrationswerte sind demnach als Backgroundkonzentrationen für das Untersuchungsgebiet anzusehen.

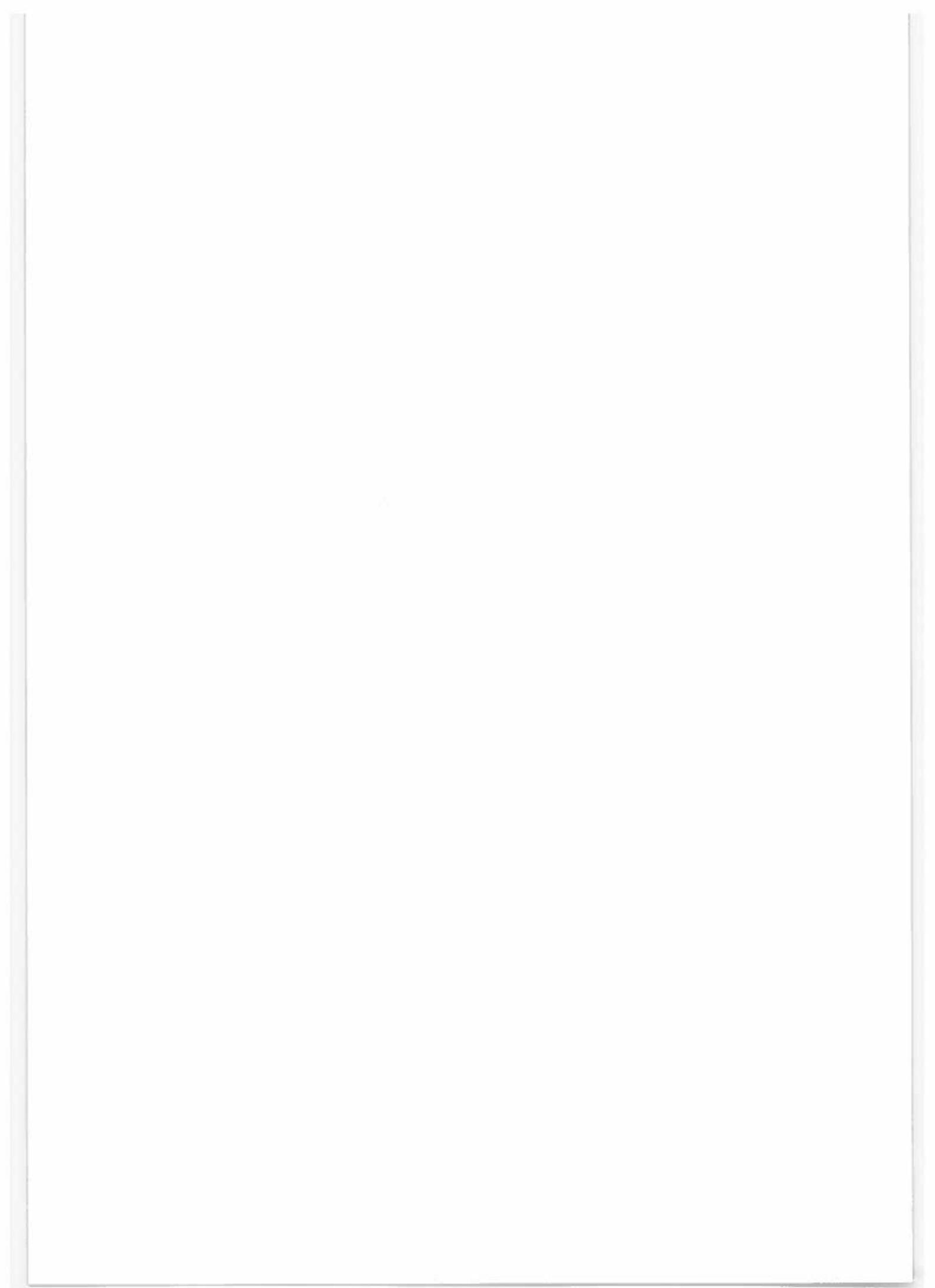
Zusammenfassung

Zwei Meßkampagnen zur Erfassung von flüchtigen Kohlenwasserstoffen am Höhenprofil Zillertal zeigten, daß die Anteile an anthropogenen Kohlenwasserstoffen zu etwa gleichen Teilen den KFZ- und Hausbrandemissionen zugeordnet werden können. Bei der anthropogenen Belastung mit flüchtigen Kohlenwasserstoffen war eine deutliche Abnahme mit steigender Höhe festzustellen. Die Messung der biogenen Kohlenwasserstoffe ergab, daß diese Substanzgruppe bis zu 30% der Gesamtkonzentration an den höher gelegenen Stationen ausmachte, wobei ausgeprägte tageszeitliche Konzentrationsänderungen festzustellen waren. Es ist anzunehmen, daß diese photochemisch reaktiven Substanzen im Untersuchungsgebiet einen Beitrag zur Bildung von Photoxidantien leisten.

LITERATUR

- BECKER K.H., BROCKMANN K.J. & BECHARA J. 1990. Production of hydrogen peroxide in forest air by reaction of ozone with terpenes. *Nature* 346, 256-258.
- KÖNIG G. & PUXBAUM H. 1991. Höhenprofil Zillertal, Ozonprekursor Kohlenwasserstoffe.- Technische Universität Wien, Institut für Analytische Chemie, Bericht 18/91.

FRANK H. 1989. Neuartige Waldschäden und luftgetragene Chlorkohlenwasserstoffe.- . *Umweltchem. Ökotox.* 4, 7-11.



Messung nasser Freilanddepositionen am Höhenprofil Zillertal

St. Smidt

Institut für Immissionsforschung und Forstchemie
Forstliche Bundesversuchsanstalt

Key words: Altitude profile, wet deposition, critical loads.

Abstract

Measurements of wet depositions at the Altitude Profile Zillertal: At three altitudes (600m, 1000m and 1720m a.s.l.) the rate and composition of wet deposition was measured from 1984 to 1990 using bulk-collectors and an additional WADOS-sampler (1000m a.s.l., 1987-1990). The mean concentrations (except H-concentrations) decreased with increasing altitude. The mean deposition rates of protons increased with altitude, whereas the S- and N-deposition rates were nearly equal at all three sites. Both slope stations were less polluted by wet depositions (the results of the wet-only samplings at the 1000m-station corresponded to the bulk-results). Both, ionic concentrations and deposition rates, showed characteristic seasonal courses at the slope stations, e.g. maximal sulfate- and nitrate concentrations in spring and relatively high proton- and sulfur inputs in summer.

1 EINLEITUNG

Messungen der nassen Freilanddepositionen wurden in Österreich bereits vor mehr als 30 Jahren begonnen und zu Beginn der 80er Jahre im Zusammenhang mit Fragen zum „Waldsterben“ intensiviert. Mit „Bulk“- und WADOS-Freilandniederschlagsmessungen wurden von der Forstlichen Bundesversuchsanstalt auch im Zillertal kontinuierliche Erhebungen durchgeführt. Bei diesen wurde das Augenmerk in erster Linie auf mögliche Höhengradienten, aber auch auf die jährlichen und jahreszeitlichen Veränderungen gelegt. Der Vergleich mit den Ergebnissen weiterer Depositionsmeßstellen sollte ferner die relative Belastung des Untersuchungsgebietes aufzeigen.

2 MATERIAL UND METHODIK

Die Bulk-Probenahmen erfolgten in 600m (Ramsau), 1000m (Talwiese) und 1720m Seehöhe (Probefläche 1 / Sportalm) von Mai 1984 bis September 1990, die WADOS-Messungen ab Januar 1987 an der 1000m-Station. Es wurden die Niederschlagshöhe, der pH-Wert, die Leitfähigkeit und die Gehalte der Ionen SO_4 , NO_3 , Cl , NH_4 , Ca , Mg , Na und K gemessen; die H-, SO_4 -S und N-Einträge wurden berechnet. Die an der

„WADOS“-Station ebenfalls erfaßten trockenen Depositionen wurden nach dem Lösen in 50ml dest. Wasser analysiert.

3 ERGEBNISSE

3.1 Seehöhenabhängigkeit

Ionenkonzentrationen: Die Ergebnisse zeigten, daß die Gesamtmittelwerte der Ionengehalte der Bulk-Proben einen mehr oder weniger ausgeprägten Höhengradienten aufwiesen (SMIDT 1989 und 1991); diese sind auch aus den unterschiedlichen Häufigkeitsverteilungen der „Tagesproben-Werte“ ersichtlich (SMIDT 1989). Die Bandbreiten der einzelnen Jahresmittel war bei den meisten Ionen am Talboden am höchsten (SMIDT 1991). Vor allem die Gesamtmittel der Anionengehalte nahmen mit zunehmender Seehöhe deutlich ab, für die der Kationen traf dies in geringerem Maße zu, wogegen die Protonenkonzentrationen leicht zunahm (Abbildung 1, oben). Im Vergleich zu anderen österreichischen Bulk-Meßstellen können die beiden Bergstationen als „Backgroundstationen“ und die Talstation als „wenig belastet“ angesprochen werden.

Abb.1: Höhengradienten

Gewichtete Mittelwerte der pH-Werte, Leitfähigkeiten, Ionengehalte sowie Niederschlagshöhen, H-, S- und N-Einträge an den Bulk-Meßstellen (1984-1990)

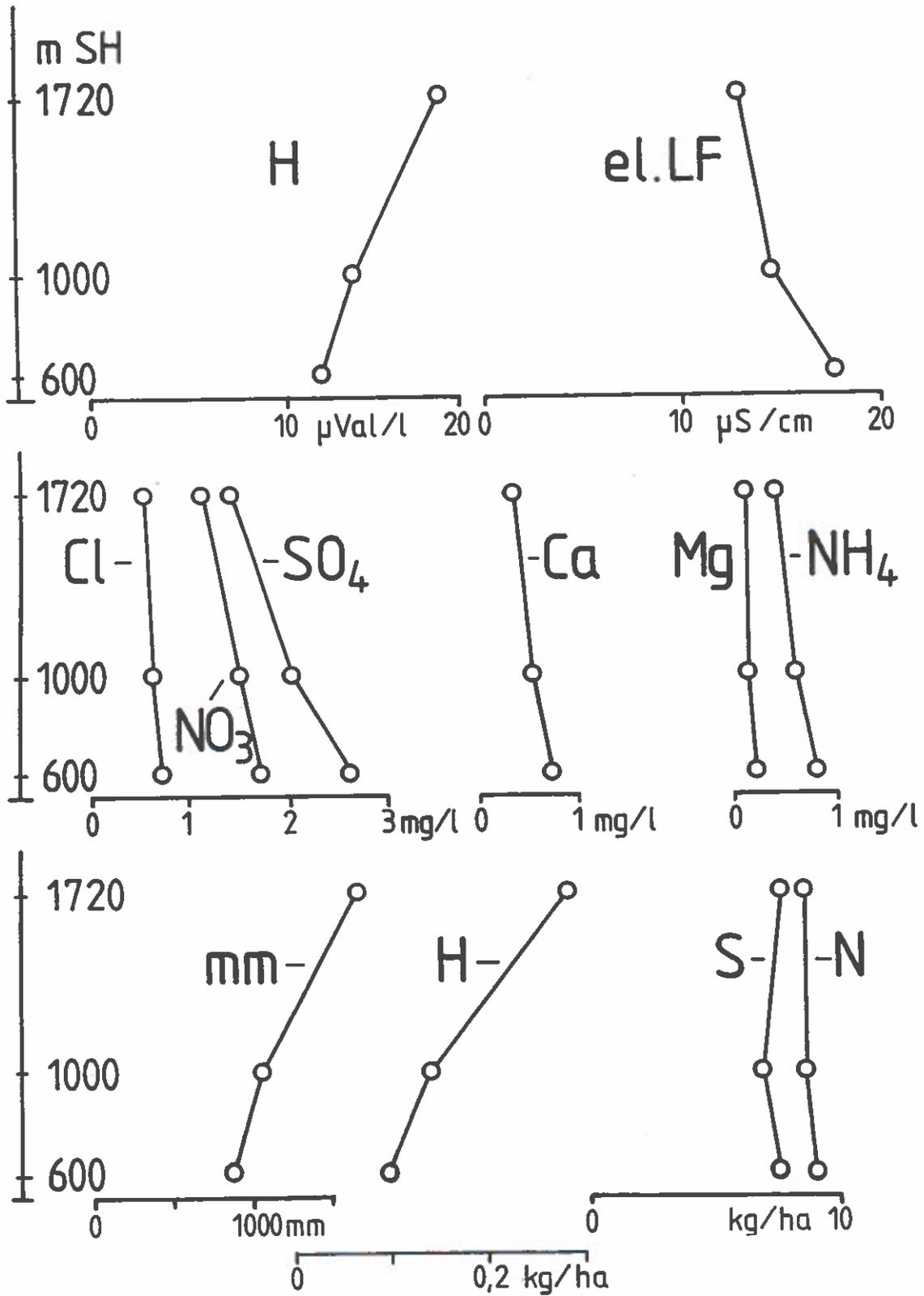
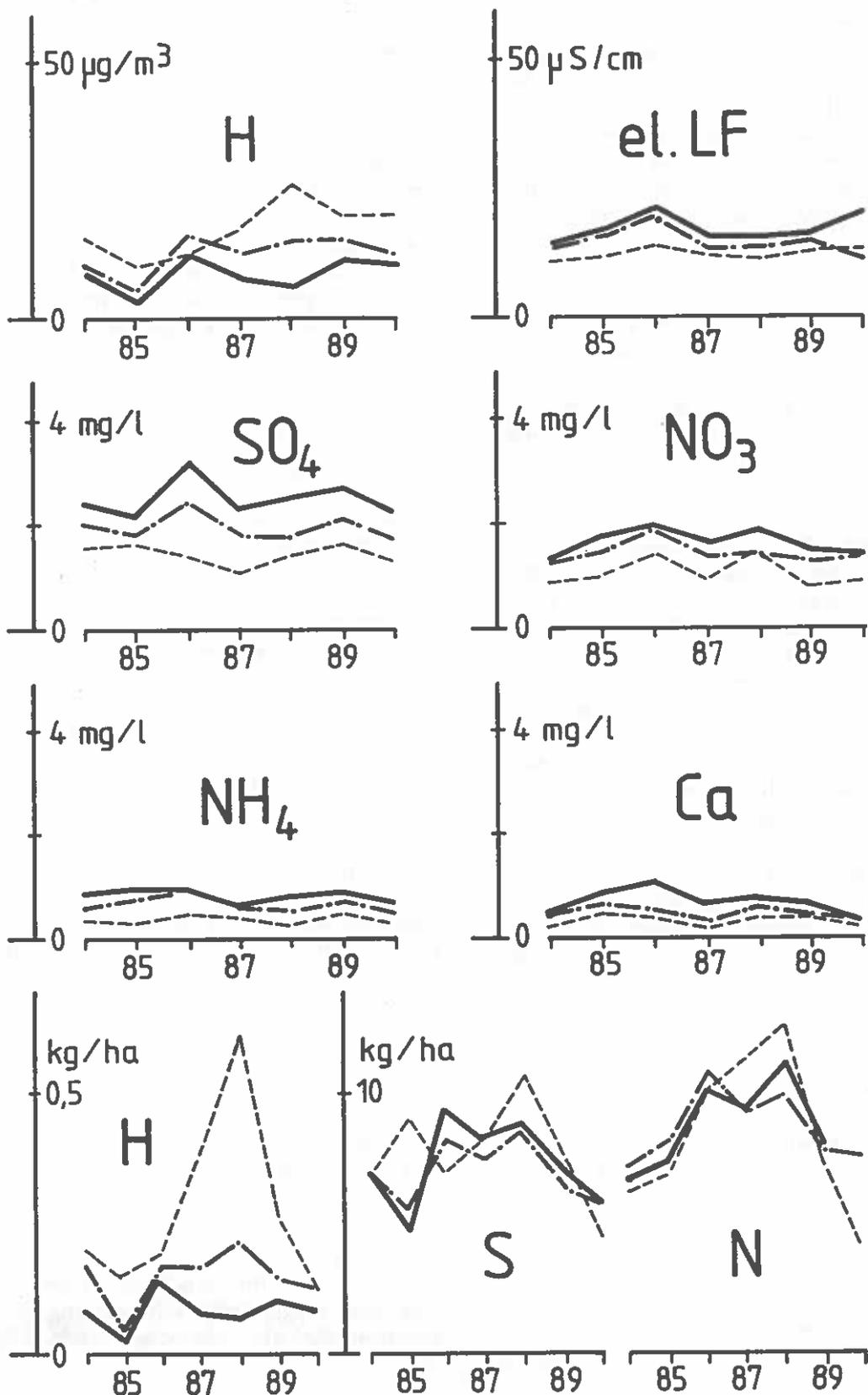


Abb.2: Jahresmittelwerte

Entwicklung der Jahresmittelwerte der pH-Werte, Leitfähigkeiten, Ionengehalte und Einträge an den Bulk-Meßstellen (1984-1990)

Stockaste -----
 Talwiese - - - - -
 Ramsau _____



Einträge: Die Häufigkeitsverteilungen von Tageswerten der H-, S- und N-Einträge wiesen - analog zu den Ionenkonzentrationen - darauf hin, daß die Eintragsmengen in Tagesproben an den drei Meßstellen unterschiedlich verteilt waren (SMIDT 1991). Die mit der Seehöhe deutlich zunehmenden mittleren jährlichen Niederschlagshöhen und die geringfügig zunehmenden H-Konzentrationen ergaben eine deutliche Zunahme der H-Einträge; bei den S- und N-Einträgen hingegen führten die höheren Niederschlagshöhen an den Hangstationen und die geringeren mittleren Konzentrationen im Gesamtmittel an allen drei Stationen zu etwa gleichhohen Einträgen (Abbildung 1, unten). Die abgesetzten Quantitäten der Elemente H, S und N können als relativ gering eingestuft werden.

3.2 Zeitliche Entwicklung

Jahresentwicklung: Die jährlichen Unterschiede der Ionenkonzentrationen und Elementeinträge waren im Untersuchungszeitraum gering und zeigen keine deutliche Entwicklung; 1986 wurden z.B. an der Talstation relativ hohe H- und Sulfatkonzentrationen und 1988 relativ hohe H-, S- und N-Einträge an der Station Sportalm festgestellt (Abbildung 2).

Jahreszeitliche Unterschiede: Die Auswertung der über den Zeitraum Mai 1984 bis April 1990 gemittelten Quartalswerte (Januar - März, April-Juni etc.) ergab je nach Meßstelle und Meßgröße unterschiedliche Ergebnisse: die Konzentrationen zeigten an den beiden Bergstationen annähernd parallele Verläufe, wobei die Maximalwerte vorwiegend in das 2. bzw. 3. Quartal fielen (Abbildung 3); an der Talstation hingegen ergaben sich Sulfat- und Chlorid-Minimalwerte im Sommerhalbjahr und Nitrat- und Ca-Maximalwerte im 1. Quartal. Bei den Niederschlagshöhen an den beiden tiefergelegenen Stationen zeigten sich Maximalwerte im 3. Quartal (Sportalm: im 1.), die höchsten H- und S-Einträge durchwegs im 3. Quartal und die höchsten N-Einträge im 2. (Bergstationen) bzw. 3. Quartal (Ramsau). Die „Wet-only“-Ergebnisse an der Station Talwiese (1987) sind für die NO_3^- - und NH_4^+ -Konzentrationen sowie die N-Einträge der Einzelereignisse (Tagesproben) in Abbildung 4 wiedergegeben: Beim Nitrat zeigten relativ hohe Werte (z.T. > $10\text{mg}/\text{m}^3$) im Frühjahr, welche beim Ammonium nicht auftraten (nur ein Wert im April ist deutlich höher); die höchsten N-Eintragswerte fielen in den April/Mai, Einzelwerte waren in den Folge-monaten mitunter relativ hoch (analoge Verhältnisse zeigten sich beim Sulfat bzw. S-Eintrag).

3.3 Meßwertvergleich mit WADOS-Messungen (Talwiese)

Vergleich Bulk - Wet-only (WADOS): Im gemeinsamen Meßzeitraum an der Station Talwiese (1987-1989) zeigten die Gesamtmittel der Ionenkonzentrationen nur geringe Unterschiede (SMIDT 1991): die Wet-only-Proben wiesen einen geringfügig niedrigeren mittleren pH-, Cl- und Ca-Wert sowie deutlich höhere H-Einträge auf, während die S- und N-Einträge etwa gleichhoch waren.

Vergleich Wet-only- und trockene Deposition (WADOS): Der Vergleich der mit dem WADOS gesammelten nassen und trockenen Anteile ergab, daß die Quantitäten in den nassen Niederschlägen deutlich höher waren als in der trockenen Fraktion: Beim SO_4 -Schwefel wurde 33x, beim Stickstoff 23x, beim Calcium hingegen nur 4x soviel eingetragen als mit der trockenen Deposition. Die durch trockene Deposition abgesetzten H-Mengen lagen unterhalb $0,1\text{ g pro Hektar und Monat}$ und waren damit erheblich geringer als jene durch nasse Depositionen.

4 DISKUSSION

An den drei Standorten war eine unterschiedliche Belastung durch nasse Depositionen hinsichtlich der Konzentrationen und eingetragenen Mengen gegeben: Am Talboden war aufgrund der stärker besiedelten Umgebung und des KFZ-Verkehrs mit höheren Anteilen an trockener Deposition zu rechnen; demgegenüber wiesen die H-Einträge wegen der Abpufferung durch alkalische Ionen die geringsten Werte auf. Die Höhengradienten entsprachen insofern anderen Ergebnissen aus Österreich, als die mittleren pH-Werte keine deutliche Höhenabhängigkeit zeigten und Sulfat und Nitrat nach oben abnahmen (vgl. SMIDT 1988); ferner nahmen die H-Einträge mit der Seehöhe zu, während die S- und N-Einträge eher schwach abnahmen (in letzterem Falle könnte auch die in höheren Lagen u.U. schlechtere Sammeleffizienz eine Rolle spielen). Insgesamt können die Konzentrationen an den Bergstationen des Höhenprofils im Vergleich zu anderen Meßstellen in Österreich als relativ gering eingestuft werden.

Bei den von STÖHR (1988) gesondert gewonnenen und analysierten Rauhreif-, Rauhrost- und Schneeproben im Winter 1987 zeigten sich Seehöhenabhängigkeiten, die von jenen der kontinuierlichen Regen- und Schnee-Erhebungen abwichen: so ergab sich z.B. eine deutliche Abnahme von K im Neuschnee mit der Seehöhe, eine nicht ausgeprägte Höhenabhängigkeit von Nitrat im Reif und sehr hohe Nitrat-, NH_4 und

Abb.3: Quartalsmittelwerte
Mittlere Konzentrationen und Einträge an den Bulk-Meßstellen (Mittel 5/1984-4/1990)

Stockaste -----
Talwiese -.-.-.-.-
Ramsau =========

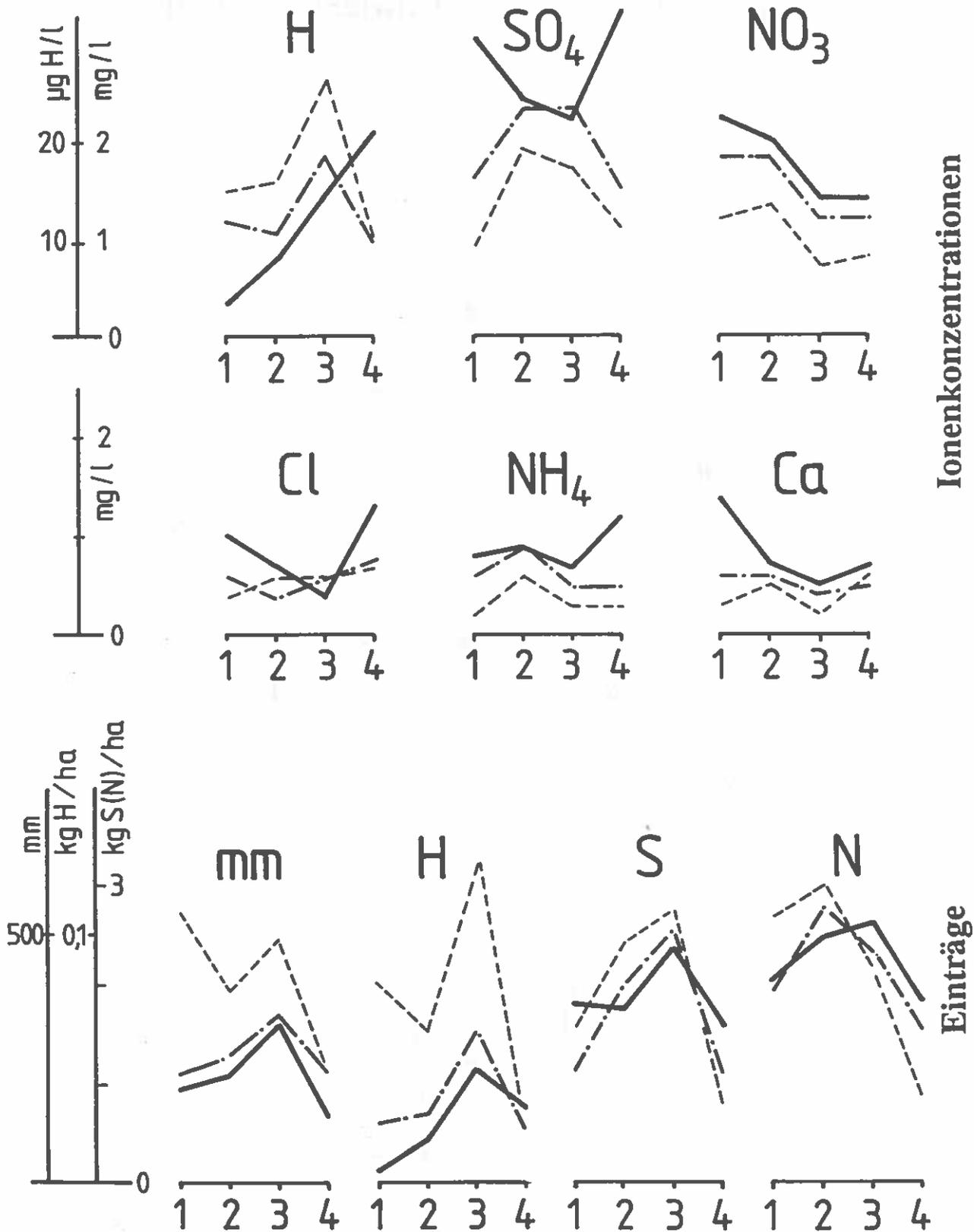
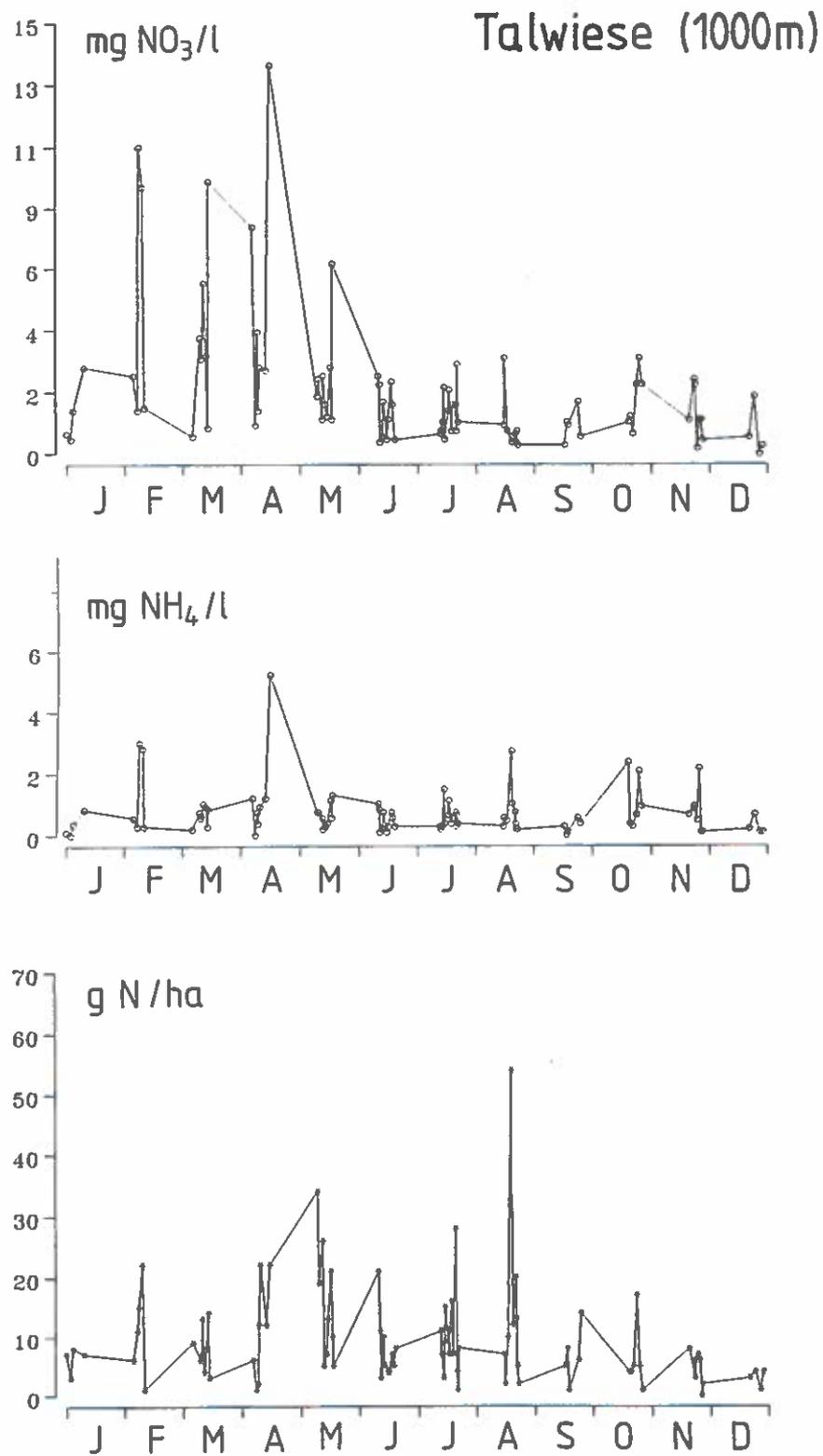


Abb.4: Wet-only-Tagesprobenergebnisse 1987
Nitrat- und Ammoniumgehalte, N-Einträge



SO_4 -Konzentrationen im Rauhfrost an der 2140m hoch gelegenen Station Arbiskopf; letztere waren dadurch erklärbar, daß Schadstoffe im Nebel in einem wesentlich höherem Maße angereichert werden können als in fallenden Niederschlägen.

Bei den Jahresmittelwerten fielen die hohen H- und N-Einträge an der Meßstelle Sportalm im Jahr 1988 auf, die auf einer probenahmebedingten Überschätzung (Verwehungen während des schneereichen Winters) beruhen dürften. Die Einträge in den beiden Folgejahren entsprachen wieder jenen der ersten Meßjahre.

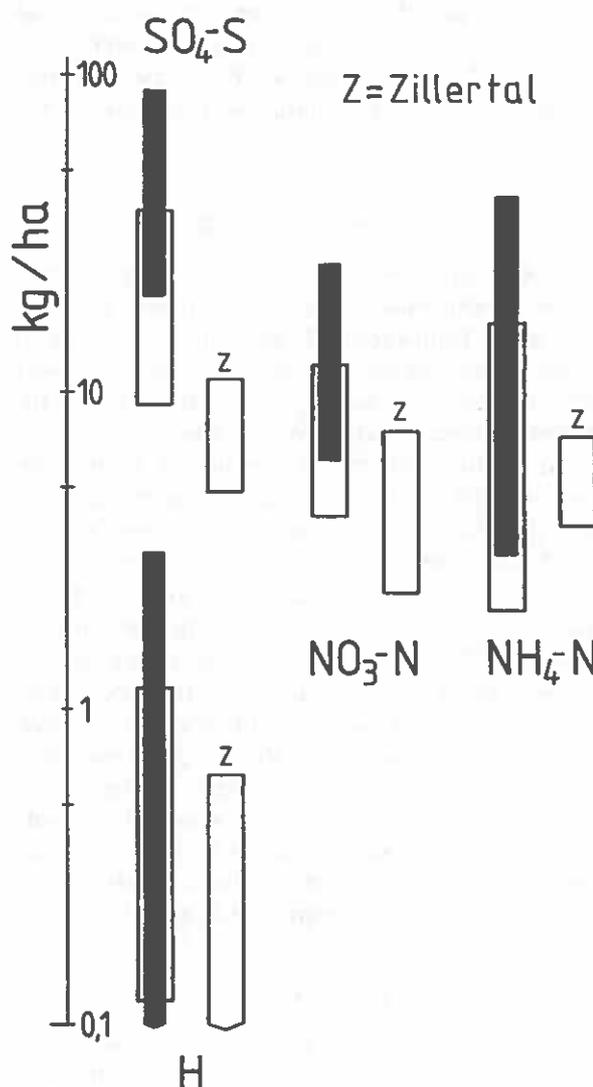
Aus der Tatsache, daß an der Station Talweise der trockene Anteil der Absetzdeposition sehr gering war, läßt sich ableiten, daß die Bulk-Ergebnisse dieser Background-Meßstelle annähernd den Wet-only-Ergebnissen entsprechen. Der geringe Anteil an trockener Deposition an höhergelegenen Stationen wird durch die Ergebnisse von GREGORI & PUXBAUM (1992) insofern bestätigt, als an diesen die (berechneten) trockenen Depositionen wesentlich geringer waren als jene der nassen Depositionen.

Trocken und naß in der Baumkrone abgelagerte Schadstoffe führen dazu, daß im Vergleich zu Freilandmessungen Ionenkonzentrationen unter dem Kronendach bis etwa zum 10fachen und Eintragsmengen bis etwa zum 5fachen erhöht sein können (vgl. hierzu die Gegenüberstellung der jährlichen Elementeinträge im Zillertal mit den Freiland- und Kronentrauf-Ergebnissen von 12 Stationen in Rheinland-Pfalz [BRD; Meßjahre 1984-1989] in Abbildung 5).

Es ist ferner zu berücksichtigen, daß sich die gesamte in einem Waldbestand abgesetzte Deposition aus der Absetzdeposition (nasse und trockene Gravitationsdeposition), der Interzeption (Abscheidung von Tröpfchen und Partikeln an Oberflächen durch Impaktion) und der Gastrockendeposition zusammensetzt. Die Werte der Gesamtdosition überschreiten somit jene der Absetzdeposition bei weitem. Die durch nasse Absetzdeposition abgesetzten Quantitäten betragen z.B. für den H-Eintrag und Stickstoff nur rund ein Fünftel bis Zehntel der Gesamtdosition (HERTZ und BUCHER 1990).

Auf Grund des oben gesagten wäre zu erwarten, daß in Waldgebieten des österreichischen Bundesgebietes insbesondere hinsichtlich des Säure- und Stickstoffeintrages die kritischen Mengen bzw. die Belastbarkeit („critical loads“) überschritten werden, denn nach EVERS (1985) wäre bei einem Gesamteintrag von $0,75\text{kg H/ha.a}$ bzw. $36\text{--}40\text{kg N/ha.a}$ mit negativen Wirkungen in Waldbeständen zu rechnen. Das würde unter Berücksichtigung der oben genannten Anreicherungs-faktoren bedeuten, daß H-Einträ-

Abb.5: Bandbreiten von Elementeinträgen
Vergleich der Werte aus dem Zillertal (alle 3 Meßstellen, 1984 - 1990) mit Werten aus Rheinland-Pfalz (12 Stationen, 1984-1989; BLOCK 1991).



ge in Waldbestände $> 0,2\text{kg}$ pro Jahr und N-Einträge $> 7,3\text{kg}$ pro Jahr als kritisch anzusehen wären.

Gemäß UN-ECE (1988) entsprechen jedoch die errechneten Jahreseinträge bis $0,60\text{kg H/ha.a}$ den tolerierbaren Quantitäten der Klasse 3 ($0,5 - 1,0\text{kg/ha.a}$) für die auf Quarzphyllit liegenden Böden. Zu den Schwefeleinträgen durch nasse Depositionen, die meist unter 10kg/ha.a lagen, werden durch Gasdeposition jedoch im Tal zusätzlich 5 und an den Bergstationen etwa $0,7\text{kg S/ha.a}$ eingetragen, wodurch die kritische Depositionsrate für Gesteine der Klasse 3 wie z.B. die Quarzphyllite ($8\text{--}16\text{kg S/ha.a}$; UN ECE 1988) noch nicht überschritten würde. Hinsichtlich des N-Eintrages in Nadelwälder wären zwar Gesamteinträge über $10\text{--}12\text{kg}$ pro Hektar und Jahr (UN ECE 1988) als kritisch anzusehen, durch die jahr-

hundertlange Streunutzung und Schneitelung kam es jedoch im Bereich der Probestellen zu weitgehender N-Verarmung, weshalb die aktuellen N-Einträge nicht als kritisch zu bewerten sind. Es ist jedoch anzumerken, daß die „Critical loads“-Werte je nach Bodentyp, Bewirtschaftungsgeschichte, aktueller Bewirtschaftung, Bestandesalter und Bestandesart variieren können.

Zusammenfassung

An drei Stationen des „Höhenprofil Zillertal“ (600m, 1000m und 1720m) wurden von 1984 bis 1990 nasse Bulk-Freilanddepositionen gemessen; an der 1000m-Station wurden darüber hinaus seit 1987 WADOS-Messungen durchgeführt. Die mittleren Konzentrationen fast aller gemessenen Ionen nahmen mit zunehmender Seehöhe mehr oder weniger deutlich ab, die H-Konzentrationen hingegen zu; die H-Einträge nahmen im Gesamtmittel nach oben zu, die S- und N-Einträge blieben etwa gleich. Im Vergleich zu anderen Bulk-Stationen können die beiden Hangstationen (1000m, 1720m) als gering belastet bezeichnet werden; die an der 1000m-Station gemessenen „wet-only“-Niederschläge entsprachen in etwa jenen der Bulk-Sammelmethode. Die Ionenkonzentrationen und Einträge zeigten jahreszeitlich unterschiedliche Werte, so z.B. relativ hohe Sulfat- und Nitratkonzentrationen an den Hangstationen im 2. Quartal und relativ hohe H- und S-Einträge an allen Stationen im 3. Quartal.

LITERATUR

- BLOCK J. 1991. Ergebnisse der Stoffdepositionsmessungen in rheinland-pfälzischen Waldgebieten 1984-1989.- Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 14/90.
- EVERS F.H. 1985. Niederschlagsanalytische Untersuchungen in süddeutschen Waldbeständen.- In: NIESSLEIN E. und VOSS G. (Hrsg.): Was wir über das Waldsterben wissen. Deutscher Institutsverlag, 142-147.
- GREGORI M. & PUXBAUM H. 1992. Forschungsprojekt trockene Deposition Zillertal, Teil B: Trockene Deposition.- Technische Universität Wien, Institut für Analytische Chemie, Bericht 1/92.
- HERTZ J. & BUCHER P. 1990. Abschätzung der totalen Stickstoff- und Protoneneinträge in ausgewählte Ökosysteme in der Schweiz.- Manuskript, eingereicht für VDI-Berichte.
- SMIDT S. 1988. Messungen der nassen Deposition in Österreich. FBVA-Berichte Nr. 27.
- SMIDT S. 1989. Messungen der nassen Freilanddepositionen am Höhenprofil Zillertal.- Phytos 29 (3), 85-96.
- SMIDT S. 1991. Immissionsmessung Nasse Depositionen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt.- FBVA-Berichte Nr. 47.

STÖHR D. 1988. Winterliche Schadstoffdeposition in einem inneralpinen Tal - am Beispiel des Zillertales.- Dissertation Universität f. Bodenkultur Wien.

UN ECE - Critical Loads Workshop 19.-24. 3. 1988. Skokloster (Schweden). Critical Loads for sulphur and nitrogen, 31 S.

Analyse der vertikalen Temperaturstruktur im Zillertal anhand von Fesselballon-, SODAR- und Hangmessungen

A. Kaiser

Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik

Key words: Vertical temperature profiles, inversion, acoustic radar, tethered balloon.

Abstract

Analysis of the vertical temperature structure in the Zillertal by means of tethered balloon-, SODAR- and slope measurements: In addition to the meteorological recordings gathered at the slopes of the Zillertal, in summer 1988 measurements by SODAR and tethered balloon were carried out and compared with the measurements at the slopes. Both measurement-systems allow a direct registration of the vertical temperature structure of the free valley atmosphere. It could be shown that slope measurements for single events may pretend an unrealistic vertical structure. Comparing the results of the various measuring systems for the one-week period of the tethered balloon-soundings, the influence of radiation on the slope measurement, especially during daytime is shown: At the measuring sites Bair (850m a.s.l.) and Talwiese (1000m a.s.l.; both exposed to the east), temperature records during morning and daytime hours respectively are biased to higher values; the Sportalm (1560m a.s.l., slope orientated towards the south) showed a positive deviation of temperature in the afternoon; on the other hand, Ahorn (1950m a.s.l.; exposed to northwest) is too cold during daytime. During nighttime, slope measurements showed a better agreement with the free atmosphere temperature structure. Due to uncertainties of the measurements and evaluation accuracies as well because of the influence of the surroundings on the measurements (especially because of the radiation during daytime) it is not possible to determinate exactly the vertical temperature structure by slope measurements for single events, however a qualitative evaluation of the vertical temperature structure can be done.

1 EINLEITUNG

Für die Interpretation der Vertikalstruktur der Talatmosphäre im Zillertal in Hinblick auf die Immissionsverhältnisse ist die Kenntnis der vertikalen Temperatur- und Windstruktur, insbesondere der Inversionsverhältnisse, von Bedeutung. Ergebnisse auf der Basis von Hangstationsmessungen, für die die monatsweise gemittelte vertikale Temperaturstruktur analysiert wurde, liegen bereits vor (KAISER 1989). Für eine detailliertere Charakterisierung der Vertikalstruktur der „freien Talatmosphäre“ und zur Ausschaltung von Ungenauigkeiten der Hangmessungen waren jedoch zusätzliche Messungen im Bereich der Talmitte erforderlich, welche mit zwei Meßsystemen (Fesselballon und SODAR) im Rahmen einer Meßreihe der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik durchgeführt wurden.

Im folgenden wird die Funktionsweise beider Meßsysteme kurz vorgestellt und für den Zeitraum der Fesselballonmessungen eine Analyse der Hangmessungen sowie ein Vergleich der Ergebnisse der Hangmessungen mit denen der Fesselballon- und SODAR-Messungen durchgeführt. (Auswertungen in Hinblick auf den horizontalen Schadstofftransport - insbesondere anhand der SODAR-Messungen - stehen derzeit noch in Bearbeitung.)

2 MESS-SYSTEME

2.1 Das Hangmeßnetz

Die Standorte der meteorologischen Hangstationen sind bei KAISER (1989) beschrieben. Änderungen ergaben sich durch die Auflassung der Talstation und die zusätzliche Installierung von Meßstellen in 1000m Seehöhe (Talwiese: steile, nach Osten hin abfallende, von Hochwald umgebene Wiese) und in 1720m Seehöhe (Sportalm: flach nach Süden in Richtung Sidanbach-Tal abfallender, von Jungwald - Baumhöhe ca. 2-3m - bewachsener Almboden).

2.2 Das SODAR-System

Das im Zillertal verwendete SODAR („sonic detection and ranging“ = Fernerkundung durch Schallwellen, Akustikradar) besteht aus drei trichterförmigen Antennen, von denen in abwechselnder Folge Schallimpulse ausgesandt werden. Eine der drei Antennen ist vertikal nach oben gerichtet, die beiden anderen im rechten Winkel angeordneten Antennen sind gegenüber der Vertikalen um 18° geneigt. Das Meßprinzip beruht darauf, daß der ausgesandte Schallimpuls von Inhomogenitäten in der Atmosphäre teilweise reflektiert wird. Die Antennen dienen auch als Empfangseinheit für das reflektierte Signal („monostatisches“ SODAR). Gemessen wird die Echointensität und die aufgrund eines zweifachen Doppler-Effekts infolge der Luftbewegung verursachte Frequenzverschiebung des reflektierten Signals.

Die Echointensität ist groß sowohl bei thermischer Turbulenz (also bei starker Konvektion bzw. guter Durchmischung der bodennahen Atmosphäre tagsüber), als auch bei hoher mechanischer Turbulenz (also bei großer Windscherung, die im allgemeinen in Verbindung mit nächtlichen Inversionen auftritt). Sie ist relativ klein bei geringer Turbulenz bzw. bei annähernd neutraler (adiabatischer) Schichtung der Atmosphäre. Aus der Frequenzverschiebung des reflektierten Signals und der Anordnung der Antennen läßt sich der drei-dimensionale Windvektor (also die Horizontal- und Vertikalkomponenten des Windes) bestimmen. Aus der bekannten Schallgeschwindigkeit und der Zeitdifferenz zwischen ausgesandtem und reflektiertem Schallimpuls kann auf den Höhenbereich geschlossen und so vertikale Echo- und Windprofile ermittelt werden. Echointensität und Streuung der Vertikalkomponente des Windes geben qualitative Hinweise auf die vertikale Schichtung der bodennahen Atmosphäre. Quantitative Messungen des vertikalen Temperaturgradienten sind mittels SODAR jedoch nicht möglich.

Das SODAR war von Juni bis November 1988 im Zillertal im Einsatz. Als Meßstandort wurde eine freie, ebene Wiese unmittelbar südlich von Kaltenbach (etwa 10km nördlich des Hangprofils) ausgewählt, da infolge der lokalen Gegebenheiten (relativ dichte Verbauung) nicht im Nahbereich des Profils gemessen werden konnte.

2.3 Das Fesselballonsystem

Das Fesselballonsystem besteht aus einem mit Helium gefüllten Ballon, der Meßsonde, einer Seilwinde und der Empfangsanlage. Während der Ballon steigt, mißt die Sonde alle 4 Sekunden Luftdruck, Temperatur, Luftfeuchtigkeit, Windrichtung und -geschwindigkeit und sendet die Meßwerte zur Empfangsanlage. Aus der Temperatur und dem Luftdruck läßt sich die Höhe des Ballons bestimmen. Das Fesselballonsystem erlaubt also eine Direktmessung der Vertikalverteilung der genannten meteorologischen Größen. Da ein Aufstieg etwa 30-45 Minuten dauern kann, können auch hier zeitliche Änderungen der Meßgrößen in die Vertikalprofile eingehen, was z.B. während starker Temperaturänderungen (Sonnenaufgang) von Bedeutung sein kann.

Die Fesselballonmessungen wurden während einer herbstlichen Schönwetterperiode von 19. bis 23.9.1988 am SODAR-Standort durchgeführt.

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

3.1 Fesselballonmessungen

Die Fesselballonmessungen wurden jeweils in den Morgenstunden aufgenommen. Obwohl der Ballon nachts abgedeckt wurde, war die Ballonhülle nach klaren Nächten (19. auf 20., 21. auf 22. und 22. auf 23.9) morgens durch Taubelag für einen Aufstieg zu schwer, sodaß an solchen Tagen erst unmittelbar nach Sonnenaufgang gestartet werden konnte. Solange die Ballonhülle nicht vollständig getrocknet war, waren die Steighöhen entsprechend niedrig. Dennoch konnten an Meßtagen nach klarer Nacht morgens Inversionen nachgewiesen werden (Abbildung 2: Aufstiege 10 bis 13, Abbildung 4: Aufstieg 32, Abbildung 5: Aufstiege 45 und 46). Bis etwa 11 Uhr war die Inversion an solchen Tagen in dem vom Ballon zugänglichen Höhenbereich aufgelöst. Infolge von Kaltluftabfluß von beschatteten Osthängen setzte meist schon gegen 16 Uhr - also noch vor Sonnenuntergang - Inversionsbildung ein (Abbildung 1 ab Aufstieg 7, Abbildung 2 ab Aufstieg 18, Abbildung 3 ab Aufstieg 29 und Abbildung 4 ab Aufstieg 39). Nach Nächten mit bedecktem Himmel nahm die Temperatur schon in den frühen Morgenstunden mit der Höhe ab: Am 19.9. (Abbildung 1) infolge der Restbewöl-

kung einer Störungsfront und am 21.9. (Abbildung 3) infolge von Nebel und Hochnebel; die Inversion, die sich am 20.9. abends gebildet hatte (Abbildung 2), mußte sich aufgrund des Nebels daher während der Nacht aufgelöst haben.

3.2 SODAR-Messungen

Abbildung 6 enthält eine vereinfachte Darstellung der Echointensität und der Streuung der Vertikalkomponente des Windes (Zeitraum: 19.-23.9.). Beide Größen erlauben eine qualitative Beurteilung des turbulenten Verhaltens der Atmosphäre. In Abbildung 7 ist zudem für denselben Zeitraum die vertikale Windstruktur (Windrichtung, also horizontale Komponente des Windvektors und Windgeschwindigkeit) dargestellt. Unterschieden wurden taleinwärts und talauswärts gerichtete Winde.

Aus Abbildung 6 ist jeweils ab etwa 9 Uhr deutlich die vom Boden her beginnende Inversionsauflösung erkennbar: Echointensität und Streuung der Vertikalkomponente des Windes (σ_w) hatten zunächst am Boden hohe Werte; die gut durchmischte Schicht wuchs vom Boden her und erfaßte bis zur Mittagszeit meist den gesamten vom SODAR erfaßten Höhenbereich. Inversionsauflösung und gute Durchmischung waren mit taleinwärts gerichteten Winden verbunden (Abbildung 7). Kurz nach 16 Uhr baute sich vom Boden her die Inversion neuerlich auf: Die Werte von σ_w wurden klein, die Echointensität nahm bei Zusammenbruch der Konvektion kurzzeitig ab, dann mit Aufbau der Bodeninversion vom Boden her wieder zu, was deutlich am 19., 21. und 22.9. jeweils um 16 Uhr zu sehen war (Abbildung 6); gleichzeitig drehte der Wind vom Boden her beginnend auf talauswärts gerichtete Richtung (Abbildung 7). Auffallend war, daß während der zweiten Nachthälfte die Echointensität wieder sehr klein wurde, obwohl die Inversion nach wie vor vorhanden war. Der Grund dafür dürfte sein, daß gleichzeitig der Talauswind zum Erliegen kam (siehe Darstellung der Windgeschwindigkeit in Abbildung 7). Offensichtlich war während der zweiten Nachthälfte das Inntal bereits soweit mit Kaltluft ausgefüllt, daß das weitere Ausfließen kalter Luft aus dem Zillertal stark behindert wurde.

Während der Nacht vom 20. zum 21.9. kam es infolge von Nebelbildung rasch zu Inversionsauflösung (jedenfalls in bodennahen Schichten). Die Inversionsauflösung war an der raschen Abnahme der Echointensität ab 22 Uhr deutlich erkennbar (Abbildung 6). Im Bereich der Nebelschicht kam auch der Talauswind rasch zum Erliegen (etwa ab Mitternacht, Abbildung 7); statt dessen traten in Bodennähe taleinwärts gerichtete

Windrichtungen - allerdings mit sehr geringer Geschwindigkeit - auf. Deutlicher Talauswind trat in dieser Nacht erst oberhalb von rund 350m über den Talgrund auf. Die geringen Windgeschwindigkeiten dürften auch der Grund sein, daß trotz Inversionsauflösung die σ_w - Werte die ganze Nacht hindurch klein blieben: Im Bereich des Nebels „ruhte“ die Luft.

Aus Abbildung 7 ist weiters ersichtlich, daß in Bodennähe die Windgeschwindigkeiten meist sehr klein waren. Insbesondere während der Nacht traten Windgeschwindigkeiten von mehr als 1m/s oft erst oberhalb von rund 100m über Talgrund auf. Das deutet darauf hin, daß Windmessungen am Talboden nur sehr begrenzt Aussagen über den horizontalen Lufttransport ermöglichen. Auch die Gegenüberstellung mit dem in der Ramsau gemessenen Wind zeigt, daß dort - wenige Stunden tagsüber ausgenommen - Windstille herrschte.

Auf Grund der vorliegenden Messungen kann festgestellt werden, daß die SODAR-Messungen - neben exakten vertikalen Windprofilen - gute Informationen über die tagsüber herrschenden thermischen Turbulenzen liefern können. Der abendliche Inversionsaufbau war deutlich an den Parametern Echointensität und σ_w erkennbar. Nächtliche Messungen bei Windgeschwindigkeiten $<1\text{m/s}$ sind nur mit meteorologischer Erfahrung interpretierbar: Die Echointensität wird in solchen Fällen trotz Existenz einer Inversion klein; bei Nebel blieb der σ_w -Wert trotz Inversionsauflösung klein (letzteres ist jedoch physikalisch plausibel, da bei Windstille und Nebel keine Vertikalbewegungen auftreten, die Luft „ruht“).

3.3 Hangmessungen

Während der Fesselballonmessungen wurden die Hangprofilstationen täglich aufgesucht, Kontrollmessungen durchgeführt und die lokalen Verhältnisse studiert. Vielfach läßt sich schon aus den Registrierkurven der Einfluß der Umgebung auf die Temperatur erkennen (markant am Beispiel der Station *Bair*; Abbildung 8): Die Temperaturkurve zeigte nach Sonnenaufgang, wenn der Osthang voll von der Einstrahlung getroffen wurde, einen raschen Temperaturanstieg (besonders am 18. und 19.9.). Ein Vergleich mit Abbildung 7 zeigt, daß zu dieser Zeit die Windgeschwindigkeit sehr klein (unter 1m/s) war. Ab etwa 9 bis 10 Uhr nahm die Windgeschwindigkeit 300m über Talgrund (was etwa der Höhe der Station *Bair* entspricht) auf 2-3m/s, teilweise bis 5m/s, zu. Der Wind verhinderte ein weiteres Aufheizen des Hanges, die Temperaturkurve ging zurück. Denkt man sich anstelle der gemessenen „Zacke“ einen linearen Temperaturanstieg

zwischen 8 und 10 Uhr, läßt sich abschätzen, daß infolge der starken Besonnung, verbunden mit schwachem Wind, die Temperatur an der Station Bair kurzzeitig um 1-2°C höher gewesen sein dürfte als bei starkem Wind, als die hangnahe Luftschicht weniger „Eigenleben“ entwickeln konnte. Deutlich ist an der Kurve auch der Temperatursturz zu erkennen, der eintat, sobald der Hang beschattet wurde (ab etwa 15.30 Uhr).

Sogar an der sehr exponierten Station *Arbiskopf* läßt sich aus der Registrierkurve der Einfluß der Umgebung auf die Temperatur nachweisen. Abbildung 9 enthält eine Gegenüberstellung der an Tagen mit Schlechtwetter (16., 17. und 18.9.) registrierten Temperaturkurve und jener bei windschwachem Schönwetter: Bei bedecktem Himmel und teilweise starkem Wind traten kaum Temperaturänderungen auf. Demgegenüber wurden bei Schönwetter tagsüber kurzzeitige Temperaturschwankungen bis 2°C, die auf Wechselwirkungen zwischen der von den Hängen beeinflussten Luft (z.B. Thermikblasen bei starker Einstrahlung) und der freien Atmosphäre zurückzuführen sein dürften, nachgewiesen.

Abbildung 10 enthält exemplarisch für den Zeitraum vom 19.9. (17 Uhr) bis 21.9. (6 Uhr) eine Darstellung der von den *Hangstationen* gemessenen Temperaturen (Stundenmittelwerte) in Abhängigkeit von der Höhe der Stationen: Ab 20 Uhr (19.9.) erreichte die sich vom Talgrund her aufbauende Inversion das Hangprofil (Abbildung 10a). Der Zeitraum der Inversionsauflösung ist in Abbildung 10b dargestellt, Abbildung 10c zeigt eine neuerliche Inversionsbildung. An den vertikalen Temperaturprofilen ließ sich der Einfluß der Strahlung deutlich erkennen: Infolge der oben diskutierten morgendlichen Erwärmung an der Station Bair verstärkte sich zwischen den Stationen Ramsau und Bair nach Sonnenaufgang die vertikale Temperaturzunahme (Abbildung 10b), obwohl sich die Inversion vom Boden her auflösen sollte (vergleiche Abbildung 2 [Fesselballon] und Abbildung 7 [SODAR]). An der ebenfalls an einem Osthang gelegenen, aber durch umliegenden Hochwald besser als Bair geschützten Station Talwiese blieb die Temperatur bis Sonnenuntergang (im Bereich der Station nahe 17 Uhr) zu hoch und täuschte eine Inversion vor (Abbildung 10b; aus den Fesselballon- und SODAR-Profilen war ersichtlich, daß sich die Inversion aufgelöst hatte); die an einem Südhang gelegene Station Sportalm war etwa ab Mittag bis nahe 20 Uhr (Sonnenuntergang im Stationsbereich) zu warm (Abbildungen 10a-c). Nachts zeigten die vertikalen Temperaturprofile einen wesentlich gleichmäßigeren Verlauf. Ledig-

lich an der Station Ahorn dürften zu niedrige Temperaturen gemessen worden sein (Abbildung 10a).

Besonders soll noch auf den vertikalen Temperaturverlauf während der Nacht vom 20. zum 21.9., als Nebel einfiel, hingewiesen werden (Abbildung 10c): Zunächst war ab etwa 18 Uhr die vom Boden ausgehende Abkühlung deutlich erkennbar; um 22 Uhr war die Station Ramsau kälter als die Station Bair; infolge der Nebelbildung begann nach 22 Uhr die Temperatur am Talboden wieder zu steigen, die Inversion löste sich vom Boden her auf. Ein Temperatursprung (Inversion) um rund 2°C konnte nur mehr anhand der Kontrollmessungen tagsüber im Bereich der Nebelobergrenze (in ca. 1800m) erfaßt werden.

3.4 Vergleich der Meßsysteme

Abbildung 11 enthält eine Gegenüberstellung jener Zeiträume, für die die verschiedenen Meßsysteme Inversionen im Bereich des Zillertales vermuten lassen. Unsicherheiten bei der Beurteilung der Fesselballonmessungen ergaben sich durch die nächtliche Unterbrechung der Messungen. Wurden allerdings vor 22 Uhr und nach 8 Uhr Inversionen festgestellt, konnten diese auch für die Nachtstunden angenommen werden; in Abbildung 11 sind derartige Zeiträume durch eine strichlierte Linie kenntlich gemacht. Infolge von Nebelbildung kam es in der Nacht vom 20. auf 21.9. zur Inversionsauflösung. Am 21.9. wurde während des ersten Aufstiegs um 8.40 Uhr keine Inversion mehr registriert, der genaue Zeitraum der nächtlichen Inversionsauflösung läßt sich aber nicht bestimmen.

Für die SODAR-Messungen wurde zwischen den Parametern Echointensität und Streuung der Vertikalkomponente des Windes („ σ_w “) unterschieden. Mit Ausnahme der Meßnacht von 20. auf 21.9. (Nebel) erwies sich der Parameter σ_w als guter Indikator für Inversionen: Die Zeiträume mit niedrigen σ_w -Werten entsprachen nahezu jenen der Fesselballonmessungen.

Bei der Betrachtung der Hangstationen ergaben sich Unterschiede, je nachdem, ob die Station Talwiese mit einbezogen wurde oder nicht, da an dieser Station durch die Strahlungsverhältnisse und den umliegenden Hochwald die Temperatur tagsüber generell als zu hoch im Vergleich zu den Fesselballonmessungen registriert wurde. Das Hangprofil erfaßte zudem den Beginn des Inversionsaufbaues um rund vier Stunden zu spät: Erstens, weil die Inversion anfangs noch so seicht war, daß sie von der Station Bair (Höhendifferenz zum Talboden 250m) noch nicht erfaßt werden konnte. Zweitens, weil die Luft zunächst

am beschatteten Osthang und erst in weiterer Folge am später beschatteten Talboden abkühlte. Sobald der Osthang in den Schatten geriet (das war im Bereich der Station Bair schon um etwa 15.30 Uhr der Fall), befand sich die Station Bair im Einfluß der sich abkühlenden, zum Talboden hin abfließenden und so die Inversion bildenden kalten Luft. Bair und Talboden befanden sich also zunächst in derselben kalten Luft. Erst als die Inversion hinreichend mächtig und intensiv ausgebildet war, konnte sie von den Stationen Ramsau und Bair und später auch von den höhergelegenen Stationen erfaßt werden.

Zusammenfassung

Im Rahmen der meteorologischen Messungen im Zillertal wurden im Sommer 1988 zusätzliche Messungen mit einem SODAR-Gerät und einem Fesselballon durchgeführt und die Meßergebnisse mit jenen der Hangmessungen verglichen. Beide Meßsysteme ermöglichen eine direkte Erfassung der Vertikalstruktur der freien Talatmosphäre. Es konnte aufgezeigt werden, daß Hangmessungen im Einzelfall ein unrealistisches Bild der vertikalen Temperaturverteilung vermitteln können: Ein Vergleich der Ergebnisse der verschiedenen Meßsysteme zeigte, daß die an einem Osthang befindlichen Stationen Bair (850m) und Talwiese (1000m) vormittags bzw. tagsüber, die an einem Südhang gelegene Station Sportalm (1560m) nachmittags bis zum Sonnenuntergang zu hohe Temperaturen ergaben. An der Station Ahorn (1950m; Nordwesthang) wurden hingegen tagsüber zu niedrige Temperaturen gemessen. Weiters zeigte sich, daß die Hangstationen die vertikale Temperaturschichtung nachts exakter erfassen als tagsüber.

Aufgrund der vorgegebenen Meß- und Auswertegenauigkeit sowie des Einflusses der Umgebung auf die Temperaturmessungen (insbesondere infolge der Strahlungsverhältnisse tagsüber) ist insbesondere für Einzelfälle eine exakte Bestimmung des vertikalen Temperaturgradienten aus den Hangmessungen nicht möglich, wohl aber (aufgrund der Kenntnis der Charakteristika der Meßstellen) eine qualitative Beurteilung der vertikalen Temperaturstruktur bzw. der Durchmischung der Talatmosphäre.

LITERATUR

KAISER A. 1989. Die vertikale Temperaturstruktur der Atmosphäre im Zillertal.- *Phyton* 29 (3), 49-61.

Legende zu den Abbildungen 1-5:

Die Fesselballonaufstiege sind mit fortlaufender Nummer gekennzeichnet. Für jeden Aufstieg werden angegeben:

Zeitdauer;

Bedeckungsgrad

○: wolkenlos

●: Himmel zur Gänze mit Wolken bedeckt

◐: Himmel zur Hälfte mit Wolken bedeckt usw.

Wettererscheinungen

☁: Dunst

☁: Nebel

☁: Hochnebel

Abb.1: Vertikale Temperaturprofile, gemessen mit Fesselballon (19.9.1988)

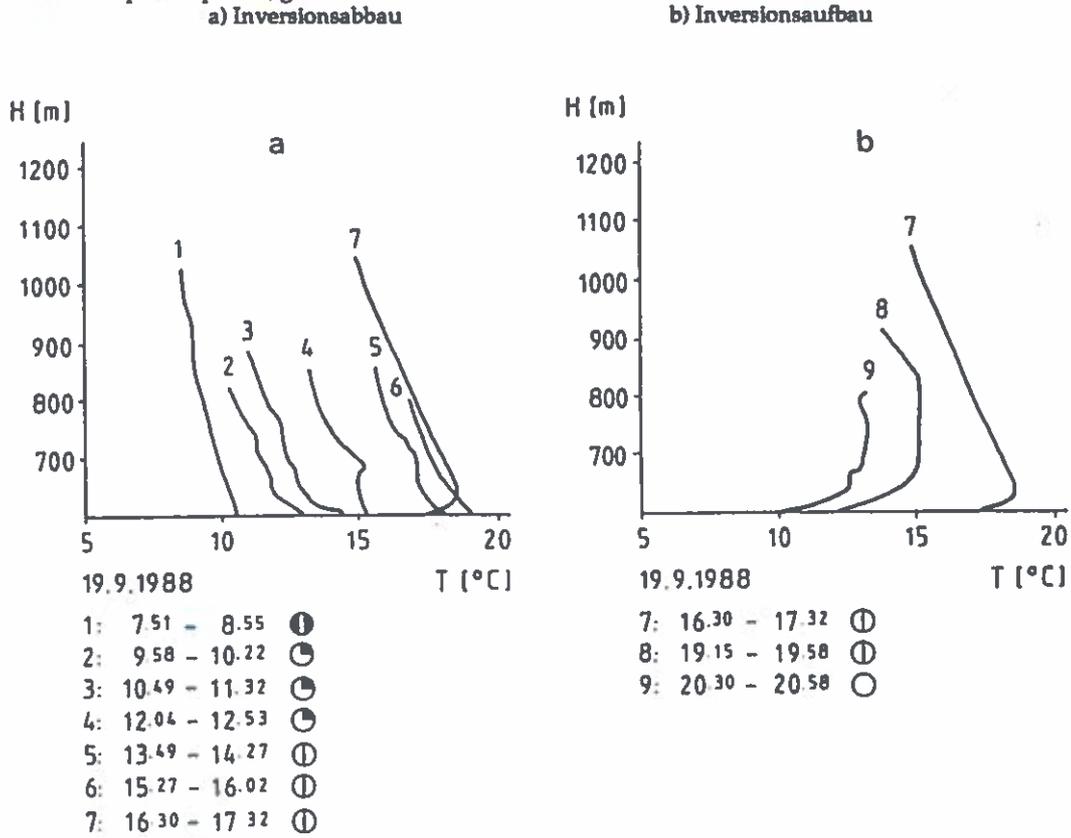


Abb.2: Vertikale Temperaturprofile, gemessen mit Fesselballon (20.9.1988)

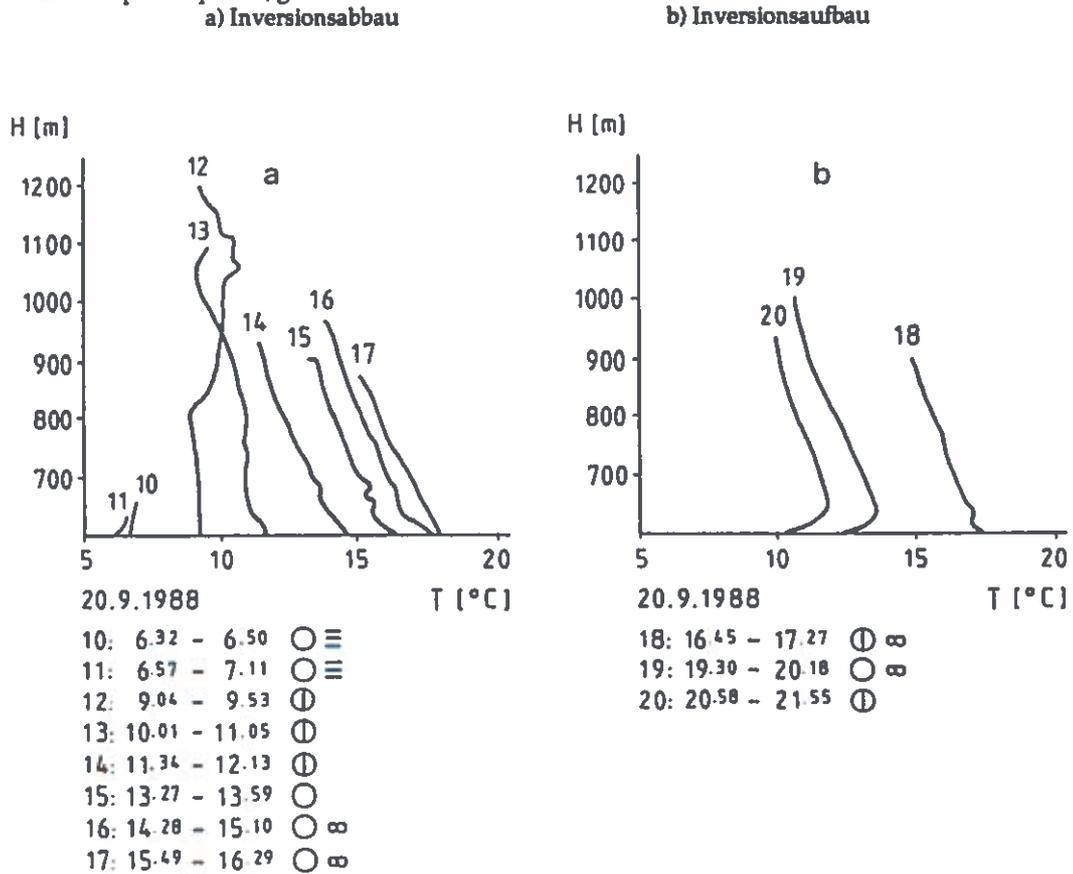


Abb.3: Vertikale Temperaturprofile, gemessen mit Fesselballon (21.9.1988.)

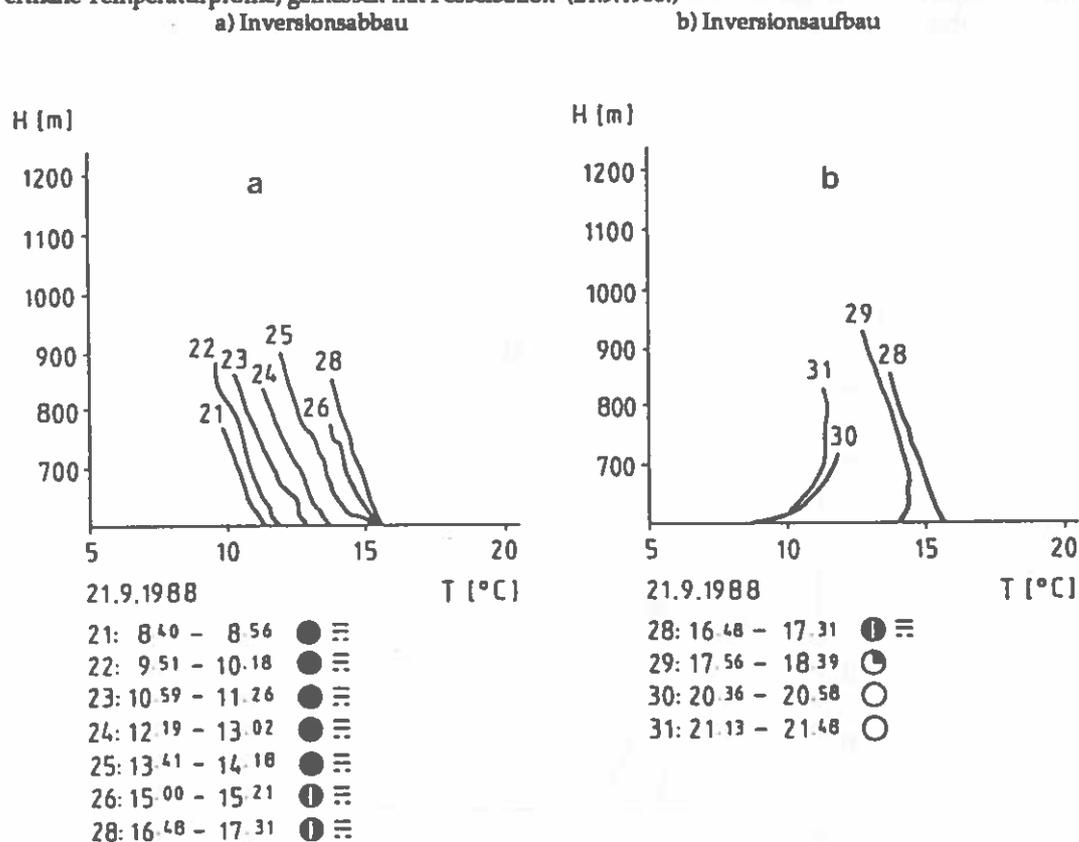


Abb.4: Vertikale Temperaturprofile, gemessen mit Fesselballon (22.9.1988)

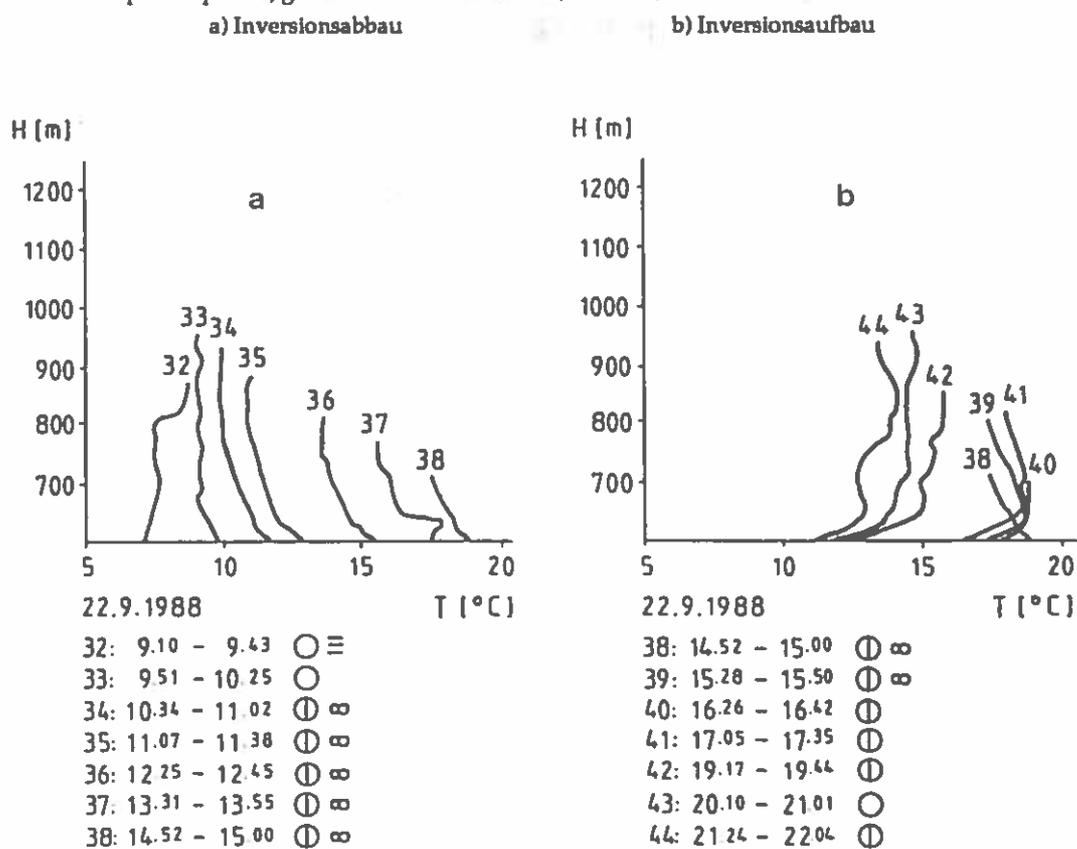


Abb.5: Vertikale Temperaturprofile, gemessen mit Fesselballon (23.9.1988)
a) Inversionsabbau

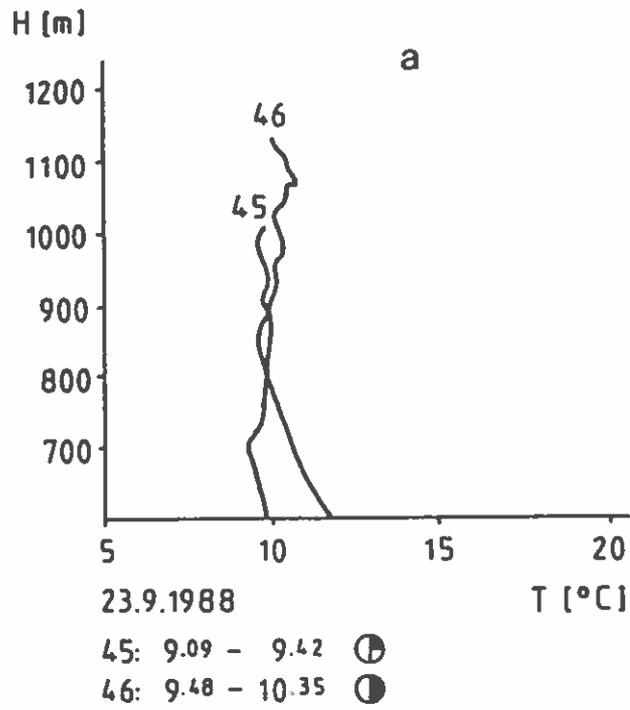


Abb.6: Vertikalprofile der Echointensität und der Streuung der Vertikalkomponente des Windes (σ_w) [cm/s] gemessen mittels SODAR in Abhängigkeit von der Uhrzeit (vereinfachte Darstellung)
 Meßbereich SODAR -----

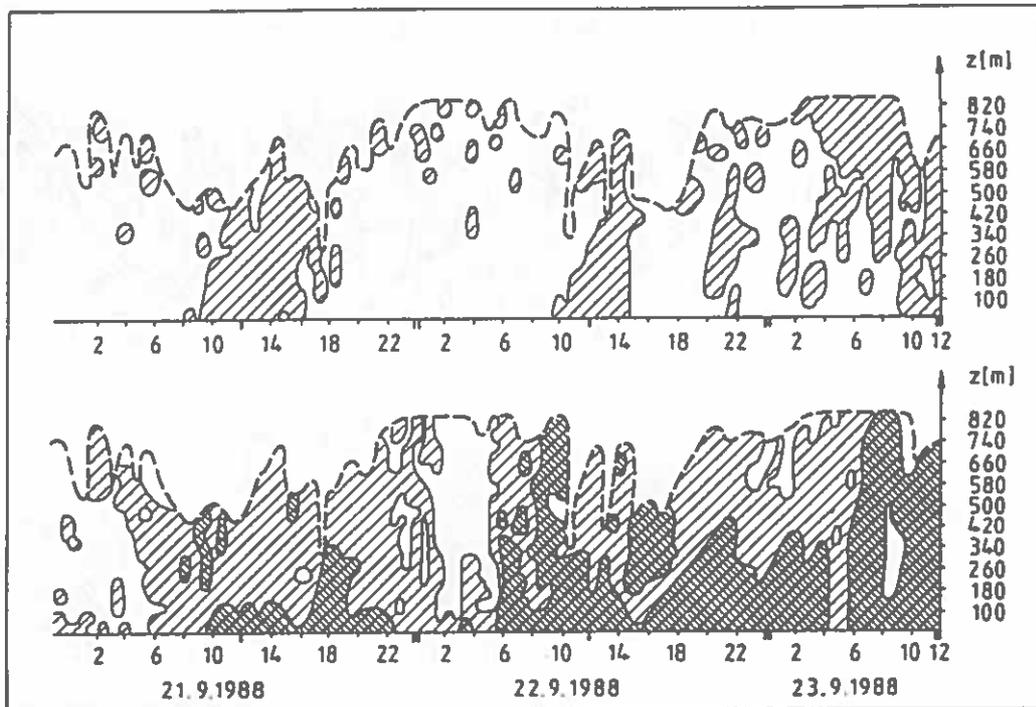
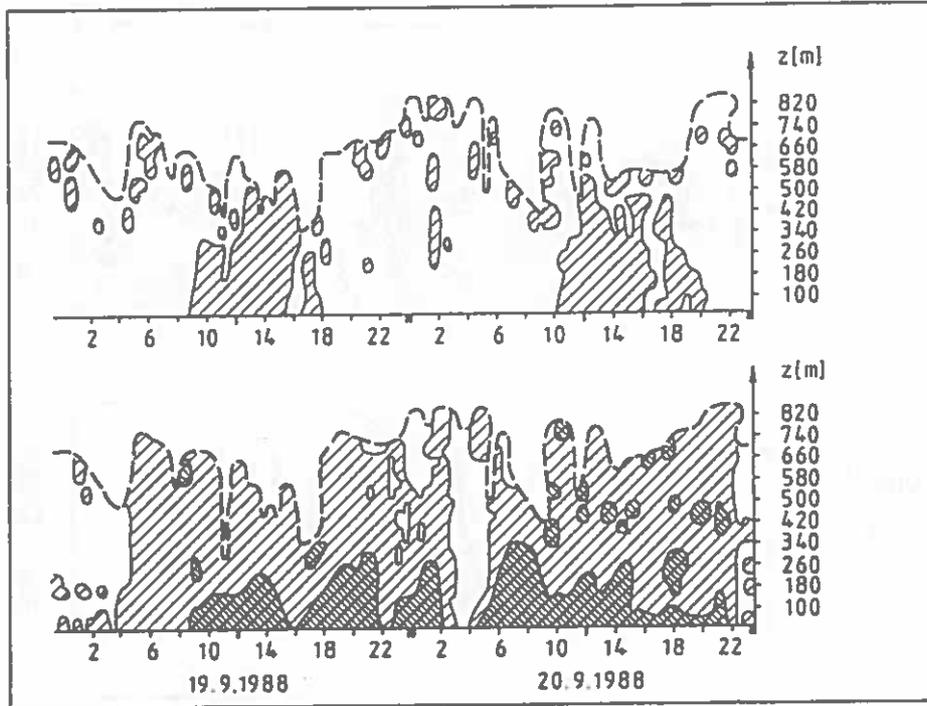
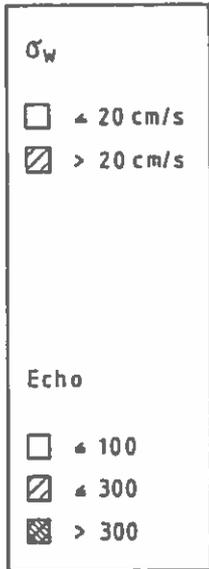


Abb.7: Vertikalprofile von Windgeschwindigkeit [m/s] und Windrichtung gemessen mittels SODAR in Abhängigkeit von der Uhrzeit (vereinfachte Darstellung) und Wind an der Station Ramsau
 (C: Windstille; δ: Nordwind, 1m/s; π: Ostwind, 2m/s usw.)
 Meßbereich SODAR -----

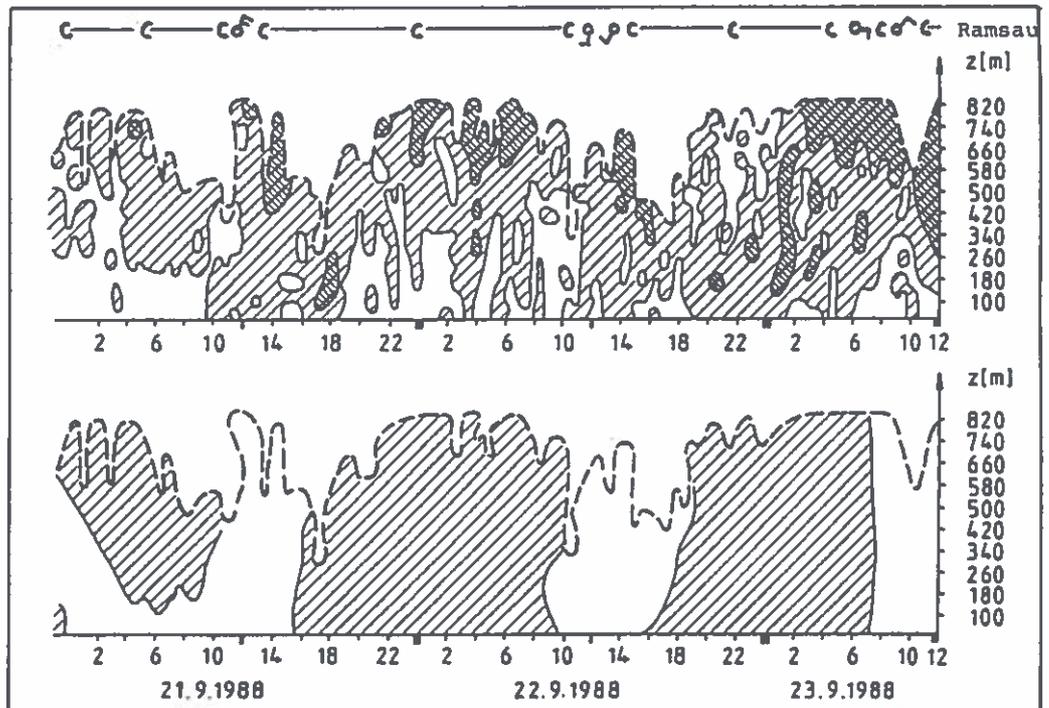
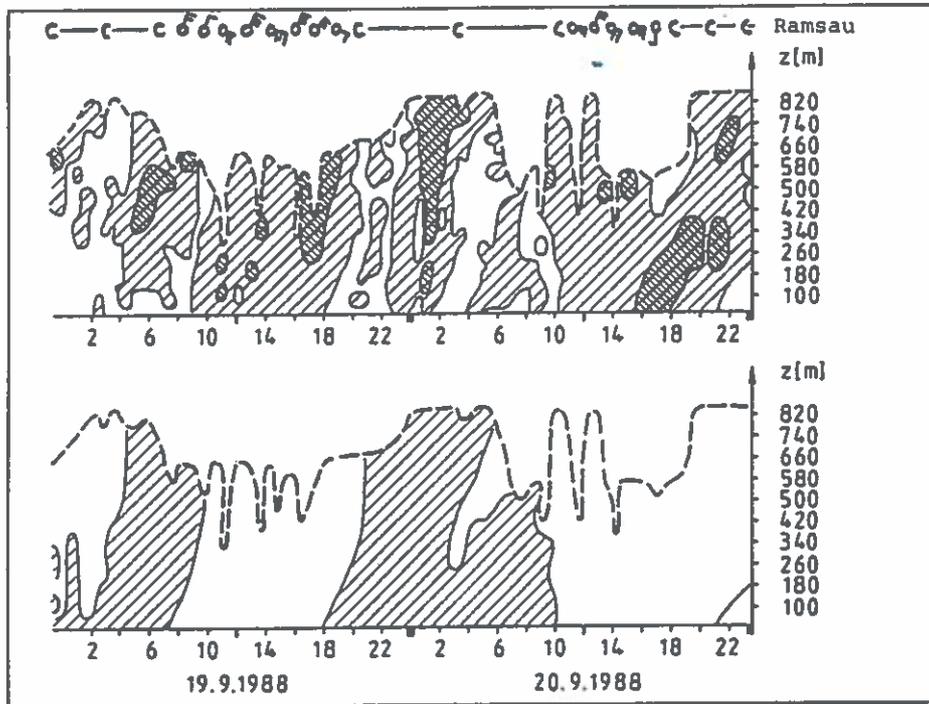
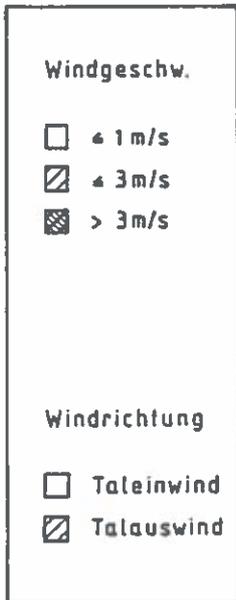


Abb.8: Temperaturregistrierkurve Bair (18.9. - 21.9.1988)

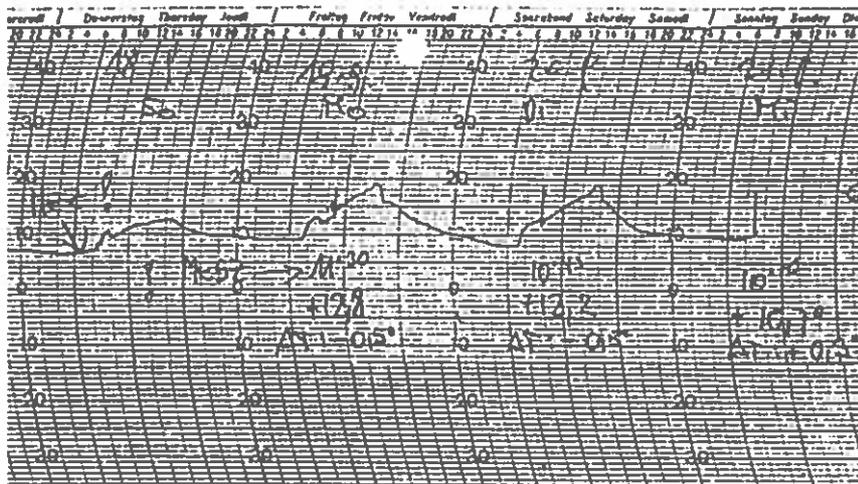
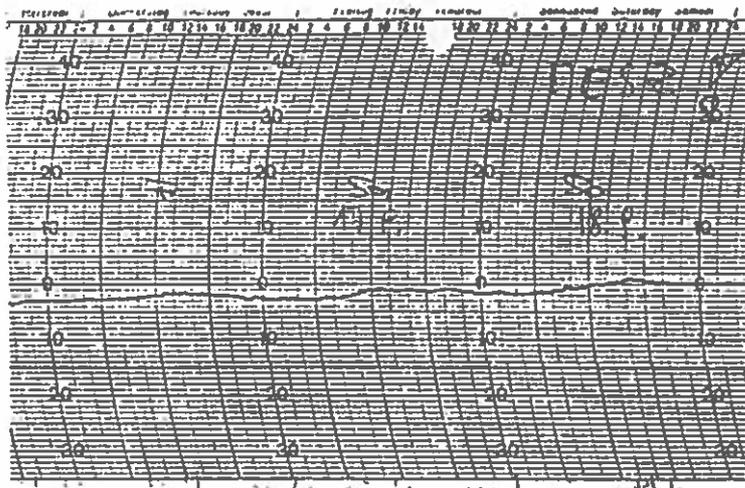


Abb.9: Temperaturregistrierkurve Arbiskopf (16.9.-18.9. / 19.9. - 21.9.)

- a) Schlechtwetter (bedeckter Himmel, zeitweise starker Wind)
- b) Schönwetter

a



b

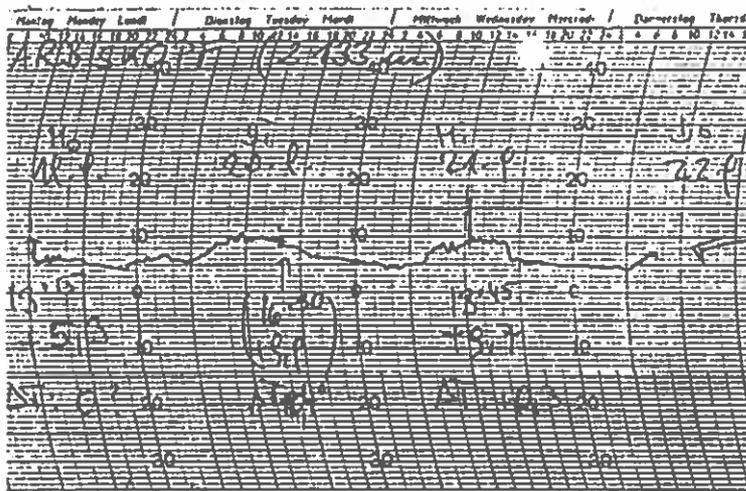


Abb.10: Stündliche vertikale Temperaturprofile, gemessen an den Stationen des Höhenprofils Zillertal

a) Nacht von 19. zum 20.9.88 (Inversionsaufbau)

b) 20.9.88 (Inversionsabbau)

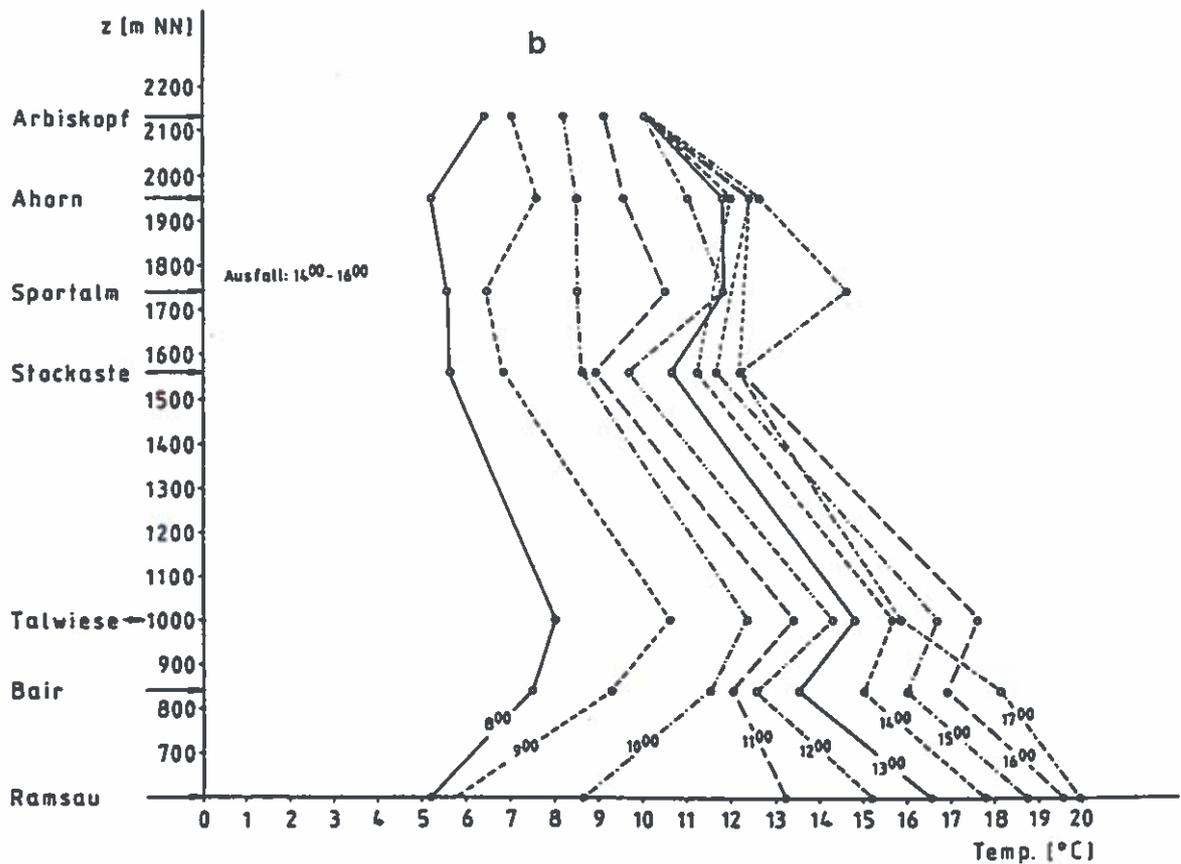
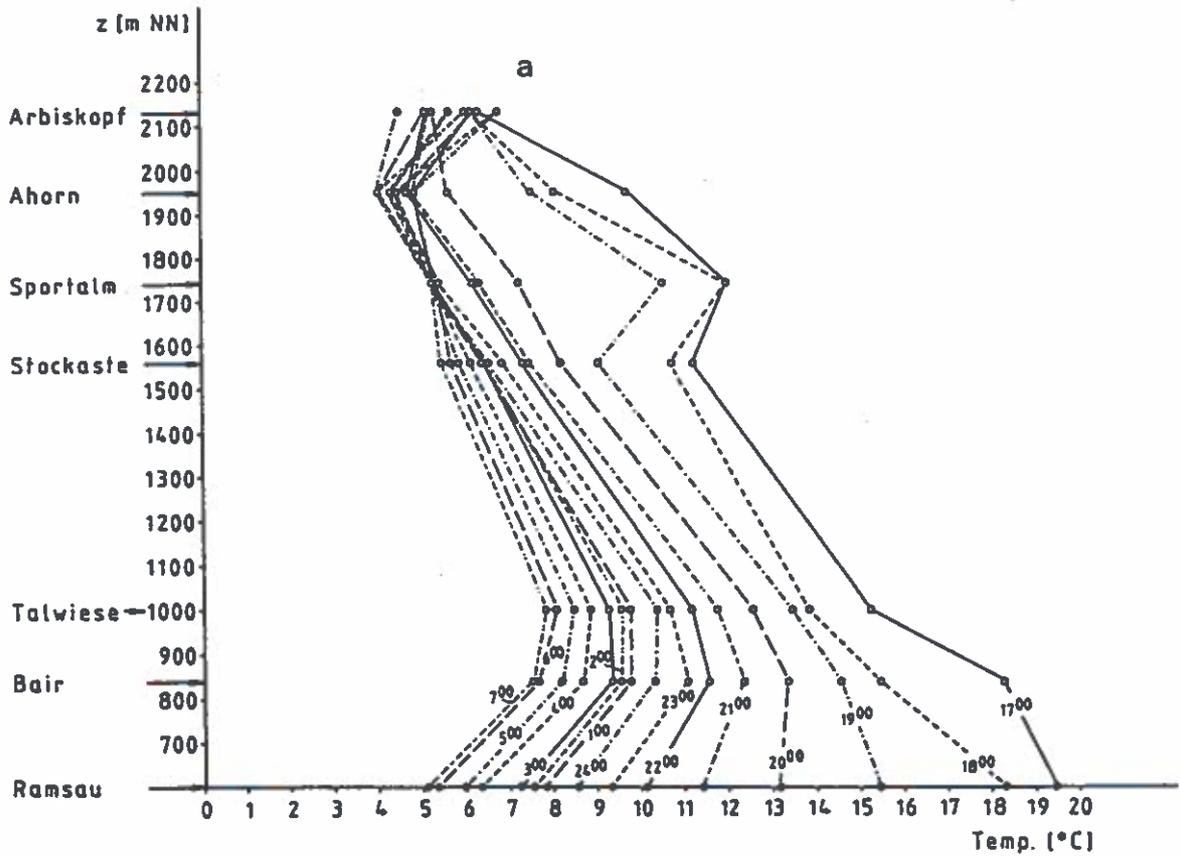


Abb.10: Stündliche vertikale Temperaturprofile, gemessen an den Stationen des Höhenprofils Zillertal
 c) Nacht von 20. zum 21.9.88 (Inversionsaufbau, dann Inversionsabbau infolge von Nebel)

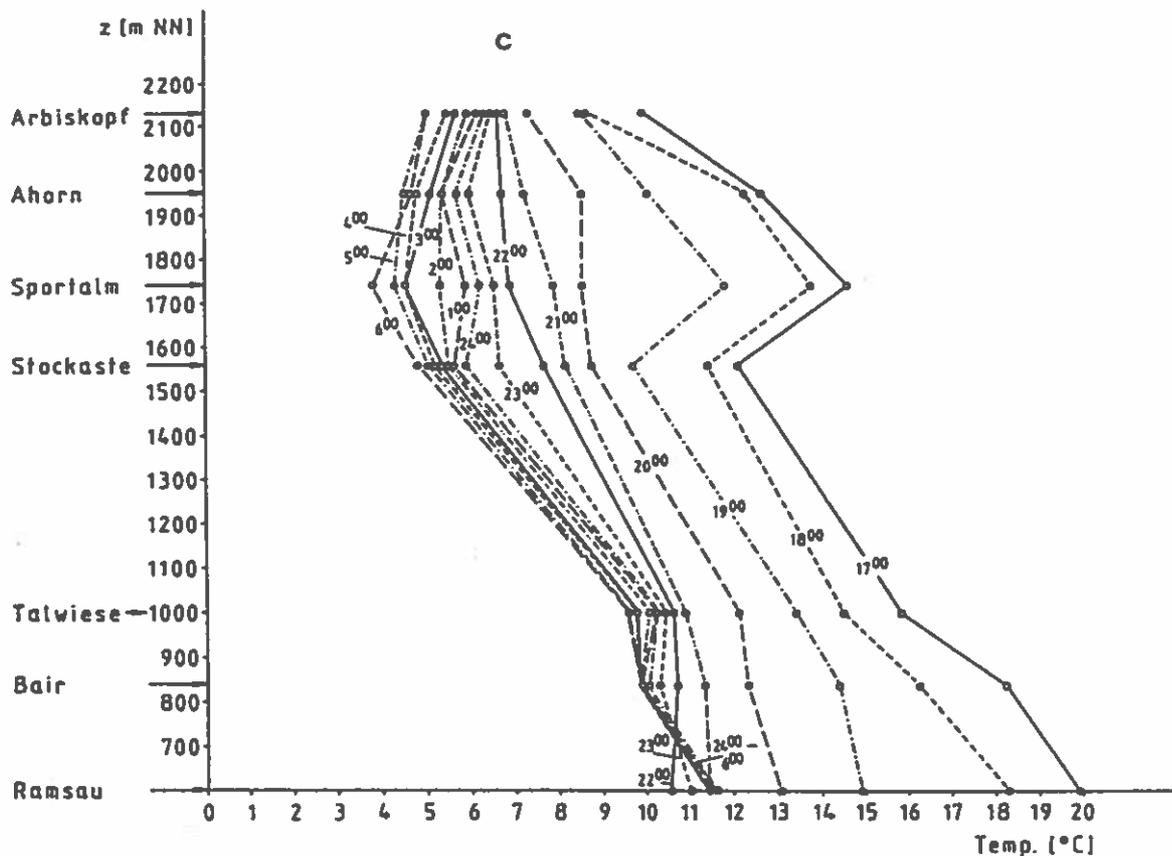
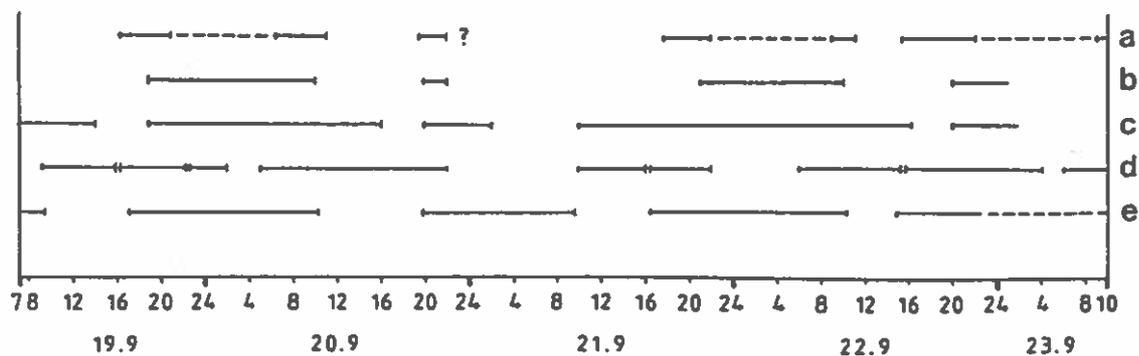


Abb.11: Zeiträume, für die die verschiedenen Meßsysteme Inversionen vermuten lassen



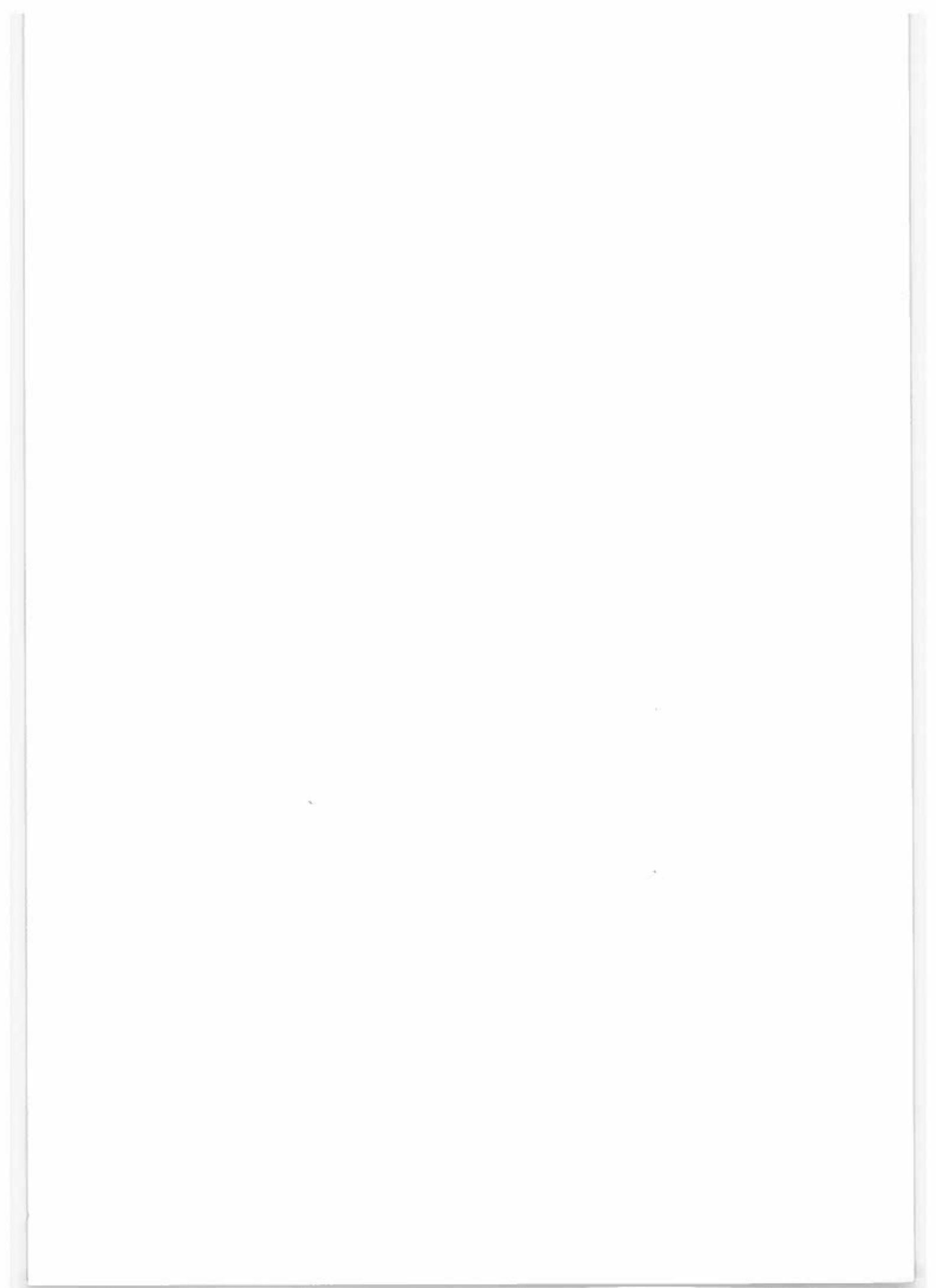
a Fesselballon

C Höhenprofil mit Talwiese

e Sodar $\sigma_w < 20\text{cm/s}$

b Höhenprofil ohne Talwiese

d Sodar Echo > 300



Vergleich chemischer Analysendaten von Pflanzen und Böden an drei Waldstandorten am Höhenprofil Zillertal

G. Karrer und F. Mutsch

Institut für Standortkunde
Forstliche Bundesversuchsanstalt

Keywords: Forest ground cover, plant analysis, soil analysis.

Abstract

Comparison of plant and soil analysis data at three forest sites at the Altitude Profile Zillertal: At three permanent plots from different altitudes in the Zillertal soil samples and corresponding samples of +/- dominant plant species were taken in early summer and in autumn 1984; thus different phenological stages of species and organs of varying degrees of maturation could be taken into account. The seasonal variation of soil properties proved to be negligible in contrast to lateral variation. Nutrient contents of the plants were not correlated to chemical soil properties, but nutrient contents of plants largely depended on the respective mechanisms for the uptake and storage of minerals typical for each plant family. For the analysis of the nutrient contents very distinct sampling strategies with respect to different developmental stages of the assimilating organs are required. These phenological aspects have to be taken into account for the interpretation of the analysis data.

1 EINLEITUNG

Über den Gehalt von Nährstoffen und Spurenelementen in Pflanzenarten der Krautschicht und Moosschicht von Wäldern und über die Variabilität der Werte in Abhängigkeit von Höhenstufen, phänologischem Stadium, ausgewählten Organ- oder Bodenkennwerten (inkl. Humusaufgaben) gibt es noch wenig Erfahrungen. Deshalb wurden am Höhenprofil Zillertal in der Umgebung der vegetationskundlichen Dauerbeobachtungsflächen (GLATTES et al. 1985) Pflanzenproben verschiedener systematischer Zugehörigkeit zu zwei Terminen gewonnen. Die Proben wurden stichprobenartig aus dem gesamten Pflanzenreich ausgewählt und repräsentieren somit die wichtigsten Familien des Höhenprofils. Zu denselben Terminen wurden jeweils auch Bodenproben gewonnen.

Auf der Basis der Nährstoffanalysen sollten Aussagen über den ökologischen Zustand der Standorte und erweiterte bzw. präzisiertere Interpretationsansätze über die Zusammenhänge zwischen Elementgehalten von Pflanzen und Bodendaten ermöglicht werden. Darüber hinaus sollte

die Bedeutung einzelner Pflanzenarten (oder Familien) als Zeiger für bestimmte bodenkundliche Merkmale festgestellt werden.

Das Höhenprofil Zillertal bildete für dieses Vorhaben nur den kleineren Teil des Forschungsansatzes und diente als Vorversuch. (Bei Einbeziehung von zwei Nord-Süd-Profilen - sog. „Diagnoseprofilen“ - zwischen Böhmischer Masse und Alpenrand, [vgl. FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT WIEN 1990] mit 24 zusätzlichen Probenahmestellen wären die hier behandelten Daten besser interpretierbar; die Veröffentlichung und Interpretation der Daten des Gesamtprojektes ist für einen späteren Zeitpunkt vorgesehen.)

2 MATERIAL UND METHODIK

Lage der Probeflächen

Eine ausführliche Beschreibung der Geographie, Geologie, Geomorphologie und Klimaverhältnisse des Höhenprofils wurde von GLATTES et al. (1985) gegeben.

Die drei ausgewählten Probenahmestellen liegen in der Zone des atlantisch-zentralalpiner Klimatyps, woraus sich die deutliche Podsolierungstendenz der durchwegs silikatischen Böden erklärt. Alle Probeflächen unterliegen einem langdauernden menschlichen Einfluß (MAJER 1989).

Probefläche 9 (850m, untermontan) liegt noch im Bereich der inneralpiner submontanen Laubwaldstufe, wo sich Waldreste nur mehr in landwirtschaftlich nicht mehr nutzbaren Relieftteilen halten konnten. In der Baumschicht dominieren neben der eingebrachten Fichte Winterlinde, Stieleiche und Bergahorn. Durch die Nachbarschaft von Gehölzen und gedüngten landwirtschaftlichen Flächen ist der Nährstoffeintrag hoch, woraus sich die Dominanz von Stickstoffzweigern in der Kraut- und Strauchschicht erklärt.

Auf der *Probefläche 5* (1200m, mittelmontan) sind Fichten-Tannen-Mischwälder die potentielle Waldgesellschaft. Das aktuelle Bestandesbild zeigt noch den Einfluß von Streurechen und Schneitelung vergangener Jahrzehnte. Die Tanne ist dadurch praktisch verschwunden.

Probefläche 1a (1730m, tiefsubalpin) liegt bereits an der Grenze zwischen hochmontanen Fichten(-Lärchen)-Wäldern und subalpinen Fichten(-Zirben)-Wäldern. Aktuell sind aufgrund ehemaliger starker Beweidung und Schwendung Nardion-Gesellschaften mit Zwergstrauchheiden (*Rhododendron ferrugineum*) und einzelnen Individuen von Fichte, Zirbe und Lärche mosaikartig verflochten.

Auswahl der Pflanzenarten, Probenwerbung und -analysen

Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen richtete sich nach EHRENDORFER (1973). Die ausgewählten Pflanzenarten sollten folgende Kriterien erfüllen:

- durch die Auswahl von Arten aus möglichst vielen verschiedenen Familien eine Übersicht bieten,
- ökologisch von Bedeutung sein (dominante Arten),
- möglichst häufig vorkommen und
- in ausreichender Menge vorhanden sein.

Um die phänologisch unterschiedlichen Entwicklungsphasen der Arten zu berücksichtigen, wurden die Probenahmen Anfang Juli und Mitte September 1984 durchgeführt. Dies hatte gleichzeitig Auswirkung auf die Auswahl der gesammelten Pflanzenorgane.

Es wurden Organe mit überwiegendem Assimilationsgewebe (Blätter, grüne, zarte Sprossachsen) gesammelt. Da sich diese an den jeweiligen

Pflanzenarten zu verschiedenen Zeitpunkten entwickeln und unterschiedlich lange erhalten bleiben (sommergrüne, wintergrüne, immergrüne Beblätterung), mußte soweit wie möglich differenziert beprobt werden. Einen Überblick über die Artenauswahl, die Beprobungstermine und die beprobten Organe gibt Tabelle 1. Die systematische Zuordnung zu Pflanzenfamilien und Wuchsformengruppen (vorwiegend nach blattmorphologischen Kriterien) sind in Tabelle 2 festgehalten.

Der naßchemische Aufschluß der Pflanzen erfolgte mit einem Gemisch von Salpetersäure und Perchlorsäure (5+1) bei 180°C. Analysiert wurden die Hauptnährstoffe P, K, Ca und Mg, die Spurenelemente Fe, Cu, Mn und Zn sowie Al.

Bodenbeprobung und -analyse

Um eventuelle jahreszeitliche Schwankungen im Bodenchemismus zu erfassen, wurde die Bodenbeprobung zu denselben Terminen wie die Pflanzenbeprobung vorgenommen. Neben dem pH-Wert, dem N-Gehalt und dem C/N-Verhältnis sowie der Korngrößenverteilung wurden im Säureaufschluß die Makroelemente P, K, Ca, Mg und die Spurenelemente Mn, Cu, Zn, Co, Cr, Ni, Pb und Cd analysiert. Im B-Auszug wurden K, Ca, Mg, Fe, Mn, Al, H, Kationenaustauschkapazität (KAK), Basensumme (S-Wert) und Basensättigung (V-Wert) bestimmt. Sämtliche Bodenanalysen wurden nach den einschlägigen ÖNORMEN durchgeführt.

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Chemische Pflanzenanalysen

Die Tabellen 3, 4 und 5 enthalten die Analysenwerte aller Pflanzenarten zu beiden Probenahmeterminen.

Für die Frühsommerbeprobung lagen insgesamt 23, für den Herbstbeginn 28 Analysen vor. Als einzige Art konnte *Vaccinium myrtillus* (Heidelbeere) auf allen Probeflächen zu beiden Terminen geerntet werden. Die Vielzahl der Variablen (2 Probenahmeterminen, 3 Standorte bzw. Höhenstufen, 11 systematische Gruppen [Familien] mit zudem ungleicher Verteilung über die Standorte und Termine, Beerntung unterschiedlich alter Organe derselben Art zu verschiedenen Terminen) ließen eine sinnvolle statistische Behandlung der Ergebnisse nicht zu. Einige grundlegende Aussagen lassen sich dennoch machen.

Die *Moose* zeigten nur auf Fläche 5 deutlich zunehmende Gehalte der Hauptnährelemente P, K, Ca, Mg vom Frühsommer zum Herbst hin. Bei

den Mikronährelementen wiesen lediglich Mn und Zn eine deutliche Abnahme der Gesamtgehalte auf; bei den anderen Schwermetallen nahmen die Konzentrationen nur wenig ab. Auffallend waren die überdurchschnittlich hohen Cu-Gehalte. Diese waren - neben den ebenfalls relativ hohen Fe-Gehalten - bemerkenswert, da die Moose im allgemeinen ihre Nährstoffe nur aus den obersten Bodenschichten beziehen.

Die Flechten waren nur durch eine einzige Probe von *Cetraria islandica* repräsentiert. Der hohe Anteil an Gerüstsubstanzen erklärt die durchwegs niedrigsten Nährelementgehalte dieser Probe.

Die erfaßten Farne wiesen allgemein eine deutliche Zunahme der Hauptnährstoffgehalte zum Herbst hin auf; lediglich die Ca-Gehalte blieben im Vergleich mit anderen systematischen Gruppen zurück. Hinsichtlich des Gehaltes an Mikronährelementen ergaben sich keine nennenswerten Veränderungen.

Als einziger Vertreter der *Ranunculaceae* wurde *Actaea spicata* (Christophskraut) beprobt; die Analysenwerte wiesen keine Besonderheiten auf.

Die als Indikator für den Humuszustand wichtige Art *Oxalis acetosella* (Sauerklee, *Oxalidaceae*) zeichnete sich ebenfalls aus durch eine deutliche Zunahme der Hauptnährstoffe in den Blättern zum Herbsttermin. Dies gilt auch für die Fe- und Al-Gehalte, nicht aber für die deutlich abnehmenden Mn-Gehalte.

Stärker repräsentiert waren die *Ericaceae* aus der Gattung *Vaccinium*. Die Vertreter dieser Familie stachen durch deutliche Zunahme der Gehalte der Hauptnährstoffe sowie auch von Mn hervor. Die Mn-Gehalte der Gattung *Vaccinium* waren generell überdurchschnittlich.

Unter den 3 *Vaccinium*-Arten war die Preiselbeere (*Vaccinium vitis-idaea*) jene mit den durchwegs niedrigsten Gehalten an Haupt- und Mikronährelementen. Das entspricht durchaus dem ökologischen Charakter dieser Art als Zeiger für nährstoffarme (und meist saure) Böden; sie besitzt auch deutlich geringere Wachstumsraten (Stoffumsätze) als die anderen *Vaccinium*-Arten und kann sich daher nicht den „Luxus“ des Laubabwurfes im Herbst leisten, weil der Aufwand für die Produktion neuen Assimilationsgewebes nur gering sein darf.

Der einzige Vertreter der krautigen *Campanulaceae*, *Campanula trachelium* (Nesselblättrige Glockenblume), fiel durch die höchsten Gehalte an Ca, Fe und Al auf, aber auch die Cu- und Zn-Werte zählten zu den höchsten in dieser Untersuchung gemessenen. Demgegenüber erwiesen sich die Mn-Gehalte als die relativ niedrigsten auf diesem Probepunkt.

Ebenfalls krautig-sommergrün waren die beprobten Vertreter der *Asteraceae*. Bei den Hauptnährstoffen zeigte sich wieder eine deutliche Zunahme gegen den Herbst hin. Die Gehalte an Mineralstoffen (insbesondere K, Ca, Mg, aber auch an Fe, Al und vor allem Zn) waren insgesamt sehr hoch (MUTSCH 1980).

Majanthemum bifolium (Schattenblümchen, *Asparagaceae*, ehemals zu den Liliengewächsen im weiteren Sinne gestellt) wies keine Besonderheiten im Stoffgehalt auf.

Die Gräser und Grasartigen zeigten jeweils ein ähnliches Verhalten. Sowohl bei *Luzula luzuloides* (*Juncaceae*) als auch bei den Vertretern der *Poaceae* waren die Gehalte an Hauptnährstoffen gering.

Bei *Luzula* zeigte sich zum Herbsttermin eine deutliche Zunahme der Hauptnährstoffe. Nicht so deutlich war die Zunahme bei den Mikronährstoffen und bei Al.

Die geringen Haupt- und Mikronährelementgehalte von *Avenella flexuosa* und *Nardus stricta* nahmen ebenfalls zum Herbst hin zu. Auffallend gering war auch der Al-Gehalt der als besonders Al-resistent bekannten *Avenella*, ausgenommen die älteren Blätter.

Chemische Bodenkennwerte

Sämtliche bodenchemische Analysendaten sind in den Tabellen 6-11 angeführt.

Die Veränderungen im Bodenchemismus vom Sommer zum Herbst hin waren eher der kleinräumigen Inhomogenität des Standortes als Veränderungen im Jahresgang zuzuschreiben. Diese Tatsache wird besonders an Hand der Gesamtgehalte der Nährelemente und Schwermetalle deutlich; bodenchemische Auffälligkeiten eines Standortes wurden zu beiden Probenahmetermenen erfaßt: Beispielsweise war auf Probefläche 9 der mit zunehmender Bodentiefe zunächst zunehmende und dann wieder abnehmende MgO-Gehalt besonders augenfällig, ebenso wie die in einem BC_v-Horizont deutlich erhöhten Gehalte an Mn, Zn, Pb und Cd, die sich im nächsten Horizont wieder den durchschnittlichen Werten angleichen. Auf der Probefläche 5 waren in den oberen Horizonten sehr hohe Pb-Gehalte mit einer deutlichen Absenkung (auf rund 1/10) ab dem B₃-Horizont bemerkenswert. Aber selbst die Schwankungen der Gehalte mobilerer Elemente oder Fraktionen (Gesamt-Stickstoff, organischer Kohlenstoff oder die austauschbaren Kationen) im Jahresgang können nicht ohne weiteres den zeitlichen Variablen zugeschrieben werden.

Die bodenchemischen Unterschiede zwischen den einzelnen Standorten waren nicht allzu groß, dennoch ist eine Reihung möglich: Die Probestflächen 9 und 1a waren recht sauer, wiesen aber, wenn man über alle Horizonte integriert, eine einigermaßen ausreichende Basensättigung auf. Die Basensumme (der S-Wert) dieser Probestflächen war deutlich höher als jene von Probestfläche 5. Die in einigen Horizonten von Probestfläche 5 sehr niedrige Basensättigung (<12% bzw. <18%) wurde von einer ausgeprägten Versauerung begleitet. Auch an den chemischen Bodenkennwerten war somit der Einfluß ehemaliger Streunutzung und Schneitelung auf dieser Probestfläche klar erkennbar.

Für alle 3 Probestflächen gilt, daß sie über eine recht gute Grundausstattung mit Mikronährelementen (Mn, Cu, Zn) und sehr geringe Vorräte an K_2O und besonders CaO verfügen.

Beziehungen zwischen Elementgehalten der Pflanzen und Bodendaten

Als zusammenfassende Aussage ist für alle beprobten Arten eine Zunahme der Mineralstoffgehalte (insbesondere der Hauptnährstoffe) zum Herbsttermin festzuhalten. Einzelne systematische Gruppen (Moose, Flechten, *Ericaceae* etc.) zeigen Mineralstoffgehalte oder Änderungen derselben, die durchaus den bisherigen Erfahrungen entsprechen.

Es waren keine Korrelationen der Elementgehalte in den Pflanzen (Tab. 3 bis 5) zu den Bodenanalysendaten (Tab. 6 bis 11) zu erkennen. Man kann auch annehmen, daß die räumliche Variabilität der meisten vorliegenden Bodenanalysendaten viel größer ist als die zeitliche Variabilität im Jahresverlauf (vgl. auch MAJER 1988). GODT (1989) ermittelte Korrelationen zwischen Mineralstoffen in Pflanzen- und Bodenparametern zumindest auf dem Niveau der Pflanzenfamilien. Bei den vorliegenden Untersuchungen dominierten die Aufnahmemechanismen der Pflanzen offensichtlich über die Variabilität der bodenchemischen Merkmale.

Ausblick: Der Zeitpunkt der Probenwerbung sollte auf einen hinsichtlich des Mineralstoffgehaltes der Pflanzen stabilen Zeitraum eingeschränkt werden. In den meisten Fällen bietet sich dafür der Spätsommer an, zumal hier die wichtigsten Waldpflanzen ihre größte und ausgereifteste Blattmasse aufweisen. Frühjahrsgeophyten müssen allerdings zu einem Frühjahrstermin extra beprobt werden.

Man kann allgemein festhalten, daß nur eine möglichst an den phänologischen Rhythmus der Arten und ihre Organreifung angepaßte Probenwerbung korrekt ist. Das heißt, daß jedes Analy-

seergebnis immer unter genauer Berücksichtigung der konkret beprobten Pflanzenorgane und ihres jeweiligen Reifungszustandes interpretiert werden muß.

Zusammenfassung

An drei Dauerbeobachtungsflächen des Höhenprofils Zillertal wurden zu zwei Terminen Boden- und Pflanzenproben von zumeist dominierenden Arten aus dem Unterwuchs der Waldbestände gewonnen. Die unterschiedlichen phänologischen Stadien und der ungleiche Reifungsgrad der assimilierenden Organe wurden durch die Beprobung zu zwei Terminen (Frühsommer, Herbst) berücksichtigt.

In den Bodenproben konnte eine nur geringe zeitliche Variabilität der chemischen Analysenwerte festgestellt werden.

Die Nährelementgehalte der Pflanzen zeigten keine auffälligen Beziehungen zu bodenchemischen Merkmalen, sie waren vielmehr abhängig von den familientypischen Aufnahme- und Speichermechanismen für diese Nährelemente.

Für die Untersuchung von Nährelementgehalten in Pflanzen erweist es sich als unbedingt notwendig, die Probenwerbung möglichst an die phänologisch unterschiedlichen Reifungsstadien der zu analysierenden Gewebe anzupassen bzw. diese phänologischen Aspekte bei der Interpretation der chemischen Analysendaten zu berücksichtigen.

LITERATUR

- EHRENDORFER F. 1973. Liste der Gefäßpflanzen Mitteleuropas (2. Aufl.).- Springer Verlag Stuttgart.
- FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT WIEN (Hrsg.) 1990. Jahresbericht.
- GLATTES F., SMIDT S., DRESCHER A., MAJER C. & MUTSCH F. 1985. Höhenprofil Zillertal. Untersuchung einiger Parameter zur Ursachenfindung von Waldschäden.- FBVA-Berichte Nr. 9.
- GODT H.C. 1989. Statistische Analysen zur Beziehung von Nährelementen in Pflanze und Boden am natürlichen Standort in globaler Hinsicht.- Diss. Bot. 135, 1-105.
- MAJER C. 1988. Untersuchungen zur kleinräumigen Variabilität von Bodenparametern in Waldböden.- Mitt. Österr. Bodenkundl. Ges. 36, 67-94.
- MAJER C. 1989. Bodenkundliche Untersuchungen an drei ausgewählten Meßpunkten des Höhenprofils „Zillertal“.- Phytion (Austria) 29 (3), 39-47.
- MUTSCH F. 1980. Schwermetallanalysen an Freilandpflanzen in Hinblick auf die natürliche Spurenelementversorgung und die Schwermetallintoxikation.- Dissertation Univ. Wien.

ANHANG

Tab.1: Artenauswahl, Beprobungstermine und beprobte Organe der Pflanzenanalysen im Höhenprofil Zillertal

- x = Beprobung (im Normalfall diesjährige Blätter)
 1) vorjährige + diesjährige Blätter
 2) nur vorjährige Blätter
 3) nur diesjährige Blätter oder Wedel (ohne Sporangien)
 4) nur diesjährige Blätter oder Wedel (mit Sporangien)
 5) Mischprobe aus mehreren Arten

S(ommer) = Anfang Juli 1984

H(erbst) = September 1984

Gruppenzuordnung			Probepunkte u. Termine						
Fam.	Wuchsf.	Taxon	1a		5		9		
			S	H	S	H	S	H	
4	d	<i>Actaea spicata</i> 3)							x
8	d	<i>Arnica montana</i> 3)	x	x					
11	e	<i>Avenella flexuosa</i>	x 1)	x	x 1)	x			
3	c	<i>Blechnum spicant</i>			x 1)				
11	e	<i>Calamagrostis villosa</i> 3)		x					
7	d	<i>Campanula trachelium</i> 3)							x
2	b	<i>Cetraria islandica</i>	x						
1	a	<i>Dicranum scoparium</i>			x	x 5)			
3	c	<i>Dryopteris filix-mas</i>						x	x 4)
8	d	<i>Hieracium sylvaticum</i> 3)						x	x
1	a	<i>Hylocomium splendens</i>			x 2)	x			
10	e	<i>Luzula luzuloides</i>	x 1)	x 3)				x 1)	x 3)
9	a	<i>Majanthemum bifolium</i> 3)							x
11	3	<i>Nardus stricta</i>	x 1)	x 1)					
5	d	<i>Oxalis acetosella</i> 3)						x	x
3	c	<i>Polypodium vulgare</i>						x 3)	x 4)
8	d	<i>Prenanthes purpurea</i> 3)						x	x
1	a	<i>Ptilium crista-castrensis</i>				x			
8	d	<i>Senecio fuchsii</i> 3)							x
8	d	<i>Solidago virgaurea</i> 3)						x	x
1	a	<i>Sphagnum subnitens</i>			x	x			
3	c	<i>Thelypteris limbosperma</i> 4)				x			
6	g	<i>Vaccinium gaultherioides</i> 3)	x	x					
6	g	<i>Vaccinium myrtillus</i> 3)	x	x	x	x		x	x
6	g	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	x 2)	x 1)	x 1)	x 1)			

Tab.2: Systematische Zuordnung und Wuchsformcharakteristik der für die chemische Analyse ausgewählten Pflanzenarten

Systematische Gruppen (Familien)

- 1 = Moose (*Ptilium*, *Sphagnum*, *Hylocomium*, *Dicranum*)
 2 = Flechten (*Cetraria*)
 3 = Farne (*Polypodium*, *Dryopteris*, *Thelypteris*, *Blechnum*)
 4 = Ranunculaceae (*Actaea*)
 5 = Oxidaliaceae (*Oxalis*)
 6 = Ericaceae (*Vaccinium*)
 7 = Campanulaceae (*Campanula*)
 8 = Asteraceae (*Arnica*, *Solidago*, *Senecio*, *Hieracium*,
Prenanthes)
 9 = Asparagaceae (*Majanthemum*)
 10 = Juncaceae (*Luzula*)
 11 = Poaceae (*Avenella*, *Nardus*, *Calamagrostis*)

Wuchsformengruppen:

- a = Moose
 b = Flechten
 c = Farne
 d = Kräuter
 e = Gräser + Grasartige
 f = Zwergsträucher immergrün
 g = Zwergsträucher sommergrün

Tab.3: Nährstoff- und Schwermetallgehalte in den oberirdischen, grünen Organen von Pflanzenarten der Probestfläche 1a (geordnet nach Pflanzenfamilien, die beprobten Organe sind aus Tabelle 1 ersichtlich)

Teil a: Beprobung zum Frühsommertermin (3.7.1984).

Teil b: Beprobung zum Herbsttermin (18.9.1984).

Pflanzenart	Elementgehalte								
	P	K	Ca	Mg	Fe	Cu	Mn	Zn	Al
	g/kg				mg/kg				
a) <i>Cetraria islandica</i>	0,05	0,23	0,08	0,02	360	3	42	46	65
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	0,03	0,24	0,25	0,04	24	1	181	17	40
<i>Vaccinium myrtillus</i>	0,22	0,80	0,41	0,11	137	12	543	24	145
<i>Vaccinium gaultherioides</i>	0,30	0,84	0,32	0,08	80	9	229	64	80
<i>Arnica montana</i>	0,34	3,58	0,50	0,47	305	14	163	260	190
<i>Luzula luzuloides</i>	0,26	2,61	0,17	0,10	127	18	783	111	85
<i>Avenella flexuosa</i>	0,20	1,40	0,14	0,06	240	6	240	65	120
<i>Nardus stricta</i>	0,18	1,14	0,08	0,05	121	5	104	38	85
\bar{x}	0,20	1,36	0,27	0,06	174	9	286	78	101
s	0,11	1,17	0,15	0,03	116	6	250	79	48
b) <i>Vaccinium vitis-idaea</i>	0,83	4,1	5,04	1,50	75	6	370	41	165
<i>Vaccinium myrtillus</i>	0,96	4,9	8,39	2,59	240	9	795	23	320
<i>Vaccinium gaultherioides</i>	1,38	8,4	8,17	2,26	65	6	255	36	100
<i>Arnica montana</i>	1,39	25,0	12,20	10,54	110	8	380	418	145
<i>Luzula luzuloides</i>	1,28	16,9	1,61	1,71	100	7	965	64	120
<i>Avenella flexuosa</i>	1,25	10,6	1,56	1,51	75	5	330	35	80
<i>Calamagrostis villosa</i>	1,27	16,3	2,14	1,49	65	6	580	39	65
<i>Nardus stricta</i>	1,00	5,2	0,90	0,84	95	4	65	43	95
\bar{x}	1,17	11,4	5,00	2,81	103	6	468	87	136
s	0,21	7,4	4,17	3,17	58	2	295	134	81

Tab.4: Nährstoff- und Schwermetallgehalte in den oberirdischen, grünen Organen von Pflanzenarten der Probestfläche 5, geordnet nach Pflanzenfamilien (die beprobten Organe sind aus Tabelle 1 ersichtlich)

Teil a: Beprobung zum Frühlommertermin (3.7.1984),

Teil b: Beprobung zum Herbsttermin (18.9.1984).

Pflanzenart	Elementgehalte								
	P	K	Ca	Mg	Fe	Cu	Mn	Zn	Al
	g/kg				mg/kg				
a) <i>Dicranum scoparium u.a.</i>	0,20	0,59	0,30	0,08	824	24	497	104	765
<i>Hylocomium splendens</i>	0,22	0,41	0,26	0,06	870	22	467	87	790
<i>Sphagnum subnitens</i>	0,13	0,56	0,40	0,06	497	19	421	97	490
<i>Blechnum spicant</i>	0,26	2,50	0,28	0,31	111	20	80	72	135
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	0,16	0,67	0,39	0,08	73	8	662	30	130
<i>Vaccinium myrtillus</i>	0,16	1,21	0,56	0,10	139	8	891	19	195
<i>Avenella flexuosa</i>	0,24	2,78	0,10	0,06	113	5	511	53	410
\bar{x}	0,20	1,25	0,33	0,11	375	15	504	66	416
s	0,05	0,99	0,14	0,09	353	8	246	33	282
b) <i>Dicranum scoparium u.a.</i>	0,75	1,5	2,73	0,82	535	20	190	67	510
<i>Hylocomium splendens</i>	1,47	5,8	3,12	1,07	725	22	265	76	635
<i>Sphagnum subnitens</i>	0,96	6,6	3,03	1,04	430	14	260	69	480
<i>Ptilium crista-castrensis</i>	1,66	9,1	3,59	1,58	830	12	445	78	710
<i>Thelypteris limbosperma</i>	1,31	13,7	3,81	8,26	120	6	280	95	375
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	1,09	5,1	7,59	1,88	50	6	890	49	170
<i>Vaccinium myrtillus</i>	1,38	9,3	10,89	3,03	135	7	1650	24	345
<i>Avenella flexuosa</i>	1,92	13,5	2,13	1,66	75	6	650	63	55
\bar{x}	1,32	8,5	4,6	2,41	363	12	579	65	410
s	0,38	3,5	3,0	2,45	311	7	494	21	222

Tab.5: Nährstoff- und Schwermetallgehalte in den oberirdischen Organen von Pflanzenarten der Probestfläche 9, geordnet nach Pflanzenfamilien (die beprobten Organe sind aus Tabelle 1 ersichtlich)

Teil a: Beprobung zum Frühlommertermin (3.7.1984)

Teil b: Beprobung zum Herbsttermin (18.9.1984)

Pflanzenart	Elementgehalte								
	P	K	Ca	Mg	Fe	Cu	Mn	Zn	Al
	g/kg				mg/kg				
a) <i>Dryopteris filix-mas</i>	0,24	1,80	0,47	0,25	190	9	201	63	260
<i>Polypodium vulgare</i>	0,40	2,32	0,18	0,13	113	10	154	56	110
<i>Oxalis acetosella</i>	0,24	2,33	0,91	0,20	757	9	840	68	435
<i>Vaccinium myrtillus</i>	0,15	1,70	0,62	0,13	183	10	1006	35	350
<i>Hieracium sylvaticum</i>	0,28	4,84	0,78	0,31	287	10	408	86	330
<i>Prenanthes purpurea</i>	0,22	3,69	0,82	0,53	148	12	390	170	120
<i>Solidago virgaurea</i>	0,24	4,11	0,88	0,33	176	14	600	99	130
<i>Luzula luzuloides</i>	0,21	3,08	0,25	0,11	184	11	387	130	135
\bar{x}	0,25	2,98	0,61	0,25	255	11	498	88	234
s	0,07	1,14	0,29	0,14	209	2	299	44	127
b) <i>Dryopteris filix-mas</i>	1,51	15,1	5,71	4,17	780	9	210	93	110
<i>Polypodium vulgare</i>	2,27	20,1	4,07	2,71	165	7	320	67	615
<i>Actaea spicata</i>	2,73	32,0	19,02	8,57	1300	13	370	70	960
<i>Oxalis acetosella</i>	4,40	36,3	12,20	5,96	550	11	525	53	295
<i>Vaccinium myrtillus</i>	1,13	11,3	9,01	2,53	155	8	1600	24	395
<i>Campanula trachelium</i>	3,71	37,3	26,13	6,43	3775	17	420	238	2625
<i>Hieracium sylvaticum</i>	3,76	44,8	12,16	5,71	1675	15	820	146	1350
<i>Prenanthes purpurea</i>	2,68	32,1	23,50	14,79	1260	18	855	378	1105
<i>Senecio fuchsii</i>	2,84	39,0	15,63	5,72	2075	17	845	220	1450
<i>Solidago virgaurea</i>	2,15	28,5	16,34	6,29	735	13	960	63	625
<i>Majanthemum bifolium</i>	3,02	18,0	14,90	7,90	325	10	700	53	375
<i>Luzula luzuloides</i>	1,28	18,4	3,68	2,67	525	7	610	140	370
\bar{x}	2,62	27,7	13,53	6,12	1110	12	686	129	856
s	1,02	10,83	7,23	3,37	1033	4	375	104	70

Tab.6: Bodenanalysen der Probefläche 1a - Frühsommer 1984

Horizont	cm		pH in		%N	%C _{org}	C:N
	von	bis	CaCl ₂	H ₂ O			
O _{lf}	4	- 2	3,7	4,0	1,10	26,9	24,5
O _h	2	- 0	3,5	3,8	0,89	18,2	20,4
A _h	0	- 3	3,5	3,7	0,71	14,0	19,7
AE	3	- 6	3,6	3,9	0,36	8,1	22,5
B ₁	6	- 10	3,8	4,0	0,25	4,5	18,0
B ₂	10	- 20	4,3	4,4	0,12	2,2	18,3
B ₃	20	- 30	4,3	4,5			
B ₄	30	- 40	4,4	4,6			
BC _{v1}	40	- 43	4,5	4,6			
BC _{v2}	43	- 44	4,5				

Makroelemente im Säureaufschluß (%)

	Makroelemente im Säureaufschluß (%)			
	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO	MgO
O _{lf}	0,126	0,12	0,10	0,34
O _h	0,104	0,10	0,08	0,40
A _h	0,097	0,07	0,04	0,31
AE	0,063	0,05	0,04	0,37
B ₁	0,052	0,04	0,03	0,64
B ₂	0,059	0,05	0,04	0,90
B ₃	0,055	0,05	0,04	0,85
B ₄	0,087	0,05	0,06	1,02
BC _{v1}	0,106	0,05	0,05	1,02
BC _{v2}	0,053	0,07	0,04	1,03

Korngrößenverteilung in %

	Korngrößenverteilung in %					
	200-2000	60-200	20-60	6-20	2-6	0-2µm
O _{lf}						
O _h						
A _h						
AE						
B ₁	36	9	16	18	5	15
B ₂	37	12	16	18	4	13
B ₃	37	13	17	16	3	14
B ₄	40	15	13	16	6	10
BC _{v1}	40	13	15	18	6	8
BC _{v2}	27	14	19	19	6	15

Schwermetalle im Säureaufschluß in mg/kg

	Schwermetalle im Säureaufschluß in mg/kg							
	Mn	Cu	Zn	Co	Cr	Ni	Pb	Cd
O _{lf}	235	44	75	7	10	15	230	1,57
O _h	165	24	68	7	11	16	215	1,08
A _h	120	17	44	6	9	18	295	0,91
AE	155	17	39	7	9	14	245	0,44
B ₁	375	18	49	10	17	22	163	0,12
B ₂	455	19	68	12	20	31	33	0,12
B ₃	40	21	70	12	18	33	19	0,03
B ₄	775	24	76	13	20	38	18	0,05
BC _{v1}	550	30	86	17	20	45	20	0,09
BC _{v2}	425	20	73	12	23	37	17	0,04

Kationen B-Auszug in mmol IEq/100g

	Kationen B-Auszug in mmol IEq/100g									
	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Al	H	KAK	S	V(%)
A _h	0,23	0,45	0,61	0,940	0,016	8,360	0,386	10,99	1,3	11,7
AE	0,11	1,30	0,54	0,030	0,014	6,010	0,210	8,21	2,0	23,7
B ₁	0,07	0,20	0,15	0,140	0,009	4,840	0,155	5,56	0,4	7,5
B ₂	0,02	0,15	0,07	0,025	0,015	1,600	0,058	1,94	0,2	12,4
B ₃	0,02	0,20	0,05	0,012	0,010	1,010	0,038	1,34	0,3	20,1
B ₄	0,02	4,24	0,50	0,012	0,014	0,790	0,043	5,62	4,8	84,7
BC _{v1}	0,02	0,30	0,07	0,011	0,012	0,520	0,040	0,97	0,4	40,1
BC _{v2}	0,02	0,15	0,04	0,011	0,010	0,880	0,045	1,16	0,2	18,2

Tab.7: Bodenanalysen der Probestfläche 1a - Herbst 1984

Horizont	cm		pH in		%N	%C _{org}	C:N
	von	bis	CaCl ₂	H ₂ O			
A _h	0	- 6	3,3	3,9	0,93	18,4	19,8
AE ₁	6	- 8	3,3	4,1	0,40	7,6	19,0
B ₁	10	- 12	3,5	4,4	0,33	5,2	15,8
B ₂	8	- 10	3,6	4,4	0,34	6,2	18,2
B ₃	12	- 20	3,9	4,7	0,17	3,6	21,2
B ₄	20	- 30	4,2	5,1	0,10	1,8	18,0
B ₅	30	- 40	4,9	5,6			
B ₆	40	- 50	5,1	5,7			

Makroelemente im Säureaufschluß (%)

	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO	MgO
A _h	0,170	0,09	0,08	0,25
AE ₁	0,090	0,05	0,05	0,24
B ₁	0,060	0,03	0,02	0,17
B ₂	0,090	0,04	0,06	0,31
B ₃	0,100	0,05	0,06	0,70
B ₄	0,100	0,05	0,08	0,79
B ₅	0,110	0,04	0,10	1,12
B ₆	0,140	0,06	0,13	1,21

Schwermetalle im Säureaufschluß in mg/kg

	Mn	Cu	Zn	Co	Cr	Ni	Pb	Cd
A _h	120	28	59	4	11	7	300	1,81
AE ₁	150	17	33	4	10	5	223	0,73
B ₁	115	14	24	3	8	3	220	0,37
B ₂	205	16	30	4	14	6	202	0,37
B ₃	380	22	54	9	21	18	110	0,39
B ₄	310	23	59	8	19	17	33	0,11
B ₅	480	31	80	15	20	26	18	0,09
B ₆	495	36	92	16	20	33	1	0,06

Kationen B-Auszug in mmol IEq/100g

	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Al	H	KAK	S	V(%)
A _h	0,40	2,10	1,23	1,152	0,052	7,850	0,671	13,46	3,7	27,7
AE ₁	0,08	0,89	0,38	0,732	0,007	8,010	0,473	10,57	1,4	12,8
B ₁	0,08	1,59	0,60	0,276	0,007	5,160	0,282	8,00	2,3	28,4
B ₂	0,06	1,76	0,52	0,344	0,013	5,940	0,245	8,88	2,3	26,3
B ₃	0,04	1,13	0,30	0,134	0,010	3,280	0,135	5,03	1,5	29,2
B ₄	0,01	1,13	0,25	0,019	0,007	1,260	0,085	2,76	1,4	50,3
B ₅	0,01	2,09	0,34	0,000	0,010	0,290	0,052	2,79	2,4	87,4
B ₆	0,02	1,70	0,25	0,000	0,014	0,280	0,040	2,30	2,0	85,5

Tabelle 8: Bodenanalysen der Probefläche 5 - Frühsommer 1984

Horizont	cm		pH in		%N	%C _{org}	C:N
	von	bis	CaCl ₂	H ₂ O			
O _{1f}	13	- 0	3,2	3,6	1,34	39,5	29,5
AE	0	- 6	2,9	3,5	0,62	10,5	16,9
B _{1hs}	6	- 10	3,3	3,8	0,37	6,1	16,5
B _{2s}	10	- 20	3,9	4,2	0,16	3,3	20,6
B ₃	20	- 30	3,9	4,3	0,10	2,0	20,0
C _{v1}	30	- 32	4,1	4,3			
C _{v2}	32	- 42	4,0	4,4			
C _{v3}	42	- 52	4,1	4,5			
C _{v4}	52	- 62	4,2	4,5			

	Makroelemente im Säureaufschluß (%)				Korngrößenverteilung in %					
	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO	MgO	200-2000	60-200	20-60	6-20	2-6	0-2µm
O _{1f}	0,125	0,12	0,29	0,24						
AE	0,071	0,05	0,04	0,61						
B _{1hs}	0,058	0,05	0,03	0,80						
B _{2s}	0,060	0,06	0,03	0,95	32	7	16	23	10	12
B ₃	0,068	0,05	0,04	0,98	35	8	16	24	8	9
C _{v1}	0,066	0,05	0,06	1,12	46	8	14	18	7	7
C _{v2}	0,090	0,06	0,05	0,95	46	9	14	18	7	6
C _{v3}	0,106	0,05	0,05	1,29	49	10	12	18	7	4
C _{v4}	0,091	0,05	0,04	1,09	46	10	15	19	7	3

	Schwermetalle im Säureaufschluß in mg/kg							
	Mn	Cu	Zn	Co	Cr	Ni	Pb	Cd
O _{1f}	155	195	131	13	5	11	204	5,99
AE	120	23	65	1	18	17	345	0,98
B _{1hs}	255	20	60	3	22	25	410	0,25
B _{2s}	475	27	79	7	22	32	207	0,43
B ₃	580	36	94	13	22	37	47	0,52
C _{v1}	570	33	94	16	21	42	24	0,54
C _{v2}	1095	35	89	16	20	36	39	0,62
C _{v3}	470	35	78	15	23	43	22	0,22
C _{v4}	460	36	79	16	24	46	23	0,13

	Kationen B-Auszug in mmol IEq/100g									
	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Al	H	KAK	S	V(%)
AE	0,12	0,65	1,47	1,630	0,034	13,900	1,020	18,82	2,2	11,9
B _{1hs}	0,06	0,20	0,43	0,875	0,024	9,990	0,386	11,96	0,7	5,8
B _{2s}	0,05	0,15	0,16	0,081	0,090	4,040	0,106	4,68	0,4	7,7
B ₃	0,03	0,20	0,13	0,020	0,123	2,120	0,071	2,69	0,4	13,4
C _{v1}	0,03	0,20	0,12	0,016	0,102	1,190	0,045	1,70	0,3	20,6
C _{v2}	0,04	0,40	0,22	0,010	0,255	1,480	0,073	2,48	0,7	26,6
C _{v3}	0,03	0,20	0,24	0,012	0,081	0,970	0,061	1,59	0,5	29,5
C _{v4}	0,02	0,20	0,23	0,013	0,042	0,740	0,046	1,29	0,5	34,9

Tab.9: Bodenanalysen der Probefläche 5 - Herbst 1984

Horizont	cm		pH in		%N	%C _{org}	C:N
	von	bis	CaCl ₂	H ₂ O			
O _{1f}	9	- 0	3,1	3,8	1,44	38,4	26,7
AE	0	- 5	2,7	3,6	0,61	11,6	19,0
B _{hs}	5	- 10	3,2	3,9	0,34	5,8	17,1
B _{2s}	10	- 20	3,7	4,4	0,18	3,4	18,9
B ₃	20	- 30	4,0	4,6	0,10	1,5	15,0
BC _{v1}	30	- 40	4,3	4,9			
BC _{v2}	40	- 50	4,0	4,6			
BC _{v3}	50	- 60	4,0	4,7			
BC _{v4}	60	- 70	4,1	5,0			

Makroelemente im Säureaufschluß (%)

	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO	MgO
O _{1f}	0,200	0,14	0,31	0,27
AE	0,080	0,05	0,03	0,33
B _{hs}	0,090	0,04	0,03	0,78
B _{2s}	0,090	0,05	0,03	0,98
B ₃	0,110	0,05	0,04	1,17
BC _{v1}	0,160	0,04	0,13	1,32
BC _{v2}	0,100	0,06	0,03	1,11
BC _{v3}	0,120	0,06	0,03	1,24
BC _{v4}	0,130	0,06	0,03	1,08

Schwermetalle im Säureaufschluß in mg/kg

	Mn	Cu	Zn	Co	Cr	Ni	Pb	Cd
O _{1f}	165	78	132	8	8	10	179	6,01
AE	90	23	53	3	14	5	280	0,99
B _{hs}	250	27	67	4	20	14	485	0,40
B _{2s}	380	31	85	12	24	24	235	0,37
B ₃	480	40	113	16	24	38	33	0,59
BC _{v1}	660	50	114	22	23	45	18	0,38
BC _{v2}	665	36	115	19	24	32	33	0,54
BC _{v3}	830	40	108	23	26	43	34	0,47
BC _{v4}	1375	36	87	20	25	34	14	0,29

Kationen B-Auszug in mmol IEq/100g

	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Al	H	KAK	S	V(%)
AE	0,16	0,38	1,34	0,338	0,020	11,810	2,088	16,14	1,9	11,7
B _{hs}	0,06	0,09	0,51	0,996	0,015	9,930	0,789	12,39	0,7	5,3
B _{2s}	0,04	0,00	0,14	0,095	0,057	4,060	0,198	4,59	0,2	3,9
B ₃	0,01	0,00	0,05	0,000	0,049	1,380	0,096	1,58	0,1	3,8
BC _{v1}	0,18	0,04	0,05	0,000	0,042	0,570	0,069	0,95	0,3	28,4
BC _{v2}	0,02	0,00	0,05	0,000	0,107	1,380	0,091	1,65	0,1	4,2
BC _{v3}	0,02	0,02	0,10	0,000	0,120	1,020	0,085	1,37	0,1	10,3
BC _{v4}	0,02	0,04	0,30	0,000	0,263	0,740	0,056	1,42	0,4	25,4

Tab.10: Bodenanalysen der Probefläche 9 - Frñhsommer 1984

Horizont	cm		pH in		%N	%C _{org}	C:N						
	von	bis	CaCl ₂	H ₂ O				Korngrößenverteilung in %					
								200-2000	60-200	20-60	6-20	2-6	0-2µm
O _{lf}	6	- 3	4,5	4,6	1,70	37,1	21,8						
O _h	3	- 0	3,6	4,0	1,28	27,5	21,5						
A	0	- 4	3,4	3,8	0,55	8,5	15,5						
B ₁	4	- 10	3,6	4,0	0,18	2,9	16,1						
B ₁	10	- 16	3,7	4,0	0,14	2,0	14,3						
B ₂	16	- 20	3,8	4,1	0,11	1,6	14,5						
B ₂	20	- 30	3,9	4,3									
B ₂	30	- 40	4,0	4,4									
B ₂	40	- 42	3,9	4,4									
BC _v	42	- 70	4,5	4,9									
C _v	70	-	4,7	5,3									

	Makroelemente im Säureaufschluß (%)				Korngrößenverteilung in %					
	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO	MgO	200-2000	60-200	20-60	6-20	2-6	0-2µm
O _{lf}	0,158	0,18	0,92	0,25						
O _h	0,129	0,14	0,38	0,42						
A	0,096	0,08	0,11	0,85						
B ₁	0,068	0,06	0,06	0,94	44	9	11	20	7	9
B ₁	0,070	0,06	0,06	1,00	45	9	11	19	9	7
B ₂	0,066	0,06	0,04	1,04	50	10	9	17	6	8
B ₂	0,068	0,05	0,03	0,95	51	9	12	15	6	7
B ₂	0,076	0,05	0,06	1,08	53	10	9	15	6	7
B ₂	0,048	0,04	0,03	1,16	44	10	11	19	8	8
BC _v	0,076	0,04	0,07	0,56	61	11	8	11	4	4
C _v	0,068	0,04	0,04	0,44	62	11	8	11	4	4

	Schwermetalle im Säureaufschluß in mg/kg							
	Mn	Cu	Zn	Co	Cr	Ni	Pb	Cd
O _{lf}	760	45	127	15	4	9	62	2,62
O _h	230	63	109	5	9	22	124	1,60
A	205	36	105	9	16	35	138	0,34
B ₁	245	30	105	13	18	41	150	0,11
B ₁	320	32	116	14	20	42	142	0,07
B ₂	300	35	113	16	18	42	110	0,18
B ₂	355	35	117	17	16	42	93	0,20
B ₂	355	35	115	18	19	41	97	0,15
B ₂	390	34	91	18	18	47	19	0,22
BC _v	865	97	583	21	9	38	885	1,89
C _v	550	43	150	23	6	42	189	0,26

	Kationen B-Auszug in mmol IEq/100g									
	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Al	H	KAK	S	V(%)
A	0,33	2,69	1,25	0,950	0,081	5,600	0,464	11,36	4,3	37,6
B ₁	0,12	0,55	0,42	0,276	0,073	3,910	0,206	5,55	1,1	19,6
B ₁	0,12	0,50	0,41	0,108	0,116	3,060	0,152	4,47	1,0	23,1
B ₂	0,09	0,25	0,46	0,072	0,076	2,460	0,125	3,53	0,8	22,6
B ₂	0,08	0,20	0,49	0,019	0,081	1,490	0,092	2,45	0,8	31,4
B ₂	0,09	0,20	0,32	0,012	0,086	1,150	0,080	1,94	0,6	31,5
B ₂	0,08	0,20	1,33	0,038	0,107	1,050	0,120	2,92	1,6	55,0
BC _v	0,09	0,40	1,06	0,010	0,173	0,200	0,069	2,00	1,5	77,4
C _v	0,09	0,50	0,89	0,009	0,143	0,030	0,038	1,70	1,5	87,1

Tabelle 11: Bodenanalysen der Probefläche 9 - Herbst 1984

Horizont	cm		pH in		%N	%C _{org}	C:N
	von	bis	CaCl ₂	H ₂ O			
O _{lf}	10	- 3	4,2	4,7	1,69	39,4	23,3
O _h	3	- 0	3,2	4,1	1,69	31,3	18,5
A	0	- 2	3,1	3,8	0,74	14,3	19,3
B ₁	2	- 10	3,4	4,6	0,27	4,2	15,6
B ₂	10	- 20	3,7	4,3	0,14	1,9	13,6
B ₂	20	- 30	3,8	4,6			
B ₂	30	- 40	3,9	4,7			
BC _v	40	- 50	4,1	5,0			
BC _v	50	- 60	5,0	5,9			

Makroelemente im Säureaufschluß (%)

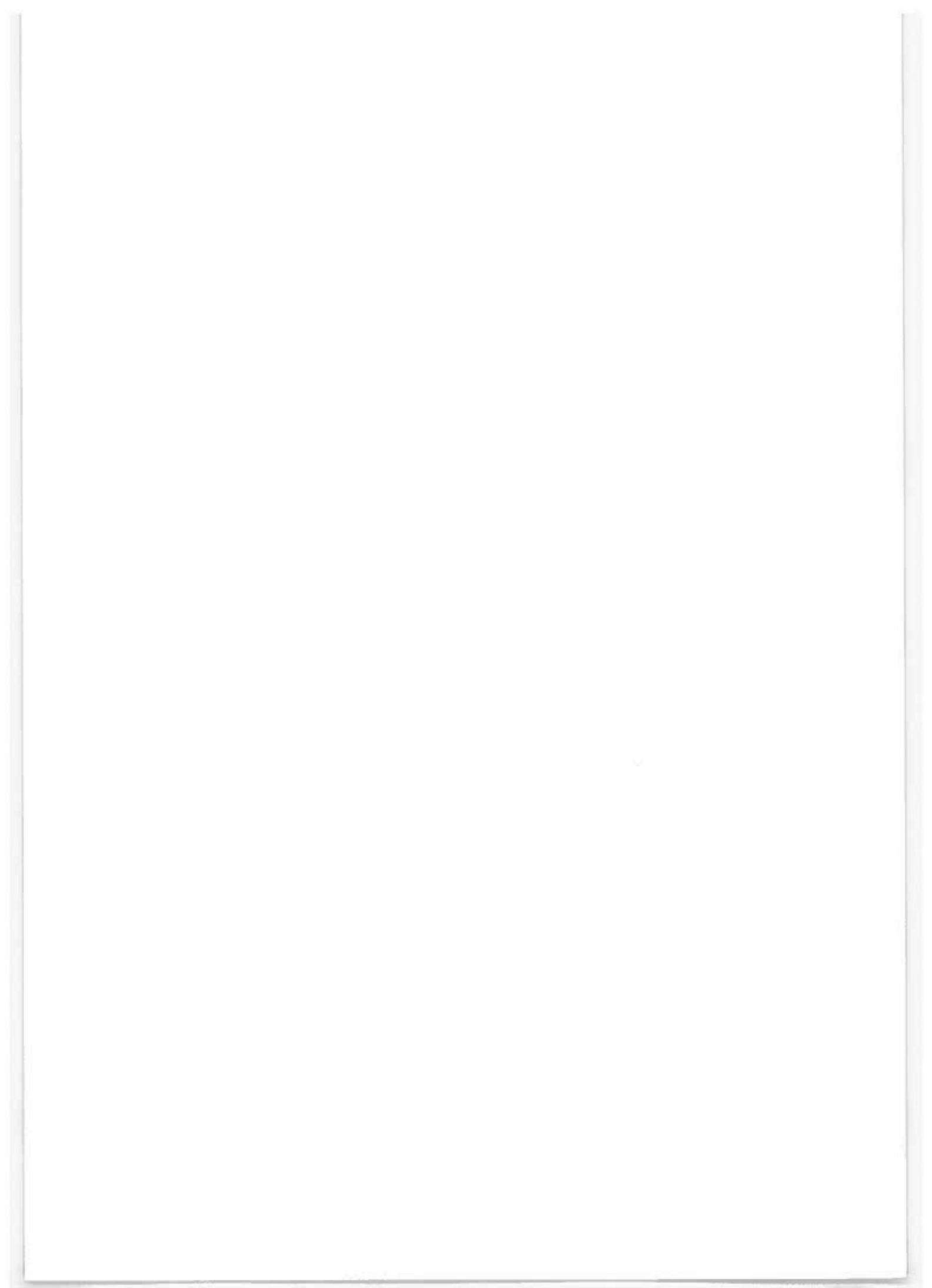
	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO	MgO
O _{lf}	0,230	0,18	0,99	0,26
O _h	0,220	0,14	0,35	0,28
A	0,140	0,08	0,10	0,67
B ₁	0,110	0,06	0,06	0,94
B ₂	0,100	0,05	0,05	1,08
B ₂	0,100	0,04	0,05	1,03
B ₂	0,100	0,05	0,03	1,10
BC _v	0,110	0,04	0,03	0,38
BC _v	0,080	0,04	0,04	0,72

Schwermetalle im Säureaufschluß in mg/kg

	Mn	Cu	Zn	Co	Cr	Ni	Pb	Cd
O _{lf}	710	53	143	7	6	8	79	3,87
O _h	145	82	142	7	8	13	135	2,42
A	160	40	109	8	15	25	134	0,84
B ₁	200	34	127	12	17	30	154	0,31
B ₂	280	38	143	18	19	37	154	0,22
B ₂	365	39	144	19	17	32	134	0,17
B ₂	430	43	201	17	19	38	140	0,44
BC _v	730	39	340	20	9	26	390	1,40
BC _v	560	46	199	21	11	37	111	0,75

Kationen B-Auszug in mmol IEq/100g

	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Al	H	KAK	S	V(%)
A	0,58	2,98	1,92	1,500	0,113	7,080	1,255	15,43	5,5	35,5
B ₁	0,12	0,51	0,59	0,612	0,040	5,020	0,462	7,35	1,2	16,6
B ₂	0,09	0,06	0,15	0,055	0,072	2,560	0,145	3,13	0,3	9,6
B ₂	0,09	0,01	0,10	0,004	0,072	1,360	0,091	1,73	0,2	11,6
B ₂	0,11	0,07	0,18	0,000	0,086	1,030	0,083	1,56	0,4	23,1
BC _v	0,11	0,26	0,41	0,000	0,251	0,850	0,085	1,97	0,8	39,7
BC _v	0,12	0,50	0,88	0,002	0,149	0,000	0,055	1,71	1,5	87,9



Nähr- und Schadstoffgehalte der Nadelproben des Höhenprofiles Zillertal

F. Herman

Institut für Immissionsforschung und Forstchemie
Forstliche Bundesversuchsanstalt

Key words: Needle analyses, contents of nutrients and pollutants, *Picea abies*.

Abstract

Nutrient and pollutant contents of needles at the Altitude Profile Zillertal: Branches from 11 test trees of Norway spruce (700m - 1730m a.s.l.) and from Swiss stone pine (approx. 2000m a.s.l.) have been collected from 1984 to 1989 for needle analyses of contents of nitrogen, phosphorus, potassium, calcium, magnesium, lead, cadmium and sulfur. The trees showed an inadequate supply of nitrogen, calcium and magnesium which worsened with increasing altitude. In contrast, the supply of phosphorus and potassium was sufficient. The sulfur contents decreased with increasing altitude and did not exceed the limiting values above 400m a.s.l. The lead and cadmium contents of the needles did not indicate anthropogenic inputs.

1 EINLEITUNG

Die Nährelementversorgung ist ein wichtiges Kriterium für die Beurteilung des Gesundheitszustandes der Waldbäume, da gut ernährte Bestände besser in der Lage sind, einen von außen einwirkenden Streß zu ertragen als weniger vitale Bäume (FIEDLER et al. 1973, DÄSSLER 1981, NEBE et al. 1986).

Die Hauptnährelementgehalte Stickstoff, Phosphor, Kalium, Calcium und Magnesium wurden in den Proben der Jahre 1984 bis 1990 zur Erfassung der aktuellen Nährelementversorgung und ihrer eventuellen Veränderungen im Zusammenhang mit Immissionseinwirkungen und Auswaschvorgängen sowie als Beurteilungshilfe bei der Interpretation von biotischen Schäden am Nadelmaterial bestimmt.

Um eine eventuelle Belastung durch akkumulierbare anthropogene Luftverunreinigungen im Untersuchungsgebiet zu charakterisieren, wurden auch die Gesamtschwefel-, Blei- und Cadmiumgehalte der Nadeln analysiert.

2 MATERIAL UND METHODIK

Als Analysenmaterial wurden Fichtenastproben (*Picea abies* [L.] Karst.) des Höhenprofiles (Probebäume 1-10) gemäß den Vorschriften der 2. Verordnung gegen forstschädliche Luftverun-

reinigungen (BUNDESGESETZBLATT 1984) vom 6./7. Quirl im Herbst entnommen. Von den Zirben der drei Hochlagenaufforstungsflächen wurden Astproben (Nadeljahrgang 1) von jeweils sechs Jungpflanzen geworben und zu Mischproben vereinigt.

Der Stickstoffgehalt wurde nach Kjeldahl maßanalytisch bestimmt. Die übrigen Nährelemente wurden nach einem Schwefelsäure-Salpetersäureaufschluß photometrisch (Phosphor) bzw. mit Hilfe der Atomabsorptionsspektrometrie (AAS; Kalium, Calcium, Magnesium) erfaßt. Die Gesamtschwefelbestimmung erfolgte mit einem Schwefelanalysator LECO-SC 132. Blei und Cadmium wurden nach dem Aufschluß mit einem Salpetersäure-Perchlorsäuregemisch in der Graphitrohrküvette (AAS) analysiert.

Die Beurteilung der Nährstoffgehalte der Fichtennadeln erfolgte nach GUSSONE (1964; Tabelle 1); diese leiten sich von waldwachstumskundlichen Auswertungen ab und werden auch im Rahmen des österreichischen Bioindikatornetzes zur Beurteilung des Ernährungszustandes der Fichten herangezogen (STEFAN 1987); im vergleichbaren Bereich liegen die Beurteilungswerte nach den Richtlinien der ECE (1986; Stickstoff: 1,35%, Phosphor: 0,11%, Kalium: 0,35%, Magnesium: 0,08%).

Tab.1: Beurteilungswerte der Nährstoffgehalte in Fichtennadeln

Nadeljahrgang 1 (Herbstentnahme)
nach GUSSONE (1964)

Element	mangelhaft (%)	Versorgung	
		nicht ausreichend (%)	ausreichend (%)
N	1,30	1,31 - 1,50	>1,50
P	0,11	0,12 - 0,13	>0,13
K	0,33	0,34 - 0,42	>0,42
Ca	0,10	0,11 - 0,36	>0,36
Mg	0,07	0,08 - 0,11	>0,11

Da vergleichbare Beurteilungswerte über den Ernährungszustand von Zirbenkulturen fehlen, wurden für die Einstufung der Nährstoffgehalte Werte von *Pinus sylvestris* herangezogen. Für diese Baumart liegen nur bezüglich Stickstoff, Phosphor und Kalium, nicht aber für Calcium und Magnesium, Werte vor (Tabelle 2).

Tab.2: Beurteilungswerte der Nährstoffgehalte in Nadeln von *Pinus sylvestris*Kulturen, Nadeljahrgang 1
Werte aus LANZ (1969)

Element	Optimum(%)	Minima(%)	Autor
N	1,8	1,3	EVERS 1963
P	-	0,12- 0,13	WITTICH 1958
K	-	0,46- 0,50	WITTICH 1958

Der zulässige Höchstanteil an Schwefel im Nadeljahrgang 1 von Fichtennadeln ist in der 2. Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen mit 0,11% S festgesetzt. Die Bewertung der Bleigehalte von Fichtennadeln erfolgte nach KNABE (1984; Tabelle 3).

Tab.3: Bewertung der Bleigehalte von Fichtennadeln (nach KNABE 1984)

Klasse	mg Pb/kg	Hinweis auf Immissionseinwirkung
1	< 4,0	kein Hinweis
2	4 - 7,9	möglich
3	8 - 15,9	beginnend
4	16 - 31,9	stärker
5	> 31,9	sehr stark

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Die Nährstoffe wurden in den Proben der Jahre 1984-1989 (Fichten) bzw. 1984-1988 (Zirben) bestimmt, die Schadstoffgehalte in den Proben der Jahre 1984-1990 (Fichten) sowie 1984-1988 und 1990 (Zirben).

3.1 Nährstoffgehalte

3.1.1 Nährstoffgehalte der Fichtennadeln

Die Mittelwerte der Nährelementgehalte der einzelnen Probestämme über die Jahre 1984-1989 sind in Abbildung 1 wiedergegeben, die Mittelwerte über das gesamte Profil (Probestämme 1-10) in Abbildung 2.

Stickstoff: Vergleicht man die Mittelwerte der Stickstoffgehalte aller Probestämme der einzelnen Jahre, so ist eine Verbesserung der Stickstoffversorgung im Laufe des Untersuchungszeitraumes zu erkennen. Die durchschnittlichen Gehalte der Nadeln stiegen von 1,22% (1984) auf 1,39% N (1989). Eine deutliche Verbesserung der Stickstoffversorgung (vom mangelhaften in den Nadeln der talnahe stockenden Probestämme (bis 1140m Seehöhe) zu konstatieren, eine teilweise beginnende Verbesserung vom mangelhaften zum nicht ausreichenden Bereich in den Probestämmen der höher gelegenen Probestämmen gegen Ende des Untersuchungszeitraumes.

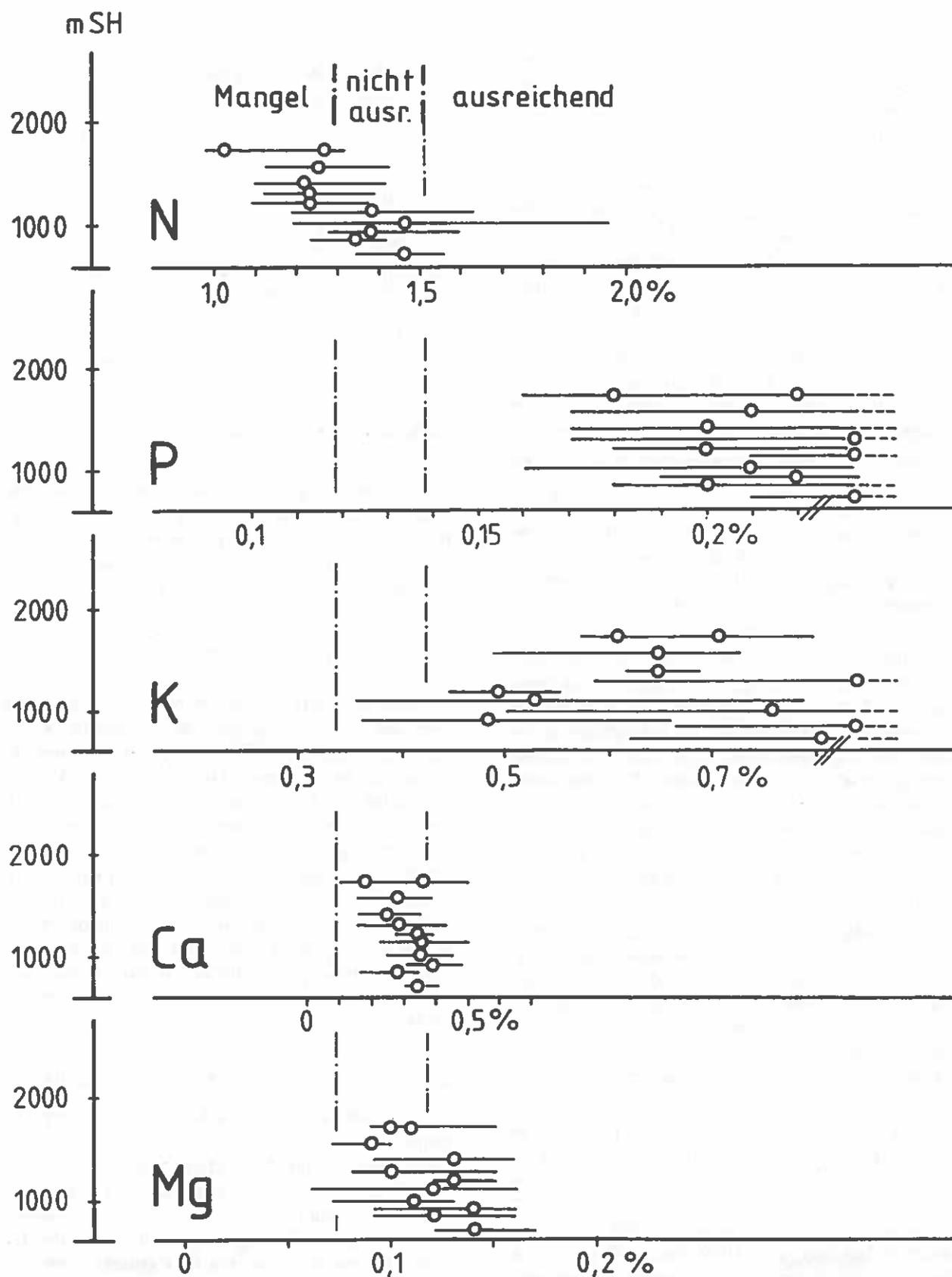
Zu bemerken ist, daß die Stickstoffversorgung der Nadeln der Probestämme in 1730m Seehöhe in allen Jahren nicht ausreichend war. Die zunehmend schlechtere Stickstoffversorgung der Nadeln der höhergelegenen Probestämme stimmt mit den Angaben aus der Literatur nicht überein, wonach die Kammlagen des Erzgebirges trotz ungünstiger Humusform (NEBE & CZERNEY 1964) ein Optimum der Stickstoffernährung ergaben; ebenso wiesen die Fichten an der subalpinen Waldgrenze Südpolens relativ hohe N-Spiegelwerte auf (NEBE & RZEZNIK 1967), was auch für Hochlagenbestände des Alpenraumes festgestellt wurde; ältere Untersuchungen aus dem Zillertal (späte 50er Jahre) ergaben N-Gehalte von 1,2% für tiefe bis mittlere Lagen und 1,24% - 1,36% für Lagen im obersten Fichtenwaldgürtel (EHRHARDT 1961).

Phosphor: Die Versorgung mit Phosphor war generell ausreichend.

Kalium: Die Kaliumversorgung war, abgesehen von je zwei nicht ausreichend versorgten Fichtennadelproben der Probestämmen in 930m (1984 und 1988) und 1140m (1984 und 1986) Seehöhe, immer ausreichend.

Calcium: Die Versorgung war mit Ausnahme der Probestämme in 1730m Seehöhe (wo im Jahr 1984 eine mangelhafte Versorgung festgestellt wurde) durchwegs ausreichend bzw. nicht ausreichend. Eine Veränderung der Calciumversorgung in Abhängigkeit von der Seehöhe sowie über den Beprobungszeitraum war, analog zur Stickstoffversorgung, nicht festzustellen. Zu

Abb.1: Nährstoffgehalte in Fichtennadeln
(Nadeljahrgang 1, Mittelwerte 1984-1990)



bemerken ist, daß die Probebäume in 930m bis 1140m Seehöhe am häufigsten eine ausreichende Calciumernährung aufwiesen.

In der Literatur wird angegeben, daß die Gehalte an Calcium von den tieferen zu den höheren Lagen (HÖHNE 1968 und NEBE 1967) absinken. Diese Abnahme konnte am Höhenprofil Zillertal nicht festgestellt werden; dies ergab auch die Beurteilung der Nährstoffgehalte nach Höhenstufen im Rahmen des österreichischen Bioindikatornetzes (STEFAN 1991).

Nach den bodenanalytischen Untersuchungen (GLATTES et al. 1985 und MUTSCH 1989) ist die Versorgung der Böden am Höhenprofil mit Calcium sehr schlecht. Da die Werte für austauschbare Kationen und die (zum Teil recht gute) Basensättigung auf eine ausreichende nachschaffende Kraft und/oder laufende Freisetzung aus dem Bestandesabfall hinweisen, kann auf einen funktionierenden Biokreislauf und auf eine Nährstoffsituation der Nadeln, welche nicht im mangelhaften Bereich liegt, geschlossen werden.

Magnesium: In der Magnesiumversorgung der Nadeln war, wie bei der Stickstoffversorgung, eine Verbesserung über den Untersuchungszeitraum festzustellen, die bei den talnahen Probebäumen deutlicher ausgeprägt war. Die in der Literatur angeführte Abnahme von tieferen zu höheren Lagen (HÖHNE 1968) war am Höhenprofil deutlich ausgeprägt.

Generell war die Nährelementversorgung nach den Ergebnissen der chemischen Nadelanalysen im Untersuchungsgebiet 1984 hinsichtlich Stickstoff und Magnesium am schlechtesten; im Laufe der folgenden Jahre ergab sich eine Verbesserung vor allem bei den talnahen Probebäumen. Die Versorgung mit Phosphor und Kalium war ausreichend, während die Versorgung mit Calcium mehr oder minder stark schwankte und insgesamt betrachtet keine Veränderungen erkennen ließ.

Um trotz der geringen Probenzahl eine verbesserter Information über die Nährelementversorgung zu erhalten, wurden die Gehalte der Hauptnährstoffe auch im Nadeljahrgang 2 bestimmt (Tabelle 4). Zusätzlich waren die Analysedaten des Nadeljahrganges 2 für die Interpretation von biotischen Schadursachen von Interesse.

Wie im Nadeljahrgang 1 kam es auch im Nadeljahrgang 2 hinsichtlich Stickstoff und Magnesium zu einem Anstieg der Elementgehalte während des Untersuchungszeitraumes. Bis 1987 nahmen die Stickstoffgehalte zu, 1988 kam es zu einer Reduktion, und 1989 wurde der höchste Stickstoffmittelwert aller Probejahre festgestellt. Ein ähnlicher Verlauf war auch für Magnesium

gegeben, nur war hier bereits 1987 eine Reduktion der Gehalte festzustellen, wogegen es 1988 zu einem geringfügigen Anstieg kam und 1989 die maximalen Magnesiumgehalte im Probematerial konstatiert wurden.

Tab.4: Nährstoffgehalte der Fichtennadeln
Mittelwerte der Probebäume 1-10,
Nadeljahrgang 1 und 2

Element		1984	1985	1986	1987	1988	1989
% N	NJ.1	1,22	1,22	1,25	1,38	1,31	1,39
	NJ.2	1,16	1,18	1,19	1,29	1,23	1,33
% P	NJ.1	0,25	0,19	0,21	0,21	0,21	0,23
	NJ.2	0,18	0,18	0,19	0,18	0,19	0,21
% K	NJ.1	0,64	0,62	0,69	0,70	0,64	0,73
	NJ.2	0,53	0,63	0,59	0,61	0,60	0,64
% Ca	NJ.1	0,24	0,38	0,26	0,28	0,36	0,30
	NJ.2	0,40	0,45	0,48	0,43	0,43	0,47
% Mg	NJ.1	0,11	0,11	0,12	0,11	0,13	0,12
	NJ.2	0,10	0,10	0,11	0,10	0,10	0,12

Nährelementquotienten

Neben der Klassifizierung der Elementgehalte wurde auch geprüft, in welchem Umfang eine „harmonische“ Ernährung gegeben war, wobei für die Beurteilung der Nährelementquotienten N/P, N/K, N/Ca und N/Mg folgende Bereiche als harmonisch anzusehen sind (HÜTTL 1985):

N/P	7,01 - 10,00
N/K	1,01 - 3,00
N/Ca	2,01 - 7,00
N/Mg	8,01 - 14,00

Es zeigte sich, daß die N/Ca-Quotienten der Probebäume (Ausnahme 1984, Probeflächen in 930m und 1300 bis 1730m Seehöhe) immer im optimalen Bereich lagen (was auch bei den N/K-Verhältnissen im überwiegenden Maße zutrifft), denn 93% der Daten konnten dem harmonischen Bereich zugeordnet werden. Auch die N/Mg-Quotienten lagen überwiegend im optimalen Bereich. Im deutlichen Gegensatz dazu waren die N/P-Quotienten, die nur zu 13% im harmonischen Bereich lagen, was durch die sehr günstige Phosphorversorgung und die meistens nicht ausreichende bzw. mangelhafte Stickstoffversorgung erklärbar ist.

3.1.2 Nährstoffgehalte der Zirbennadeln

Die Mittelwerte der Nährstoffgehalte der Zirbennadeln sind aus Tabelle 5 zu ersehen. Bei einer Beurteilung der Nährelementgehalte nach Tabelle 2 weisen die Zirben eine nicht optimale Versorgung mit Stickstoff auf, wobei eine Verbesserung der Ernährungssituation im Laufe des Beprobungszeitraumes bis 1987 eintrat; 1988 war wieder ein Absinken der Stickstoffgehalte zu registrieren. Die in Tabelle 2 für Phosphor als

Minima angegebenen Werte wurden in allen Jahren überschritten. Ebenso wie bei den Stickstoffgehalten kam es auch bei den Phosphorgehalten zu einem Anstieg von 1984 bis 1987, dem 1988 eine Abnahme folgte. Auch die Kaliumwerte überschritten die als Minima angegebenen Konzentrationen; bei Kalium kam es von 1984 bis 1988 zu einer steten Zunahme der mittleren Gehalte, wobei die deutlichste Steigerung von 1987 auf 1988 zu konstatieren war. Während bei Kalium eine ständige Zunahme im Laufe des Untersuchungszeitraumes zu verzeichnen war, lagen die Calciumwerte 1985 am höchsten und wiesen in den folgenden Jahren eine fallende Tendenz auf. Die Magnesiumversorgung zeigte insgesamt keine Tendenz.

Tab.5: Nährstoffgehalte der Zirbennadeln
Mittelwerte Nadeljahrgang 1 (Mischproben)

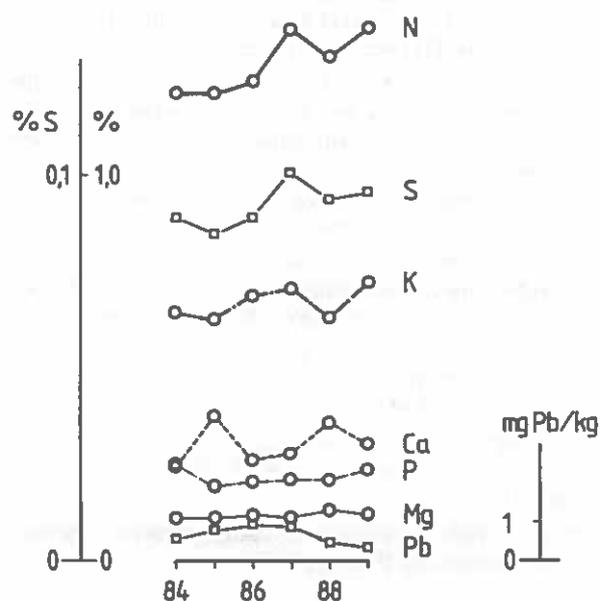
Element	1984	1985	1986	1987	1988
% N	1,50	1,50	1,58	1,64	1,55
% P	0,16	0,16	0,18	0,18	0,18
% K	0,52	0,56	0,59	0,62	0,67
% Ca	0,36	0,41	0,31	0,28	0,28
% Mg	0,11	0,10	0,10	0,11	0,10

3.2 Schadstoffgehalte

3.2.1 Schadstoffgehalte der Fichtennadeln

Die mittleren Schadstoffgehalte der Fichtennadeln (NJ.1, Jahresmittel über das gesamte Profil) sind aus Tabelle 6 und Abbildung 2 zu ersehen.

Abb.2: Nähr- und Schadstoffgehalte in Fichtennadeln
(Nadeljahrgang 1, Mittelwerte Probestämme 1-10)



Schwefel: Die mittleren Schwefelgehalte des Höhenprofils wiesen bei einzelnen Probestämmen bis in 1000m Seehöhe ab 1987 eine Zunahme auf, und ab diesem Zeitpunkt kam es zu Überschreitungen des gesetzlichen Grenzwertes von 0,11% Schwefel.

Blei: Die Mittelwerte der Bleigehalte lagen zwischen 0,34 und 1,90 mg Pb/kg. Bei allen Probestämmen waren im Verlauf des Untersuchungszeitraumes starke Schwankungen in den Bleigehalten gegeben. Die Mittelwerte stiegen von 1984 bis 1986 kontinuierlich an, um anschließend bis 1989 auf nahezu 2/3 des Wertes von 1986 abzusinken. 1990 stieg dagegen der Mittelwert aller 11 Probestämme an und erreichte den maximalen Wert von 1,90 mg Pb/kg. Nur in diesem Jahr kam es beim Probestamm in 1730m Seehöhe zu einem Bleigehalt, welcher einen Hinweis auf eine mögliche Immissionseinwirkung (Tabelle 3) gibt. Dies wird durch die deutlich angestiegenen Bleigehalte der im Profil anschließenden Probestämme bestätigt.

Die zum Teil sehr hohen Bleigehalte in der Auflage und in den oberen Mineralbodenhorizonten, welche nach MUTSCH (1989) auf Immissionen schließen lassen, korrelieren nicht mit den Bleigehalten in den Nadeln.

Cadmium: Die Mittelwerte der Cadmiumgehalte lagen zwischen 0,08 und 0,35mg Cd/kg, wobei ebenso wie bei Blei eine starke Fluktuation der Werte festzustellen war. Es kam von 1984 bis 1987 zu einem Anstieg der Gehalte, wobei der höchste mittlere Cadmiumgehalt 1987 ermittelt wurde. In den folgenden Jahren kam es zu einer Verringerung der Cadmiumgehalte auf die Hälfte des maximalen Wertes von 1987.

Tab.6: Schadstoffgehalte der Fichtennadeln
Mittelwerte Probestämme 1 - 10, Nadeljahrgang 1

Element	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990
S(%)	0,89	0,85	0,89	1,01	0,94	0,96	1,02
Pb(mg/kg)	0,56	0,80	1,00	0,88	0,41	0,34	1,90
Cd(mg/kg)	0,08	0,11	0,14	0,35	0,11	0,20	0,18

Ein Zusammenhang mit den deutlich erhöhten Cadmiumgehalten der Böden, welche auf Immissionen schließen lassen (MUTSCH 1989) und den Cadmiumgehalten der Nadeln ist generell nicht zu sehen: Höhere Cadmiumgehalte in den Bodenproben korrelierten nicht immer mit hohen Cadmiumgehalten in den Nadeln.

Die Blei- und Cadmiumgehalte der Nadeln der Probestämme in 930m und 1300m Seehöhe waren höher als jene der übrigen Probestämme.

Auf Grund der geringfügigen, aber sich jährlich wiederholenden Blei- und Cadmiumanreicherung in bestimmten Seehöhen, den hohen

Blei- und Cadmiumgehalten in der Auflage und in oberen Mineralbodenhorizonten, welche auf Immissionen schließen lassen, und verschiedenster Auswertungen weiterer Ergebnisse, die auf einen Zusammenhang zwischen der thermischen Schichtung der Luft und einer Anreicherung von Schadstoffen hinwiesen, wurde im Rahmen eines Forschungsprojektes durch die Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik die Analyse der vertikalen Temperatur und Windstruktur und ihr Einfluß auf die gemessenen Immissionsbelastung im Bereich des Untersuchungsgebietes untersucht. Es zeigte sich dabei, daß Inversionen im wesentlichen auf den Höhenbereich unterhalb von 1560m beschränkt sind (KAISER 1989 und 1992). Andererseits wird bei der Beurteilung des Waldzustandes (KRISTÖFEL 1992) auf die mehr oder weniger ausgeprägten Maxima der durchschnittlichen Verlichtungsgrade in 1580m bzw. 1730m sowie in 1320m hingewiesen, wobei auf Grund der Literatur vermutet wird, daß dies auf Auswirkungen von stabilen Inversionslagen und damit verstärkten Schadstoffeinfluß zurückzuführen ist.

3.2.2 Schadstoffgehalte der Zirbennadeln

Die mittleren Schadstoffgehalte der Zirbennadeln sind aus Tabelle 7 zu ersehen.

1987 war, gegenüber den ersten beiden Untersuchungsjahren, ein Anstieg des mittleren Schwefelgehaltes auf 0,12% zu beobachten, dem in den folgenden Jahren eine geringfügige Absenkung folgte.

Tab.7: Schadstoffgehalte der Zirbennadeln (Kulturen)
Mittelwerte (Mischproben), Nadeljahrgang 1

Element	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990
S (%)	0,09	0,09	0,11	0,12	0,11	-	0,11
Pb (mg/kg)	1,37	1,22	2,61	1,53	1,48	-	1,41
Cd (mg/kg)	0,77	0,61	1,22	0,96	0,50	-	0,82

Die mittleren Blei- und Cadmiumgehalte der Zirbennadeln lagen deutlich über jenen der Fichtennadeln, wobei die maximalen Blei- und Cadmiumkonzentrationen 1986 auftraten. Diese relativ hohen Werte werden durch die Gehalte der höchstgelegenen Fichtenprobestämme nicht bestätigt. So wurden 1986 extrem geringe Blei- und Cadmiumwerte in den Probestämmen in 1700m Seehöhe registriert.

Zusammenfassung

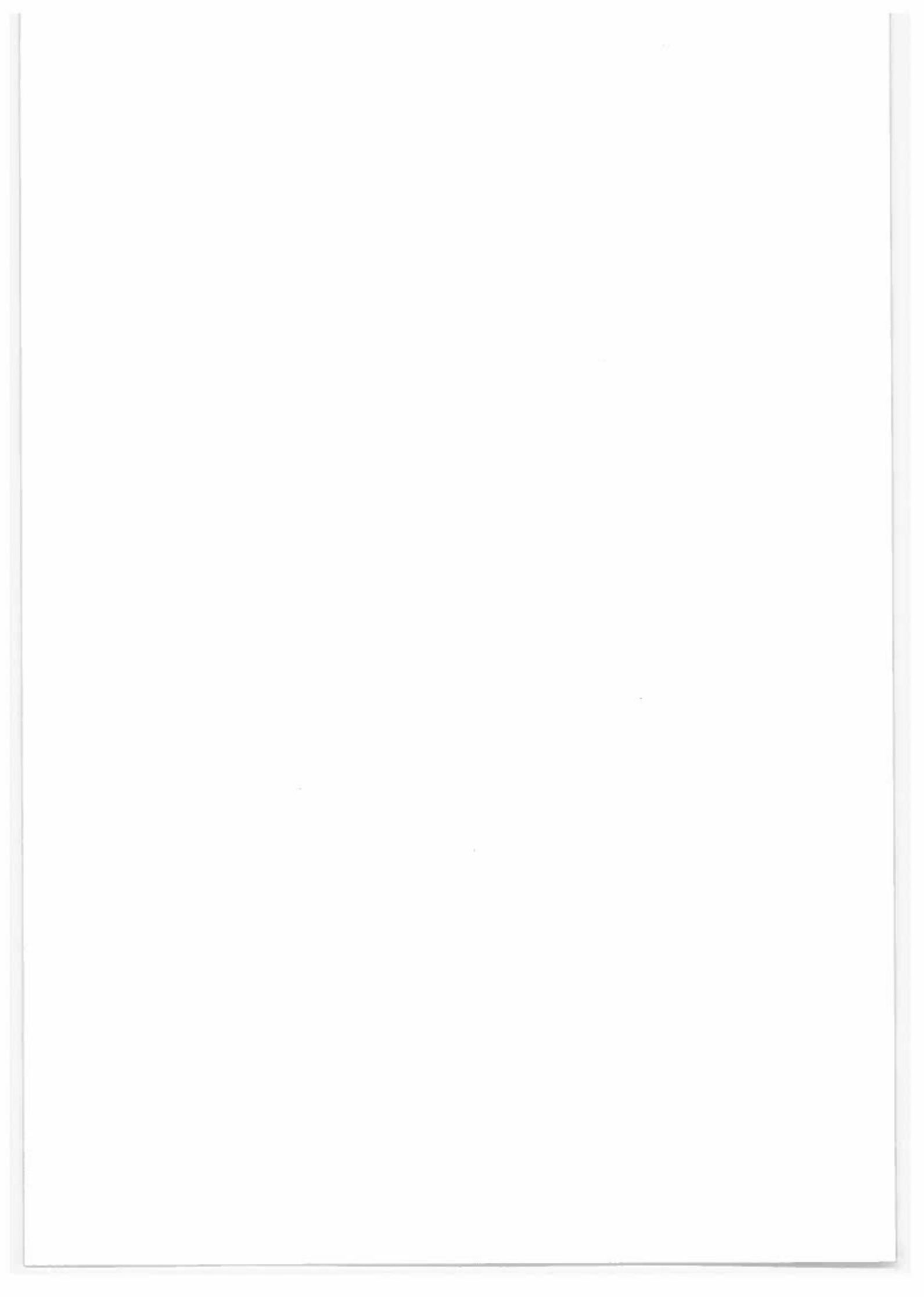
Fichtennadelproben des Höhenprofils (700m - 1730m) und Zirbennadelproben (ca. 2000m) wurden 1984 bis 1989 (1990) entnommen und auf Hauptnährstoffe (Stickstoff, Phosphor, Kalium,

Calcium, Magnesium) und Schadstoffe (Schwefel, Blei, Cadmium) untersucht. Die Stickstoff, Calcium- und Magnesiumversorgung war nicht ausreichend bzw. mangelhaft und verschlechterte sich mit zunehmender Seehöhe, während die Versorgung mit Phosphor und Kalium ausreichend war. Die Schwefelgehalte nahmen mit zunehmender Seehöhe ab, Überschreitungen des gesetzlichen Grenzwertes wurden nur bis 400m über Tal festgestellt. Die Blei- und Cadmiumgehalte lagen im natürlichen Bereich und gaben keinen Hinweis auf Immissionseinwirkung.

LITERATUR

- BUNDESGESETZBLATT für die Republik Österreich. Jahrgang 1984, 89. Stück. Zweite Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen.
- DÄSSLER H.G. 1981, Einfluß der Luftverunreinigungen auf die Vegetation. Ursachen, Wirkungen, Gegenmaßnahmen.- VEB Gustav Fischer Verlag, Jena.
- ECE 1986. Draft manual on methodologies and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forest.
- EHRHARDT F. 1961, Untersuchungen über den Einfluß des Klimas auf die Stickstoffnachlieferung von Waldhumus in verschiedenen Höhenlagen der Tiroler Alpen.- Forstwiss. Cbl. 80, 193-215.
- EVERS F.H. 1963. Neue Erkenntnisse zur Chlorosebekämpfung durch Düngungsmaßnahmen.- Allg. Forstzeitschr. 32/33, 499-500.
- FIEDLER H.J., NEBE W. & HOFFMANN F. 1973. Forstliche Pflanzenernährung und Düngung.- Gustav Fischer, Stuttgart.
- GLATTES F., SMIDT S., DRESCHER A., MAJER C. & MUTSCH F. 1985. „Höhenprofil Zillertal“. Untersuchung einiger Parameter zur Ursachenfindung von Waldschäden.- FBVA-Berichte Nr. 9.
- GUSSONE H.A. 1964. Faustzahlen für Düngung im Walde.- Bayer. Landw. Verl. München, Basel, Wien.
- HÖHNE H. 1968. Die methodischen Grundlagen der Nadelanalyse unter besonderer Berücksichtigung von *Picea abies* (L.) Karst und *Pinus silvestris* (L.).- Habil.Schr. TU Dresden (Tharandt).
- HÜTTL R.F. 1985. „Neuartige“ Waldschäden und Nähr-elementversorgung von Fichtenbeständen (*Picea abies* Karst.) in Südwestdeutschland.- Freiburger Bodenkund. Abh. 16, 195 S.
- KAISER A. 1989. Die vertikale Temperaturstruktur der Atmosphäre im Zillertal.- Phytion 29 (3), 49-63.
- KAISER A. 1992. Analyse der vertikalen Temperaturstruktur im Zillertal anhand von Fesselballon-, Sodar- und Hangmessungen.- FBVA-Berichte (dieser Band).
- KNABE W. 1984. Merkblatt zur Entnahme von Blatt- und Nadelproben für chemische Analysen.- Allgem. Forstzeitschrift, 847-848.
- KRISTÖFEL F. 1992. Terrestrische Kronenzustandsinventur am Höhenprofil Zillertal.- FBVA-Berichte (dieser Band).
- LANZ W. 1969. Forstdüngung (Sammelreferat).- Beiheft zum Forstarchiv (Februar 1969).

- MUTSCH F. 1989. Bodenuntersuchungen am Höhenprofil Zillertal.- Referat im Rahmen der Vortragsreihe „Höhenprofil Zillertal“, 28. 11, 1989 (unveröffentlicht).
- NEBE W. & CZERNEY P. 1964. Über den Ernährungs- und Humuszustand maximal wachsender Fichtenbestände Südpolens.- Wiss. Z. TU Dresden 13, 1505-1510.
- NEBE W. 1967. Über die Beziehungen zwischen dem Klima und den Ernährungszustand der Fichte (*Picea abies* Karst).- Int. wiss. Konf. Zvolen, CSSR.
- NEBE W. & RZEZNIK Z. 1967. Über das Höhenwachstum und den Ernährungszustand von Fichtenbeständen auf grundwasserfreien Standorten Nordostpolens.- Arch. Forstwes. 16, 641-646.
- NEBE W., FIEDLER H.J., ILGEN G. & HOFFMANN W. 1986. Immissionsbedingte Ernährungsstörungen der Fichte (*Picea abies* [L.] KARST.) in Mittelgebirgslagen.- Flora 179: 453-462.
- STEFAN K. 1987. Ergebnisse der Schwefel- u. Nährstoffbestimmungen in Pflanzenproben des österr. Bioindikatoretnetzes.- VDI Berichte 609.
- STEFAN K. 1991. Zur Nährelementversorgung der Fichtennadeln von ungedüngten und gedüngten Bäumen im Gleinalmgebiet.- Mitt. der FBVA Wien, 163/IV.
- WITTICH W. 1958. Bodenkundliche und pflanzenphysiologische Grundlagen der mineralischen Düngung im Walde und Möglichkeiten der Ermittlung des Nährstoffbedarfs.- Allg. Forstzeitschr. 13.



Pflanzenphysiologische Untersuchungen am Höhenprofil Zillertal

E. Bermadinger-Stabentheiner und D. Grill

Institut für Pflanzenphysiologie
Universität Graz

Key words: *Picea abies*, stress physiology, thiols, ascorbic acid, pigments.

Abstract

Plant-physiological investigations at the Altitude Profile Zillertal: In August 1988 physiological-biochemical investigations were conducted on 10 trees of the „Altitude Profile Zillertal“ (700m - 1720m a.s.l.). The needles were examined for water soluble thiols, ascorbic acid, peroxidase activity and pigment contents (chlorophylls, carotenes, xanthophylls). For a stress-specific interpretation the sum of all investigated compounds must be taken into account. As a result of this study different altitudinal zones could be segregated. When compared to the other investigated trees, the sample trees near the valley bottom (700m - 930m a.s.l.) showed an increased thiol content, a slightly decreased content of ascorbic acid and characteristic alterations of the pigment content with increasing needle age; the pigment content increased only to the 3rd needle year and then remained constant. This symptom complex indicates the influence of SO₂, though the vitality of the trees was not evidently affected. The higher altitudinal zone (1300m - 1720m a.s.l.) was characterized by the combined influence of oxidants and SO₂ where the effects of oxidants were dominating. Those trees revealed an increased content of thiols and of ascorbic acid, decreased pigment contents and a clearly decreased α -carotene to β -carotene quotient. Two trees in lower altitudes (1000m and 1120m a.s.l.) showed the same characteristics, what could be explained by high ozone concentrations produced locally in these elevations. The test tree in 1200m a.s.l. did not show any pollution input signs. The combined effect of oxidants and SO₂ suggests a significant additional stress, particularly for trees growing at higher altitudes.

1 EINLEITUNG

1988 wurden im Rahmen streßökologischer Untersuchungen drei Bäume des „Höhenprofil Zillertal“ (GLATTES et al. 1989), welche verschiedenen Stressorenmustern ausgesetzt waren, eingehend bearbeitet (BERMADINGER et al. 1989, BOLHAR-NORDENKAMPF 1989). Das Ziel der Arbeit war es, die durch natürliche und anthropogene Streßfaktoren bedingten Veränderungen im Stoffwechsel zu erfassen und möglicherweise einem spezifischen Verursacher zuzuordnen (BOLHAR-NORDENKAMPF 1989, BOLHAR-NORDENKAMPF & LECHNER 1989). Es zeigte sich, daß eine Differenzierung der drei Probestämme hinsichtlich eines Zusammenhanges von Luftschadstoffen und Veränderungen im Stoffwechsel möglich war. Der talnahe Baum (700m)

wies Anzeichen eines Einflusses saurer Luftverunreinigungen auf, beim Baum in 1000m Seehöhe dominierte der oxidative Einfluß (wobei ein zusätzlicher SO₂-Einfluß nicht auszuschließen war), die physiologischen Reaktionen des Baumes in 1520m Seehöhe wiesen keine deutlichen Veränderungen im Stoffwechsel auf. Diese ersten Ergebnisse aus dem Höhenprofil Zillertal entsprachen jenen von GRILL et al. (1988a), wonach mittels physiologischer Untersuchungen an einem Profil in der Steiermark eine Differenzierung in einen vorwiegend durch SO₂ geprägten Bereich unterhalb von 1000m Seehöhe und einen von oxidativen Einflüssen dominierten Bereich in ca. 1400m Seehöhe vorgenommen werden konnte.

Aufbauend auf diesen Ergebnissen war es von Interesse, am Höhenprofil Zillertal die Anzahl der Probebäume zu verdichten, um eine Aussage über den gesamten Profilverbereich treffen zu können.

10 Probebäume wurden beerntet und auf pflanzenphysiologische Parameter (Pigmente, Thiole, Ascorbinsäure und Peroxidasen) untersucht. Pigmente (v.a. die Chlorophylle) gehören in den pflanzlichen Zellen zu den ersten Angriffspunkten von toxischen Sauerstoffradikalen, die durch die Wirkung verschiedener Luftschadstoffe in den Zellen verstärkt gebildet werden (JÄGER et al. 1986, RENNENBERG 1988). Thiole, Ascorbinsäure und zum Teil auch Carotinoide sind wesentliche Bestandteile des zellulären Entgiftungssystems von derartigen Sauerstoffradikalen (JÄGER et al. 1986, RENNENBERG 1988, BERMADINGER et al. 1989 und 1990). Eine weitere wichtige Komponente dieses Entgiftungsmechanismus ist die Peroxidase, die auf Streß unspezifisch mit einer Erhöhung ihrer Aktivität reagiert.

2 MATERIAL UND METHODIK

Im August 1988 wurden von 10 Fichten (*Picea abies* [L.] Karst.) des Höhenprofils (Tabelle 1) Astproben aus dem oberen Kronenbereich entnommen, in die einzelnen Nadeljahrgänge (NJ.) getrennt, gewogen, mit flüssigem Stickstoff (-96°C) schockgefroren und bis zur analytischen Aufarbeitung bei -27°C aufbewahrt.

Tab.1: Probebäume

Baum Nr.	Seehöhe
1	1720m
2 *)	1560m
3	1400m
4	1300m
5	1200m
6	1140m
7 *)	1000m
8	930m
9	850m
10 *)	700m

Die mit *) bezeichneten Probebäume waren ident mit jenen Bäumen, die im Rahmen des streßphysiologischen Programmes beerntet wurden (BOLHAR-NORDENKAMPF et al. 1989, BOLHAR-NORDENKAMPF & LECHNER 1989).

Folgende Untersuchungen wurden an den beiden jüngsten Nadeljahrgängen durchgeführt:

- Die Summe der wasserlöslichen Thiole, die zu 95-100% aus dem Tripeptid Glutathion bestehen (GRILL et al. 1982), wurde photometrisch durch Umsatz mit DTNB (5,5'-Dithiobis-nitrobenzoesäure; Ellmann-Reagenz) gemessen.
- Die Bestimmung des Ascorbinsäuregehaltes erfolgte mittels einer isokratischen HPLC-Methode (vgl. BERMADINGER et al. 1989).
- Die Messung der Peroxidase-Aktivität erfolgte nach KELLER & SCHWAGER (1971).
- Die Pigmentuntersuchungen erfolgten zusätzlich an den Nadeln des 3. und 4. Nadeljahrganges (1988 - 1985) nach PFEIFHOFER (1989) mittels eines HPLC-Gradientensystems (vgl. BERMADINGER et al. 1989).

3 ERGEBNISSE

Thiole

Die Gehalte an wasserlöslichen Thiolen zeigten im 1. und 2. Nadeljahrgang einen nahezu parallelen Verlauf. In beiden Nadeljahrgängen (beim 1. NJ. etwas ausgeprägter als beim 2. NJ.) wurde der geringste Thiolgehalt beim Probebaum 5 gefunden (Abbildung 1).

Ascorbinsäure

Wie bei den Thiolgehalten war auch bei den Ascorbinsäuregehalten ein Minimum in den Nadeln des Probebaumes 5 zu finden, während das Maximum in den Nadeln des Probebaumes 6 vorlag. Der 2. NJ. ließ weitere Maxima an den Probebäumen 9 und 3 erkennen. Auffallend war der sehr niedrige Ascorbinsäuregehalt im 1. NJ. am Probebaum 1 (Abbildung 2). Generell waren die Verläufe der Ascorbinsäure weniger einheitlich als jene der Thiole.

Peroxidase

Der Höhenverlauf der Peroxidase-Aktivität im 1. NJ. war sehr homogen und ließ nur leichte Erhöhungen an den Probebäumen 6 und 3 erkennen. Die Aktivität des 2. NJ. war durchwegs höher und zeigte ein sehr stark ausgeprägtes Maximum am Probebaum 4 sowie zwei kleinere Nebenmaxima an den Probebäumen 8 und 2 (Abbildung 3).

Pigmente

Die höchsten *Chlorophyll*gehalte (Summen aus Chlorophyll a und Chlorophyll b; Abbildung 4) fanden sich bei allen vier untersuchten Jahrgängen an den Probebäumen 9 und 8 sowie am Probebaum 5, während ausgeprägte Minima an den

Probabäumen 6 und 3 zu beobachten waren. Generell nahm der Chlorophyllgehalt mit steigender Seehöhe ab. Bei den Probabäumen 1, 6 und 8 - 10 stieg der Chlorophyllgehalt vom 1. bis zum 3. NJ. an und blieb zum 4. NJ. konstant. An den Probabäumen 2 - 4 und am Probabaum 7 erfolgte nach einem kontinuierlichen Anstieg des Chlorophyllgehaltes bis zum 3. NJ. ein deutlicher Abfall im 4. NJ.; nur an Probabaum 5 nahm der Chlorophyllgehalt kontinuierlich bis zum 4. NJ. zu.

Bei den *Carotinen* (α - und β -Carotin) und den *Xanthophyllen* (Lutein, Neoxanthin, Violaxanthin, Antheraxanthin, Zeaxanthin) war ein zu den Chlorophyllen analoger Verlauf festzustellen.

Die niedrigsten α/β -Carotin-Quotienten waren im oberen Profilbereich bei den Probabäumen 1 - 4 und 7 zu finden, die höchsten an den Probabäumen 5 und 10 (Abbildung 5). Im oberen Profilbereich (Probabäume 1-5) nahmen die α/β -Carotin-Quotienten vom 1. bis zum 3. NJ. zu und zeigten somit das gleiche Verhalten wie die Chlorophylle. Im unteren Profilbereich (Probabäume 9 und 10) hingegen nahm der α/β -Carotin-Quotient mit zunehmendem Nadelalter ab.

Die höchsten *Xanthophyll/Carotin-Quotienten* wurden beim Probabaum 5, die geringsten im Bereich der Probabäume 3, 6 und 10 ermittelt (Abbildung 6). Im Bereich der Probabäume 6 - 10 nahm dieser Quotient kontinuierlich vom 1. zum 4. NJ. zu (Ausnahme: 3. NJ. des Probabaumes 10). Im Gegensatz dazu nahm dieser Quotient im oberen Profilbereich (Probabäume 1 - 5) zunächst vom 1. zum 2. NJ. ab und erst dann bis zum 4. NJ. wieder zu.

4 DISKUSSION

Aufgrund der physiologisch-biochemischen Nadelanalysen ließ sich das Höhenprofil Zillertal in mehrere Höhenbereiche unterteilen, die mit möglichen, schadstoffspezifischen Streßbelastungen in Verbindung gebracht werden können. Für eine Differenzierung der Streßbelastung mußten alle erhobenen pflanzenphysiologischen Parameter herangezogen werden (GRILL et al. 1988a und 1988b, 1989; BERMADINGER et al. 1989 und 1990). Da es für diese aber keine „Grenzwerte“ (wie z.B. für Schwefel- oder Nährstoffgehalte) gibt, war es notwendig, sich an einem als gesund eingestuftem Baum mit „normalem“ Stoffwechsel zu orientieren.

Seehöhenbereich 700m - 930m

Die *Probabäume 10-8* ließen sich zu einer mehr oder weniger einheitlichen Gruppe mit ähnlichem Merkmalskomplex zusammenfassen. Die

Gehalte an wasserlöslichen Thiolen waren leicht erhöht, die Gehalte an Ascorbinsäure hingegen etwas abgesenkt. Es ist bekannt, daß SO_2 -Einfluß zu einer Erhöhung des Gehaltes an wasserlöslichen Thiolen (GRILL & ESTERBAUER 1973, RENNENBERG 1984, BERMADINGER et al. 1990) und zu einer leichten Absenkung des Ascorbinsäuregehaltes führt (GRILL et al. 1979). Nach PFEIFHOFER & GRILL (1988) nimmt der Pigmentgehalt SO_2 -beeinflusster Fichtennadeln bis zum 3. NJ. zu und bleibt dann mehr oder weniger konstant, was auch an den Probabäumen in diesem Seehöhenbereich beobachtet wurde. Der genannte Merkmalskomplex konnte auch an jungen Fichten gefunden werden, die in Open-Top-Kammern mit SO_2 begast wurden (BERMADINGER et al. 1990). Untersuchungen der epikutikulären Wachse des talnächsten Probabaumes wiesen ebenfalls auf eine leichte Beeinflussung durch saure Luftverunreinigungen hin (BERMADINGER et al. 1989). Die aktuellen SO_2 -Immissionen dürften jedoch die Vitalität der Bäume nicht stark beeinflussen. Das zeigten einerseits die Gehalte an wasserlöslichen Thiolen, die zwar leicht erhöht waren, aber nicht auf eine deutliche SO_2 -Beeinflussung hinwiesen (GRILL & ESTERBAUER 1973, GRILL et al. 1982). Andererseits ist bei stärkerem SO_2 -Einfluß auch mit einer deutlicheren Verminderung des Pigmentgehaltes zu rechnen (PFEIFHOFER & GRILL 1988, BERMADINGER et al. 1990, SIEFERMANN-HARMS 1990); die Nadeln der Probabäume wiesen aber (mit Ausnahme des 1. NJ. des talnächsten Probabaumes) die höchsten Pigmentgehalte des gesamten Profils auf. Ein weiteres Indiz für die Einwirkung von SO_2 waren die etwas erhöhten Schwefelgehalte der jungen Nadeln, die jedoch mit 0,10% knapp unter den Grenzwerten der 2. Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen (0,11% für 1. NJ.) lagen.

Seehöhenbereich 1000m - 1720m

Der gesamte obere Bereich wurde durch *Probabaum 5* (1200m) in zwei Zonen getrennt, die eine Schadstoffbeeinflussung aufwiesen. Probabaum 5 ließ in seinem physiologischen Verhalten keine Veränderungen erkennen, die auf eine stärkere Streßbelastung hindeuteten. Die Gehalte an wasserlöslichen Thiolen und an Ascorbinsäure waren gering und wiesen am Höhenprofil ein ausgeprägtes Minimum auf. Auch die als unspezifisches Streßenzym geltende Peroxidase zeigte keine erhöhte Aktivität. Zudem waren in den Nadeln dieses Probabaumes (neben dem Probabaum 10) die höchsten Pigmentgehalte aller untersuchten Bäume zu finden, wobei die Gehalte vom 1. bis zum 4. NJ. kontinuierlich zunahmen, was nach PFEIFHOFER & GRILL (1988) als

„normal“ zu bezeichnen ist. Nach diesen Autoren könnte allerdings der hohe Xanthophyll/Carotin-Quotient in den Nadeln als Hinweis für eine beginnende Vergilbung und eine oxidative Beeinflussung gelten. Dafür spricht auch der im Vergleich zu den anderen Proben sehr hohe α/β -Carotin-Quotient. Eine Erhöhung dieses Quotienten wird von LICHTENTHALER & BUSCHMANN (1984) als Zeichen einer oxidativen Beeinflussung gewertet.

Im Seehöhenbereich der *Probabäume 1 - 4* zeigten die Nadeln des Probebaumes 3 den gemeinsamen Merkmalskomplex am deutlichsten: Ein erhöhter Gehalt an wasserlöslichen Thiolen und an Ascorbinsäure, eine Verminderung der Pigmentgehalte und eine erhöhte Peroxidaseaktivität war den Nadeln dieser Probabäume gemeinsam. Dieser Merkmalskomplex weist auf einen deutlichen oxidativen Einfluß hin, da Ozon den Ascorbinsäuregehalt erhöht (BARNES 1972, MEHLHORN et al. 1986, OSSWALD et al. 1987, BERMADINGER et al. 1990). Der leicht erhöhte Gehalt an wasserlöslichen Thiolen und der altersabhängige Verlauf der Pigmente (Zunahme bis zum 3. NJ., danach eine deutliche Abnahme) lassen jedoch auch auf eine Beeinflussung durch SO_2 schließen (vgl. GRILL & ESTERBAUER 1973, RENNENBERG 1984, PFEIFHOFER & GRILL 1988). Einen vergleichbaren Merkmalskomplex wiesen Nadeln von jungen Fichten auf, die mit SO_2 und Ozon kombiniert begast wurden (BERMADINGER et al. 1990). Auch andere Untersuchungen bestätigen diese Annahme (MEHLHORN et al. 1986, OSSWALD et al. 1987). Das physiologische Verhalten der Nadeln deutete eine synergistische Wirkung von Oxidantien (Ozon) und SO_2 an. Auch die leicht erhöhten Schwefelgehalte der Nadeln ließen eine Einwirkung von SO_2 erkennen (vgl. Schadstoffgehalte der Nadeln). Die extrem hohe Peroxidaseaktivität des 2. NJ. des Baumes 4, die bei den anderen Bäumen dieser Gruppe nicht zu finden war, könnte auf einen biotischen Stressor zurückzuführen sein.

Die *Probabäume 7 und 6* waren aufgrund des untersuchten physiologisch-biochemischen Merkmalskomplexes der Gruppe der höher gelegenen Probabäume (1-4) zuzuordnen: leicht erhöhte Thiol- und erhöhte Ascorbinsäuregehalte (wobei in den Nadeln des Probebaumes 6 die höchsten Werte aller untersuchten Bäume zu finden waren) sowie sehr geringe Pigmentgehalte. Dieser Merkmalskomplex deutet ebenfalls auf eine kombinierte Einwirkung von SO_2 und Oxidantien hin, wobei allerdings der oxidative Effekt in der Ausprägung des physiologischen Verhaltens zu dominieren scheint.

Bereits BERMADINGER et al. (1989) stellten fest, daß der Probebaum in 1520m Seehöhe, der im Rahmen streßphysiologischer Untersuchungen beerntet wurde (BOLHAR-NORDENKAMPF et al. 1989), gegenüber den beiden anderen Probabäumen in 1000m und in 700m Seehöhe einen deutlich verringerten α/β -Carotin-Quotienten aufwies, was als Zeichen einer oxidativen Beeinflussung gedeutet wurde. Allerdings war es bei der genannten Untersuchung auf Grund der geringen Zahl von Probabäumen und der sehr geringen höhenmäßigen Auflösung nicht möglich, eine Aussage über den gesamten Seehöhenbereich zu treffen, was in der vorliegenden Arbeit versucht werden soll.

Gesamtprofil

Das Profil ließ einen unteren, talnahen Bereich (700m - 930m) erkennen, der v.a. durch einen schwachen SO_2 -Einfluß gekennzeichnet war. Der Einfluß von Stickstoffoxiden und von Oxidantien konnte nicht ausgeschlossen werden, jedoch dominierte SO_2 die Ausprägungen des physiologischen Verhaltens. Der Bereich oberhalb 1000m war durch eine kombinierte Einwirkung oxidativer Schadstoffe und SO_2 geprägt, wobei die dominierende Rolle den Oxidantien zukam. Diese beiden Bereiche waren durch die Zone zwischen 1140m und 1200m getrennt, in der die Bäume keinen Hinweis auf Immissionseinfluß erkennen ließen. Die physiologischen Veränderungen an den Nadeln von Baum 7 (1000m) waren offenbar mit den erhöhten Ozonkonzentrationen zu erklären; die lokale Ozonbildung könnte durch die Vorläuferkonzentrationen erklärt werden (SMIDT et al. 1990).

Die Trennung in einen oberen und unteren Profilbereich steht in guter Übereinstimmung mit einer Profiluntersuchung in der Steiermark (GRILL et al. 1988a), bei der es möglich war, einen v.a. durch SO_2 beeinflussten unteren Profilbereich (bis 1000m Seehöhe) von einem vorwiegend durch oxidative Komponenten geprägten oberen Profilbereich (oberhalb von 1000m, stark ausgeprägt in ca. 1400m Seehöhe) zu trennen. Am Wank bei Garmisch-Partenkirchen/BRD konnten AMMER et al. (1988, 1989) mit Hilfe der Luftbildinterpretation eine Höhenabhängigkeit der Waldschäden feststellen; eine Zone verringerter Vitalität lag nach ihren Untersuchungen zwischen 1000 und 1200m, eine weitere zwischen 1400m und 1600m Seehöhe. Auch PAFFRATH & PETERS (1988) wiesen in diesem Untersuchungsgebiet auf einen Zusammenhang zwischen den beobachteten Waldschäden und den Ozonkonzentrationen hin.

Das in den vorliegenden Untersuchungen dargestellte synergistische Zusammenwirken von Oxidantien und SO_2 in größeren Seehöhen (v.a. im Bereich der Waldgrenze) stellt für die Bäume, die in diesen Höhenlagen bereits einer Vielzahl natürlicher Stressoren ausgesetzt sind, eine zusätzliche Belastung dar, auch wenn deren Konzentrationen nicht akut phytotoxisch sind.

Zusammenfassung

An 10 Bäumen des „Höhenprofil Zillertal“ (700m - 1720m) wurden im August 1988 folgende physiologisch-biochemischen Parameter untersucht: wasserlösliche Thiole, Ascorbinsäure, Pigmente und Peroxidaseaktivität. Für eine stresspezifische Bewertung mußten alle diese Faktoren herangezogen werden. Aufgrund der gefundenen Merkmalskomplexe ließen sich die untersuchten Bäume verschiedenen Gruppen zuordnen, die sich auf einzelne Höhenzonen verteilten. Das physiologische Verhalten der Bäume im talnahen Bereich (700m - 930m) war durch einen höheren Gehalt an Thiolen, eine Verminderung der Ascorbinsäuregehalte und einen charakteristischen Verlauf der Pigmentgehalte mit zunehmendem Nadelalter gekennzeichnet, wobei die Pigmentgehalte bis zum 3. NJ. zunahm und dann konstant blieben. Dieser Merkmalskomplex deutet auf SO_2 -Einfluß hin, wobei ein Einfluß von Stickstoffoxiden und Oxidantien nicht ausgeschlossen werden kann. Der Profilbereich zwischen 1300m und 1720m war im Gegensatz zum talnahen Bereich durch eine kombinierte Einwirkung oxidativer Schadstoffe und SO_2 geprägt, wobei der Oxidantieneinfluß dominierte. Die Bäume wiesen leicht erhöhte Thiol-, erhöhte Ascorbinsäure-, sehr geringe Pigmentgehalte und deutlich abgesenkte α/β -Carotin-Quotienten auf. Auch die Probestämme in 1000m und 1120m waren diesem oxidantienbeeinflussten Bereich zuzuordnen, was sich möglicherweise durch höhere Konzentrationen von lokal gebildetem Ozon erklären ließe. Die biochemischen Nadelanalysen der Nadeln des Probestaumes in 1200m Seehöhe ergaben hingegen keinen Hinweis auf Immissionseinfluß. Die vor allem in größeren Seehöhen auftretende kombinierte Einwirkung von Oxidantien und SO_2 stellt möglicherweise eine besondere zusätzliche Belastung für die Bäume dar.

LITERATUR

- AMMER U., BURGIS M., KOCH B. & MARTIN K. 1988. Untersuchungen über den Zusammenhang zwischen Schädigungsgrad und Meereshöhe im Rahmen des Schwerpunktprogrammes zur Erforschung der Wechselwirkungen von Klima und Waldschäden.- Forstw. Cbl. 107, 145 - 151.
- AMMER U., BURGIS M., KOCH B. & MARTIN K. 1989. Waldschadensfortschritt am Wank 1986/87 und Waldschadensausmaß am Fricken 1987 bzw. Ansprache der Vergilbung anhand von Farbinfrarot- und Echtfarbenluftbildern.- GSF-Bericht 6/89, 357 - 366.
- BARNES R.L. 1972. Effects of chronic exposure to ozone on soluble sugar and ascorbic acid contents of pine seedlings.- Can. J. Bot. 50, 215 - 219.
- BERMADINGER E., GRILL D. & GUTTENBERGER H. 1989. Thiole, Ascorbinsäure, Pigmente und Epikutikularwache in Fichtennadeln aus dem Höhenprofil „Zillertal“.- Phytol. 29 (3), 163 - 185.
- BERMADINGER E., GUTTENBERGER H. & GRILL D. 1990. Physiology of young Norway spruce.- Environ. Pollut. 68, 319 - 330.
- BOLHAR-NORDENKAMPF H.R. 1989. Stressphysiologisches Konzept einer kausalanalytischen Waldschadensforschung.- Phytol. 29 (3), 11 - 14.
- BOLHAR-NORDENKAMPF H.R. & LECHNER E. 1989. Synopse stressbedingter Modifikationen der Anatomie und Physiologie von Nadeln als Frühdiagnose einer Disposition zur Schadensentwicklung bei Fichte.- Phytol. 29 (3), 255 - 301.
- GLATTES F., BOLHAR-NORDENKAMPF H.R., GABLER K., LEITNER J., MAYER C., PLATTNER J. & ZWERTGER P. 1989. Die Biotope der Probestämme im Höhenprofil „Zillertal“.- Phytol. 29 (3), 15 - 37.
- GRILL D. & ESTERBAUER H. 1973. Cystein und Glutathion in gesunden und SO_2 -geschädigten Fichtennadeln.- Eur. J. For. Path. 3, 65 - 71.
- GRILL D., ESTERBAUER H. & WELT R. 1979. Einfluß von SO_2 auf das Ascorbinsäuresystem der Fichtennadeln.- Phytol. 29 (3), 361 - 368.
- GRILL D., ESTERBAUER H. & HELBIG K. 1982. Further studies on the effect of SO_2 -pollution on the sulfhydryl-systems of plants.- Phytol. 29 (3), 264 - 271.
- GRILL D., KERN T., BERMADINGER E. & JÄGER H.J. 1988a. Physiologische Reaktionen von Fichten in Inversionszonen.- GSF-Bericht 17, 391 - 399.
- GRILL D., EBERMANN R., GAILHOFER M. & HALBWACHS G. 1988b. Reaktionen des Pflanzenstoffwechsels im Syndrom der neuartigen Waldschäden.- ITW-Symposium 1988, FÜHRER E. & NEUHUBER F. (Hrsg.), Wien, 166 - 186.
- GRILL D., PFEIFHOFER H., TSCHULIK A., HELBIG K. & HOLZER K. 1988c. Thiol content of spruce needles at forest limits.- Oecologia 76, 294 - 297.
- GRILL D., GUTTENBERGER H., ZELNIG G. & BERMADINGER E. 1989. Reactions of plant cells on air pollution.- Phytol. 29 (2), 277 - 290.
- JÄGER H.J., WEIGEL H.J. & GRÜNHAGE L. 1986. Physiologische und biochemische Aspekte der Wirkung von Immissionen auf Waldbäume.- Eur. J. For. Pathol. 16, 98-109.
- KELLER T. & SCHWAGER H. 1971. Der Nachweis unsichtbarer („physiologischer“) Fluor-Immissionsschädigungen an Waldbäumen durch eine einfache kolorimetrische Bestimmung der Peroxidase-Aktivität.- Eur. J. For. Path. 1, 6 - 18.
- LICHTENTHALER H.K. & BUSCHMANN C. 1984. Das Waldsterben aus botanischer Sicht.- G. Braun Karlsruhe.

- MEHLHORN H., SEUFERT G. SCHMIDT A. & KUNERT K.J. 1986. Effect of SO₂ and O₃ on productions of anti-oxidants in conifers.- *Plant Physiol.* 82, 336 - 338.
- OSSWALD W.F., SENGER H. & ELSTNER E.F. 1987. Ascorbic acid and glutathione contents of spruce needles from different locations in Bavaria.- *Z. Naturforsch.* 42c, 879 - 884.
- PAFFRATH D. & PETERS W. 1988. Betrachtung zur Ozonvertikalverteilung im Zusammenhang mit neuartigen Waldschäden.- *Forstw. Cbl.* 107, 152 - 159.
- PFEIFHOFER H. 1989. Evidence for chlorophyll b and lack of lutein in *Neottia nidus-avis* plastids.- *Biochem. Physiol. Pfl.*, 184, 55 - 61.
- PFEIFHOFER H. & GRILL D. 1988. Zur Rolle von Pigmentuntersuchungen in der biochemischen Diagnose von Schadwirkungen.- In: FÜHRER E. & NEUHUBER F. (Eds.) *FIW-Symposium 1988*, 290-291, Wien.
- RENNENBERG H. 1984. The fate of excess sulfur in higher plants.- *Ann. Rev. Plant Physiol.* 35, 518 - 543.
- RENNENBERG H. 1988. Wirkung von Photooxidantien auf Pflanzen.- *GSF-Bericht* 17, 360-370.
- SIEFERMANN-HARMS D. 1990. Chlorophyll, carotenoids and the activity of the xanthophyll cycle.- *Environ. Pollut.* 68, 293-303.
- SMIDT S., GABLER K & PUXBAUM H. 1990. Die zeitliche und vertikale Zunahme der Ozonkonzentrationen.- *Österr. Forstztg.* 7, 247. Folge, 58-60.

Abb.1: Gehalte an wasserlöslichen Thiolen (µmol/g Frischgewicht) des 1. und 2. NJ. an den Probestäumen 1-10

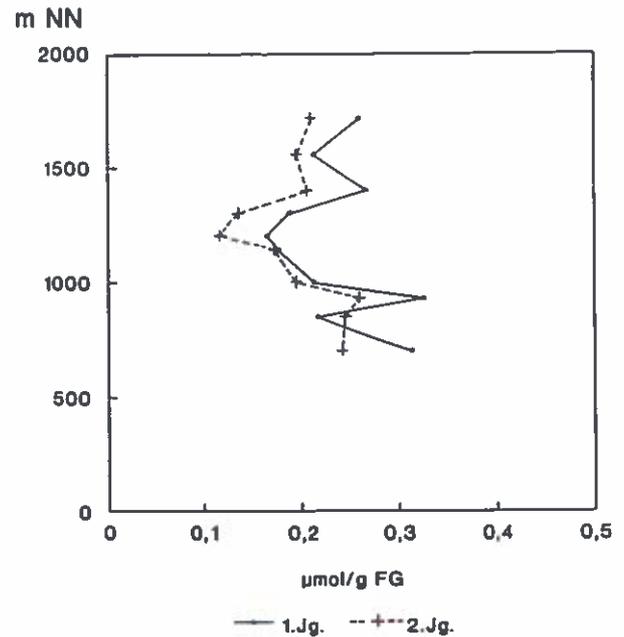


Abb.2: Gehalte an Ascorbinsäure (mg/g Frischgewicht) des 1. und 2. NJ an den Probestäumen 1-10

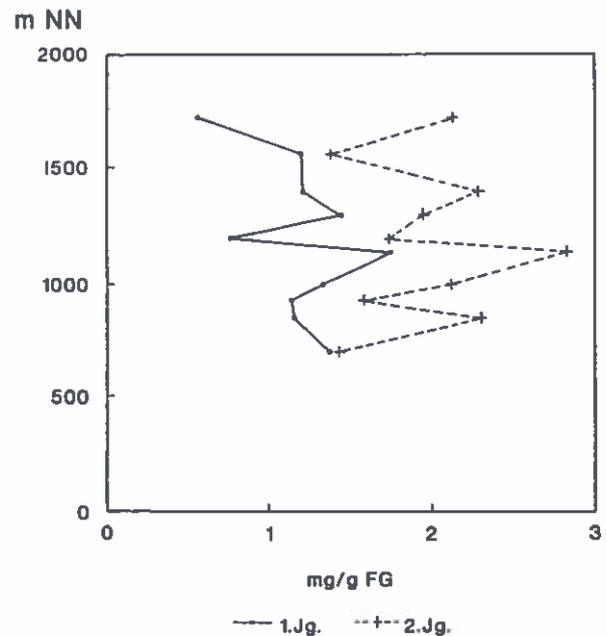


Abb.3: Aktivitäten der Gesamtperoxidase
(Units/g Frischgewicht) des 1. und 2. NJ. an den
Probebäumen 1-10

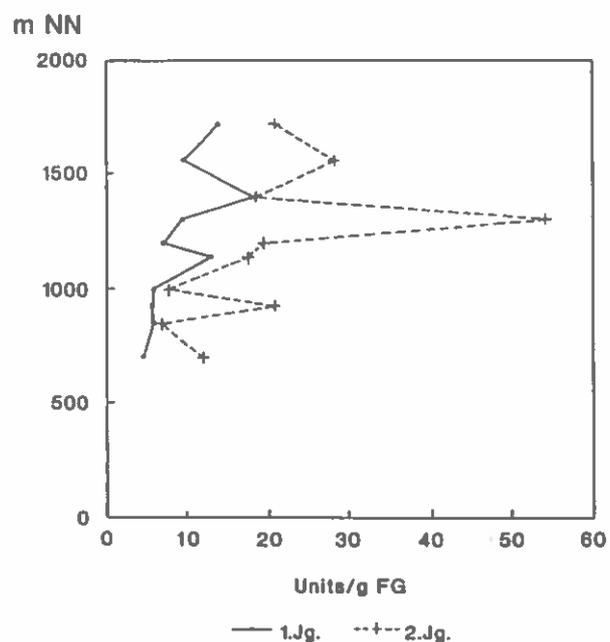


Abb.5: α/β -Carotin-Quotienten
(dimensionslos) des 1. und 2. NJ. an den Probe-
bäumen 1-10

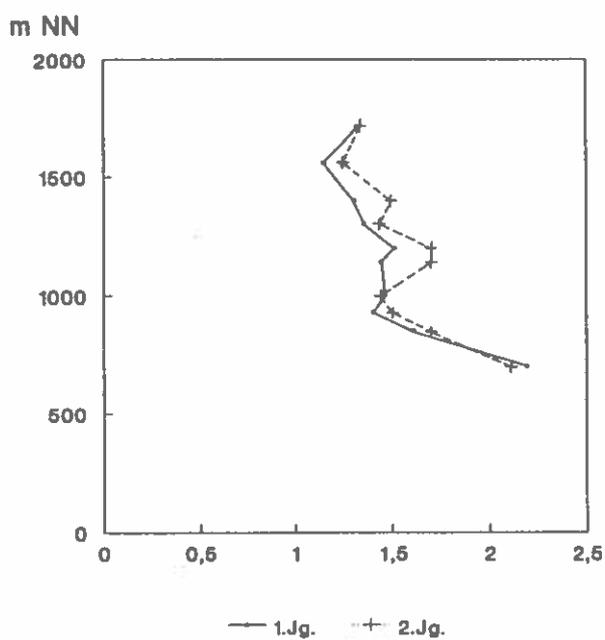


Abb.4: Gesamtchlorophyllgehalte
(Chlorophyll a+b, mg/g Frischgewicht) des 1. und
2. NJ. an den Probebäumen 1-10

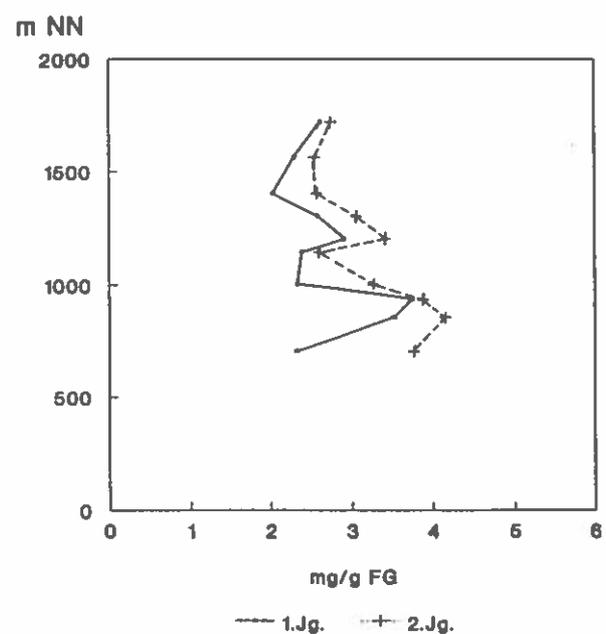
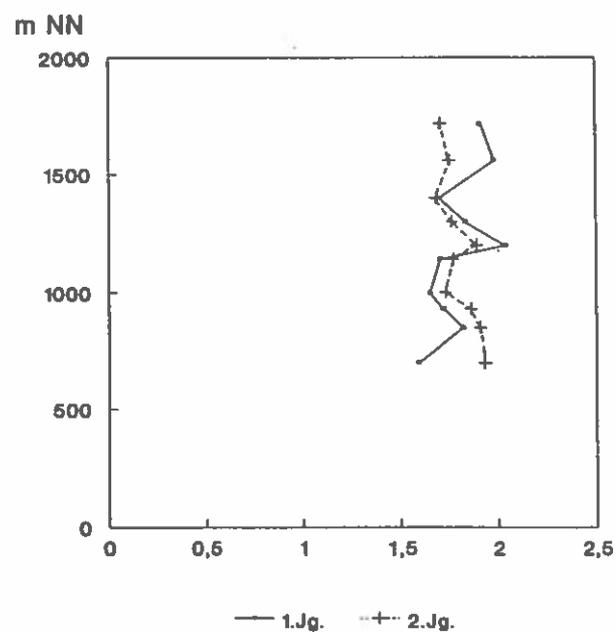
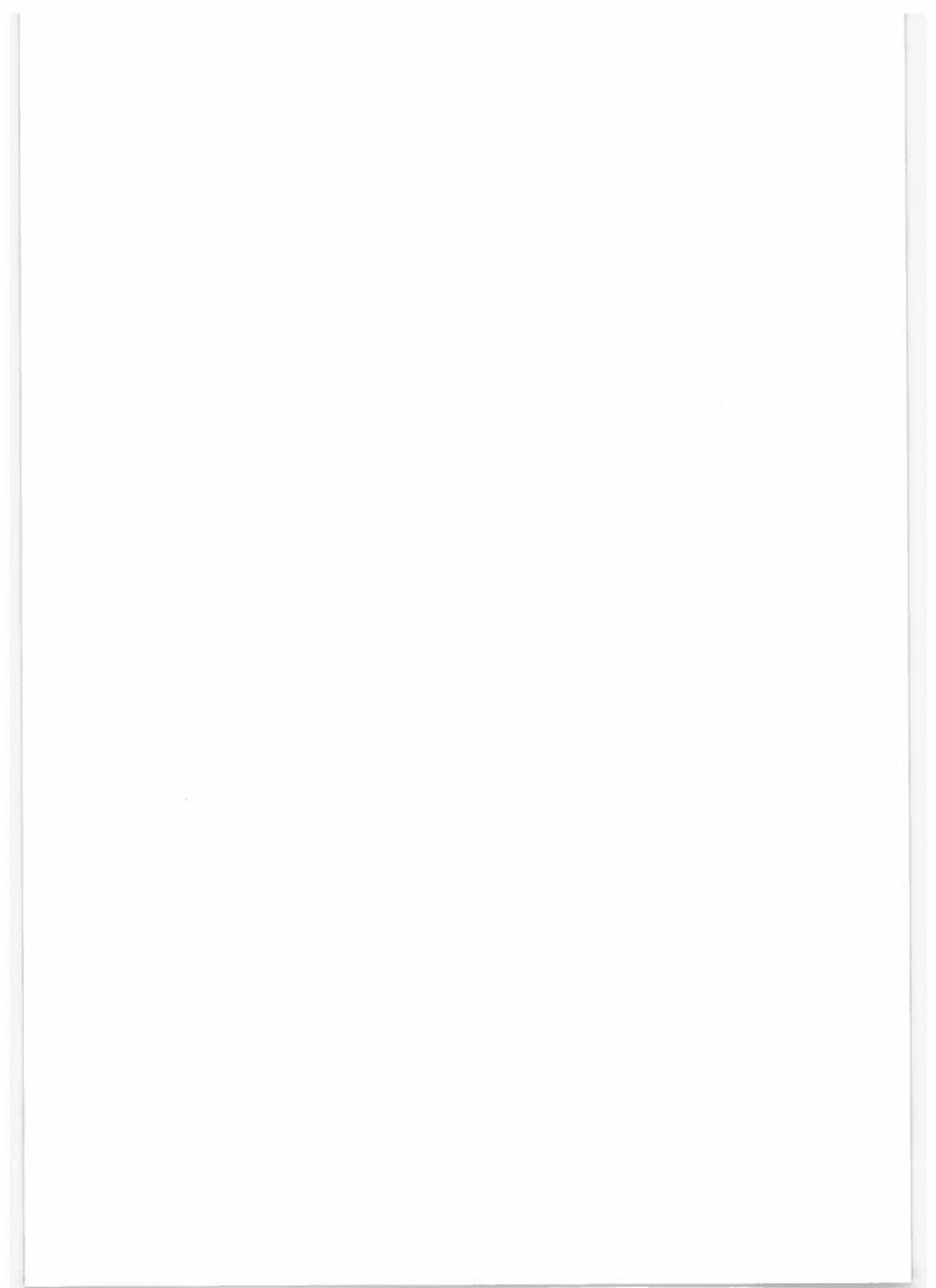


Abb.6: Xanthophyll/Carotin-Quotienten
(dimensionslos) des 1. und 2. NJ. an den Probe-
bäumen 1-10





Die Ozonaufnahme in der Sonnen- und Schattenkrone von Fichten

Ein Beitrag zur Quantifizierung der physiologischen Wirksamkeit der Ozonkonzentration der Luft

G. Wieser und W.M. Havranek

Außenstelle für subalpine Waldforschung, Innsbruck
Forstliche Bundesversuchsanstalt

Key words: Ozone, ozone uptake, Norway spruce, stomatal conductance.

Abstract

Ozone uptake in sun- and shade crowns of spruce; a contribution to the quantification of the physiological effects of ozone concentrations in the air: The uptake of air pollutants depends both on pollutant concentration and on stomatal conductance. This paper deals with the uptake of ozone from the atmosphere by the needles of Norway spruce depending on ambient microclimatic conditions. It is shown that ozone uptake is regulated by the stomata and that the „physiological effective ozone concentration“ differs from the ozone concentration in the ambient air. Illustrative data from sun and shade crowns of spruce trees at 1000m a.s.l. are presented. Analysis of data from three vegetation periods showed that ozone uptake is more strongly influenced by stomatal aperture than by ambient ozone concentration. Water vapour pressure is the one climatic factor which, on the basis of half-hour means values, shows the highest positive correlation with the ozone concentration. However, high vapour pressure deficit leads to stomatal closure, thus reducing the ozone uptake in the needles despite high ozone concentrations in the ambient air. Due to this natural closing of the stomata, potential ozone stress caused by high ozone concentrations can be compensated by simultaneously occurring moderate drought stress, particularly at low and medium altitudes. However, at the timberline continuous high ozone concentrations in the ambient air could cause additional stress in combination with other stress factors. This highly sensitive forest zone should therefore be given special attention.

1 EINLEITUNG

Um kausale Zusammenhänge zwischen Luftschadstoffen und pflanzenphysiologischen Reaktionen aufzuzeigen, wurden in zahlreichen Experimenten Jungpflanzen einer künstlichen Schadstoffatmosphäre ausgesetzt (KELLER & HÄSLER 1984 und 1987; KRAUSE et al. 1985; KRAUSE und PRINZ 1986; GROSS 1987; EAMUS et al. 1989; BARNES et al. 1990a und b; WALLIN et al. 1990). Solche aus Labor- und Open-Top-Kammerversuchen abgeleiteten Dosis-Wirkungsbeziehungen (REICH 1987) lassen sich nur bedingt auf erwachsene Bäume im Freiland übertragen, da sich diese morphologisch und physiologisch von Jungpflanzen unterscheiden (PYE 1988). Da

Ozon jedoch vorwiegend über die Stomata aufgenommen wird und im Blattinneren Schäden verursachen kann, erschien es im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen notwendig, den tatsächlichen Fluß ins Blattinnere zu bestimmen.

Da dieser Fluß durch die stomatäre Öffnungsweite, und diese wiederum in überwiegender Maße durch meteorologische Parameter und die Bodenfeuchte bestimmt wird, sind diese Faktoren bei der Beurteilung der Ozonwirkungen zu berücksichtigen. Ziel der Untersuchungen war es, den Gaswechsel unter natürlichen Standortbedingungen kontinuierlich zu verfolgen. Damit konnte der Einfluß verschiedener Klimafaktoren auf das Spaltenverhalten im zeitlichen Ablauf verfolgt werden.

In diesem Beitrag wird dargestellt, wie die Ozonaufnahme über die Spaltöffnungen gesteuert wird und damit die „physiologisch wirksame Ozonbelastung“ von der Ozonbelastung des Standortes (Ozonkonzentration) abweicht. Als Beispiel werden Daten aus dem Bereich der Schatten- und der Sonnenkrone aus den Jahren 1988 bis 1990 angeführt.

2 MATERIAL UND METHODIK

Versuchsfläche

Die kontinuierlichen Untersuchungen wurden an drei 60 bis 65 Jahre alten Fichten auf der Versuchsfläche Talwiese (1000m Seehöhe, Zillertal/Tirol) während der Vegetationsperioden 1988-1990 durchgeführt.

Gaswechsellmessungen

Die Gaswechsellmessungen erfolgten jeweils im mittleren Baumdrittel mit Walz-Gaswechsellkammern (Walz, Effeltrich, BRD). Mittels einer Datenerfassungsanlage wurden die Meßgrößen fortlaufend im 2-Minuten-Takt registriert. Die Gaswechselgrößen wurden nach CAEMMERER & FARQUHAR (1981) berechnet.

Berechnung des Ozonflusses

Die Bestimmung der stomatären Leitfähigkeit beruht auf der Messung der Wasserdampf-abgabe einer bekannten Blattfläche. Die Leitfähigkeit ergibt sich aus dem Quotienten Transpiration zu relativem Wasserdampfsättigungsdefizit der Luft. Für andere Gase sind die Stomata ebenfalls das Haupthindernis, wobei jedoch ihr Diffusionsweg dem des Wasserdampfes entgegengerichtet ist. Daher kann man unter Berücksichtigung der verschiedenen Diffusionskoeffizienten die jeweils gasspezifische Leitfähigkeit berechnen. Die Leitfähigkeit für Ozon (g_{O_3}) aus der gemessenen stomatären Leitfähigkeit für Wasserdampf (g_{H_2O}) erfolgt nach der Gleichung:

$$g_{O_3} = g_{H_2O} \cdot 0,613.$$

Über die so bestimmte Ozonleitfähigkeit kann dann bei bekannter Ozonkonzentration der Standortluft (O_3) der tatsächliche Ozonfluß (f_{O_3}), das heißt die Ozonaufnahme ins Blattinnere, berechnet werden:

$$f_{O_3} = g_{O_3} \cdot O_3.$$

Die Ozonkonzentration im Blattinneren wird bei dieser Berechnung gleich Null gesetzt (LAISK et al. 1989). Der Konzentrationsgradient zwischen dem Blattinneren und der Außenluft wird als dimensionsloses Verhältnis (Molenbruch) angegeben; dadurch hat der Fluß dieselbe

Dimension wie die Leitfähigkeit. Die Ozonaufnahme über die Cuticula ist um den Faktor 10^4 niedriger als der Fluß durch offene Spaltöffnungen (KERSTIENS & LENDZIAN 1989) und kann daher vernachlässigt werden. Experimentelle Studien zur Ozonaufnahme an Jungfichten ergaben eine gute Abhängigkeit der gemessenen Ozonaufnahme von der Blattleitfähigkeit (FREER-SMITH & DOBSON 1989). Aus den Daten über den Öffnungsgrad der Stomata und den Halbstundenmittelwerten für Ozon wurden 24-Stundenmittel der Ozonaufnahme berechnet. Halbstundenmittelwerte waren auch die Grundlage für die weiteren statistischen Analysen.

3 ERGEBNISSE

In Abbildung 1a sind die Tagesmittelwerte der Ozonkonzentration und der Ozonaufnahme für die Schattenkrone dargestellt. In der Meßperiode vom 1. September bis 10. Oktober 1988 betrug die Ozonkonzentration im Mittel 40ppb und die Ozonaufnahme $0,83 \text{ nmol/m}^2\text{s}$. Das höchste Tagesmittel der Ozonaufnahme betrug $1,65 \text{ nmol/m}^2\text{sec}$ bei einer Ozonkonzentration von 48ppb am 13. September. Demgegenüber betrug die Ozonaufnahme am Tag mit dem höchsten Ozontagesmittel (77ppb am 1. September) nur $0,56 \text{ nmol/m}^2\text{s}$, das ist nur ein Drittel des Maximalwertes dieser Periode.

Ähnliche Werte ergaben sich auch für den Bereich der Sonnenkrone im Untersuchungsjahr 1989 (Abbildung 1b). Die mittlere Ozonaufnahme im Meßzeitraum vom 27. Juni bis 20. September 1989 betrug $0,84 \text{ nmol/m}^2\text{s}$ bei einer mittleren Ozonkonzentration von 37ppb. Am 3. Juli erreichte das Tagesmittel der Ozonaufnahme einen Wert von $1,91 \text{ nmol/m}^2\text{s}$, der niederste Fluß ($0,3 \text{ nmol/m}^2\text{s}$) wurde am 8. September bei annähernd gleicher Ozonkonzentration registriert.

In der trockeneren Meßperiode vom 4. August bis 13. September 1990 lagen die Flußraten deutlich unter den Werten der beiden vorangegangenen Jahre (Abbildung 1c). Der Fluß schwankte im Tagesmittel zwischen 0,15 und $0,53 \text{ nmol/m}^2\text{s}$. Für die gesamte Meßperiode betrug, bei einer mittleren Ozonkonzentration von 29ppb, die mittlere Ozonaufnahme $0,35 \text{ nmol/m}^2\text{s}$, was etwa der Hälfte der in den beiden vorangegangenen Jahren bestimmten mittleren Aufnahmeraten entsprach.

Die Abhängigkeit des Ozonflusses von der Ozonkonzentration der Umgebungsluft und der stomatären Leitfähigkeit ist in Tabelle 1 dargestellt. Generell zeigte sich, daß die Ozonaufnahme von der stomatären Öffnungsweite in einem stärkeren Maß beeinflusst wird als von der herr-

Abb.1: Tagesmittel der Ozonkonzentration und der Ozonaufnahme in der Schattenkrone im Jahr 1988 (A) und in der Sonnenkrone in den Jahren 1989 (B) und 1990 (C).

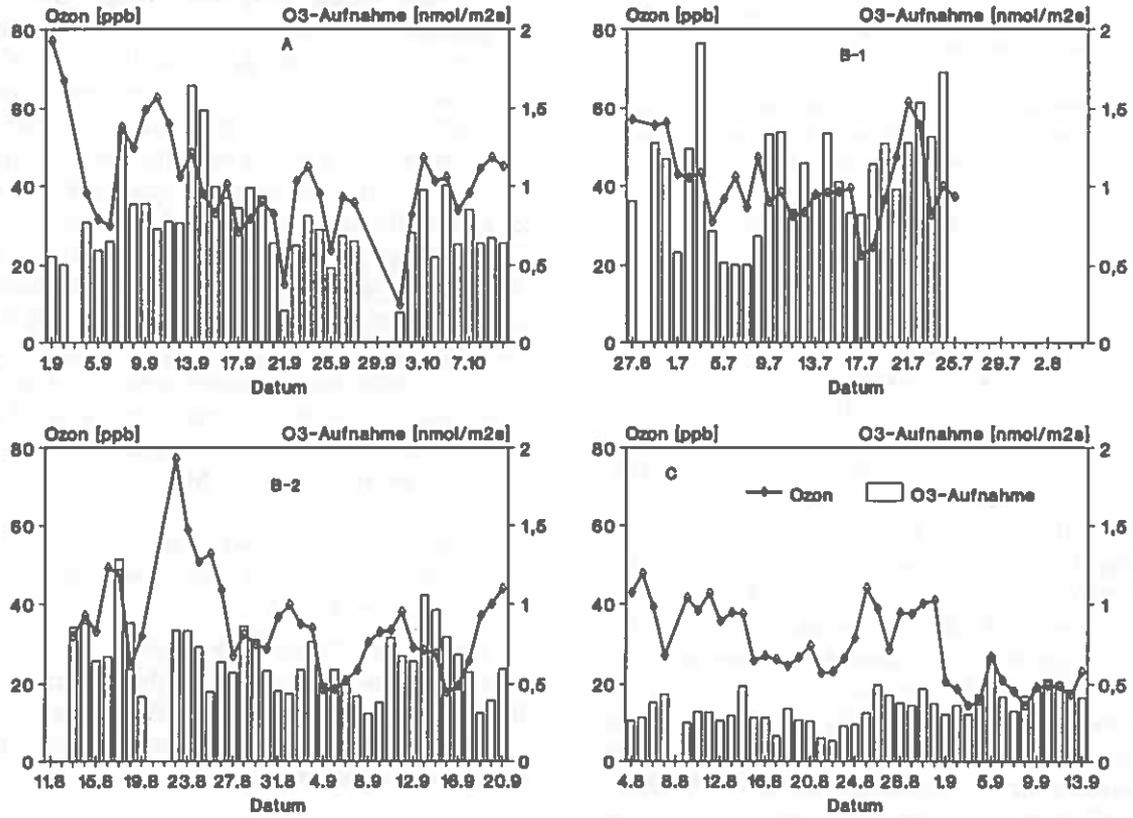
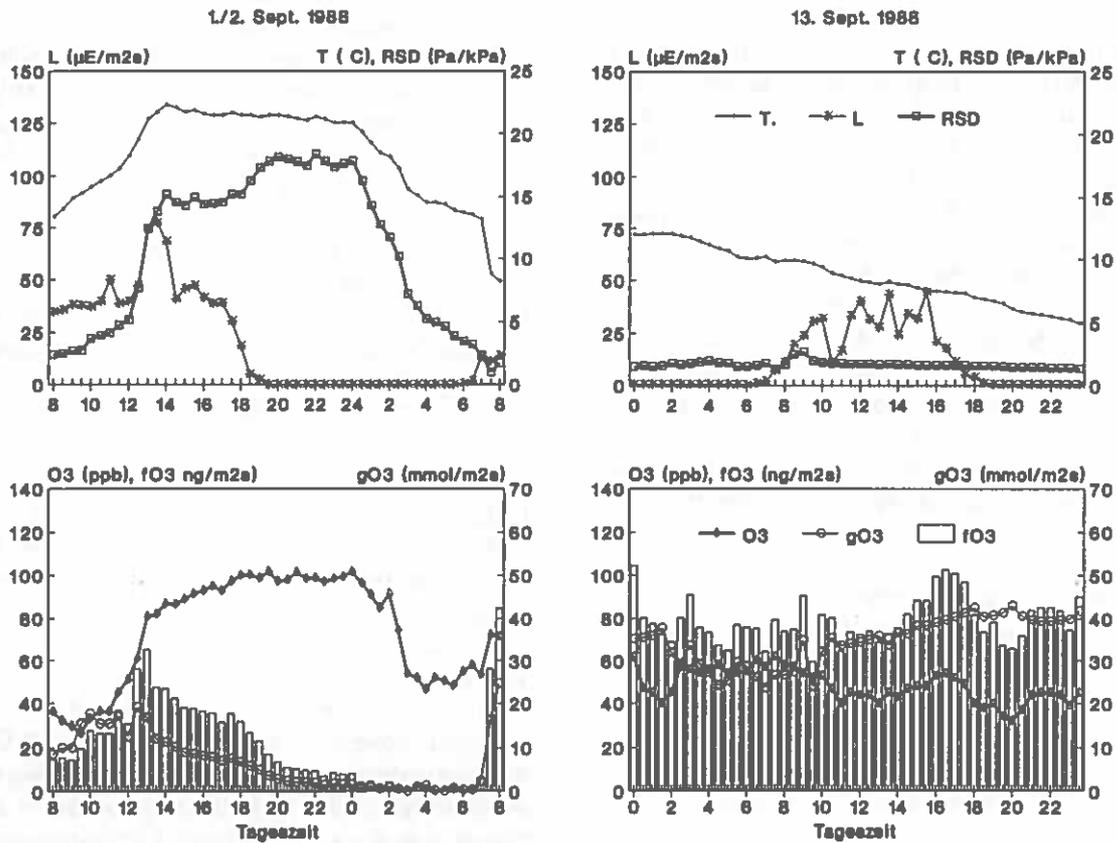


Abb.2: Tagesgang von Licht (L), Temperatur (T), rel. Wasserdampfättigungsdefizit (RSD), Ozonkonzentration (O_3), stomatärer Leitfähigkeit für Ozon (gO_3), und Ozonaufnahme (fO_3) an einem Schönwettertag (1./2. 9.) und an einem Trübtage (13. 9. 1988) in der Schattenkrone.



schenden Ozonkonzentration: in allen drei Meßperioden war der Ozonfluß mit der stomatären Leitfähigkeit wesentlich stärker korreliert als mit der Ozonkonzentration.

Tab.1: Beziehungen zwischen Ozonaufnahme (f_{O_3}) und Blattleitfähigkeit für Ozon (g_{O_3}) sowie Ozonaufnahme und Ozonkonzentration (O_3).

r^2 = Bestimmtheitsmaß,

n = Anzahl der Halbstundenmittelwerte

Kronentyp	Jahr	$f_{O_3} = f(x)$	r^2	n
Schattenkrone	1988	$f_{O_3} = 0,0362 * g_{O_3}$	0,573	1698
		$f_{O_3} = 0,0194 * O_3$	0,035	1698
Sonnenkrone	1989	$f_{O_3} = 0,0320 * g_{O_3}$	0,642	2839
		$f_{O_3} = 0,0113 * O_3$	0,062	2839
Sonnenkrone	1990	$f_{O_3} = 0,0227 * g_{O_3}$	0,541	1818
		$f_{O_3} = 0,0106 * O_3$	-0,128	1818

Diese den Ozonfluß bestimmende Wechselwirkung zwischen der aktuellen Ozonkonzentration und der regulierbaren Spaltöffnungsweite zeigt sich noch deutlicher, wenn man die tageszeitlichen Verläufe der Ozonaufnahme betrachtet. Einige Beispiele dazu werden im folgenden angeführt. Sie belegen eindeutig, daß die Aufnahme von Ozon nicht nur von der herrschenden Ozonkonzentration, sondern in einem viel stärkeren Maß von der Blattleitfähigkeit bestimmt wird.

Schattenkrone

An einem Schönwettertag (1. September 1988) stieg in den Vormittagsstunden die Ozonkonzentration mit zunehmender Temperatur an und erreichte Werte bis 100ppb, die bis gegen Mitternacht anhielten. Parallel zur Tageserwärmung vergrößerte sich das relative Wasserdampf-sättigungsdefizit der Luft. Diese zunehmende Lufttrockenheit führte zu einer Schließbewegung der Stomata und damit zu einer starken Verringerung des Ozonflusses (Abbildung 2). Eine gänzlich andere Situation ergab sich an einem bedeckten Tag (13. September 1988), an dem die Ozonkonzentration im Durchschnitt um rund 50% niedriger war als am 1. September 1988: Das relative Wasserdampf-sättigungsdefizit der Luft war den ganzen Tag über sehr klein. Auf Grund der feuchten Witterungsbedingung konnten die Spalten den ganzen Tag und auch während der Nachtstunden offenhalten, sodaß Ozon fast ungehindert in die Nadeln einströmen konnte. Die Ozonaufnahme war an diesem feuchten Tag fast dreimal so hoch als am trockenen Schönwettertag.

Sonnenkrone

An den beiden Schönwettertagen 26. und 29. August 1990 (Abbildung 3a) führte ein Anstieg des relativen Wasserdampf-sättigungsdefizites der Luft zu einem Schließen der Stomata, wodurch die Ozonaufnahme eingeschränkt wurde. Erst ein Absinken des Sättigungsdefizites in den Abendstunden des 26. August führte wieder zu einer Erhöhung der Aufnahmebereitschaft für Ozon. Dagegen blieben die Spalten am 29. August wegen des höheren Sättigungsdefizites abends geschlossen, ebenso wie an dem heißen und trockenen 5. August 1990 (Abbildung 3b), was trotz höherer Ozonkonzentrationen zu niedrigen Aufnahmeraten führte. Am darauf folgenden Trübtage hingegen (6. August 1990), als die Spalten praktisch ab den Morgenstunden geöffnet waren, wurden bei niedrigen Ozonkonzentrationen am Nachmittag sogar höhere Aufnahmen registriert als an Schönwettertagen bei geschlossenen Stomata.

Die weitere Analyse der vorhandenen Klima- und Ozon-daten ergab, daß höhere Ozonkonzentrationen mit einem Anstieg des relativen Wasserdampf-sättigungsdefizites stark positiv korreliert waren (Abbildung 4).

Ein Anstieg des Sättigungsdefizites führt jedoch gleichzeitig zu einer Verengung der Spaltöffnungen, was einen natürlichen Schutz gegen allzu hohe Wasserverluste des Baumes darstellt. Dieser Schließbewegung ist bei zunehmender Strahlung eine photoaktive Öffnungsbewegung entgegengerichtet. Daher wird im Bereich mäßig steigender Sättigungsdefizite, die mit zunehmender Strahlung gekoppelt sind, die Leitfähigkeit annähernd stabilisiert. Bei sehr hohen Sättigungsdefiziten hingegen überwiegt die Schließbewegung, und es kommt in der Schatten- und in der Sonnenkrone zu massiven Reduktionen der Spaltöffnungsweite und damit auch zu einer drastischen Verminderung der Ozonaufnahme. Dieser Effekt tritt in der Schattenkrone bereits bei niedrigeren Defiziten auf als in der Sonnenkrone. In der Regel fällt dies zeitlich mit dem Auftreten der höchsten Ozonkonzentrationen zusammen.

Ein integrierendes Maß für die Ozonbelastung ist die Dosis, definiert als Zahl der Stunden multipliziert mit der mittleren Ozonkonzentration. Faßt man in den einzelnen Meßperioden Halbstundenmittelwerte von Ozonkonzentrationen zu Klassen zusammen, können daraus Ozondosiswerte für die jeweiligen Ozonklassen berechnet werden (Abbildung 5). Dabei zeigte sich, daß in allen drei Jahren trotz der großen Anzahl von Halbstundenmittelwerten mit niedriger Ozonkonzentration dennoch hohe Ozondosiswerte erreicht wurden. Bei Konzentrationen unter 50ppb war die aufgenommene Ozonmenge rela-

Abb.3: Tagesgang von Licht (L), Temperatur (T), rel. Wasserdampfsättigungsdefizit (RSD), Ozonkonzentration (O_3), stomatärer Leitfähigkeit für Ozon (gO_3), und Ozonaufnahme (fO_3) an drei Schönwettertagen (26.8., 29.8. und 5.8.) sowie an einem Trübtage (6.8.) im Jahr 1990 in der Sonnenkrone.

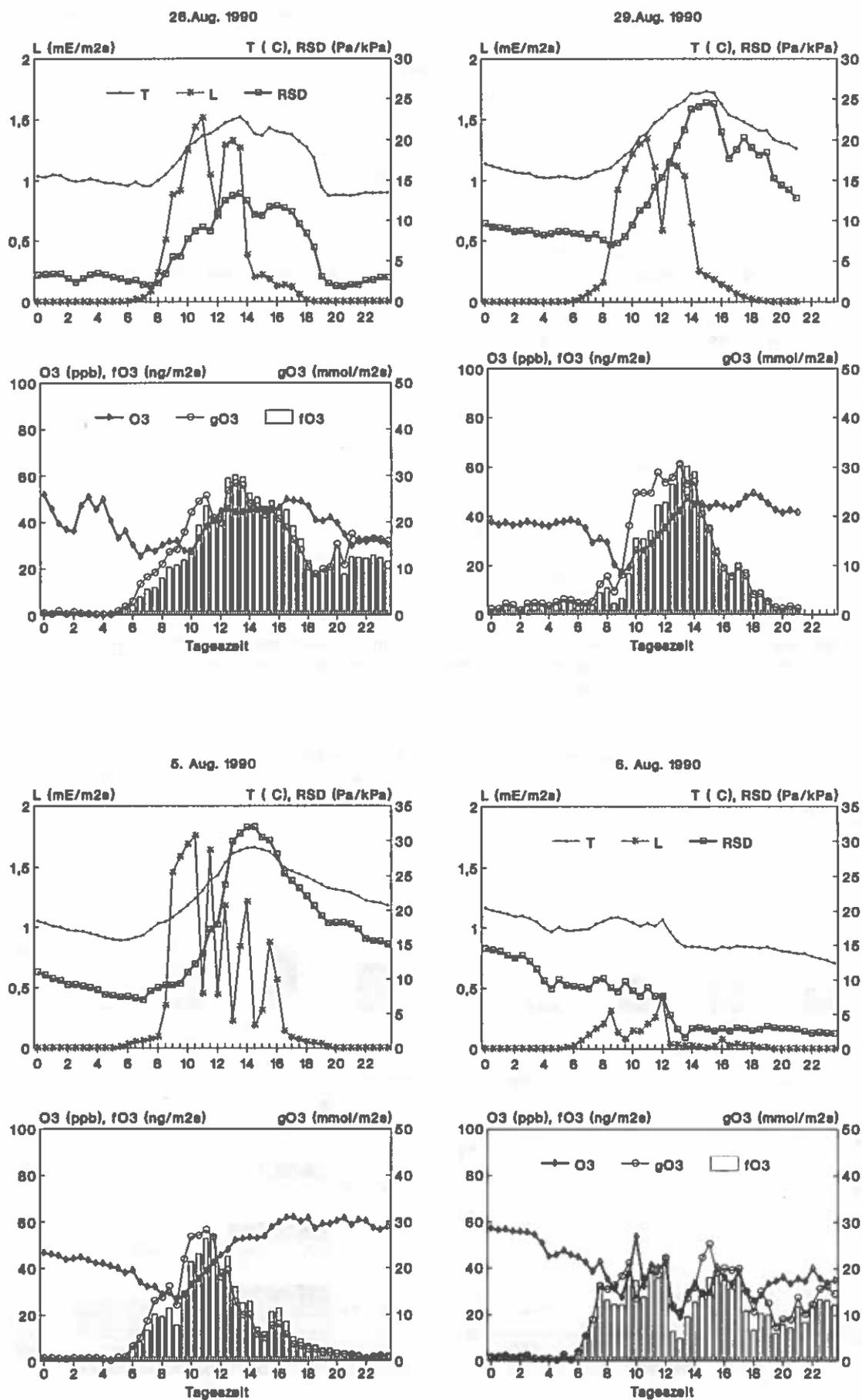


Abb.4: Abhängigkeit der Ozonkonzentration (O_3), der stomatären Leitfähigkeit für Ozon (gO_3) und der Ozonaufnahme (fO_3) vom relativen Wasserdampf-sättigungsdefizit der Luft.
 links oben: Schattenkrone 1988 rechts oben: Sonnekrone 1989
 links unten: Sonnenkrone 1990

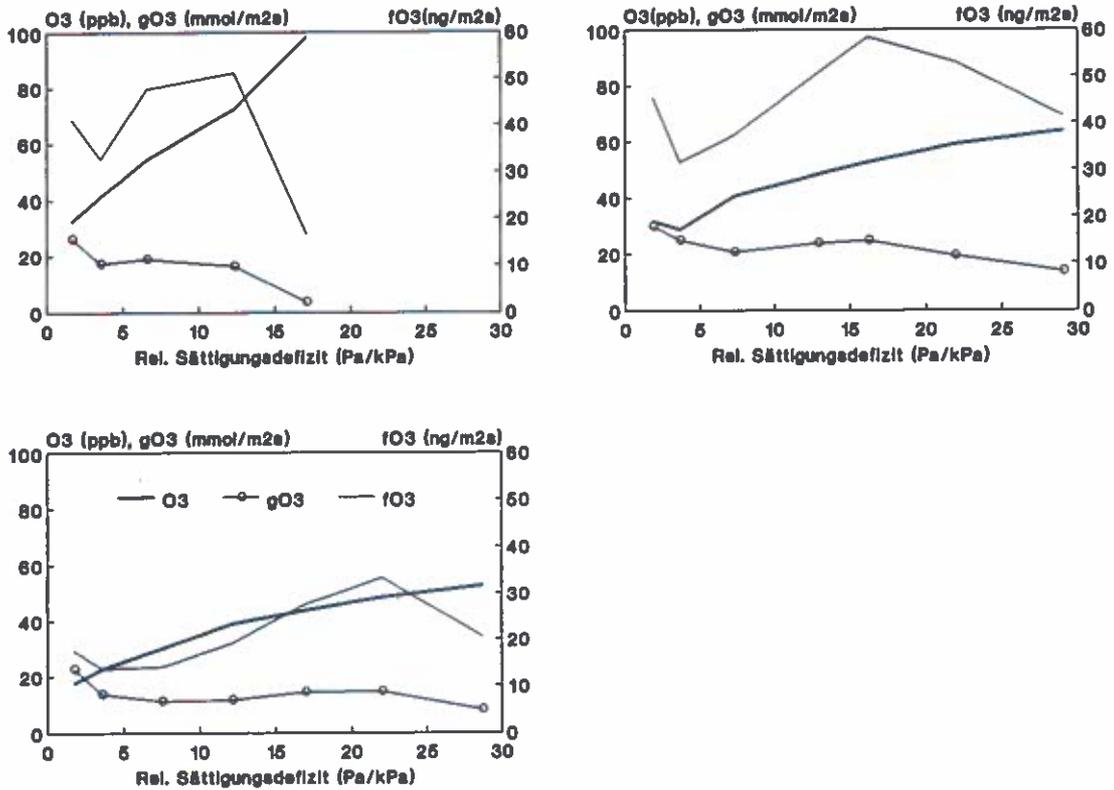
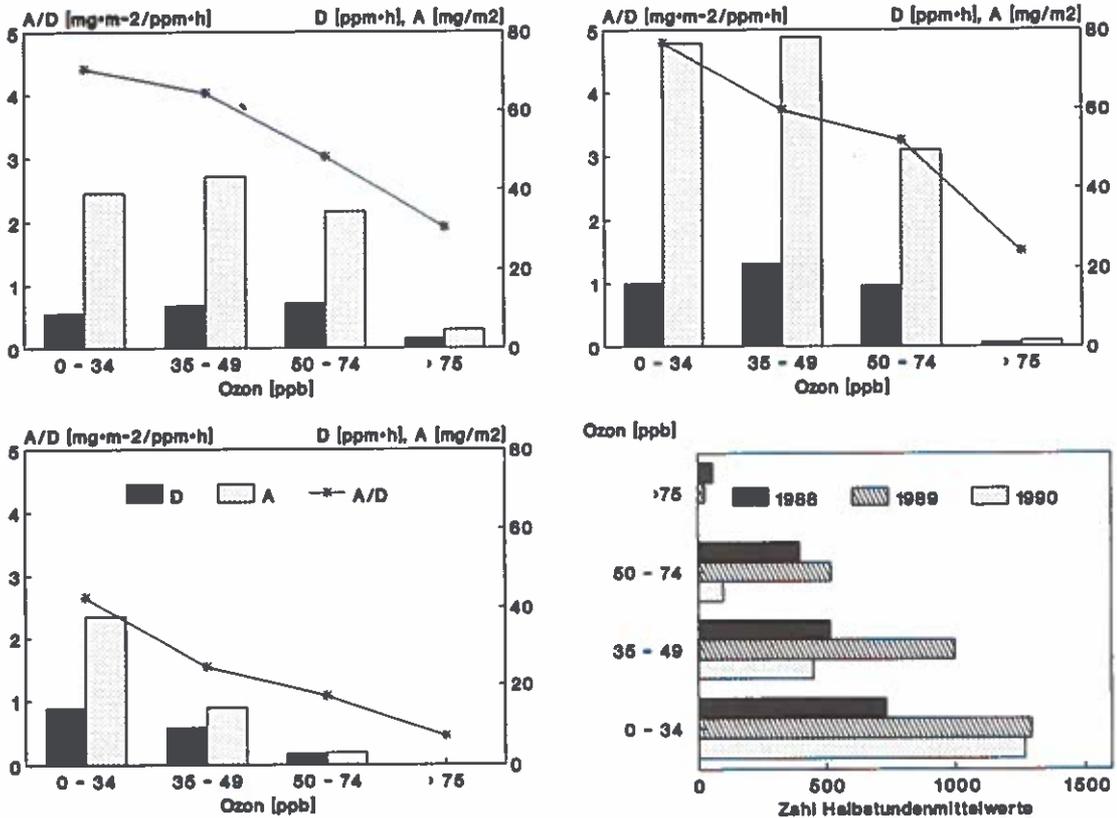


Abb.5: Verhältnis von Ozonaufnahme zu Ozondosis (A/D) für bestimmte Klassen von Ozonhalbstundenmittelwerten für die Jahre 1988 (links oben), 1989 (rechts oben) und 1990 (links unten), sowie die Verteilung der Halbstundenmittelwerte auf die einzelnen Ozonklassen (rechts unten).



tiv hoch, da niedrige Ozonkonzentrationen vorwiegend bei kleinen Sättigungsdefiziten und daher offenen Stomata auftraten. Bei höheren Ozonkonzentrationen fielen dagegen die Werte der Ozonaufnahme gegenüber denen der Dosis ab. Der Grund dafür ist das zeitliche Zusammenfallen von hohen Ozonkonzentrationen und großem Sättigungsdefizit und dem damit verbunden Spaltenschluß (vgl. Abbildung 4). Der abnehmende Quotient aus der Gesamtozonaufnahme und der Dosis läßt somit eine durch Spaltenschluß verminderte Dosiswirkung erkennen.

4 DISKUSSION

Da der Ozonfluß ins Blattinnere in erster Linie von der stomatären Leitfähigkeit bestimmt wird und diese von meteorologischen Faktoren (und der Bodenfeuchte) abhängt, war es von Interesse zu zeigen, wie diese die Aufnahme von Ozon beeinflussen. Während feuchter Witterungsperioden, an denen kein Wasserstreß auftrat, waren die Stomata relativ weit geöffnet und der Ozonfluß ins Nadelinnere trotz niedriger Ozonkonzentrationen entsprechend hoch. Während moderater Trockenstreßperioden mit hohen Sättigungsdefiziten der Luft und wenig Niederschlag war hingegen die stomatäre Leitfähigkeit vermindert, sodaß es bei höheren Ozonkonzentrationen zu einer geringeren Schadgasaufnahme kam als in feuchten Perioden. Selbst vierstündige Überschreitungen von 200ppb (Immissionsgrenzkonzentration für das 4-Stundenmittel bei „weniger empfindlichen“ Pflanzen: 185ppb; VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE 1989) führten in Begasungsexperimenten bei den Versuchsfichten im Zillertal zu keinerlei Beeinträchtigung des Gaswechsels (WIESER et al. 1991). Vergleichende Untersuchungen von SHOWMAN (1991) hinsichtlich Ozonschäden an ozonempfindlichen Laubbölgern in den USA ergaben ebenfalls, daß in feuchten Jahren Schäden trotz niedriger Ozonwerte häufig auftraten, in Trockenjahren dagegen bei hoher Ozonbelastung praktisch ausblieben. Auch Laborexperimente an Jungfichten zeigten, daß durch Bodentrockenheit hervorgerufene Wasserdefizite, zu einem Schließen der Stomata und damit zu einer Verminderung der Ozonaufnahme führten (FREER-SMITH et al. 1989, DOBSON et al. 1990). Auch Kammerexperimente von JENSEN und ROBERTS (1986) an jungen Pappeln belegen, daß bei niedriger Luftfeuchte weniger Schadgase ins Blatt eindringen konnten.

Abschätzung der Ozonbelastung am Höhenprofil

Ausgehend von den vorgestellten Meßergebnissen der Ozonaufnahme am Höhenprofil Zillertal in 1000m Seehöhe (Talwiese) und unter

Einbeziehung von Angaben aus der Literatur soll versucht werden, das Gefährdungspotential durch Ozon am Höhenprofil abzuschätzen.

Die während aller drei Beobachtungszeiträume aufgetretenen Ozonkonzentrationen verursachten am Standort Talwiese keine sichtbaren Schäden an den Fichten. Auch der CO₂-Gaswechsel und das Spaltenverhalten wurden nicht beeinflusst. Dies deckt sich mit Untersuchungen von HÄSLER (1990) für Standorte in Tal- und Hochlagen in der Schweiz, an denen ebenfalls keine Beeinträchtigung des Gaswechsels älterer Fichten durch Schadstoffeinfluß nachzuweisen war. Ähnliche Ergebnisse schilderten auch KOCH und LAUTENSCHLAGER (1988) für Untersuchungen im Vorderen Bayerischen Wald. Im Gegensatz dazu konnten verminderte Photosyntheseraten an Fichten nachgewiesen werden, die bereits Vergilbungen aufwiesen, welche jedoch nicht auf Photooxidantienstreß, sondern auf Nährstoffmangel zurückzuführen waren (LANGE et al. 1989).

Exakte Berechnungen der Ozonaufnahme für Hoch- und Tieflagenstandorte im Zillertal sind nicht möglich, da für diese keine Langzeitmessungen der stomatären Leitfähigkeit vorliegen. Leitfähigkeitsdaten für vergleichbare Höhenlagen stehen nur aus der Schweiz zur Verfügung, und zwar für 685m und 1660m Seehöhe: Von HÄSLER (1990) über drei Jahre durchgeführte Parallelmessungen ergaben, daß die mittlere Blattleitfähigkeit an der Waldgrenze während der Vegetationsperiode um ca. 1/3 geringer war als am Talstandort. Nimmt man zur groben Abschätzung der physiologischen Ozonbelastung im Zillertal für Talstandorte eine mittlere Leitfähigkeit von 20nmol/m²s, wie sie im Rahmen der vorliegenden Arbeit gemessen wurde, und für die Waldgrenze einen um 30% reduzierten Wert an, dann können unter Berücksichtigung der unterschiedlichen mittleren Ozonkonzentrationen für beide Höhenlagen mittlere tägliche Aufnahmeraten wie folgt abgeschätzt werden: Eine Fichte im Tal würde durchschnittlich 2,55mg Ozon pro m² und Tag aufnehmen, an der Waldgrenze hingegen 3,58mg/m² und Tag. Die Vegetationsperiode geht von rund 250 Tagen in Tallagen auf ca. 180 Tage an der Waldgrenze zurück (TRANQUILLINI 1979). Die gesamte Ozonaufnahme während der Vegetationszeit würde demnach bei Fichten auf Talstandorten 637mg Ozon/m² Nadelfläche betragen. Im Bereich der Waldgrenze hingegen würden Fichten trotz der um rund 10 Wochen kürzeren Vegetationszeit 644mg Ozon/m² Nadelfläche aufnehmen, also annähernd gleich viel wie im Tal.

Auf tiefer gelegenen Talstandorten dürfte die physiologisch wirksame Ozonbelastung generell niedriger sein. Der Grund dafür sind niedrigere mittlere Ozonkonzentrationen und größere Boden- und Lufttrockenheit. Letztere führt vor allem in den Nachmittagsstunden häufig zu einer Verringerung der stomatären Öffnungsweite und somit auch der Ozonaufnahme. Dies fällt im Tal mit dem Zeitpunkt zusammen, zu dem während eines ausgeprägten Ozontagesganges die höchsten Konzentrationen auftreten (SMIDT 1989).

Im Bereich der Waldgrenze hingegen liegen die Ozonkonzentrationen bei einem weniger ausgeprägten Tagesgang über den im Tal und in mittleren Lagen auftretenden Werten. Bodentrockenheit tritt in Hochlagen selten auf, auch das Sättigungsdefizit der Luft ist geringer als auf Talstandorten. Die Stomata können daher häufig den ganzen Tag hindurch offen halten. Ausgeprägte, für Talstandorte typische mitt- und nachmittägliche Einschränkungen der Schadgasaufnahme treten daher seltener auf.

Wie die vorgestellten Aufnahmedaten zeigen, kommt es in mittleren und besonders in Tieflagen häufig zur Vermeidung eines potentiellen Ozonstress durch den bei Trockenstreß erfolgenden Spaltenschluß (vgl. TINGEY & HOGSETT 1985). Im Bereich der Waldgrenze hingegen könnte Ozon bei einer kontinuierlich hohen Belastung in Verbindung mit anderen nicht kompensatorisch wirkenden Streßfaktoren eine zusätzliche Belastung darstellen. Für die Fichte konnten jedoch bisher auch im Bereich der Waldgrenze keine eindeutig durch Ozon hervorgerufenen Schädigungen nachgewiesen werden. Ungeklärt ist auch die Frage, wie sich Ozon auf andere Baumarten der Waldgrenze wie etwa die Zirbe oder die Lärche auswirkt. Es sollte daher in Zukunft diesen sensiblen Waldbereich erhöhte Aufmerksamkeit geschenkt werden und die „physiologisch wirksame Schadstoffbelastung“ von ozonempfindlicheren Baumarten näher untersucht werden.

Zusammenfassung

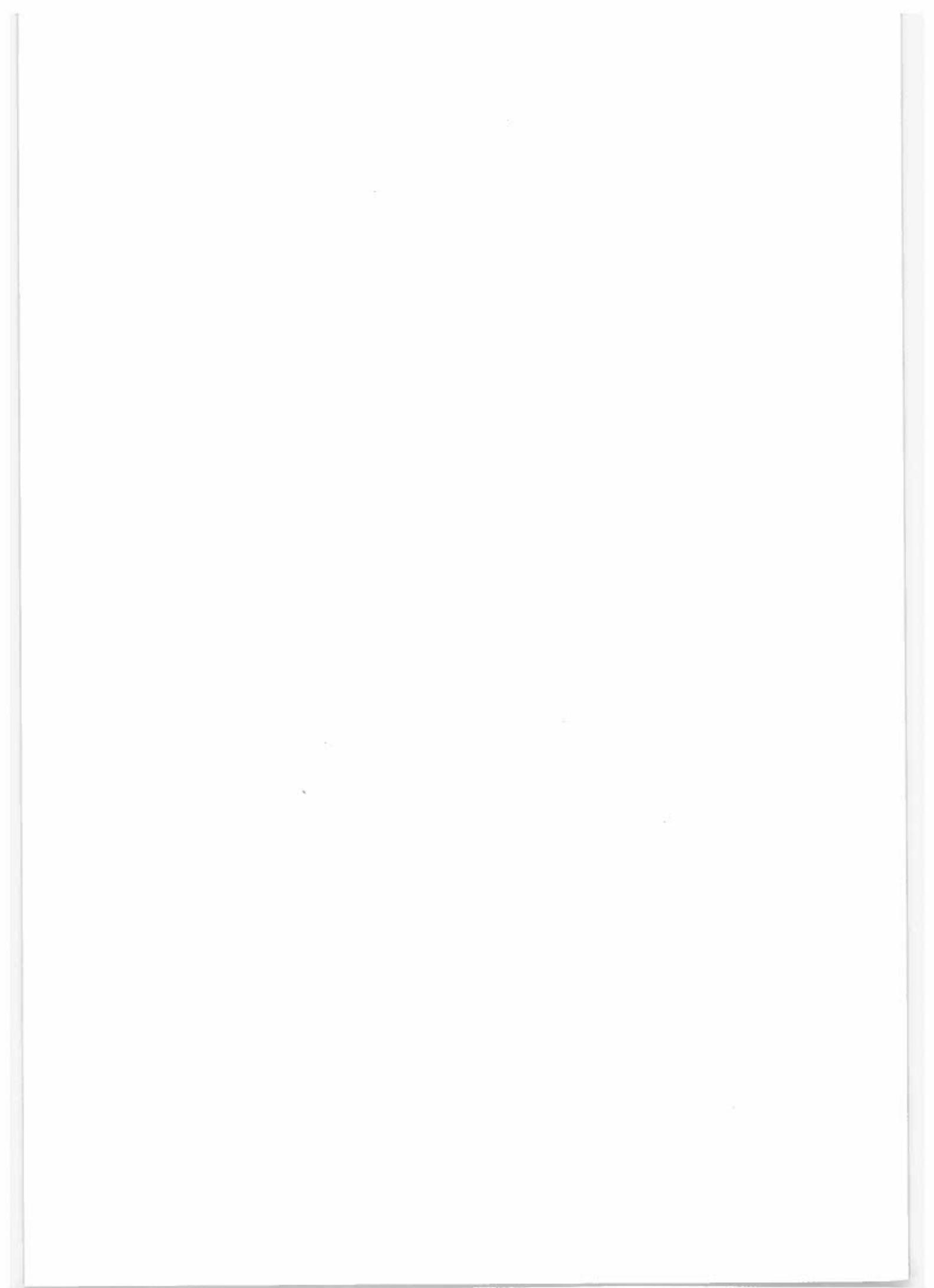
Die Aufnahme von Schadgasen wird im wesentlichen von der aktuellen Konzentration und der stomatären Leitfähigkeit beeinflusst. Die vorliegende Arbeit befaßt sich mit der Aufnahme von Ozon aus der freien Atmosphäre in das Innere von Fichtennadeln in Abhängigkeit von den Witterungseinflüssen am Standort. Es wird dargestellt, wie die Ozonaufnahme über die Stomata gesteuert wird und die „physiologisch wirksame Ozonbelastung“ von der Ozonkonzentration der Standortluft abweicht. Als Beispiele werden Daten aus der Schatten- und der Sonnenkrone

von Fichten in 1000m Seehöhe angeführt. Die Analyse der Meßdaten von drei Vegetationsperioden ergab, daß die Ozonaufnahme von der stomatären Öffnungsweite generell in stärkerem Maße beeinflusst wird als von der herrschenden Ozonkonzentration. Unter den verschiedenen Klimafaktoren ist auf der Basis der Halbstundenmittelwerte das Wasserdampfsättigungsdefizit der Luft mit der Ozonkonzentration am stärksten positiv korreliert. Lufttrockenheit führt jedoch zu einer Verengung der Stomata, sodaß trotz hoher Ozonkonzentrationen der Standortluft nur wenig Ozon in die Nadeln eindringen kann. Auf Grund dieser natürlichen Schließbewegung der Stomata wird besonders in mittleren und in tiefen Lagen ein vorwiegend durch hohe Ozonkonzentrationen hervorgerufener potentieller Ozonstreß durch gleichzeitig auftretenden moderaten Trockenstreß vermieden. Im Bereich der Waldgrenze, wo Trockenstreß selten auftritt, könnten die höheren Ozon-Langzeitkonzentrationen jedoch in Verbindung mit anderen Streßfaktoren eine zusätzliche Belastung darstellen.

LITERATUR

- BARNES J.D., EAMUS D. & BROWN K.A. 1990a. The influence of ozone, acid mist and soil nutrient status on Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). I. Plant-water relations.- *New Phytol.* 114, 713-720.
- BARNES J.D., EAMUS D. & BROWN K.A. 1990b. The influence of ozone, acid mist and soil nutrient status on Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.). II. Photosynthesis, dark respiration and soluble carbohydrates of trees during late autumn.- *New Phytol.* 115, 149-156.
- CAEMMERER VON S. & FARQUHAR G.D. 1981. Some relationships between the biochemistry of photosynthesis and the gas exchange of leaves.- *Planta* 153, 376-387.
- DOBSON M.C., TAYLOR G. & FREER-SMITH P.H. 1990. The control of ozone uptake by *Picea abies* (L.) Karst. and *P. sitchensis* (Bong.) Carr. during drought and interacting effects on shoot water relations.- *New Phytol.* 116, 465-474.
- EAMUS D., BARNES J.D., MORTENSEN L., ROPOULSEN H. & DAVISON A.W. 1989. A delayed effect of ozone fumigation on photosynthesis of Norway spruce. DREYER E. et al. (eds.).- *Ann. Sci. For.* 46 suppl., 568s-572s. *Forest Tree Physiology*.
- FREER-SMITH P.H. & DOBSON M.C. 1989. Ozone flux to *Picea sitchensis* (Bong) Carr. and *Picea abies* (L.) Karst. during short episodes and the effects of these on transpiration and photosynthesis.- *Environ. Pollut.* 59, 161-176.
- FREER-SMITH P.H., DOBSON M. & TAYLOR G. 1989. Factors controlling the rates of O₃ uptake by spruce and beech. In: BUCHER, J.B. and I. BUCHER-WALLIN (eds.): *Air pollution and forest decline*.- *Proc. 14th Int. meeting for specialists in air pollution effects on forest ecosystems, IUFRO P2.05, Interlaken, Switzerland, Oct. 2-8, 1988 Birmensdorf, 1989, 407-409.*

- GROSS K. 1987. Gaswechselfmessungen an jungen Fichten und Tannen während Begasung mit Ozon und Schwefeldioxid (allein und in Kombination im Kleinphytotron).- *Allg. Forst. u. Jagdztg.* 158, 31-35.
- HÄSLER R. 1990. Gaswechsel der Fichte. Schlußbericht.- Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, Birmensdorf.
- JENSEN K. F. & ROBERTS B.R. 1986. Changes in yellow poplar stomatal resistance with SO₂ and O₃ fumigation.- *Environ. Pollut.* 41, 235-245.
- KELLER T. & HÄSLER R. 1984. The influence of a fall fumigation with ozone on the stomatal behaviour of spruce and fir.- *Oecologia* 64, 284-286.
- KELLER T. & HÄSLER R. 1987. Some effects on long-term ozone fumigation on Norway spruce. I. Gas exchange and stomatal response.- *Trees* 1, 129-133.
- KERSTIENS G. & LENDZIAN K.J. 1989. Interactions between ozone and plant cuticles. I. Ozone deposition and permeability.- *New Phytol.* 112, 13-19.
- KOCH W. & LAUTENSCHLAGER K. 1988. Photosynthesis and transpiration in the upper crown of a mature spruce in purified and ambient atmosphere in a natural stand.- *Trees* 2, 213-222.
- KRAUSE G.M.D., PRINZ K.D. & JUNG B. 1985. Experimentelle Untersuchungen zur Aufklärung der neuartigen Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland.- *VDI Berichte* 560, 627-656.
- KRAUSE G.M.D. & PRINZ K.D. 1986. Zur Wirkung von Ozon und saurem Nebel (einzeln und in Kombination) auf phänomenologische und physiologische Parameter an Nadel- und Laubgehölzen im kombinierten Begasungsexperiment.- Statusseminar 2-4. Dezember 1985 KFA Jülich (FRG) Jül-Spez. 369, 208-221.
- LAISK A., KULL O. & MOLDAU H. 1989. Ozone concentration in leaf intercellular air spaces is close to zero.- *Plant Physiol.* 90, 1163-1167.
- LANGE O.L., HEBER U., SCHULZE E.D. & ZIEGLER H. 1989. Atmospheric pollutants and plant metabolism. In: SCHULZE E.D., LANGE O.L. & OREN R. (eds.): *Forest decline and air pollution. Ecological Studies* 77, 238-273.- Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, London, Paris, Tokyo, Hong Kong 1989.
- PYE J.M. 1988. Impact of ozone on the growth and yield of trees: a review.- *J. Environ. Qual.* 17, 347-360.
- REICH, P.B. 1987. Quantifying plant response to ozone: a unifying theory.- *Tree Physiology* 3, 63-91.
- SHOWMAN R.E. 1991. A comparison of ozone injury to vegetation during moist and drought years.- *J. Air Waste Manage. Assoc.* 41, 63-64.
- SMIDT S. 1989. Luftschadstoffmessungen am Höhenprofil „Zillertal“.- *Phyton* 29, 69-83.
- TINGEY D.T. & HOGSETT W.E. 1985. Water stress reduces ozone injury via a stomatal mechanism.- *Plant Physiol.* 77, 944-947.
- TRANQUILLINI W. 1979. *Physiological ecology of the alpine timberline.*- *Ecological Studies* 31, Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York 1979.
- VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE (1989). Maximale Immissionskonzentrationen für Ozon. Richtlinie 2310, Blatt 6.
- WALLIN G., SKÄRBY L. & SELLDEN G. 1990. Long-term exposure of Norway spruce, *Picea abies* (L.) Karst., to ozone in open-top chambers. I. Effects on the capacity of net photosynthesis, dark respiration and leaf conductance of shoots of different ages.- *New Phytol.* 115, 335-344.
- WIESER G., WEIH M. & HAVRANEK W.M. (1991). Ozone fumigation in the sun crown of Norway spruce. In: REUTHER M. et al. (eds.): *Waldschadensforschung im östlichen Mitteleuropa und in Bayern. Proc. Expertentagung Schloß Neuburg/Inn bei Passau, 13.-15.11.1990, GSF-Bericht* 24/91, pp. 567-573.



Mykorrhiza- und Feinwurzelbildung an Waldstandorten im Bereich des Höhenprofils Zillertal

F. Göbl

Institut für Subalpine Waldforschung
Forstliche Bundesversuchsanstalt

Key words: *Picea abies*, altitude profile, mycorrhizae.

Abstract

Formation of mycorrhizae and fine roots in forest stands along the Altitude Profile Zillertal: At five forest sites of the „Altitude Profile Zillertal“ the abundance and quality of mycorrhization were determined. The habitats were basically different, three of them were located in protective forests. The bulk of mycorrhizae and fine roots mainly was found in the upper layer of the soils. A relatively large number of different types of mycorrhizae is typical for each habitat. A high rate of types with emanating hyphae or rhizomorphs (58-88%) seems to be important with regard to stabilization of litter and soil and subsequently as protection against erosion. Conserved mycorrhizae samples taken in 1964 at subalpine sites at Zillertal were compared with samples of the recent investigation. No damages of mycorrhizae like changes in shape, ramification or anatomical characteristics, which could be due to soil pollution, were observed.

1 EINLEITUNG

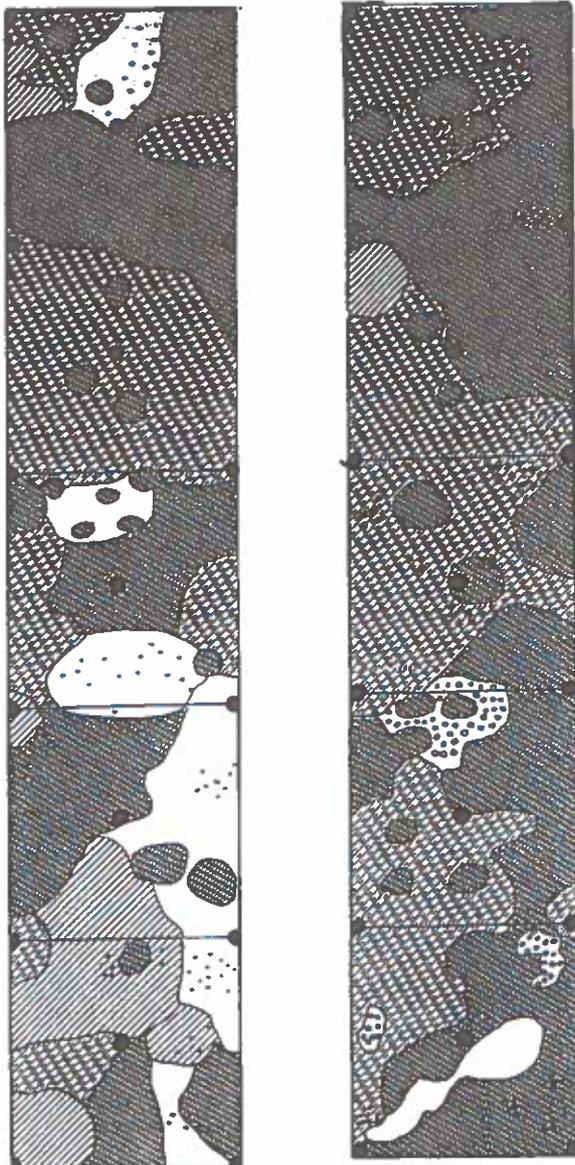
Im Bereich des Höhenprofils Zillertal (GLATTES et al. 1985) wurde 1989 in Fortsetzung früherer Untersuchungen (BOLHAR-NORDENKAMPF & LECHNER 1989) an fünf repräsentativen Standorten des mittelmontanen, hochmontanen und subalpinen Fichtenwaldes (Tabelle 1) ein physiologisches Streßfrüherkennungsprogramm durchgeführt. Diese Erhebungen sollten einerseits eine Charakteristik von Mykorrhiza- und

Feinwurzelbesatz in Bezug auf Qualität, Quantität sowie mögliche Abweichungen von der Normalausbildung und damit Hinweise auf Schadstoffeinträge im Bereich des Bodens geben; ferner sollten sie einen Vergleich mit Proben des Jahres 1964 aus dem Zillertal ermöglichen und als Ergänzung zu den Freilandmessungen mittels Chlorophyllfluoreszenz dienen.

Tab.1: Charakteristik der Probestandorte

Bezeichnung	71	72	Stockaste	75	Talwiese
Seehöhe (m)	1700	1580	1520	1190	1000
Exposition	S	S	WSW	SSE	SSE
Alter der Bäume (Jahre)	144 - 162	89 - 117	111 - 132	70 - 71	50 - 110
Besonderheit früherer Bewirtschaftung	Waldweide Streunutzung	Streunutzung Schneitelung	Waldweide	Wirtschaftswald	Wirtschaftswald
Deckung Moosschicht (%)	90	85	20A		
Deckung Krautschicht (%)	40	5	25		
Dominante Arten	<i>Dicranum scoparium</i> <i>Hylocomium splendens</i> <i>Pleurozium schreberi</i> <i>Vaccinium vitis-idaea</i>	<i>Dicranum scoparium</i> <i>Hylocomium splendens</i> <i>Pleurozium schreberi</i> <i>Avenella flexuosa</i>	<i>Hylocomium splendens</i> <i>Mnium spec.</i> <i>Blechnum spicant</i> <i>Oxalis acetosella</i> <i>Prenarthes purpurea</i>	<i>Hylocomium splendens</i>	 <i>Oxalis acetosella</i> <i>Majorantheum bifolium</i>
Pilzfruchtkörper bei Entnahmeterrain	<i>Rozites operata</i>	<i>Lactarius rufus</i> <i>Cortinarius Collinitus</i>		<i>Boletus felleus</i>	 <i>Boletus edulis</i> <i>Russula xerocomma</i>

Abb.1: Verteilung von Moosen, Flechten sowie der Entnahmepunkte in den Probeflächen der streugennutzten Bestände 71 (links) und 72 (rechts)



2 MATERIAL UND METHODIK

Charakteristische Daten der Probenahmestellen im Bereich des Höhenprofils sind in Tabelle 1 zusammengefaßt. Die Probenahmestellen von 1964 liegen in streugennutzten und pfleglich bewirtschafteten Parzellen eines Fichtenwaldes in 1450m Seehöhe am SE-Abfall des Penken im hinteren Zillertal (Finkenberg).

Die Probenahme erfolgte zwischen dem 18. und 25. August 1989. Für jeden Standort wurden im Bereich von Probebäumen aus einer Fläche von 1x5m 17 Proben nach einem bestimmten Raster (Abbildung 1) mittels Stahlzylinder (100ml Volumen, 5cm Höhe) entnommen, um Hinweise auf die Verteilung von Mykorrhizen zu bekommen. In jedem Fall wurde die dicht vernetzte und auf die Auflagehorizonte konzentrierte Schicht von Mykorrhizen erfaßt. Zusätzlich wurde die Lage von Feinwurzelneubildungen sowie die für bestimmte Mykorrhizotypen charakteristische Mycelentwicklung durch abstrahlende Hyphen oder Hyphenstränge aufgenommen. Für die streugennutzten Bestände wurden Beziehungen zwischen Verteilung von Moosen und Mykorrhizotypen geprüft.

Für jede Einzelprobe wurde die Häufigkeit von Feinwurzeln und Mykorrhizen durch Schätzung bestimmt (GÖBL 1989a) sowie ein Typenspektrum der Mykorrhizen erstellt. Als Typen wurden Mykorrhizen von charakteristischer Verzweigung, Farbe und Struktur des Pilzmantels bezeichnet, die nach diesen Merkmalen unter Berücksichtigung von Jugend- und Altersformen leicht wiederzuerkennen und im Gelände anzusprechen waren. Fallweise können sie bestimmten Pilzgattungen oder Arten zugeordnet werden.

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

3.1 Höhenprofil Zillertal

Die Hauptmasse der Feinwurzeln und Mykorrhizen war an den untersuchten Standorten auf die obersten Bodenhorizonte konzentriert (GÖBL 1989b). Die Bewertung für die Durchwurzelung lag für die Proben der Standorte 71, 72, Stockaste und 75 zwischen gut und sehr gut, für die Talwiese zwischen gering und mäßig.

Die Neubildungen von Langwurzeln wurden für die streugennutzten Bestände 71 und 72 als gering, für die Proben der Stockaste und 75 mit gut und für die Talwiese mit schlecht bewertet. (In streugennutzten Beständen werden durch das Abrechen der Streu wiederholt Feinwurzeln und Mykorrhizen entfernt. Das bewirkt - abgesehen von der negativen Beeinflussung des Wachstums

- eine Verarmung der Böden und führt dazu, daß neugebildete Organe auf eine sehr flache Schicht über einer Verdichtungszone beschränkt sind. Wurzeln wachsen häufig nahezu ungeschützt in den obersten Bereich der Mooschicht.

Die Häufigkeit der Mykorrhizen wies an allen untersuchten Standorten nur geringe Schwankungen auf und wurde mit sehr zahlreich bis üppig bewertet. Ergänzende Zählungen ergaben Werte zwischen 520 bis 970 vitalen Mykorrhizen für Einzelproben, wobei diese Unterschiede fallweise auf die Wuchsform unterschiedlicher Typen zurückzuführen waren.

Die Mykorrhizatyphen-Spektren der untersuchten Standorte des Höhenprofils wiesen große Unterschiede auf (Abbildung 2). Eine Kurzcharakteristik und Reihung der Typen ist der Tabelle 2 zu entnehmen.

Der Standort 71 wies mit 14 verschiedenen Typen die größte, der schlechtwüchsige Bestand 72 mit nährstoffarmen Böden mit nur 7 Typen die geringste Vielfalt auf, während die übrigen Standorte mit 9 bzw. 10 Typen noch eine relativ artenreiche mykorrhizabildende Pilzpopulation repräsentierten. Von Interesse waren die Verteilung und Häufigkeit verschiedener Wuchsformen. Eine Analyse ergab, daß Mykorrhizen mit abstrahlendem Mycel in allen Probestellen mit einem Anteil zwischen 57 und 88% im Vergleich zu Mykorrhizen mit glattem Pilzmanteln überwogen.

Der dominanten Gruppe mit gebogenen Achsen und abstrahlenden Hyphensträngen und Hypenschleiern (Nr. 1 - 4) und weiters dem dominanten Typ mit losem Mycel (Nr. 5) kommt besondere Bedeutung für die Verfestigung von Streu und abgestorbenen Pflanzenteilen zu. In seicht durchwurzelter Böden sind diese Elemente zusätzlich von großem Wert für den Wassertransport (DUDDRIDGE & al 1980). Am schlechtwüchsigen Standort 72, wo Wuchsformen mit abstrahlendem Mycel nicht ausgeprägt dominant waren, kam es an steilen Hangpartien zu einem Gleiten wenig verfestigter Moosdecken.

Das Vorkommen bestimmter Mykorrhizatyphen ließ sich nicht mit der Verteilung bestimmter Moosarten in Beziehung bringen. Offensichtlich hatten an den untersuchten Standorten Dichte und Feuchteeffekt der Moosdecke größeren Einfluß als der Wechsel von Arten mit ähnlichem Habitus. Der Deckungsgrad von Flechten war für eine Beeinflussung zu gering.

Tab.2: Mykorrhizatyphen auf den Probestellen des Höhenprofils (Kurzcharakteristik nach Wuchsform und Pilzmanteloberfläche)

I. Mykorrhizen mit abstrahlenden Hyphen, Hyphenstränge, die im Boden fallweise zu einer dichten Schicht verflochten sind:

Unregelmäßig gebogene Achsen, kräftige Hyphenstränge, die im Boden fallweise zu einer dichten Schicht verflochten sind:

- 1 gelborange (*Piloderma croceum*)
- 2 weißglänzend (ähnliche Wuchsformen bei Vertretern der Gattung *Cortinarius* u.a.; AGERER 1988)

Unregelmäßig gebogene Achsen, zarte, in Moos und Streuschicht abstrahlende Hyphenstränge oder Hyphenschleier (ähnliche Wuchsformen bei Vertretern der Gattungen *Cortinarius*, *Dermocybe*, u.a.; AGERER 1987, GRONBACH 1988):

- 3 weiß
- 4 blaßgelb

Gerade Achsen, abstrahlendes Mycel, Borsten oder Cystiden:

- 5 unregelmäßiger Pilzmantel, reichlich loses, gelbliches Mycel
- 6 rötlichgelbes, kompaktes Mycel
- 7 gelbbraunes, wolliges Mycel
- 8 weißes, watteähnliches Mycel
- 9 schwarzes, wolliges Mycel
- 10 dunkelbraun, starre, gewundene Hyphen
- 11 schwarze Borsten (*Cenococcum geophilum*)
- 12 rosabraun, säbelförmige Cystiden, reich verzweigt
- 13 grau, stachelförmige Cystiden
- 14 weiß, glatt, abziehende, runde Hyphenstränge
- 15 Mykorrhizen gestielt, Jugendform rötlich, Altersform schwärzlich; durchscheinender, farbloser Pilzmantel und farblose abziehende Hyphen

II. Mykorrhizen mit glatter Oberfläche, ohne abstrahlende Hyphen, häufig kräftige, robuste Komplexe:

- 16 sattbrauner Pilzmantel, glatte, glänzende Oberfläche
- 17 blaßbraun, glatte Oberfläche, sehr große Komplexe
- 18 gelb, matte Oberfläche
- 19 rotbraun, matte Oberfläche
- 20 hellbraun, matte Oberfläche
- 21 weiß, matte Oberfläche
- 22 schwarz bis schwarzbraun, matte Oberfläche, große Komplexe
- 23 dunkelbraun, glänzender Pilzmantel, zart
- 24 grau bis graubraun, glatter, farbloser Pilzmantel, zart

Abb.2: Verteilung der verschiedenen Mykorrhizazypen in den Probestflächen des Höhenprofils, geordnet nach Wachstformen und entsprechend dem prozentuellen Anteil für die untersuchten Proben

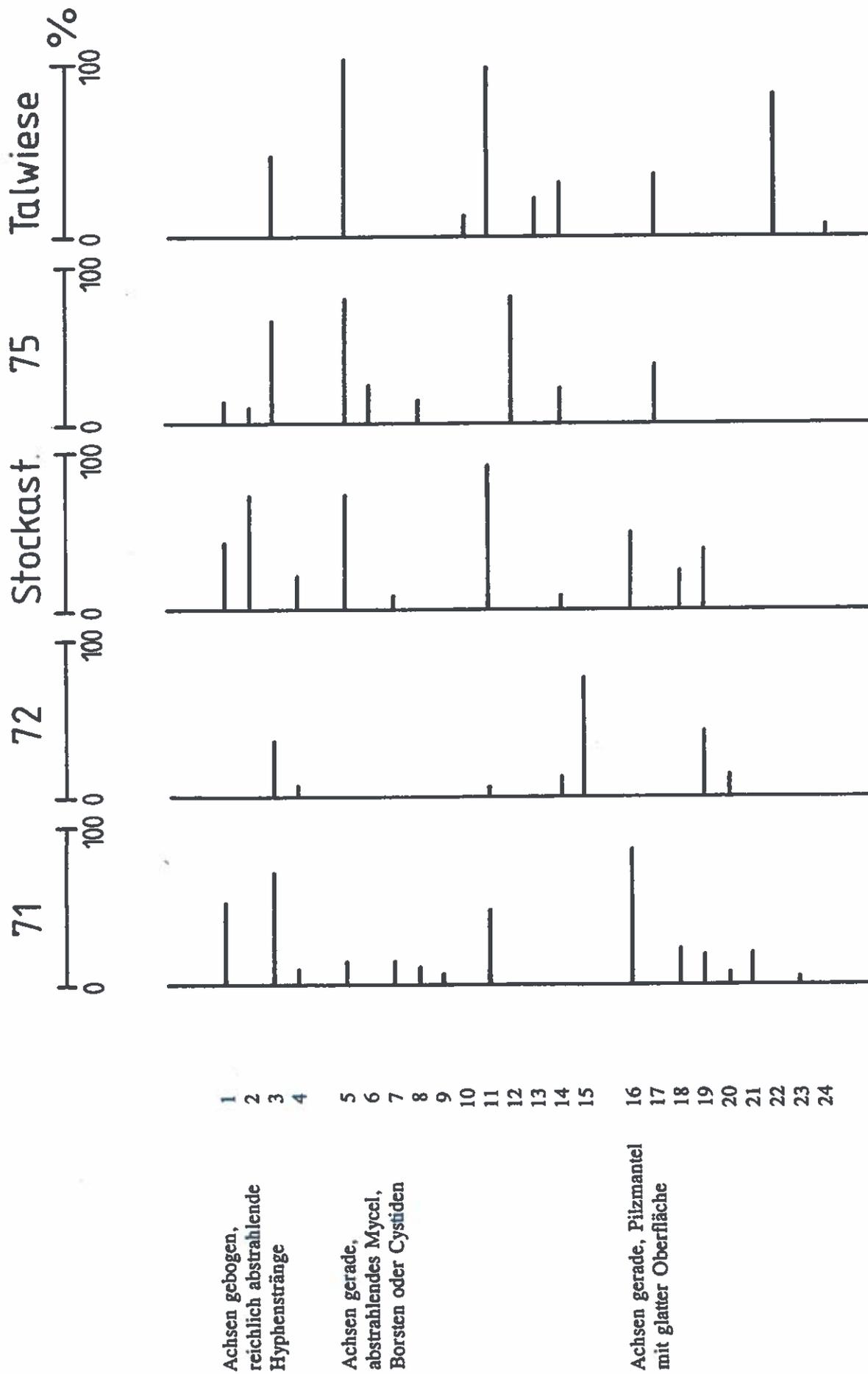
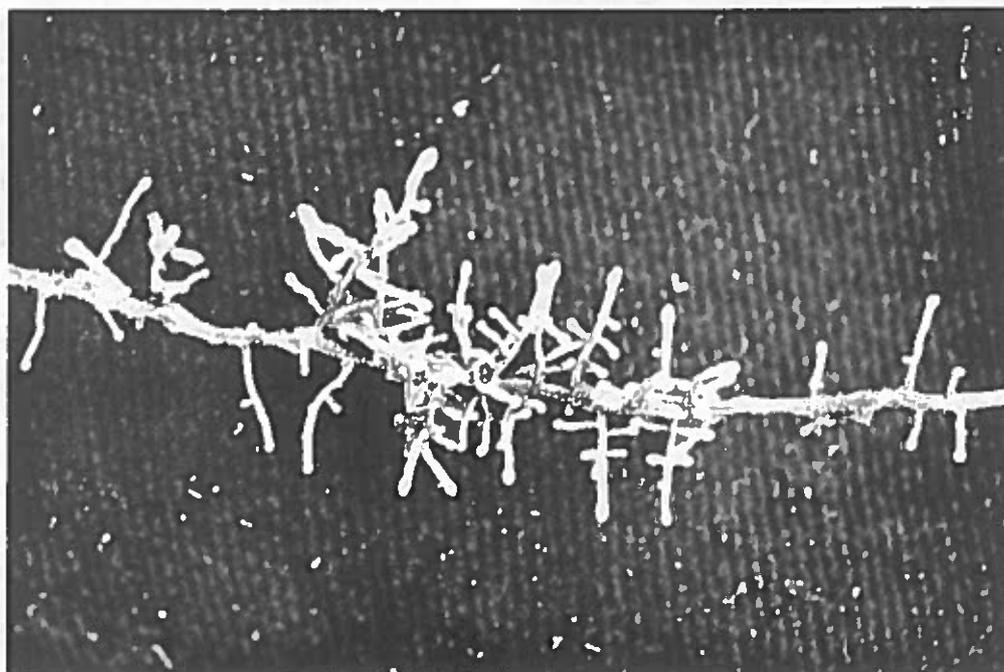


Abb.3: Mykorrhizakomplex (Finkenberg); Dokumentation 1964



Abb.4: Mykorrhizakomplex ("Iöhenprofil"); Dokumentation 1989



3.2 Finkenberg

1964 wurden als Grundlage für Meliorationsmaßnahmen die Mykorrhizaverhältnisse in streugewutzten und nicht streugewutzten Fichtenwäldern der hochmontanen Stufe in etwa 1450m bei Finkenberg im Zillertal untersucht (GÖBL 1965). Eine Überarbeitung von Protokollen, Zeichnungen und Präparaten erlaubte die folgende Zusammenfassung der Ergebnisse und einen Vergleich mit den Standorten des Höhenprofils.

Das Mykorrhizatypen-Spektrum von streugewutzten und nicht streugewutzten Beständen unterschied sich grundlegend. Das Vorkommen von 10 verschiedenen Typen im streugewutzten bzw. von 14 Typen im nicht streugewutzten Bestand entsprach etwa dem Typenreichtum, der 1989 für Standorte des Höhenprofils festgestellt wurde. Der Prozentanteil von Wuchsformen mit abstrahlenden Hyphen oder Hyphensträngen lag 1964 zwischen 57 und 70 und ergab damit vergleichbare Werte.

Unterschiede der bodendeckenden Vegetation innerhalb der bearbeiteten Bestände beeinflussten den Mykorrhizabesatz beträchtlich. Dichte Flechtenrasen (*Cladonia silvatica* und *furcata*) unterdrückten ihn, während geschlossene Moosdecken eine üppige Entwicklung förderten. Quantitative Unterschiede ergaben sich bei Dominanz von *Calluna vulgaris* durch geringe Mykorrhizahäufigkeit gegenüber einem dichten Besatz bei Dominanz von *Vaccinium myrtillus*.

Eine mikroskopische Kontrolle wurde für acht verschiedene Mykorrhizatypen aus Proben von 1964 wiederholt und ein Vergleich mit identischen Typen aus den 1989 entnommenen Proben des Höhenprofils durchgeführt.

Für die untersuchten Typen (Nr. 1, 2, 11, 14, 16, 18, 19 und 22) waren in keinem Fall Abweichungen der Form oder Struktur des Pilzmantels und auch keine Zunahme von intrazellulären Hyphen festzustellen, die als Anzeichen für eine Störung des Symbiosegleichgewichtes zu werten wären (MEYER 1984).

Die Art der Verzweigung von Mykorrhizen wird vom Pilzpartner geprägt. Die Üppigkeit der Verzweigung kann von Parametern des Standorts beeinflusst werden. Die Abbildungen 3 und 4 zeigen Mykorrhizakomplexe, die 1964 bzw. 1989 entnommen und dokumentiert wurden. Die Verzweigung war üppig und ließ - wie in allen untersuchten Fällen im Rahmen dieser Studie - keine Formänderungen, z.B. Stauchungen, erkennen, die auf Schadstoffeinträge zurückgeführt werden könnten.

Folgende Ergebnisse sind in bezug auf die Fragestellung von Bedeutung:

1. Die Hauptmasse der *Feinwurzeln* lag an allen untersuchten Standorten in den obersten Bodenhorizonten, in Wäldern mit früherer Streunutzung teilweise nahezu ungeschützt in der obersten Schicht der Moosdecke.
2. Die Hauptmasse der *Mykorrhizen* war ebenfalls auf die obersten Bodenhorizonte konzentriert. Die Häufigkeit der Mykorrhizen wurde für alle untersuchten Standorte als gut bewertet, ebenso die Anzahl von 9 bis 14 Mykorrhizatypen pro Probestfläche.
3. Das *Mykorrhizatypen-Spektrum* war für die verschiedenen Standorte unterschiedlich, wies aber in allen Fällen mit 57 bis 88% einen hohen Anteil an Typen mit abstrahlendem Mycel oder Mycelsträngen auf, wobei diesen Elementen eine wesentliche Funktion für die Verfestigung der Streu und den Wassertransport zukommt.
4. Ein Vergleich der Ergebnisse von 1989 (Höhenprofil Zillertal) mit Untersuchungen aus dem Jahr 1964 (Finkenberg) ergab keine erkennbare Verschlechterung oder Schädigung. Dies trifft für alle Merkmale zu, die zur Charakteristik von Mykorrhizen herangezogen werden.

Die streugewutzten Wälder auf nährstoffarmen Böden, die nach KNAPP (1988) etwa die Hälfte der gesamten Waldfläche des Zillertals und etwa 10.000 ha Schutzwald umfassen, sind entsprechend Punkt 1 und 2 als besonders empfindliche und anfällige Ökosysteme einzustufen. Schadstoffeinträge in den Boden bewirken Verminderung des Mykorrhizabesatzes (BLASCHKE 1980), Typenverarmung (MEYER 1984), Reduktion von abstrahlenden Hyphen (DIGHTON & al. 1986) und als Folge eine Schädigung der mykorrhizabildenden Pilzpopulation (FELLNER 1987). In nährstoffarmen Böden werden Mykorrhizen durch Säureeintrag früher und stärker verändert als auf gut versorgten Böden (GÖBL 1986). Bei einer Verschlechterung der Immissionssituation im Untersuchungsgebiet wäre demnach als Folge von Mykorrhiza- und Mycelreduktion in den Auflagehorizonten die Gefahr ausgedehnter Oberflächenerosionen gegeben.

Zusammenfassung

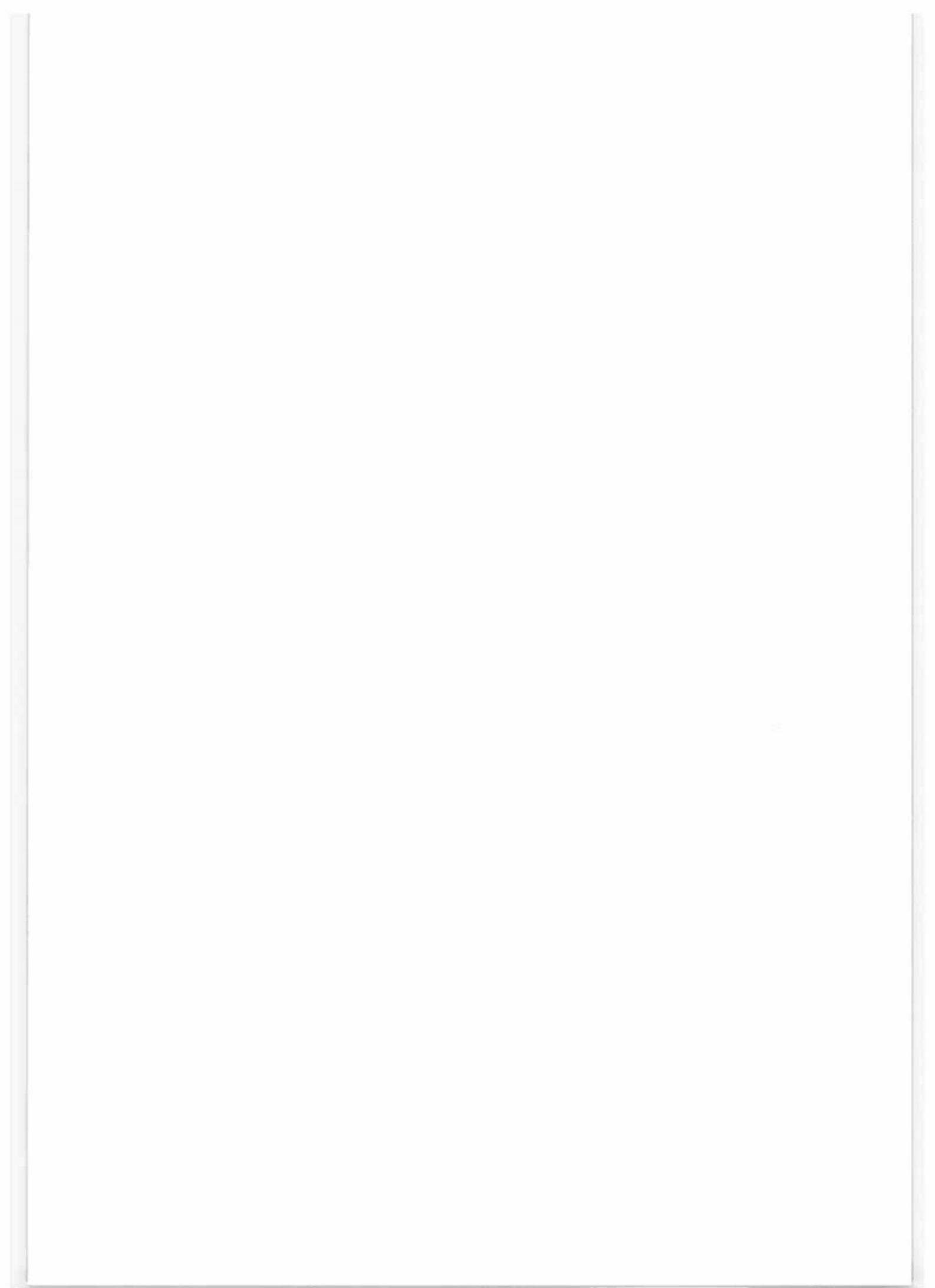
Im Bereich des Höhenprofils Zillertal wurden Quantität und Qualität des Mykorrhizabesatzes von fünf verschiedenen Waldstandorten, von denen drei im Schutzwaldbereich lagen. Die Hauptmasse der Mykorrhizen und Feinwurzeln lag in den obersten Bodenschichten. Das Mykorrhizentypen-Spektrum war reichhaltig und an allen Standorten verschieden. Der Anteil an Typen mit abstrahlendem Myzel oder mit Myzel-

strängen war mit 57-88% in allen Fällen hoch und von wesentlicher Bedeutung für die Verfestigung von Streu und Boden und in weiterer Folge als Schutz vor Erosion.

Mykorrhizaprobe, die 1964 anlässlich einer Untersuchung subalpiner Standorte des Zillertales konserviert wurden, dienten als Vergleichsmaterial für die Proben von 1989. Für identische Mykorrhizatypen konnten keine erkennbaren Veränderungen von Struktur und Wuchsform festgestellt werden, die als Indizien für Schadstoffeintrag in den Boden gelten könnten.

LITERATUR

- AGERER R. 1987. Colour atlas of ectomycorrhize, 1st delivery.- Einhorn-Verlag Eduard Dietenberger.
- AGERER R. 1988. Colour atlas of ectomycorrhize, 2nd delivery.- Einhorn-Verlag Eduard Dietenberger.
- BLASCHKE H. 1980. Feinwurzeluntersuchungen und biotische Aktivitäten in der Rhizosphäre von Tannensterben befallener *Abies alba* Bestände.- Eur. J. For. Pathol. 10 (2-3), 181-185.
- BOLHAR-NORDENKAMPF H.R. & LECHNER E.G. 1989. Synopse stressbedingter Modifikationen der Anatomie und Physiologie von Nadeln als Frühdiagnose einer Disposition zur Schadensentwicklung bei Fichte.- *Phyton (Austria)* 29 (3) 255-301.
- BOLHAR-NORDENKAMPF H.R. & GÖTZL M. 1992. Chlorophyllfluoreszenzmessungen mit dem Plant Stress Meter zur Bestimmung der Stressbelastung bei Fichten.- *FBVA-Berichte* (dieser Band).
- DIGHTON J., SKEFFINGTON R.A. & BROWN K.A. 1986. The effects of sulphuric acid (pH 3) on roots and Mycorrhizas of *Pinus sylvestris*.- In: GIANINAZI-PEARSON V. & GIANINAZI S., *Physiological and Genetical Aspects of Mycorrhizae*, 739-744.
- DUDDRIDGE J.A., MALIBARI A. & READ D.J. 1980. Structure and function of mycorrhizal rhizomorphs with special reference to their role in water transport.- *Nature (Lond.)* 287, 834-836.
- FELLNER R. 1987. Effects of acid deposition on the ecotrophic stability of mountain forest ecosystems in central Europe (Czechoslovakia).- In: *Ectomycorrhiza/Expert meeting Dec. 11-12, 1987 Berg en Dahl, The Netherlands, Air Poll. Res. Rep. 12*, 116.
- GLATTES F., SMIDT S., DRESCHER A., MAJER C. & MUTSCH F. 1985. Untersuchung einiger Parameter zur Ursachenfindung von Waldschäden am Beispiel eines Höhenprofils im Zillertal/Tirol, erste Ergebnisse.- *FBVA-Berichte* Nr. 9.
- GÖBL F. 1965. Mykorrhiza-Untersuchungen in einem subalpinen Fichtenwald.- *Mitt. Forstl. Bundesvers.Anst.* 66, 173-195.
- GÖBL F. 1986. Wirkung simulierter saurer Niederschläge auf Böden und Fichtenjungpflanzen im Gefäßversuch. III. Mykorrhizauntersuchungen.- *Cbl. Ges. Forstwes.* 103 (2), 89-107.
- GÖBL F. 1989a. Mykorrhiza- und Feinwurzeluntersuchungen im Waldschadensgebiet Gleingraben und Gleinalpe (Stmk).- *Mitt. Forstl. Bundesvers.Anst.* 163/1, 171-220.
- GÖBL F. 1989b. Mykorrhiza- und Feinwurzelbildung von Probestämmen des „Höhenprofils „Zillertal“.- *Phyton* 29 (3), 97-101.
- GRONBACH E. 1988. Charakterisierung und Identifizierung von Ektomykorrhizen in einem Fichtenbestand mit Untersuchungen zur Merkmalsvariabilität in saurer berechneten Flächen.- *Bibl. Mycol.* 125, J. Cramer, Berlin-Stuttgart.
- KNAPP H. 1988. Umwandlung streugennutzter Wälder im Zillertal.- *Österr. Forstztg.* 5/1988, 45.
- MEYER F.H. 1984. Mykologische Beobachtungen zum Baumsterben.- *Allg. Forstzeitschr.* 9/10, 212-228.



Terrestrische Kronenzustandsinventur am Höhenprofil Zillertal

F. Kristöfel

Institut für Waldwachstum und Betriebswirtschaft
Forstliche Bundesversuchsanstalt

Key words: Altitude profile, crown-condition-assessment, defoliation degree.

Abstract

Terrestrial inventory of the crown condition at the Altitude Profile Zillertal: At the Altitude Profile Zillertal eight sample plots for crown-condition-assessment (i.e. defoliation and discolouration) were established in 1985. The altitude ranges from 930m up to 1730m. During five years (1986-1990) crown assessment was done in spring and autumn. The lowest plot was abandoned in 1989, as the results provided poor evidence (in 1988 only two sample trees showed symptoms of slight defoliation). The results are based on 230 sample trees out of eight crown-assessments.

During the above noted five-year period none of the sample plots showed a mean defoliation degree above 1,50 (exceeding the natural threshold). A slight improvement concerning the mean defoliation degree could be confirmed. The two sample plots at 1560m and 1730m a.s.l. with extremely low yielding showed the highest mean defoliation degree of all sample plots. For these facts grazing cattle and litter-removal over decades are to blame.

The oldest sample trees showed the highest defoliation symptoms as with increasing age the crown condition deteriorates. With increasing altitude the correlation between crown-defoliation and age decreases and these results coincided with those from other investigations. A singular infestation by *Chrysomya rhododendri* in 1988, when approximately 20% of the sample trees were attacked, caused the highest mean defoliation degree of the investigation period, but only influenced the crown condition in autumn of the respective year.

1 EINLEITUNG

Die Probestflächen der terrestrischen Kronenzustandsinventur im Zillertal sind ein Teil der ertragskundlichen Diagnoseprofile der Forstlichen Bundesversuchsanstalt. Diese haben die Dokumentation des Waldzustandes und etwaiger Veränderungen desselben mittels periodisch wiederholter okularer Kronenansprachen und Luftbildinterpretationen an Dauerbeobachtungsflächen zum Ziel.

Beim Gemeinschaftsprojekt „Höhenprofil Zillertal“ liefern die acht Flächen - im Hinblick auf Kronenverlichtungen und Änderungen des Zustandes über die Jahre, sowie auf Bestandes- und Einzelbaumschäden - ergänzende Beiträge zu den anderen Untersuchungen. Die Einrichtung der Probestflächen erfolgte in unmittelbarer Nähe zu bzw. auf den Untersuchungsorten der anderen Projektteilnehmer (Luftmeßcontainer, Depositionsmeßstellen, Probestflächen für Nadel-, Boden- und Bodenvegetationsanalysen).

2 METHODIK UND STANDORTS-CHARAKTERISTIKA

2.1 Methodik

Im Herbst 1985 wurden acht Probestflächen als „Höhenprofil“ entlang eines Bergrückens in Seehöhen von 900m bis 1730m eingerichtet. (Aufgrund der geringen Bewaldungsdichte dieses Gebietes konnten nur wenige Flächen ausgewählt werden.)

Von jeder Probestfläche, deren Mittelpunkt verpflockt war, wurde eine Standorts- und Bestandesbeschreibung vorgenommen. Auf jeder Fläche wurde eine Winkelzählprobe (mit Zährefaktor 1) durchgeführt und die Oberhöhe durch Höhenmessungen an den 12 stärksten Bäumen der Winkelzählprobe bestimmt. 30 Probestbäume je Probestfläche (bzw. 50 Probestbäume auf Probestfläche 75) wurden nach den Kriterien der Waldzustandsinventur (WZI)-Instruktion für die Kronentaxation ausgewählt, dauerhaft markiert und durch eine Einzelbaumbeschreibung (soziale Stellung, Kro-

nenform, Stamm/Kronenschäden, Brusthöhen-durchmesser, gegebenenfalls Höhe) charakterisiert.

Wie bei allen Diagnoseprofilen wurde zweimal jährlich (im April und September) an den Probestämmen eine Kronentaxation gemäß den WZI-Richtlinien durchgeführt. Beurteilt wurden: Ausbildung des Jahrestriebes, Zustand der Wipfelregion, Kronenzustand, Entnadelungstyp und Verfärbung. Zusätzlich wurden etwaige neu auftretende Stamm- und Kronenschäden erfaßt.

Die erste Kronentaxation erfolgte im September 1986. Wegen hoher Schneelage konnte die Kronenansprache im Frühjahr 1989 nicht durchgeführt werden. Mit den Aufnahmen im Herbst 1990 liegen somit die Ergebnisse von 8 Aufnahmen vor.

Die Probestfläche 77 wurde 1989 aufgelassen, da sie aufgrund des niedrigen Kronenzustandsindex (1988 nur zwei Probestämme mit Kronenzustand 2) zu wenig aussagekräftig war, auch keinerlei Veränderungen zeigte und die Kronenansprache durch zunehmenden Kronenschluß erschwert wurde.

2.2 Standortcharakteristika

Alle acht Probestflächen lagen entlang der Zillertaler Höhenstraße oberhalb von Hippach auf einem süd- bis ostexponierten, mäßig steilen

Hang (mittlere Hangneigung ca. 60%). Das Grundgestein ist Silikat; bis auf Fläche 72 (Ranker) und Fläche 77 (Braunerde) wurde der Bodentyp als Podsol eingestuft. Der Wasserhaushalt war mäßig frisch bis frisch, auf der tiefstgelegenen Fläche sehr frisch. Sieben Flächen lagen in Fichtenreinbeständen, auf der Fläche 77 waren einzelne Tannen beigemischt. Nach dem Vegetationstyp wurden bis auf Fläche 77 (Sauerkleetyp) alle dem Astmoos-Heidelbeer-Drahtschmiele-Typus zugeordnet (Tabelle 1). (Diese Standortserhebungen im Rahmen der Feldaufnahmen müssen noch mit den detaillierten Erhebungen im Zuge der Bodenprobenahme verglichen werden.)

2.3 Ertragskundliche Charakteristika

Nach der Betriebsart waren die drei höchstgelegenen Flächen (70, 71 und 72) Schutzwald im Ertrag, die anderen fünf Wirtschaftswald. Auf 6 Flächen war der Bestandesaufbau einschichtig, auf Fläche 73 zweischichtig und auf 76 mehrschichtig. Der Kronenschluß war auf allen Flächen locker. (Die Kronenradien wurden nicht gemessen.)

Flächen 70-72: Alle drei Flächen im Schutzwald im Ertrag waren überbestockt, es scheinen hier nur sehr geringe niederdurchforstungsartige Eingriffe oder Entnahmen abgestorbener bzw. absterbender Bäume vorgenommen worden zu

Tab.1: Standortmerkmale der Probestflächen

SIE: Schutzwald im Ertrag; WW: Wirtschaftswald, AHD: Astmoos-Heidelbeer-Drahtschmiele-Typus, SKL: Sauerklee

Fläche Nr.	Seehöhe	Exposition	Neigung (%)	Betriebsart	Wasser	Vegetation	Boden
70	1720m	S	68	SIE	frisch	AHD	Podsol
71	1730m	S	70	SIE	mäß. frisch	AHD	Podsol
72	1560m	S	64	SIE	mäß. frisch	AHD	Ranker
73	1400m	E	40	WW	frisch	AHD	Podsol
74	1300m	E	52	WW	frisch	AHD	Podsol
75	1200m	E	68	WW	frisch	AHD	Podsol
76	1000m	SE	60	WW	frisch	AHD	Podsol
77	930m	E	72	WW	sehr frisch	SKL	Braunerde

Tab.2: Ertragskundliche Flächenmerkmale der Probestflächen

OH: Oberhöhe (m), mBHD: mittlerer Brusthöhendurchmesser, n/ha: Stamanzahl/ha *) Ertragstafel Fichte Hochgebirge

Fläche Nr.	Alter	Oberhöhe (m)	mBHD (cm)	n/ha	Grundfläche (m ²)	Ertragsklasse *)	Bestockungsgrad
70	115	26	37,4	511	56,0	6	1,12
71	235	19	25,7	999	52,0	1	1,28
72	195	14	17,5	1660	40,0	1	1,04
73	150	25	28,4	569	36,0	4	0,76
74	145	23	24,1	813	37,0	4	0,79
75	144	27	26,0	887	47,0	5	0,95
76	90	30	27,3	667	39,0	10	0,68
77	136	30	33,8	469	42,0	7	0,77

sein. Die Flächen 71 und 72 waren durch sehr hohe Stammzahlhaltung, überhöhtes Alter, geringe Bonität und Oberhöhe charakterisiert. Hier dürften wohl die jahrzehntelange Beweidung und Streunutzung der wesentliche Grund für die geringe Wuchsleistung sein. Die dritte, zugleich höchstgelegene Fläche fiel durch deutlich besseres Wachstum auf. Diese Fläche war durch die weniger exponierte Lage, die bessere Wasserversorgung und eventuell auch durch die Bodensituation begünstigt.

Flächen 73 - 77: Die Flächen im Wirtschaftswald hatten durchschnittliche Bestockungsgrade, die Bonitäten waren mit einer Ausnahme eher niedrig. Auch diese Flächen wiesen einen mäßigen Pflegezustand auf (Tabelle 2).

2.4 Sonstige Nutzungen und Schäden

Auf allen Flächen fand nach Auskunft der Bezirksförster bis Mitte der 60iger Jahre Streunutzung statt. Die drei Flächen im Schutzwald im Ertrag wurden bis Mitte der 50iger Jahre beweidet, die Fläche 71 wurde zudem auch geschneitelt. Auf allen Flächen traten vereinzelt Schneebrüche auf. 1988 wurde auf rund 20% aller Probestämme ein Befall durch Fichtennadelrost (*Chrysomyxa rhododendri*) festgestellt (bedauerlicherweise konnte in diesem Jahr nur eine Aufnahme durchgeführt werden), 1989 ein geringer Pilzbefall auf der Fläche 71.

3 ERGEBNISSE

3.1 Ergebnisse der terrestrischen Kronenzustandsinventur

Bei allen Ergebnissen ist sowohl die geringe Flächenanzahl als auch die geringe Probestammanzahl (insgesamt 230 Probestämme) zu berücksichtigen, welche nur beschränkt Aussagen zuläßt. In Tabelle 3 sind die durchschnittlichen Verlichtungsgrade (DVG's) aller Probestämme in den einzelnen Aufnahmeperioden wiedergegeben.

Tab.3: Durchschnittliche Kronenverlichtungsgrade aller Probestämme in den einzelnen Aufnahmeperioden (Die Ergebnisse der Probestämme 77 sind nur der Vollständigkeit halber angeführt und werden bei der Berechnung der DVG's nicht berücksichtigt).

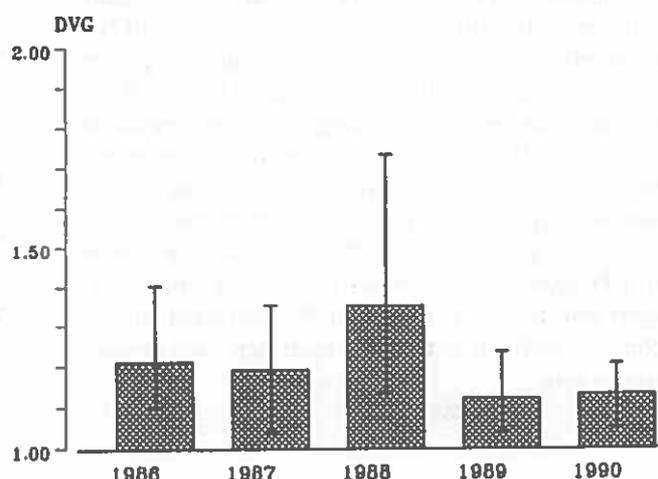
Kronenverlichtung:

1 keine, 2 schwach, 3 mittel, 4 stark
5 tot.

Fläche	8/86	4/87	8/87	8/88	4/89	8/89	4/90	8/90
70	1,23	1,10	1,20	1,17	1,20	1,07	1,20	1,07
71	1,33	1,27	1,37	1,73	1,23	1,07	1,27	1,13
72	1,40	1,27	1,43	1,53	1,27	1,20	1,30	1,13
73	1,13	1,03	1,03	1,13	1,03	1,07	1,07	1,00
74	1,10	1,13	1,17	1,37	1,13	1,10	1,20	1,17
75	1,19	1,23	1,15	1,25	1,08	1,10	1,13	1,06
76	1,10	1,03	1,33	1,30	1,03	1,03	1,03	1,07
(77)	1,07	1,03	1,10	1,07	-	-	-	-
ø	1,21	1,15	1,24	1,35	1,14	1,09	1,17	1,09
ø	1,21	1,19	1,35	1,12	1,13			

Über die Jahre hinweg zeichneten sich auf allen Flächen nur geringfügige Veränderungen des Kronenzustandes ab, wobei auch der persönliche Ansprachetrend der Taxatoren und die in Summe geringe Probestammanzahl in Betracht gezogen werden müssen. Insgesamt war eine leichte Verbesserung zu konstatieren (Abbildung 1). Von 1986 bis 1990 verringerte sich der mittlere DVG von 1,21 auf 1,13. Der deutliche Anstieg des mittleren DVG im Herbst 1988 war durch einen Befall von *Chrysomyxa rhododendri* auf rund 20% aller Probestämme zu erklären. Im Frühjahr 1989 wurden nur noch auf den zwei Flächen 71 und 72 Nadelverfärbungen festgestellt, was darauf zurückzuführen war, daß die vom Rostpilz befallenen Nadeln abgestorben und über den Winter abgefallen waren. Im Herbst 1989 wurde Pilzbefall auf der Fläche 71 sowie Nadelverfärbungen auf den Flächen 70, 71 und 72 konstatiert. Jeden-

Abb.1: Mittlere durchschnittliche Kronenverlichtungsgrade der Probestämme in den 5 Aufnahmejahren



falls hatte der (einmalige) Pilzbefall keine nachhaltigen Auswirkungen auf den Kronenzustand. Dies mag auch eine Erklärung dafür sein, daß der Kronenzustand (Verlichtungsgrad) im Frühjahr geringfügig schlechter war als im Herbst. Laut einer Untersuchung von KREHAN (1991) im Zillertal konnte selbst nach einem drei Jahre andauerndem starken *Chrysomyxa*-Befall (vor allem oberhalb 1700m) bis 1991 kein Absterben der untersuchten Probestämme festgestellt werden.

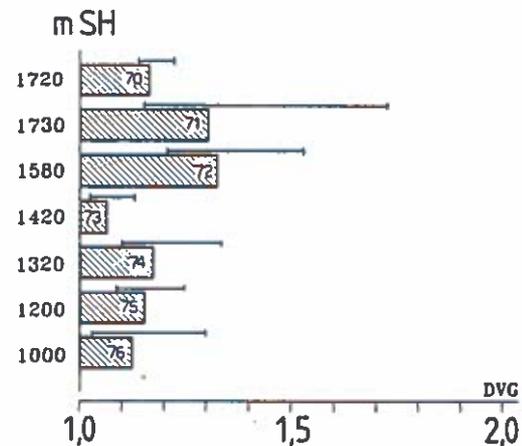
Im Vergleich zu den Aufnahmen im Herbst 1986 erfolgte im Herbst 1989 die größte Veränderung des DVG auf Fläche 72 (-0,7), der Anteil von Probestämmen mit Kronenzustand 2 verminderte sich von 40% auf 13,3%. Bei Fläche 74 trat eine geringfügige Verschlechterung um 0,7 Einheiten auf. Dies deshalb, weil sich ein Probestamm von Kronenzustand 2 auf 3 änderte. Aus diesen beiden Beispielen sieht man, daß bei so geringen DVG's ein oder zwei Probestämme eine „Verbesserung bzw. Verschlechterung“ bewirken können; unter Berücksichtigung dieser Aspekte können die Flächen über die Jahre hinsichtlich Kronenzustand als weitgehend stabil bezeichnet werden.

Nach Jahreszeiten zeigten die Frühjahrsansprachen in den letzten beiden Jahren einen höheren DVG als die Herbstansprachen, während bei der ersten Paaransprache die Herbstaufnahme schlechtere Ergebnisse erbrachte. Dieses Phänomen ist wahrscheinlich aus dem unterschiedlichen Anspracheverhalten zu erklären. Leider fehlen Untersuchungen über die Auswirkungen verschiedener Ansprachezeitpunkte (erste Ansatzpunkte lieferte NEUMANN 1984). Jedoch konnte der in den ersten Aufnahmen des Diagnoseprofils gefundene Umstand, daß Frühjahrsaufnahmen schlechtere DVG's als Sommeraufnahmen aufweisen, bei den nachfolgenden Erhebungen keine Bestätigung mehr finden.

Nach dem Alter gegliedert wiesen die beiden ältesten und auch geringwüchsigsten Flächen den höchsten DVG auf. Verschiedene Untersuchungen (z.B. NEUMANN 1990) zeigten, daß bei Fichte ein eindeutiger Zusammenhang zwischen Alter und Kronenzustand besteht, d.h. eine Kronenzustandsverschlechterung mit zunehmenden Alter eintritt; der relativ schlechte Kronenzustand dieser beiden Flächen dürfte also auch altersbedingt sein. Auch das Problem des „Referenzbaumes“ (SCHADAUER 1991) könnte dabei zum Tragen gekommen sein. Solche geringwüchsigen Bäume im subalpinen Fichtenwald unterscheiden sich im Habitus wesentlich von besserwüchsigen.

Die nach den Seehöhen aufgetragenen mittleren DVG's zeigten Maximalwerte in 1580m bzw. 1730m und ein deutliches, aber geringeres Maximum in 1320m Seehöhe (Abbildung 2). Eine derartige Verteilung wurde auch in früheren Untersuchungen (MÖSSMER 1986, AMMER et al. 1986) gefunden und in der letztgenannten statistisch abgesichert. Die Autoren vermuten in diesem Phänomen die Auswirkungen stabiler Inversionslagen und in diesem Zusammenhang auch einen verstärkten Ozoneinfluß. Bezüglich der Flächen 71 und 72 ist jedoch einschränkend auf den vorhin erwähnten Alterstrend zu verweisen, welcher in den Untersuchungen von AMMER et al. (1988) keine Berücksichtigung fand.

Abb.2: Mittlere durchschnittliche Kronenverlichtungsgrade der sieben Probestämme aller 5 Jahre



3.2 Vergleich mit WZI-Ergebnissen

Bei den Ergebnissen der WZI haben sich von 1984 bis 1990 im Durchschnitt für ganz Tirol keine wesentlichen Veränderungen des Kronenzustandes bei Fichte ergeben (Tabelle 4). Für das gesamte Bundesgebiet betrug die Veränderung von 1989 auf 1990 0,2 Einheiten.

Tab.4: WZI-Ergebnisse für Tirol, Bezirk Schwaz und der dem Höhenprofil nächstgelegenen WZI-Fläche Nr. 708/40

Untersuchungseinheit	1986	1987	1988	1989	1990
Tirol	1,47	1,47	1,45	1,47	1,45
Schwaz	1,51	1,47	1,52	1,50	1,50
708/40	1,27	1,23	1,10	1,13	1,07

Der Bezirk Schwaz liegt etwas über dem Tiroler Durchschnitt. Neben den Bezirken Reutte und Kufstein ist dieser für die räumliche Konzentration von Kronenverlichtungen seit Beginn der WZI-Erhebungen bekannt, die Ursachen wurden jedoch noch nicht näher untersucht.

Die WZI-Fläche 708/40 liegt rund 1,2 km östlich des Höhenprofils auf einer Seehöhe von 1400m. Sie weist ähnliche DVG's wie die benachbarten Probeflächen und ebenso eine Tendenz zur Verbesserung auf. Auf dieser Fläche wurde 1988 kein *Chrysomyxa*-Befall verzeichnet, weshalb sich möglicherweise der DVG in diesem Jahr nicht erhöhte.

4 DISKUSSION

Durch die Akkordierung der Erhebungsflächen mit den Probeflächen der Nadel-, Boden- und Bodenvegetationsbeprobungsflächen und die geringe Bewaldung des Untersuchungsgebietes war die Auswahlmöglichkeit an Probeflächen begrenzt. Die geringe Flächen- bzw. Probestaumenanzahl führte dazu, daß Interpretationsmöglichkeiten beschränkt bleiben müssen. Die ursprüngliche Intention, an Hand der Kronentaxierung Belastungsfaktoren zu erkennen, konnte hier nicht realisiert werden. Entscheidend ist auch, daß der Kronenzustand durch mannigfaltige Faktoren beeinflusst wird und daher eine kausale Zuordnung einzelner Einwirkungen schwer möglich ist (vgl. POLLANSCHÜTZ 1986). Jahrzehntelange Waldweide und Streunutzung dürften im Untersuchungsgebiet alle anderen Einflußfaktoren auf den Kronenzustand überlagert haben. Schlechtwüchsige, überalte Fichten (Hochlagenfichten) im *Piceetum subalpinum* wiesen einen sehr ausgeprägten, von anderen Fichten (Tieflagenfichten) stark unterschiedlichen Habitus auf. Durch die extremen Habitusunterschiede (verschiedene Höhenlage, Standorts- und Wuchsleistungsunterschiede u.a.m.) auf den Probeflächen war eine einfache vergleichende Bewertung der Kronentaxationsergebnisse der einzelnen Flächen untereinander erschwert. Auf den Probeflächen konnten Kronenverlichtungen nicht mit Schadstoffbelastungen in Zusammenhang gebracht werden.

Zusammenfassung

Am Höhenprofil Zillertal wurden 1985 acht Probeflächen von 910m-1730m Seehöhe zur terrestrischen Kronenzustandsinventur eingerichtet. Die tiefstgelegene Fläche wurde nach vier Aufnahmen wegen geringer Aussagefähigkeit 1989 auf-

gelassen. Somit liegen die Ergebnisse von 230 Probestaumen nach acht Kronenansprachen (Frühling und Frühherbst 1986-1990) vor.

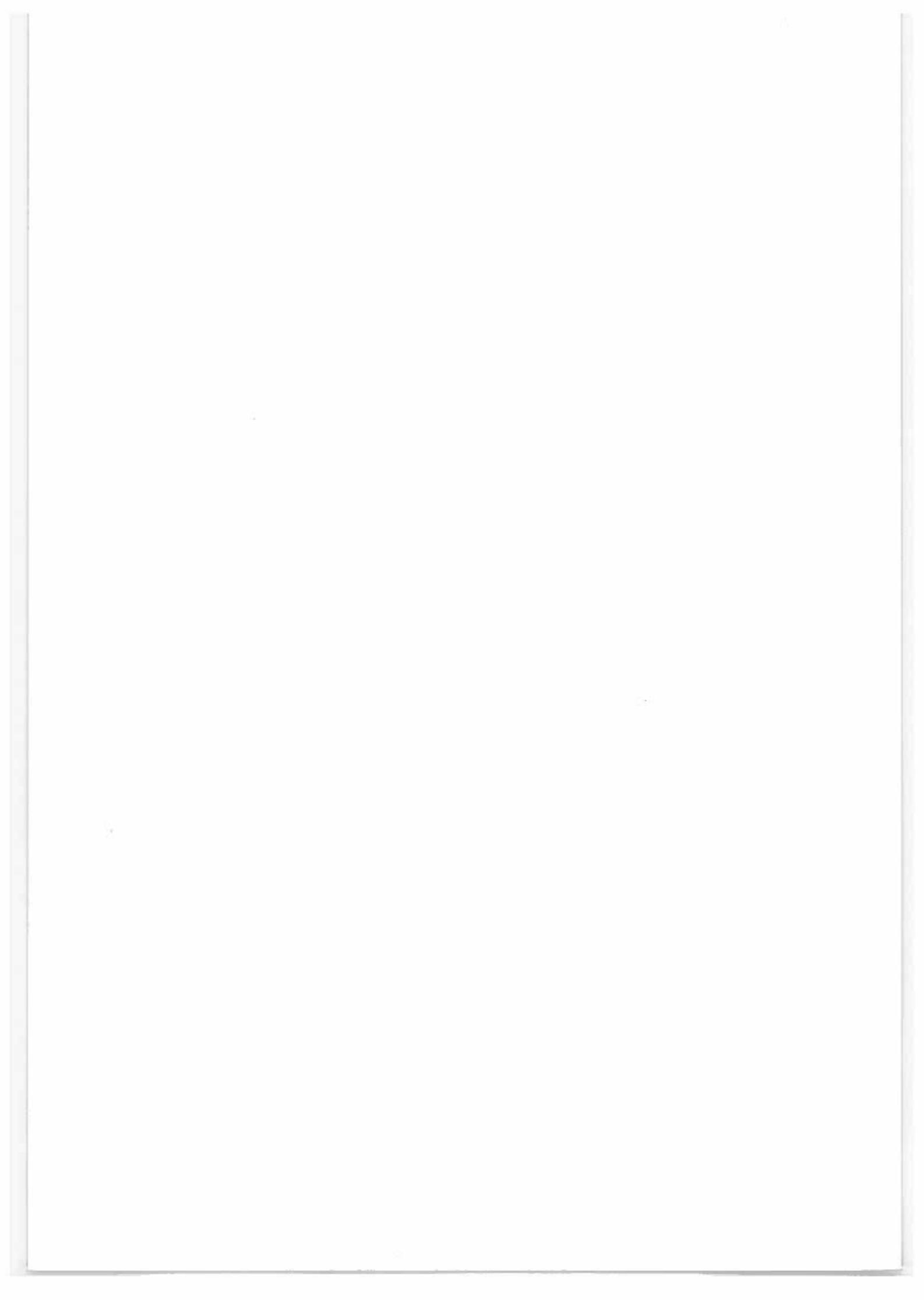
In den fünf Beobachtungsjahren wurde auf sieben Probeflächen keine über das natürliche Ausmaß hinausgehende durchschnittliche Kronenverlichtung (> 1,5) festgestellt. Insgesamt gab es über die Jahre eine leichte Verbesserung des durchschnittlichen Verlichtungsgrades. Die Flächen in 1730m und 1560m Seehöhe wiesen eine extrem schlechte Wuchsleistung und auch den schlechtesten Kronenzustand aller Probeflächen auf, was als Folge der jahrzehntelangen Waldweide und Streunutzung in Kombination mit ungünstigen Standortsbedingungen angesehen werden kann.

Die ältesten Probestaume wiesen den höchsten Verlichtungsgrad auf, da sich mit zunehmendem Alter der Kronenzustand verschlechtert. Mit steigender Seehöhe verringerte sich jedoch diese Zunahme.

Ein einmaliger Befall durch *Chrysomyxa rhododendri* 1988 beeinflusste den Kronenzustand nur im Herbst des Befallsjahres negativ.

LITERATUR

- AMMER U., BURGIS M., KOCH B. & MARTIN K. 1988. Untersuchungen über den Zusammenhang zwischen Schädigungsgrad und Meereshöhe im Rahmen des Schwerpunktprogramms zur Erforschung der Wechselwirkungen von Klima und Waldschäden.- Forstw. Cbl. 107, 145-151,
- KREHAN H. 1991. *Chrysomyxa*-Fichtennadelrost im Zillertal.- Forstschutz Aktuell Nr. 8 und 9.
- MÖSSMER R. 1986. Verteilung der neuartigen Waldschäden an der Fichte nach Bestandes- und Standortmerkmalen in den Bayerischen Alpen.- Forstl. Forschungsber. München Nr.73.
- NEUMANN M. 1984. Diagnoseprofile: Methodik und erste Ergebnisse der Kronenklassifizierung im Jahre 1984.- Jahresbericht der Forstlichen Bundesversuchsanstalt 1984, 93-106.
- NEUMANN M. 1990. Zu Fragen des Einflusses von Standorts- und Bestandesfaktoren auf den Kronenzustand.- FBVA-Berichte Nr.45, 53-83.
- NEUMANN M., POLLANSCHÜTZ J. & SCHADAUER K. 1990. Waldzustandsinventur 1990: Erholungstendenzen überwiegen weiter.- Österr. Forstztg. 101, Jg. (11) 64-66.
- POLLANSCHÜTZ J. 1986. Problematik der Waldschäden.- Mitt. Forstl. Bundesvers.Anst. Nr.157, 21-26.
- SCHADAUER K. 1991. Die Ermittlung von Genauigkeitsmaßen terrestrischer Kronenzustandsinventuren im Rahmen der Österreichischen Waldzustandsinventur.- Cbl. ges. Forstwes. 108 (3), 253-282.



Chlorophyllfluoreszenz als Indikator der mit der Seehöhe zunehmenden Streßbelastung von Fichtennadeln

H.R. Bolhàr-Nordenkamp und M. Götzl

Institut für Pflanzenphysiologie
Universität Wien

Key words: Altitude profile, chlorophyll fluorescence, photochilling, plant stress meter, stress pattern.

Abstract

Chlorophyll fluorescence, a tool to detect altitude-dependent stress in spruce needles: Natural and anthropogenic stress factors are able to change photosynthetic rates, and by this growth and development of plants are modified. Determination of the photochemical capacity by means of chlorophyll-a-fluorescence measurements is a proper method to record not only permanent but also slight temporary impairment of the photosynthetic apparatus which is often induced by climatic as well as anthropogenic stress factors because of their considerable influence onto different photosynthetic processes. With a portable fluorimeter data can be collected which allow to separate temporary short-time stress (e.g. photoinhibition, limiting water, ozone), temporary long-time stress (e.g. winter stress, drought) and permanent stress (e.g. climatic stress at the timber line). In the field samplings and measurements were performed according to a detailed schedule. To facilitate the interpretation of fluorescence data, additional measurements after 'recreation' were taken. Using local climatic data and air pollution measurements, an interpretation scheme was developed. This concept of well timed and coordinated investigations reduced the sample size needed for statistics. A screening trial was done with sample trees (*Picea abies* [L.] KARST.) in the altitude profile Zillertal. All trees showed well expressed changes in the photosynthetic capacity (F_v/F_m), which were correlated with the annual variation of climatic stress factors (frost, photochilling, high light). Especially in March the combination of chilling temperatures with higher irradiances give rise to strong impairment of the photosynthetic apparatus. As the climatic stress factors become more pronounced with altitude, in higher elevation spruce trees are frequently submitted to temporary long time stresses. Spruce trees growing at 1700m (a.s.l.) showed permanent stress. Changes in the 'darkfluorescence' (F_0) indicated an influence of ozone, which became as well more pronounced with altitude.

1 EINLEITUNG

Waldbestände und Einzelbäume sind einem wechselnden Belastungsmuster von natürlichen und, in neuerer Zeit auch vermehrt, anthropogen bedingten Stressoren ausgesetzt. Die Reaktionen auf die Streßkombinationen sind diurnalen, annuellen und ontogenetischen Variationen unterworfen, sodaß auch bei gleichem Stressorenmuster in den Bäumen recht unterschiedliche Streßniveaus induziert werden können. Jede Pflanze besitzt Möglichkeiten, Streß zu kompensieren (LARCHER 1987). Dabei wird zwar Energie verbraucht, es kommt aber noch zu keiner nachhaltigen Schädigung von intrazellulären Strukturen oder physiologischen Funktionen. Wird jedoch die Streßkompensationsfähigkeit

überschritten, werden zuerst Einzelreaktionen und in weiterer Folge ganze Funktionskomplexe insbesondere im Photosyntheseapparat gestört.

Bei wiederholtem Auftreten solcher Streßsituationen werden die Erholungsphasen zu kurz, und es kommt zu einer permanenten Überforderung der physiologischen Möglichkeiten der Pflanze, Streß zu kompensieren. Dadurch können indirekt oder direkt die unterschiedlichsten Schadbilder zur Entwicklung kommen.

Zur Beurteilung des „Vitalitätszustandes“ von Einzelbäumen oder Waldbeständen, aber auch zur Früherkennung einer Gefährdung im Sinne der neuartigen Waldschäden, ist die Erfassung der Belastung durch diurnal und annuell variierende Stressorenkomplexe von höchster Bedeu-

tung. Grundsätzlich entspricht das Gesamtniveau des induzierten Stresses der Summe von Störungen in Stoffwechselreaktionen und der Veränderung unterschiedlichster Strukturen. Daher wird nur eine möglichst umfassende Analyse aller in Frage kommender Reaktionen und aller mikro- und makroskopischer Strukturen eine zuverlässige Information über den variierenden Grad der Streßbelastung geben. Leider eignen sich diese komplexen Untersuchungsprogramme auf Grund des Arbeitsumfanges nicht für eine flächendeckende Erfassung des baumphysiologischen Zustandes ganzer Wälder (BOLHAR-NORDENKAMPF & LECHNER 1989).

Die Ergebnisse des Forschungsprojektes „Streßphysiologische Ökosystemforschung Höhenprofil Zillertal“ (BOLHAR-NORDENKAMPF 1989) zeigten, daß unter anderem die Messung der Chlorophyllfluoreszenz eine jener Methoden ist, die eine rasche Erfassung des baumphysiologischen Zustandes ermöglichen. Begründet werden diese Erkenntnisse einerseits durch die Korrelation der photochemischen Kapazität mit einigen Kennwerten der Chlorophyllfluoreszenz-Induktionskurve und andererseits durch die hohe Sensibilität der photosynthetischen Reaktionskette gegenüber zahlreichen Stressoren (BOLHAR-NORDENKAMPF & ÖQUIST 1992).

Der Photosyntheseapparat und die in den einzelnen Kompartimenten ablaufenden Stoffwechselreaktionen sind grundsätzlich zur kompensatorischen Regulation in jeder Streßsituation befähigt. Somit darf nicht jede Abweichung von den im Labor ermittelten „Normalwerten“ den Schluß auf eine zu erwartende Störung implizieren. Die gewählte Untersuchungsmethode muß es daher zulassen, zwischen kurzzeitig und langfristig temporären Störungen zu unterscheiden.

Temporärer Kurzzeitstreß tritt bei vielen Pflanzen täglich über wenige Stunden auf und führt z.B. zu der durch Starklicht und /oder Wassermangel bedingten „Mittagsdepression“ der Photosynthese. Trotz Reduktion in der Assimilatproduktion wird das Einzelereignis ohne Einfluß auf das Wachstum und die Entwicklung bleiben. Bei wiederholtem Auftreten von temporärem Kurzzeitstreß, wie im Falle einer starken Photoinhibition infolge mehrerer Sonnentage mit hohen Einstrahlungsraten, können die Erholungsphasen zwischen den Streßereignissen zu kurz werden, sodaß tiefgreifende Störungen wie Photooxidation auftreten können. Solche drastischen Veränderungen führen kurzfristig zu einem verringerten Assimilationsangebot, das gegebenenfalls durch Rückgriff auf Reservesubstanzen kompensiert werden muß. Erstaunlicherweise hat eine gute Entwicklung der Frosthärte während des

Herbstes keinen direkten Einfluß auf die photosynthetische Kapazität und schützt auch kaum vor Photoinhibition (LEVERENZ & ÖQUIST 1987).

Temporärer Langzeitstreß kann aus einer Häufung von Kurzzeitstreßepisoden resultieren oder durch eine entsprechende Streßbelastung induziert werden. Winterstreßphänomene, hervorgerufen durch starken Frost und / oder Starklichtbelastung, wochenlange Trockenperioden oder eine einmalige Pilzinfektion sind ebenso wie der „endogene“ Streß während des Neuaustriebes typische Beispiele. Temporärer Langzeitstreß führt zu nachhaltigen Störungen zahlreicher Stoffwechselreaktionen, sodaß Entwicklung und Wachstum verzögert werden. Solche, etwa während des Neuaustriebes entstandenen Defizite der älteren Nadeljahrgänge, können jedoch bis zum Abschluß des Wachstums im August weitgehend kompensiert werden. Eine schwere Dürre oder ein starker Befall mit *Chrysomyxa* wird dagegen am geschwächten Austrieb des nächsten Jahres erkennbar sein. Bei geringer Streßbelastung während der folgenden Jahre wird, in Beziehung zur Lebenserwartung eines Baumes gesehen, der temporäre Langzeitstreß nur an einer etwas geringeren Jahresringbreite ablesbar sein. Häufen sich jedoch die Jahre mit Perioden temporärer Langzeitstreßbelastung, können Bäume deutlich Schadsymptome entwickeln, insbesondere wenn unterschiedliche Stressorenmuster die Ursache für diese Streßepisoden sind.

Permanenter Streß stört das genetisch vorgegebene Wachstums- und Entwicklungsverhalten, sodaß über wenige Jahre schwere Schäden zur Ausbildung kommen können, die durch Perioden mit temporärem Langzeitstreß verstärkt werden. Permanenter Streß führt zu deutlichen Veränderungen im Wuchs, in der Fertilität und in der Resistenz gegen additiven Streß. Im extremen Fall ist eine normale Entwicklung einer Fichte bei permanentem Streßniveau gar nicht möglich. Trifft eine permanent hohe Streßbelastung einen älteren Bestand, kann dieser, nach Ausnützung aller physiologischen, anatomischen und morphologischen Kompensationsmöglichkeiten und beschleunigt durch temporäre Streßbelastungen mit abweichender Kausalität Absterbeerscheinungen zeigen. Starker permanenter Streß tritt auch auf, wenn sich die klimatischen Standortbedingungen nachhaltig ändern. Dazu ist plötzlich auftretender, jedoch anhaltender Nährstoff- und Wassermangel ebenso zu zählen wie Änderungen der mittleren Jahrestemperatur oder die Dauerbelastung mit höheren Luftschadstoffkonzentrationen.

Grundsätzlich sind die „neuartigen“ Waldschäden als Folge verschiedener Streßbelastungen anzusehen, die über die Kompensationsfähigkeit der Bäume hinausgehen. Ist das Stressorenmuster und dessen baumphysiologische Konsequenz bekannt, sollte es durch die Aufnahme des Stressorenusters an einem Standort möglich sein, Aussagen über die zukünftige Entwicklung eines Bestandes machen zu können. Leider ist nicht zu erwarten, daß die notwendigen Kausalanalysen in den nächsten Jahren abgeschlossen werden, nicht zuletzt weil die ontogenetische Variation der Streßtoleranz bzw. Resistenz bis jetzt nur selten entsprechend berücksichtigt wurde. Es muß neben dem standortspezifischen Stressorenmuster immer auch die Baumphysiologie mituntersucht werden, um eine Beziehung zwischen Belastung, Reaktion, Kompensation und Erholung herstellen zu können.

Die Untersuchungen der Chlorophyllfluoreszenz an Koniferennadeln läßt eine Unterscheidung zwischen temporärem Kurzzeitstreß und temporärem Langzeitstreß bzw. permanenter Streßbelastung zu. Somit liefern die Ergebnisse der Chlorophyllfluoreszenzuntersuchungen die ersten Informationen über den baumphysiologischen Zustand und bieten zusammen mit der forstlichen Ansprache, den kleinklimatischen Daten und den Luftschadstoffmessungen eine gute Möglichkeit zur streßphysiologischen Beurteilung eines Baumbestandes (BOLHAR-NORDENKAMPF & LECHNER 1989).

2 MATERIAL UND METHODIK

2.1 Untersuchungsflächen und Material

Auf dem ESE- bis SSW-exponierten Hang des Schwendberges im Zillertal wurden an sechs Standorten jeweils drei Probestämme ausgewählt und folgenden Klimastationen zugeordnet:

Klimastation 'Ramsau', 600m

a. 'Schwendberghof' 700m (1);

Klimastation 'Talwiese', 1000m

b. 'Talwiese' 1000m (2);

c. WZI-Fläche 75, 'Waldriste' 1200m;

Klimastation 'Stockaste', 1560m

d. 'Stockaste' 1520m (3);

e. WZI-Fläche 72, Weg zur Brindling Alm, 1580m;

f. WZI-Fläche 71, oberhalb der Brindling Alm, 1700m.

Als Probestämme dienten ausschließlich Fichten (*Picea abies* [L.] KARST.), die nach forstlicher Ansprache als für den Standort charakteristisch anzusehen waren. Zusätzlich wurde darauf geachtet, daß die Kronen im Bereich der Probenentnahme (siebenter Wirtel) vergleichbar sonnenexponiert waren und die Bäume durch den

Baumsteiger - um Verletzungen der Rinde und Borke zu vermeiden - ohne Steigeisen erklettert werden konnten. Die Ästchenlänge betrug mindestens 30 cm, sodaß für mehrere Messungen genügend Nadelmaterial, insbesondere der letzten beiden Jahrgänge, zur Verfügung stand. Es wurden drei Zweige von jedem Probestaum entnommen und durch beschriftete Etiketten für die nachfolgenden Messungen gekennzeichnet.

2.2 Methodik

2.2.1 Meßprinzip

Die meisten tragbaren Fluorimeter analysieren die Chlorophyllfluoreszenzinduktionskurve eines dunkeladaptierten Blattes. Dazu wird die Meßstelle mit einer leichten, kluppenförmigen Meßkammer 30min. lang abgedunkelt. Über einen flexiblen Lichtleiter (Fiberoptik) wird danach grünblaues, gelbes oder hellrotes Erregerlicht (aktinisches Licht), welches gleichzeitig als Meßlicht fungiert, auf die Meßstelle geleitet. Die Chlorophyllmoleküle an der Meßstelle werden zur Abgabe von dunkelrotem Fluoreszenzlicht angeregt, das über denselben Lichtleiter, aber über andere Glasfaserbündel zu einem Detektor im Meßgerät zurückgeleitet wird. Die optische Trennung von Meß- und Fluoreszenzlicht erfolgt über entsprechend ausgelegte Filter und gestaltet sich bei hellrotem Meßlicht relativ aufwendig. Der Detektor ist mit einem Mikroprozessor gekoppelt, welcher je nach Gerät die Meßwertspeicherung in Millisekundenabständen und die anschließende Verarbeitung der Daten ermöglicht. Die Induktionskurve wird meist über die charakteristischen Meßwerte F_0 (Grundfluoreszenz) und F_m (maximale Fluoreszenz) erfaßt und ausgewertet. Als Maß für die photosynthetische Kapazität der Nadeln wurde der Wert

$$(F_m - F_0) / F_m = F_v / F_m$$

herangezogen (BOLHAR-NORDENKAMPF & LECHNER 1988, BOLHAR-NORDENKAMPF et al. 1989a und 1989b).

2.2.2 Meßgerät

Die Untersuchungen wurden mit dem Plant Stress Meter (PSM; Bio-Monitor, Umea, Schweden; vgl. ÖQUIST & WASS 1988) durchgeführt (vergleichbare Geräte: PEA, Hansatech/GB; CF-1000, Morgan/USA; PPM, Ears/NL). Das PSM verwendet gefiltertes blaugrünes Halogenlicht mit einer Intensität von 50 bis 400 $\mu\text{mol Photonen}/\text{m}^2 \cdot \text{s}$ und erfaßt im wesentlichen das Fluoreszenzmaximum bei 685 nm. Eine stets gut aufgeladene externe Batterie macht das nur 4,3kg schwere Gerät voll freilandtauglich. Der Meßwert-Speicher faßt bis zu 1000 Datensätze, die

auch über die eingebaute RS 232 in einen Personal-Computer (PC) eingelesen werden können. Die Meßdauer wurde in der Regel auf 5 Sekunden begrenzt, die Lichtintensität des Erregerlichtes lag bei 300 oder 400 mol Photonen/m².s und wurde so gewählt, daß bei gesundem Nadelmaterial ohne Streßbelastung F_o-Werte um 0,2 mV und F_m Werte um 1,2 mV erreicht wurden. Dabei mußte beachtet werden, daß zu hohe Anregungslichtintensitäten sehr starke Fluoreszenz induzieren und damit zu einer Überlastung des sehr empfindlichen Detektors führen können. Bei geringer Fluoreszenzemission hingegen kann das Gerät keine korrekten Berechnungen mehr durchführen.

2.2.3 Meßvorgang

Die Probenwerbung und die Messungen selbst müssen sorgfältig geplant werden und sind nach einem Zeitplan durchzuführen. Nachdem der Stichprobenumfang aus arbeitstechnischen Gründen zwischen vier und neun Messungen lag, mußten die Probenwerbung und der Meßvorgang standardisiert werden. Aus diesem Grund sollte die Beprobung möglichst zur gleichen Tageszeit erfolgen und ca. 5 Stunden nach Sonnenaufgang abgeschlossen sein.

Um eine statistische Auswertung der Meßergebnisse zu ermöglichen, wurden auf jedem Zweig pro Nadeljahrgang zumindest vier Messungen durchgeführt, nach Möglichkeit je zwei auf der Ober- und Unterseite der Zweige. Das gilt sowohl für die Messungen vor Ort als auch für jene nach mehrstündiger Lagerung.

Die Lagerung sowie der Transport aller Probenzweige erfolgte in einer Kühltasche bei 10-12°C, wobei ein direkter Kontakt mit den Kühlelementen durch Zeitungspapierlagen verhindert wurde. Die Zweige jedes Probebaumes wurden in Papier eingeschlagen und locker übereinander geschichtet aufbewahrt.

2.2.4 Zeitplanbeispiel (Probenwerbung und Fluoreszenzmessung)

	Dauer (min.)	Zeit
1 Beginn		6 ³⁰
2 Fahrt zum Standort 1	30	7 ⁰⁰
3 Probenwerbung durch den Baumsteiger: 3 Bäume (je 3 Ästchen), Etikettierung (A,B,C)	20	7 ²⁰
4 Befestigung von 24 Meßkammern auf 6 zu messenden Probenästchen (A,B), anschließend Lagerung im Auto bei ca. 20°C, Probenästchen C sofort in die Kühltasche	15	7 ³⁵
5 Vorverdunkelungsperiode, Fahrt zum Standort 2	30	8 ⁰⁵

6 Messung der Proben vom Standort 1 und Lagerung in der Kühltasche, Probenwerbung und Etikettierung am Standort 2	30	8 ³⁵
7 Befestigung von 24 Meßkammern auf 6 zu messenden Probenästchen (A,B), anschließend Lagerung im Auto bei ca. 20°C, Probenästchen C sofort in die Kühltasche	15	8 ⁵⁰
8 Vorverdunkelungsperiode, Fahrt zum Standort 3	30	9 ²⁰
9 Messung der Proben vom Standort 2 und Lagerung in der Kühltasche, Probenwerbung und Etikettierung am Standort 3	30	9 ⁵⁰
10 Befestigung von 24 Meßkammern auf 6 zu messenden Probenästchen (A,B), anschließend Lagerung im Auto, Probenästchen C sofort in die Kühltasche	15	10 ⁰⁵
11 Vorverdunkelungsperiode, gegebenenfalls Fahrt zur Unterkunft	30	10 ³⁵
12 Messung der Proben vom Standort 3 und Lagerung in der Kühltasche	30	11 ⁰⁵
13a Erholung von 6 bis 8 Stunden während der Lagerung in der Kühltasche		
13b Protokollerstellung: Standortsbeschreibung forstliche Ansprache, Witterungsbedingungen	4h 35	15 ³⁰
14 Adaptierung der Probenästchen (A,B,C) vom Standort 1 bei ca. 20°C und Schwachlicht	15	15 ⁴⁵
15a Befestigung von 35 Meßkammern auf 9 Probenästchen (C,A,B) und Vorverdunkelung		
15b Adaptierung der Probenästchen vom Standort 2	30	16 ¹⁵
16a Messung der Probenästchen vom Standort 1 und gleichzeitig		
16b kontinuierliche Befestigung von 36 Meßkammern auf 9 Probenästchen (C,A,B) vom Standort 2		
16c Adaptierung der Probenästchen vom Standort 3	40	16 ⁵⁵
17a Messung der Probenästchen vom Standort 2 und gleichzeitig		
17b kontinuierliche Befestigung von 36 Meßkammern auf 9 Probenästchen (C,A,B) vom Standort 3	40	17 ³⁵
18 Messung der Probenästchen vom Standort 3	40	18 ¹⁵
19 Auslesen der gespeicherten Daten und Erstellung des Meßprotokolls	105	20 ⁰⁰
20 Option: Erholung nach 24 Stunden streßfreier Lagerung im Schwachlicht: 10-20 µMol/m ² .s, 15°C, 70% rel. Luftfeuchte im Klimaschrank	bis 1440	bis 10 ⁰⁵

2.3 Meßtermine

Die Auswahl der Meßtermine wurde im wesentlichen durch die jahreszeitlich bedingten Perioden mit temporärem Langzeitstreß bestimmt. So belastet der in unseren Breiten regelmäßig auftretende Winterstreß Fichtenbestände entsprechend ihrer Höhenlage. Frosttemperaturen desintegrieren zwar Chloroplasten-

strukturen (Froststreß), jedoch sind die Chloroplasten in diesem Zustand bei inaktiver Photosynthese teilweise gegen photooxidative Zerstörungen geschützt. Die kombinierte Wirkung von niedrigen Temperaturen (-4°C bis $+4^{\circ}\text{C}$, 'Chilling') mit starker Sonnenlichteinstrahlung ('Photochilling') führt dagegen in funktionsfähigen Strukturen der Chloroplasten zu schweren photooxidativen Schäden, sodaß viele sonnenexponierte Zweige im Frühjahr durch Chlorophyllverlust einen olivgrünen Farbton zeigten (vgl. LARCHER 1985).

Die sich aus diesen Beobachtungen als besonders informativ ergebenden Meßtermine waren, entsprechend dem jeweils vorherrschenden Standortklima und zum Teil mit Rücksicht auf die Phänologie, wie folgt anzusetzen:

1. Ende Jänner - Anfang Februar ('Froststreß')
2. Ende Februar - Anfang März ('Photochilling'). Ein darauf folgender Termin sollte nach Möglichkeit auf die ontogenetische Nadelentwicklung abgestimmt werden und dann erfolgen, wenn der Neuaustrieb eine Länge von ca. 2cm aufweist. Geeignet dafür erschien:
3. April - Ende Mai ('Endogener Streß'). Der letzte Meßtermin sollte in einer Zeit baumphysiologischer Ruhe, also nach Abschluß der jahreszeitlichen Wachstumsperiode, erfolgen:
4. August - September (Ruheperiode). Orientierende Messungen am Neuaustrieb (3. Termin, Mai; 4. Termin, August) sollten bei Bedarf eingeplant werden.

3 INTERPRETATION DER DATEN

3.1 Fluoreszenzmessungen

Ausgehend von der Korrelation zwischen dem Quantenbedarf der Photosynthese (mol Photonen pro mol CO_2) und dem Verhältnis F_v/F_m wird eine Störung des Photosynthese-Apparates umso stärker, je geringer der F_v/F_m -Quotient ist (KRAUSE & WEIS 1991). Sinkt F_v/F_m bei gleichbleibendem F_o , wird mehr absorbierte Energie in Wärme umgewandelt, sodaß weniger Elektronen für die photosynthetischen Elektronentransportkette zur Verfügung stehen ('Starklichtstreß'). Steigt F_o bei fallendem F_v/F_m -Quotienten, werden Reaktionszentren des Photosystem II zerstört und lösen sich vom Antennenkomplex (ausgeprägte Photoinhibition, möglicherweise Ozon).

	F_v/F_m	F_o
'Normal'	0,85 (100%)	0,18 (0%)
'Störungsschwellenwert' Untergrenze der natürlichen Variation	0,72 (85%)	0,14 (+22%)
'hitzedesaktivierende Zentren' Bereich starker, jedoch reversibler Störungen	>0,6 (70%)	0,28 (-55%)
'inaktivierte Zentren' Bereich schwerer, auch struktureller Störungen 'desin- tegrierte Membransysteme'	>0,3 (35%)	0,10 (+44%)

Die Lagerung in der Kühlbox dient der 'Erholung', wobei durch Reparaturvorgänge, beziehungsweise durch nunmehr von Stressoren unbeeinflusste Stoffwechselfvorgänge, eine Instandsetzung gestörter Photosysteme erfolgt.

Schon während der Dunkeladaptation von 30min. werden hitzedesaktivierende Zentren zum Teil wieder zu 'normalen' offenen Reaktionszentren. Temporärer Kurzzeitstreß ist daher schwer zu erfassen. Im Laufe der Untersuchungen zeigte es sich jedoch, daß die Unterschiede zwischen den Messungen auf der Ober- und Unterseite der Zweige als Maß für den lichtinduzierten Kurzzeitstreß (Starklichtstreß, Photochilling) dienen können. Aus dieser Tatsache erklären sich auch die hohen Konfidenzintervalle, da bei der Mittelwertbildung nicht zwischen Ober- und Unterseite unterschieden wurde. In 6 bis 8 Stunden sollten alle hitzedesaktivierenden Zentren als auch die inaktiven Zentren wieder instandgesetzt werden. Orientierende Untersuchungen zeigten, daß 8 Stunden für eine völlige 'Erholung' insbesondere bei Fichten nicht ausreichend sind, und es daher zu empfehlen ist, auch Messungen nach 24 Stunden schonender Lagerung durchzuführen, da sonst der permanente Langzeitstreß überschätzt werden könnte. Dieser doch erheblich höhere Arbeitsaufwand wird nur dann gerechtfertigt sein, wenn die Werte nach 8 Stunden deutlich (z.B. 10%) unter dem 'Normalwert' von 0,85 liegen.

Eine kausalanalytische Interpretation der Daten ist jedoch nur dann möglich, wenn die standortsspezifischen Streßfaktoren etwa aus Klima- und Luftschadstoffdaten abgeleitet werden können.

3.2 Streßindices

Um die Klimadaten der einzelnen Standorte in Beziehung zur baumphysiologischen Aktivität setzen zu können, wurden Streßindices erstellt, die der Erfassung und Beschreibung fördernder

und hemmender Wirkungen verschiedener Klimafaktoren dienten (BOLHAR-NORDENKAMPF & LECHNER 1988):

Kälte-Index (KI): Anzahl der Halbstundenmittelwerte (HMW) kleiner -4°C mal dem entsprechenden Temperaturmittelwert plus 4 (Froststreß).

Lichtstreß-Index (HLI): Anzahl der HMW größer $2,5 \text{ Joule/m}^2$ mal dem entsprechenden Mittelwert der Lichtintensität minus 2,5 (Photoinhibition).

Photochilling-Ereignisse (PCE): Anzahl der Temperatur-HMW im Bereich -4 bis $+4^{\circ}\text{C}$, die bei einem Licht-HMW über $2,5 \text{ Joule/m}^2$ auftreten.

Die Streßindices für Photochilling, Hitze, Luftfeuchte und Wind wurden ebensowenig berücksichtigt wie Schädlings- und Pilzbefall.

Die Ozon-Werte wurden als Anzahl der Überschreitungen der Grenzkonzentration für das 8Stundenmittel ($0,06 \text{ mg/m}^3$; ÖSTERREICHISCHE AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN 1989) von SMIDT (1991) übernommen (Abbildung 1).

3.3 Darstellung

Da die Ergebnisse der Fluoreszenzmessungen für die Nadeljahrgänge 1987 und 1988 im wesentlichen vergleichbar waren, wurden der Übersichtlichkeit wegen nur die Fluoreszenzmeßwerte des Nadeljahrganges 1988 als Mittelwerte (pro Probestaum) mit Konfidenzintervall (Vertrauensbereich für wahres Mittel, t-Verteilung, Irrtumswahrscheinlichkeit $P = 0,10$) in den Abbildungen 2 und 3 dargestellt. Mit Hilfe des Graphikprogrammes SIGMAPLOT 4.0 wurde eine Regression dritter Ordnung durch alle Mittelwerte (pro Probestaum) gelegt. Nachdem die Korrelationskoeffizienten durchaus niedrig waren ($r^2 < 0,8$), dienen die eingetragenen Kurven einerseits der besseren Veranschaulichung des jahreszeitlichen Verlaufes, andererseits der Diagnose von Extremsituationen.

Die Monatssummen der Streßindices wurden als Vielfaches des entsprechenden Jahresmittelwertes der Wochensummen aller drei Klimastationen normalisiert dargestellt. Die Anzahl der Überschreitungen des Ozon-Grenzwertes wurde durch 2,5 dividiert aufgetragen.

4 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Der Verlauf der photochemischen Kapazität von Nadeln der Jahrgänge 1987 (nicht dargestellt) und 1988, charakterisiert durch die F_v/F_m -Werte, ließ an allen Standorten im Höhenprofil Zillertal deutliche jahreszeitliche Schwankungen

erkennen (BOLHAR-NORDENKAMPF & LECHNER 1988, BOLHAR-NORDENKAMPF 1989, LECHNER & BOLHAR-NORDENKAMPF 1989). Diese annuelle Variation wurde durch die gesamt-klimatische Streßbelastung, welche mit steigender Seehöhe zunahm, stark moduliert (Abbildungen 2a und 2b).

Im November lagen die F_v/F_m -Werte unter dem Störungsschwellenwert von 0,72. Insbesondere die Standorte 'Stockaste' sowie 72 und 71 ('Brindling', Abbildung 2b) zeigten den Verlust an photochemischer Kapazität bei nur geringer Erholung. Für dieses Absinken der photochemischen Kapazität waren sowohl die niedrigen Temperaturen als auch die etwas erhöhten Einstrahlungswerte an den Tagen vor den Messungen verantwortlich, sodaß Froststreß, aber auch Photochilling an allen jenen Standorten gegeben war, die der Klimastation 'Stockaste' zuzuordnen waren (Abbildung 1). An den anderen Standorten war nur Froststreß zu beobachten, wobei insbesondere die Probestäume der 'Waldriste' gute Erholung zeigten (vgl. LEVERENZ & ÖQUIST 1987).

Bei den Messungen im Februar und insbesondere im März machte sich dominierend der Einfluß der zahlreichen Photochilling-Ereignisse bemerkbar. Die unteren 3 Standorte, kaum belastet durch 'Photochilling', zeigten daher fast durchgehend Erholungswerte über dem Grenzwert, während insbesondere die Standorte 71 und 72 im März einen drastischen Abfall der photochemischen Kapazität unter die Regressionskurve aufzuweisen hatten, der deutlich mit der Anzahl der Photochilling-Episoden korrelierte (Abbildungen 1 und 2b).

Im Mai lag die photosynthetische Kapazität (F_v/F_m), mit Ausnahme des höchstgelegenen Standortes 71, generell über dem Störungsschwellenwert, wodurch das Ende des in den Monaten Februar und März aufgetretenen temporären Langzeitstress dokumentiert wurde (Abbildung 2b). Aufgrund deutlich höherer Lufttemperaturen war es dem Photosyntheseapparat möglich, wesentlich höhere Einstrahlungsraten als z.B. im März zu nutzen, ohne Schaden zu nehmen.

Die F_v/F_m -Werte, während der Ruheperiode im August gemessen, ergaben mit 0,8 eine 'normale' photochemische Kapazität. Messungen während des Tagesverlaufes zeigten bei entsprechender Einstrahlung eine mit der Höhenlage zunehmende Photoinhibition (vgl. BJÖRKMANN 1987), sodaß ein additiver Stressor angenommen werden mußte. Die in 1700m Höhe gelegene Probestfläche 71 fiel durch besonders niedere F_v/F_m -Werte auf, wobei Ozon als Zusatzbelastung in Frage kam (Abbildung 2b/1). Diese Annahme

wurde durch den etwas abweichenden Verlauf der Grundfluoreszenz (F_0) erhärtet. In den Wintermonaten ließen die sehr niedrigen Werte auf eine starke Desintegration der Membransysteme durch Kälte schließen, während die erhöhten Werte im Mai und August einerseits auf den Neuaustrieb und andererseits auf einen Ozon-einfluß beruhen können. Da das natürliche Streßniveau am Standort 71 das ganze Jahr über vergleichsweise hoch war, ergab sich eine synergistische Beziehung zwischen lokalem Klimastreß und Ozon, wodurch die scheinbar überproportionale Wirkung des Stressors Ozon erklärlich werden könnte (BARNES et al. 1988, BOLHAR-NORDENKAMPF & LECHNER 1988, LECHNER & BOLHAR-NORDENKAMPF 1989, SCHMIDT et al. 1990). Eine Störung von Wachstum und Entwicklung der Bäume am Standort 71 muß aufgrund des permanenten Streß induzierenden Stressorenmodells erwartet werden.

Der Verlauf der F_0 -Werte (Abbildung 3a) an den anderen Standorten ließ im Gegensatz zu der Untersuchungsserie 1987/88 keinen starken Ozoneinfluß erkennen, obwohl die erhöhten Februar-Werte an den Standorten 'Talwiese', 'Waldriste' und 'Stockaste' einen solchen vermuten ließen. Im März waren die angehobenen F_0 -Werte für die 'Talwiese' und die 'Waldriste' dem Neuaustrieb zuzuordnen, während bei den höhergelegenen Standorten der Austrieb zum Teil erst nach der Mai-Messung erfolgte, sodaß eine Zusatzbelastung durch Ozon auch hier nicht ausgeschlossen werden konnte.

Zusammenfassung

Sowohl natürliche als auch anthropogen bedingte Streßfaktoren beeinträchtigen die Photosynthese, und damit Wachstum und Entwicklung, in oft beträchtlichem Ausmaß. Bestimmungen der photochemischen Kapazität durch Messungen der Chlorophyll-a-Fluoreszenz ermöglichen es, bereits geringe temporäre Störungen im Photosynthesegeschehen zu erfassen. Mit Hilfe tragbarer Fluorimeter lassen sich Fluoreszenzdaten gewinnen, die es erlauben temporären Kurzzeitstreß, temporären Langzeitstreß und permanenten Streß voneinander zu unterscheiden. Eine Standardisierung der Probenwerbung und des Meßablaufes sowie die Mehrfachmessung nach verschiedenen Erholungsphasen erlauben einen kleinen Stichprobenumfang für Bestandesuntersuchungen.

Unter Einbeziehung der entsprechenden Zusatzinformationen über Klimaverlauf und Luftschadstoffe konnte auch eine Interpretationshilfe für die gewonnenen Fluoreszenzdaten erarbeitet werden. So wurden bei den Probebäumen

(*Picea abies* [L.] KARST.) im 'Höhenprofil Zillertal' durch die natürlichen klimatischen Streßfaktoren als Folge ihrer jahreszeitlichen Veränderungen deutliche Schwankungen in der photochemischen Kapazität (F_v/F_m) induziert. Besonders die Kombination von Temperaturen um den Gefrierpunkt mit höherer Einstrahlung führte zum Phänomen des 'Photochilling', das photoinhibitorisch die Photosynthesekapazität drastisch senkte. Mit steigender Höhenlage der Standorte kam es aufgrund extremer werdender Klimabedingungen zu einer vermehrten Ausbildung von permanentem Streß. Entsprechend der Veränderung in der Grundfluoreszenz (F_0) ließ sich an allen höheren Standorten ein Einfluß von Ozon nachweisen, wobei dieser additive Stressor nur bei hohem Gesamtstreßniveau Wirkung zeigen dürfte.

Danksagung

Das Forschungsvorhaben wurde durch das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Projekt 56 810/15-VA788 gefördert und durch das FWF-Projekt PI 7179 BIO unterstützt. Dr. Postl sei für die Unterstützung bei der Anfertigung der Graphiken gedankt.

LITERATUR

- BARNES J.D., REILING K., DAVIDSON A.W. & RENNER C.J. 1988. Interaction between ozone and winter stress.- *Environ. Pollut.* 53, 235-254.
- BJÖRKMAN O. 1987. Low-temperature chlorophyll fluorescence in leaves and its relation to photon yield of photosynthesis in photoinhibition. In: KYLE D.J., OSMOND C.B. & ARNTZEN C.J. (eds.) *Topics in Photosynthesis.- Photoinhibition* 9, 123-144, Elsevier, Amsterdam.
- BOLHAR-NORDENKAMPF H.R. & LECHNER E.G. 1988. Temperature and light dependent modifications of chlorophyll fluorescence kinetics in spruce needles during winter.- *Photosyn. Res.* 18, 287-298.
- BOLHAR-NORDENKAMPF H.R. (ed.) 1989. *Streßphysiologische Ökosystemforschung im Höhenprofil Zillertal.- Phytion* 29 (3), 1-302.
- BOLHAR-NORDENKAMPF H.R. & LECHNER E.G. 1989. Synopsis of stress-induced modifications in anatomy and physiology of spruce needles as an early diagnosis in *New Forest Decline.- Phytion* 29, 255-301.
- BOLHAR-NORDENKAMPF H.R., LONG S.P., BAKER N.R., ÖQUIST G., SCHREIBER U. & LECHNER E.G. 1989a. Chlorophyll fluorescence as a probe of the photosynthetic competence of leaves in the field: a review of current instrumentation.- *Funct. Ecology* 3, 497-514.
- BOLHAR-NORDENKAMPF H.R., LONG S.P. & LECHNER E.G. 1989b. Die Bestimmung der Photosynthesekapazität über die Chlorophyllfluoreszenz als Maß für die Streßbelastung von Bäumen.- *Phytion* 29 (2), 119-135.

- BOLHAR-NORDENKAMPF, H.R. & ÖQUIST G. 1992. Chlorophyll fluorescence as a tool in photosynthesis research. In: Photosynthesis and productivity in a changing environment, a field and laboratory manual (HALL et al. [eds.]; CHAPMAN & HALL, in press).
- KRAUSE G.H. 1988. Photoinhibition of Photosynthesis. An evaluation of damaging and protective mechanisms.- *Physiol. Plant.* 74, 566-574.
- KRAUSE G.H. & WEIS E. 1991. Chlorophyllfluorescence and photosynthesis: The basics.- *Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.* 42, 313-349.
- LARCHER W. 1985. Winter stress in high mountains. In: TURNER H. & TRANQUILLINI W. (eds.): Establishment and tending of subalpine forest: Research and management.- *Eidgen. Anst. Forstl. Versuchsw., Ber.* 270, 11-19.
- LARCHER W. 1987. Streß bei Pflanzen.- *Naturwiss.* 84, 158-167.
- LECHNER E.G. & BOLHAR-NORDENKAMPF H.R. 1989. Saisonale und streßbedingte Modifikationen der photosynthetischen Kapazität von Fichte (*Picea abies* [L.] KARST.) im Höhenprofil „Zillertal“. A) Induktionscharakteristika der Chlorophyllfluoreszenz.- *Phyton* 29 (3), 187-206.
- LEVERENZ J.W. & ÖQUIST G. 1987. Quantum yields of photosynthesis and temperatures between -2°C and 35°C in a cold-tolerant C₃ plant (*Pinus sylvestris*) during the course of one year.- *Plant Cell and Environment* 10, 287-295.
- ÖSTERREICHISCHE AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN 1989. Luftqualitätskriterien Ozon.
- ÖQUIST G. & WASS R. 1988. A portable microprocessor operated instrument for measuring chlorophyll fluorescence kinetics in stress physiology.- *Physiol. Plant.* 73, 211-217.
- SCHMIDT W., NEUBAUER C., KOBLOWSKI J., SCHREIBER U. & URBACH W. 1990. Comparison of effects of air pollutants (SO₂, O₃, NO₂) on intact leaves by measurements of chlorophyll fluorescence and P700 absorbance changes.- *Photosyn. Res.* 25, 241-248.
- SMIDT S. 1991. Beurteilung von Ozonmeßdaten aus Oberösterreich und Tirol nach verschiedenen Luftqualitätskriterien.- *FBVA Berichte Nr.* 47.

Abb. 1: Streßfaktorenmuster 1988/89: Ozon, Anzahl der monatlichen Überschreitungen des 8stündigen Mittelwertes von $0,060 \text{ mg/m}^3$, Werte = $Y \cdot 2,5$.

KI: Kälteindex, HLI: Starklichtindex, PCE: Photochillingereignisse, Monatssummen als Vielfaches des jeweiligen Jahresmittelwertes der Wochensummen aller Standorte (vgl. Abschnitte 3.2 und 3.3)

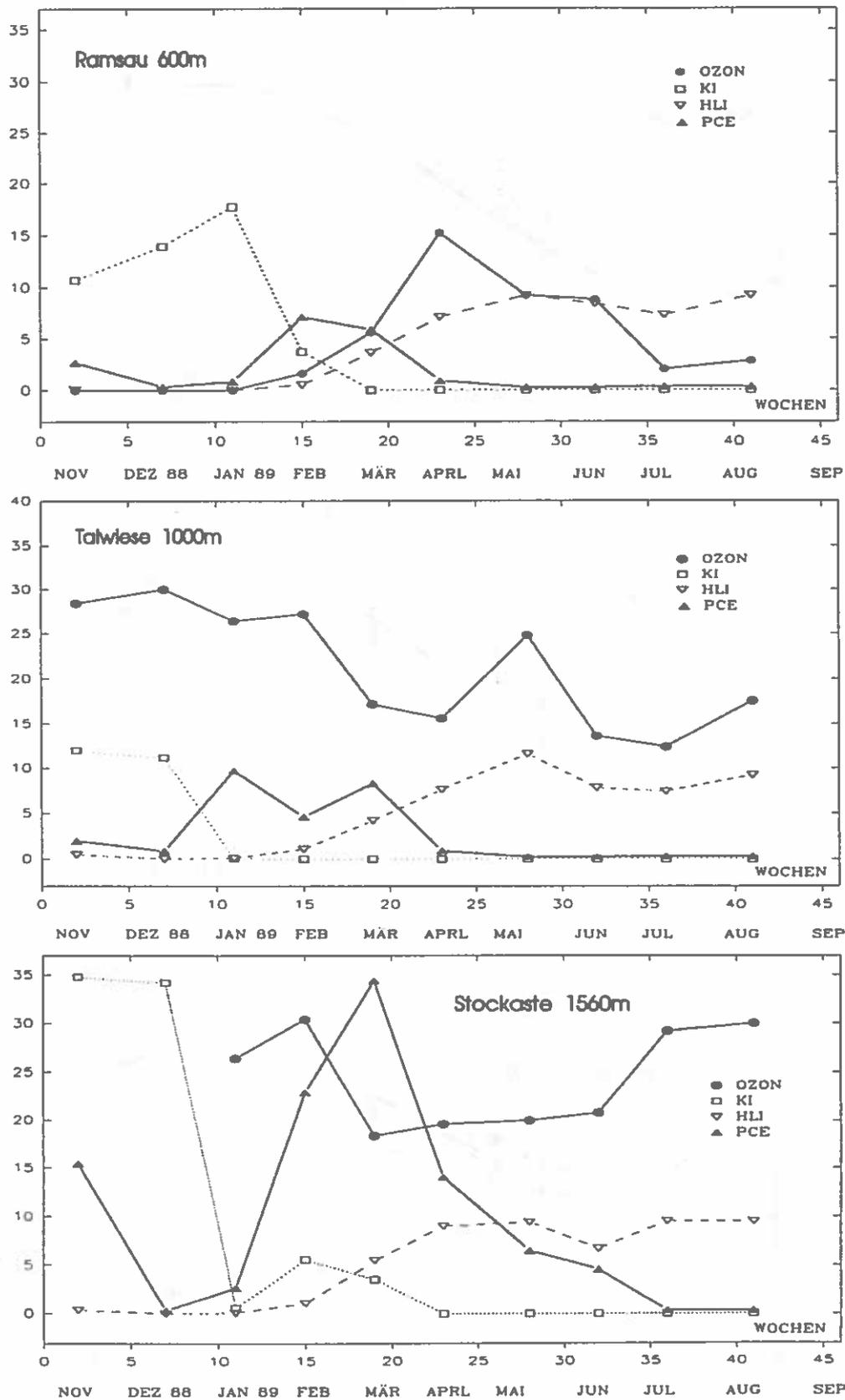


Abb. 2a: *Picea abies* (NJ. 1988) Photosynthetische Kapazität (F_v/F_m), Vergleich nach Erholung (vgl. Abschnitte 2.2.3, 2.2.4, 3.1 und 3.3)

- ▲ Aktuelle Messung: ausgezogene Linien,
- nach 8 Stunden Erholung: punktierte Linien
- Mittelwerte und Konfidenzintervalle der Messungen pro Probebaum;
- dünne Linien: verbinden die Mittelwerte aller Probebäume,
- starke Linien: Regression 3. Ordnung durch die Mittelwerte pro Probebaum

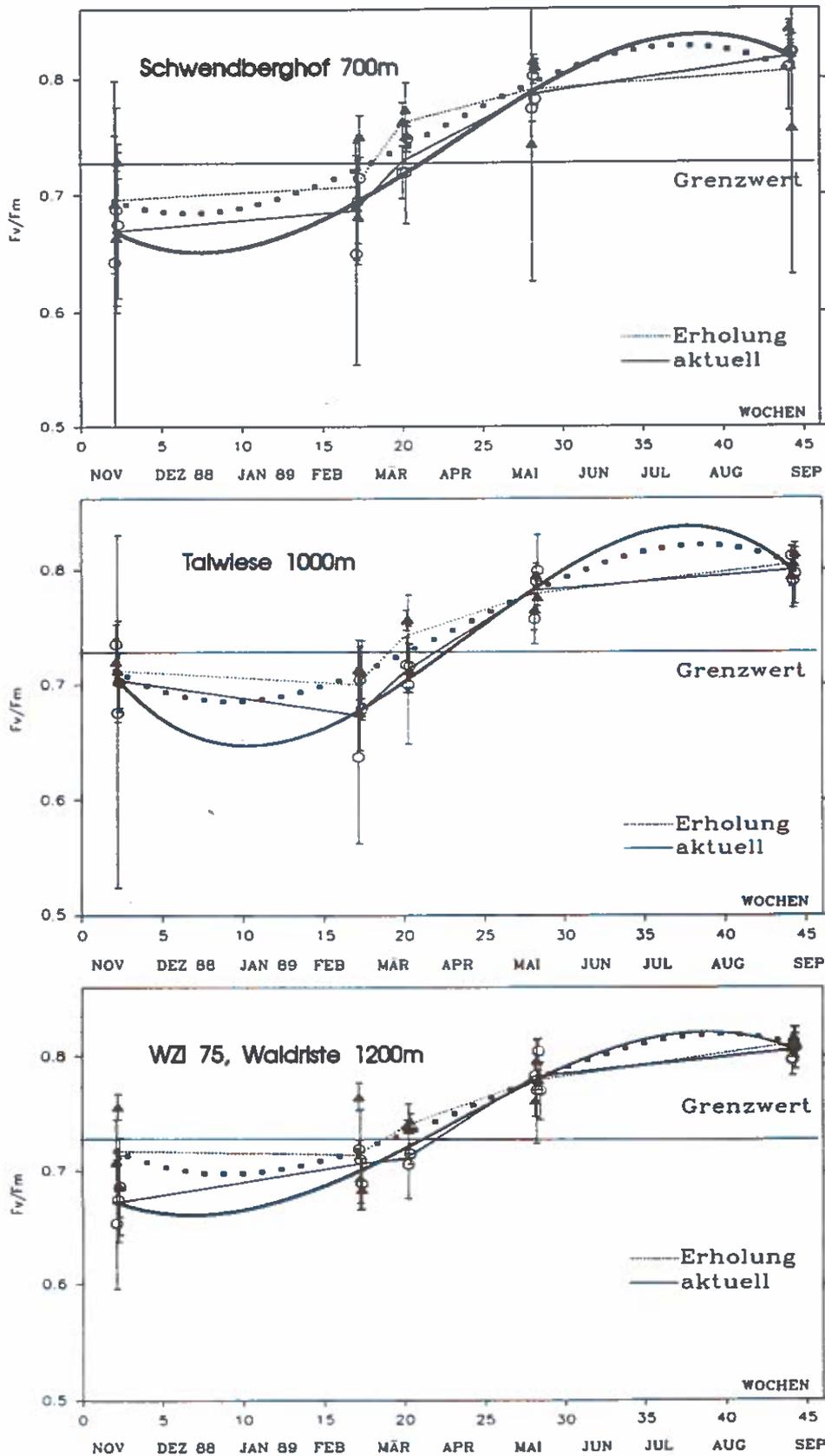


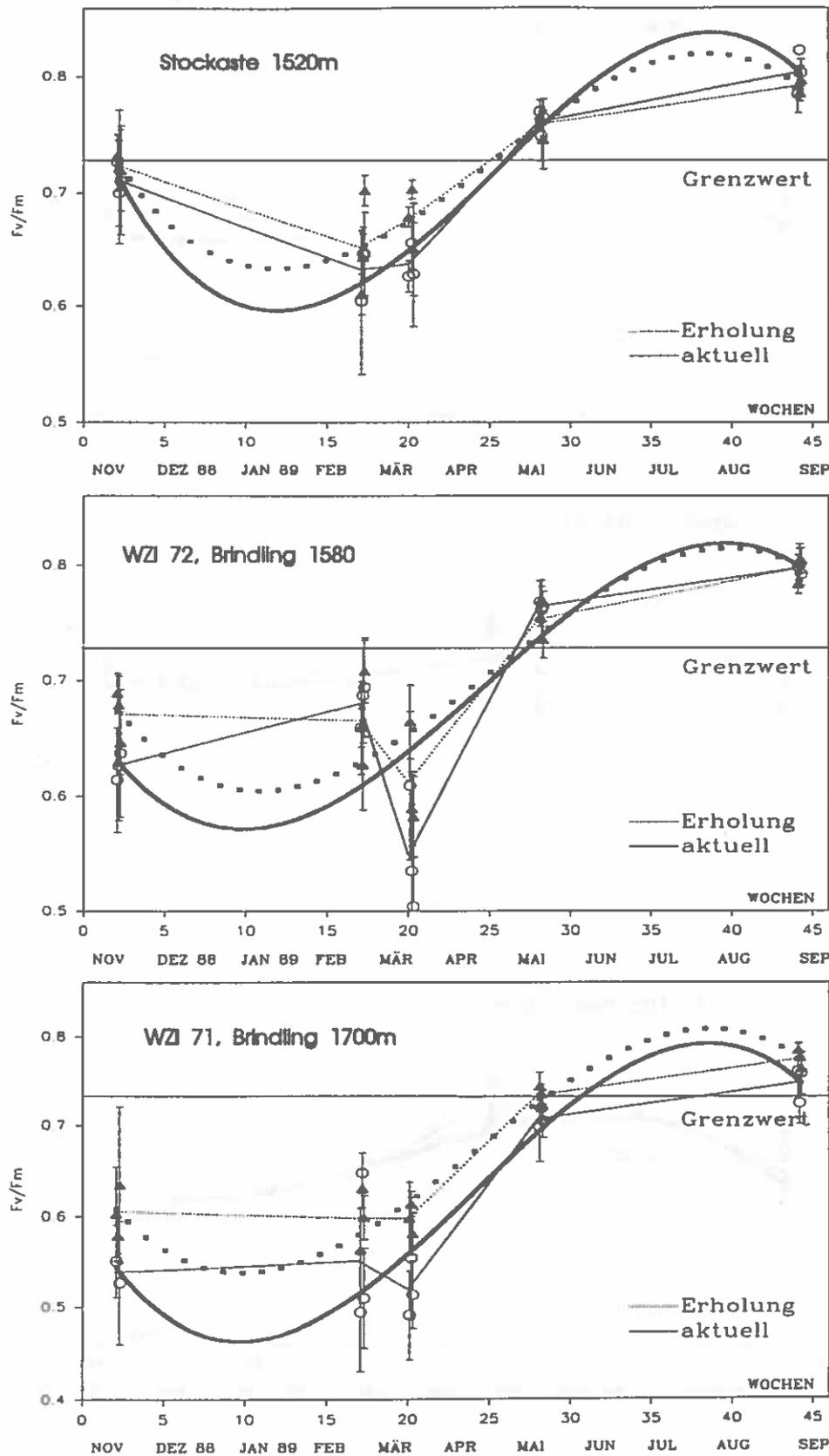
Abb. 2b: *Picea abies* (NJ, 1988): Photosynthetische Kapazität (F_v/F_m), Vergleich nach Erholung (vgl. Abb. 2a)

Abb. 3a: *Picea abies* (NJ, 1988) Grundfluoreszenz (F_0) als Maß für die Störungen in den Reaktionszentren des Photosystems II. Vergleich nach Erholung (vgl. Abb.2a)

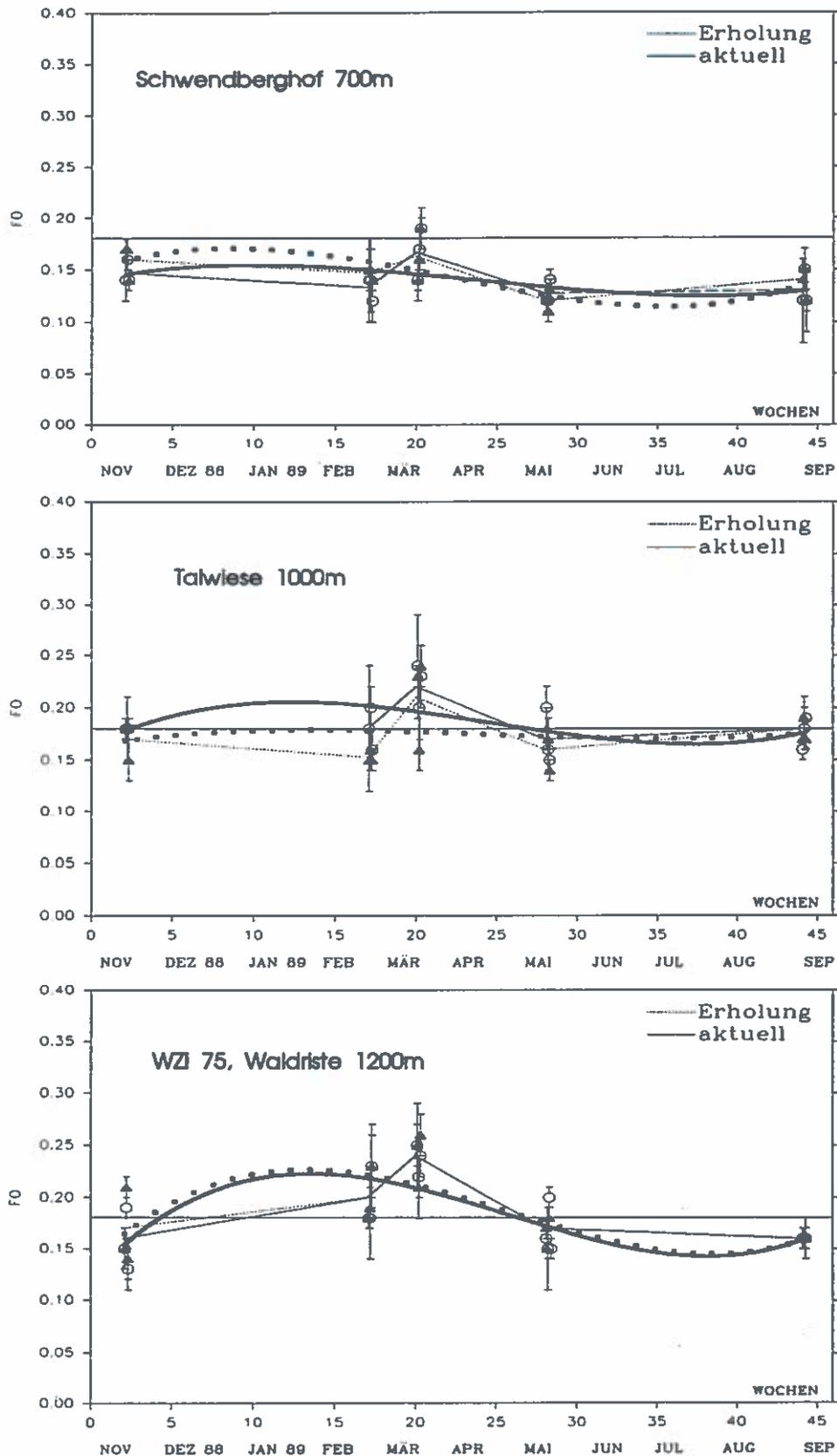
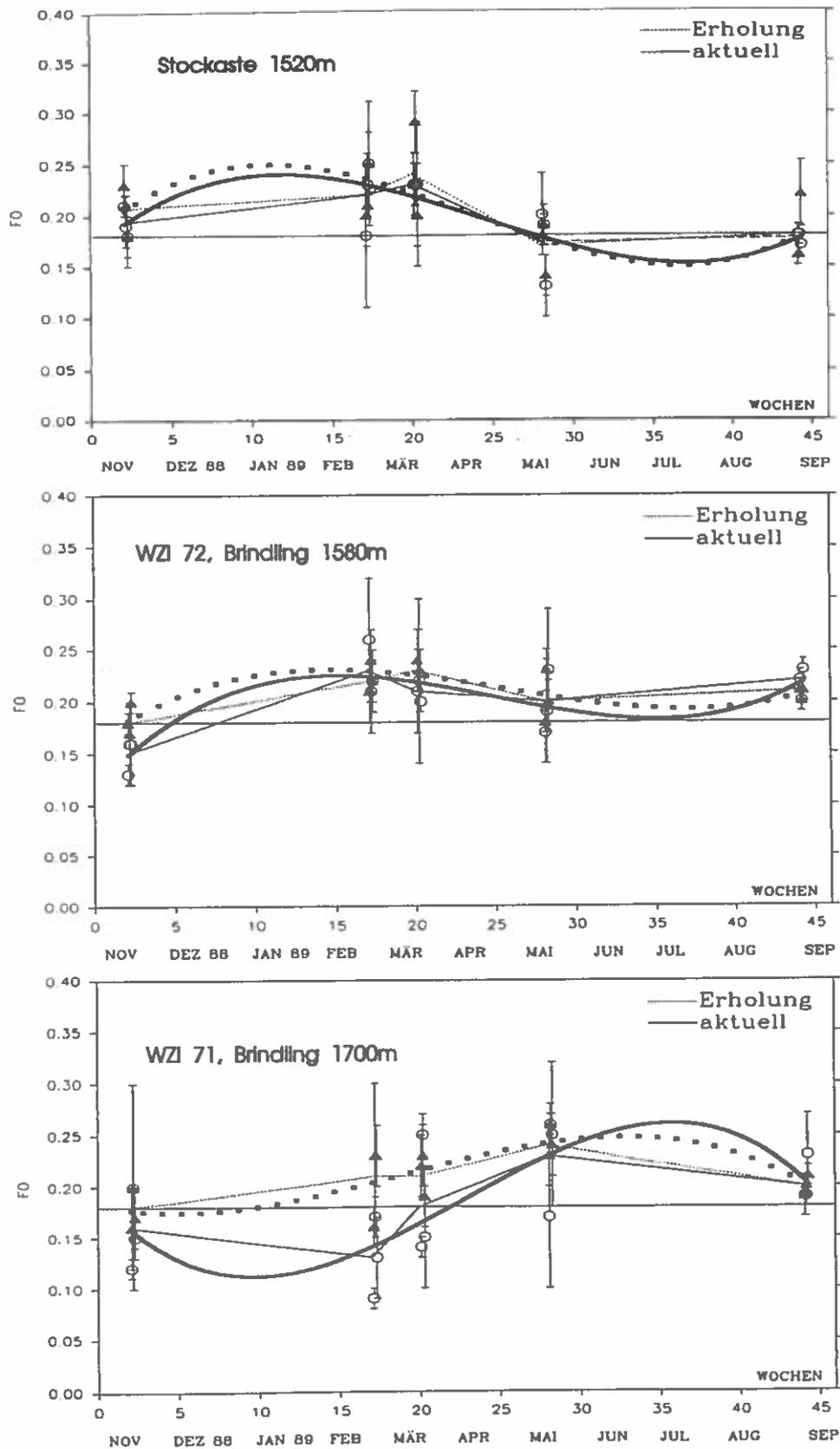


Abb. 3b: *Picea abies* (NJ, 1988): Grundfluoreszenz (F_0) als Maß für Störungen in den Reaktionszentren des Photosystems II. Vergleich nach Erholung (vgl. Abb.2a)



Immissionsbezogene Flechtenkartierung im Zillertal

P. Hofmann

Key words: Lichen mapping, lichen communities, air pollution, bioindication.

Abstract

Pollutant-related mapping of lichens in the Zillertal: In 1990 between Zell am Ziller and Mayrhofen (Zillertal/Tyrol, Austria) the epiphytic lichen vegetation on different trees was studied and was related to air pollution.

Whereas zone 4 (heavy pollution) was located only in densely populated parts of the area, zone 3 (moderate pollution) covered the greatest parts of the bottom of the valley. Between about 700m and 800m a.s.l. a relatively sudden change to zone 2 could be found and above 900m - 1000m a.s.l. no effect of air pollution on lichens was observed.

The results are presented in the form of short descriptions of the epiphytic lichen vegetation in the different zones with some examples of vegetation records of lichen communities and a map.

1 EINLEITUNG

Im Zuge der Arbeiten zur Tiroler Transitstudie 1990/91 (AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1991) wurden die vier ausgewählten Transekte (im Wipptal, Inntal und Zillertal) auch unter dem Gesichtspunkt einer immissionsorientierten Flechtenkartierung (v.a. in Bezug auf sauer reagierende Schadstoffe) begutachtet und in fünf Flechtengüte-zonen (aus lichenologischer Sicht: unbelastet [1] bis sehr stark belastet [5]) eingeteilt. Im Transekt Zillertal (zwischen Zell am Ziller und Mayrhofen) liegen die Probe-flächen des Projektes „Höhenprofil Zillertal“ (GLATTES et al. 1985, SMIDT 1990), deren Ergebnisse durch das vorliegende Bioindikationsverfahren ergänzt werden sollten.

2 METHODIK

Grundlage der Flechtenzonenbewertung war die Bewertung der Flechtenvegetation geeigneter Phorophyten (im Untersuchungsgebiet v.a. *Acer pseudoplatanus*, *Fraxinus exelsior*, *Malus* und *Pyrus spec.*, *Picea abies* sowie *Larix decidua*). Es wurden neben der Ausbildung flechtensoziologischer Einheiten auch Deckungsgrad, Thallusgröße und Schadbilder einzelner empfindlicher Arten aufgenommen. Die Methodik der pflanzensoziologischen Aufnahmen richtete sich nach WIRTH (1972). Der überwiegende Teil der Vegetationsaufnahmen wurde auf der jeweils am besten bewachsenen Baumseite in einer Stammhöhe zwischen 1,0 und 2,0m durchgeführt.

Die Einteilung der Flechtengüte-zonen erfolgte nach den von WITTMANN et al. (1989) mit Schadmerkmalen charakteristischer Zeigerflechten ergänzten Kriterien von TÜRK u. ZIEGELBERGER (1982). Die einzelnen Bewertungspunkte (meist mehrere Trägerbäume pro Punkt) wurden zu einer Zonenkarte zusammengefaßt (Abbildung 1).

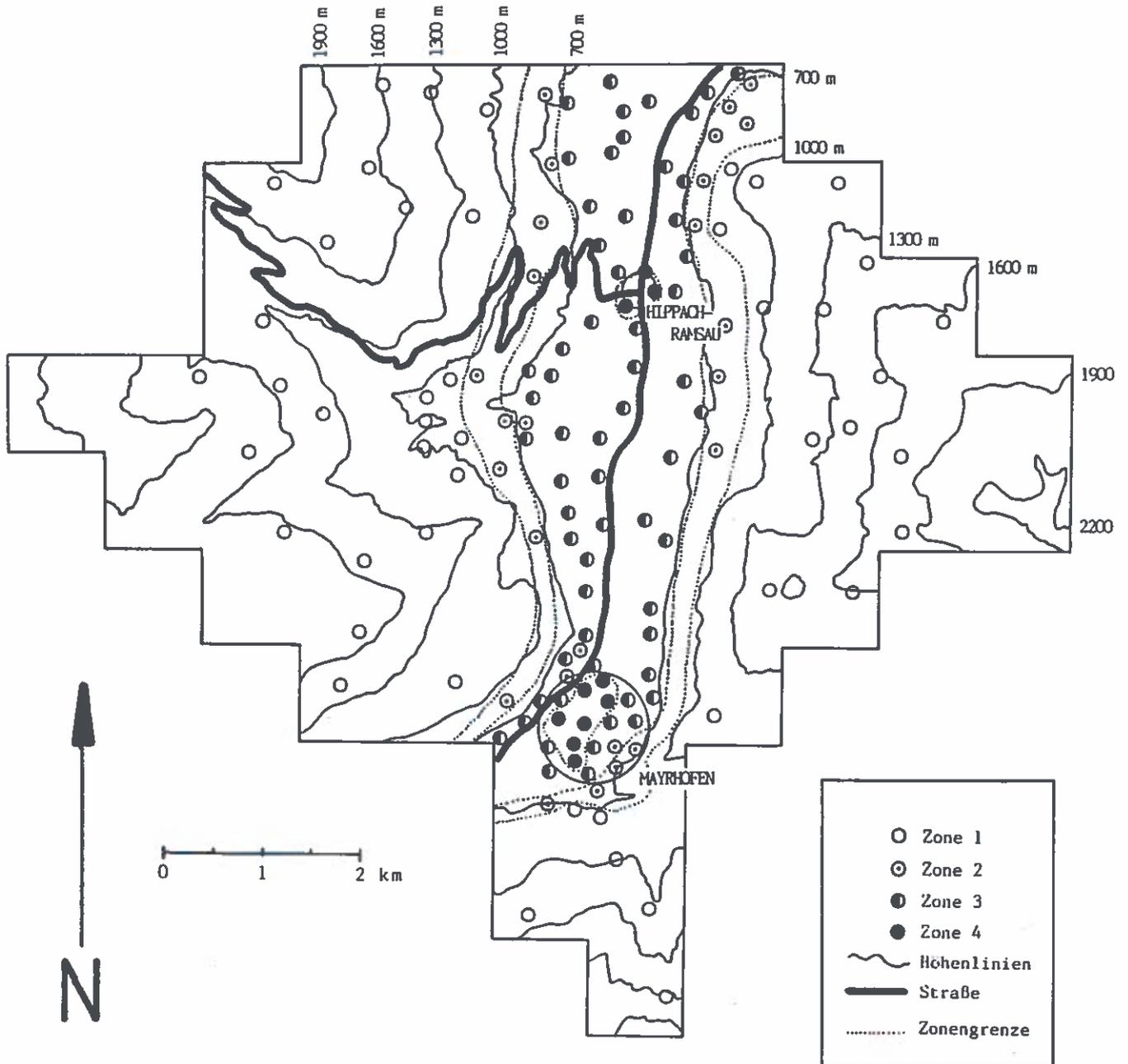
3 ERGEBNISSE

3.1 Verlauf der Flechtenzonen

Der Zonenverlauf im untersuchten Abschnitt des Zillertales wies ein eher einfaches und einheitliches Bild auf. In den Tallagen erreichte Zone 3 (mittel belastet) die flächenmäßig weitest größte Ausdehnung und zog sich auch noch auf beiden Talseiten ungefähr gleich weit bis ca. 700m hinauf. Nach oben folgte Zone 2 (schwach belastet) und ab ca. 900m Zone 1 (unbelastet).

Die stark belastete Zone 4 bildete kleine Areale im Zentrum von Mayrhofen und bei Hippach-/Ramsau. Um Mayrhofen verbesserten sich die Verhältnisse jedoch relativ rasch und südlich davon erreichte sogar Zone 1 fast Talbodenniveau. Eine Zone 5 (sehr stark belastet) fehlte im gesamten Untersuchungsgebiet. Es konnte in der Zonenausdehnung zwischen den beiden Talseiten kein großer Unterschied festgestellt werden. Intensität und Ausbildung von Flechtenschadformen zeigten allerdings in den untersten Hangbereichen einen teilweise abrupten Übergang zwischen den Zonen 3 und 2.

Abb.1: Immissionsbezogene Flechtenzonen im Zillertal zwischen Zell am Ziller und Mayrhofen



3.2 Ausbildung der Flechtenvegetation in den einzelnen Zonen

In Zone 1 oberhalb von rund 900m waren die vorkommenden Flechtenvereine überwiegend sehr gut bis optimal entwickelt, sowohl hinsichtlich artenreicher Zusammensetzung als auch bezüglich Thallusgrößen und Deckungsgrad der einzelnen Arten. Neben dem *Pseudevernetium furfuraceae* und dichten Beständen des *Usneetum filipendulae* waren noch *Evernetium divaricatae* (v.a. auf Seitenästen von Fichte), weitere *Usneetum*-Assoziationen (auf Grund der immer noch großen systematischen Schwierigkeiten in der Gattung *Usnea* keine genauere Bezeichnung) und vor allem in Bereichen der Waldgrenze auch noch lokal *Letharietum vulpinae* zu finden.

Zone 2 wies Flechtengesellschaften auf, die in ihrer quantitativen und besonders qualitativen Zusammensetzung nicht oder nur unbedeutend von denjenigen abwichen, die unter natürlichen Gegebenheiten auftraten, allerdings zeigten empfindliche Strauch- und Blattflechten geringe Schadformenanteile, meist in Form nekrotischer Verfärbungen (v.a. am Rand oder im Spitzenbereich der Flechtenthalli). Auf Laubbäumen waren neben einem artenreichen *Physcietum adscendentis* zum Teil das *Parmelietum acetabulae* sowie seltener das *Parmelietum caperatae* zu finden. Die Ausbildungsformen des *Pseudevernetium furfuraceae* erreichten auf Nadelbäumen relativ hohe Deckungswerte, wobei in erster Linie der Astbewuchs gut ausgebildet war. Lokal gab es auch Ansätze zu einem *Usneetum filipendulae*.

In Zone 3 dominierten Vereine aus dem *Xanthorion*-Verband. Das nitrophytische *Physcietum adscendentis* erreichte auf vielen Laubbäumen recht gute Deckungswerte, allerdings meist mit Dominanz von eher toxitoleranten Arten. Auch *Parmelia sulcata*-Sozietäten (gesellschaftsmäßig kaum zuordenbar, da *Parmelia sulcata* flechtensoziologisch einen sehr niedrigen Treuegrad aufweist) waren oft mit nur wenigen Begleitarten, aber eher geringem Schadformenanteil anzutreffen. Auf Nadelbäumen fand sich des öfteren die „Einartgesellschaft“ von *Hypogymnia physodes*, welche auch bereits meist Thallusverfärbungen und Krüppelwuchs aufwies. Es handelte sich dabei wahrscheinlich um Reste eines *Pseudevernetium furfuraceae*, aus dem die empfindlicheren Arten verschwunden waren.

Kennzeichnend für Zone 4 war eine extreme Reduzierung der Deckungsgrade der meisten Arten und ein sehr hoher Anteil an Schadformen. Nur äußerst toxitolerante Arten (z.B. *Phaeophyscia orbicularis*) zeigten auch hier noch höhere Deckungswerte. Einen größeren Anteil am Gesamtspektrum zeigte das unempfindliche *Ap-*

tococetum vulgaris (Grünalpengesellschaft mit geringer Flechten- und Moosbeteiligung) auch auf Trägerbäumen, die unter besseren lufthygienischen Verhältnissen wesentlich reichhaltigere Flechtenassoziationen aufweisen müßten. Die Nadelbäume hatten keinerlei Flechtenbewuchs, abgesehen von einigen wenigen Krustenflechten (z.B. *Phylyctis argena*, *Loxospora elatina*).

Einige weitere im Gebiet aufgefundene Flechtenvereine wie das *Parmeliopsidetum ambiguae*, *Lecanoretum subfuscae*, *Chaenothecetum furfuraceae*, *Phlyctidetum argenae* etc. eignen sich nur wenig für immissionsbezogene Bewertungen. Beispiele für Vegetationsaufnahmen in den verschiedenen Zonen bringt Tabelle 1.

4 DISKUSSION

Verglichen mit anderen Gebieten Tirols (vor allem mit dem Inntal oder Teilen der Nordalpen - siehe HOFMANN et al. 1991), wies das Zillertal großräumig nur geringe Beeinträchtigungen der Flechtenflora und -vegetation auf. Die Schadformenausbildungen und Artenverarmung beschränkten sich weitgehend auf die untersten Höhenstufen des Talbereiches und können dort mit den höheren Gehalten an Luftschadstoffen in Verbindung gebracht werden.

Keine Zusammenhänge waren dagegen zwischen der Flechtenflora und den in höheren Lagen erhöhten Ozongehalten herzustellen. Oberhalb von 1000m Seehöhe entsprach die Flechtenvegetation den Kriterien der Zone 1.

Zusammenfassung

Eine im Zillertal zwischen Zell am Ziller und Mayrhofen im Jahre 1990 durchgeführte immissionsbezogene Flechtenkartierung (v.a. bezüglich sauer reagierender Schadstoffe) ergab, daß die Tallagen größtenteils zur mäßig belasteten Zone zu rechnen sind. Nur die dichter verbauten Siedlungskerne wiesen starke Beeinträchtigungen der Flechtenvegetation auf. Mit zunehmender Seehöhe erfolgte ein relativ rascher Übergang in eine nur schwach belastete Zone (ca. 700m - 900m). Ab rund 900m - 1000m war nach oben hin an den Flechten keine weitere Immissionseinwirkung feststellbar. Dies wird anhand der verschiedenen Ausbildung der Flechtenvegetation in den einzelnen Zonen kurz beschrieben, in ausgewählten Beispielen tabellarisch angeführt und in Kartenform dargestellt.

LITERATUR

- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1991. Auswirkungen des Straßenverkehrs auf die Umwelt, Teilbericht Luft - Vegetation - Boden, Bericht an den Tiroler Landtag.
- GLATTES F., SMIDT S., DRESCHER A., MAJER C. & MUTSCH F. 1985. Höhenprofil Zillertal. Untersuchungen einiger Parameter zur Ursachenfindung von Waldschäden. Einrichtung und Ergebnisse.- FBVA-Berichte Nr. 9.
- HOFMANN P., WITTMANN H. & TÜRK R. 1991. Immissionsbezogene Flechtenkartierung in Tirol unter besonderer Berücksichtigung der Waldzustandsinventur-Punkte.- Veröffentl. 1. Tiroler Landesmus. Ferdinandeum, Bd. 71, 83-115.
- SMIDT S. 1990: Alpentalstudie „Höhenprofil Zillertal“.- Symposium „Bodennahes Ozon“, Gesellsch. Österr. Chemiker, 12. - 13. 11. 1990 in Salzburg, 128-148.
- TÜRK R. & ZIEGELBERGER G. 1982. Die Luftqualität im Stadtgebiet von Salzburg - dargestellt anhand der Verbreitung epiphytischer Flechten.- In: Luftgüteuntersuchungen mit Bioindikatoren im Lande Salzburg. Amt der Salzburger Landesregierung, Schriftenreihe Luftgüteuntersuchung 7, 78-141.
- WITTMANN H., TÜRK R., SCHERNTHANER E. & KUPFER-WESELY E. 1989. Immissionsökologische Studie über die epiphytische Flechtenvegetation in den geschädigten Wäldern Vorarlbergs.- In: Lebensraum Vorarlberg (Grundlagenarbeiten zu Natur und Umwelt) Bd. 3: Waldforschung in Vorarlberg: 47-96.
- WIRTH V. 1972. Silikatflechtengemeinschaften im außeralpinen Zentraleuropa.- Dissertationes Botanicae Bd. 17.

Erklärung zu Tabelle 1

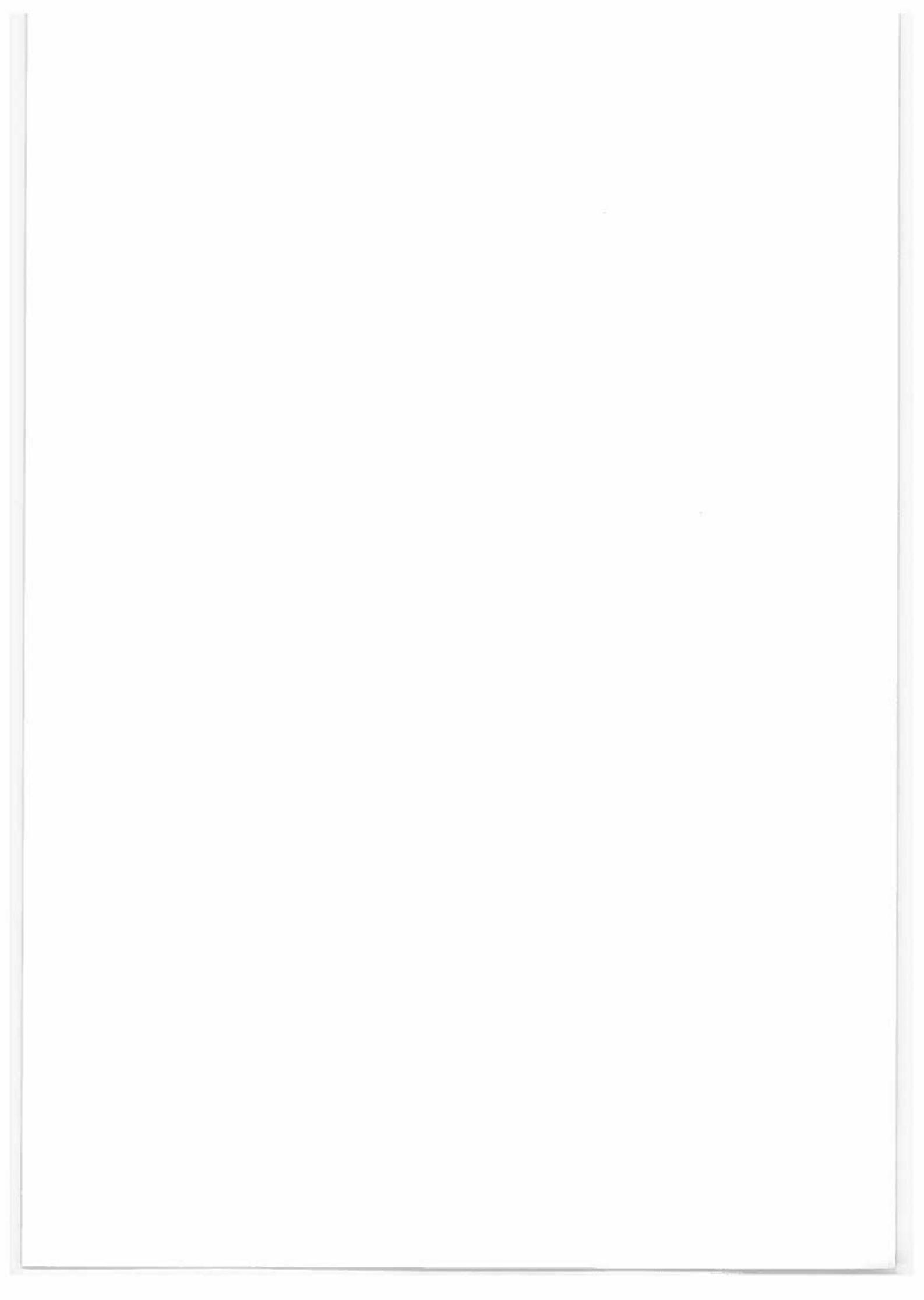
- Die bei den Aufnahmen verwendete Abundanz-Dominanz-Skala entspricht jener von WIRTH (1972). Strauch- und Blattflechten mit unterschiedlichem Schädigungsgrad werden noch durch ein Zusatzsymbol in Klammern gekennzeichnet (kein Symbol: keine Schädigung erkennbar)
- leichte Thallusschäden, meist nur nekrotische Verfärbungen am Rand
- schwere Thallusschäden, oft ganzes Lager mit nekrotischen Verfärbungen, teilweise bereits absterbend. Die Anordnung der ausgewählten Aufnahmen in der Tabelle erfolgt mit zunehmender Zonengüte.
- Nr. 1: deckungsschwaches *Physcietum adscendentis* mit dominierender *Phaeophyscia orbicularis* (sehr tolerant)
- Nr. 2: deckungsschwaches, stark artenverarmtes *Physcietum adscendentis*
- Nr. 3: *Apatococccetum vulgare* (sehr widerstandsfähige Grünalgenegesellschaft)
- Nr. 4: *Parmelia sulcata* - Sozietät, Begleiter vor allem aus dem *Xanthorion*-Verband
- Nr. 5: *Physcietum adscendentis*
- Nr. 6: soziologische Zuordnung schwierig
- Nr. 7: „unreines“ oder alterndes *Phylctidietum argenae*, keine deutlich abgrenzbare Nachfolgegemeinschaft erkennbar
- Nr. 8: *Parmelietum caperatae*
- Nr. 9: *Pseudevernetium fufuraceae* mit leichten Immissionschäden bei einigen Mitgliedern
- Nr.10: eventuell Vorstufe eines *Lobarietum pulmonariae*
- Nr.11: *Usneetum filipendulae*
- Nr.12: *Evernetium divaricatae*
- Nr.13: *Pseudevernetium furfuraceae*
- Nr.14: *Letharietum vulpinae*
 Ae: *Aesculus hippocastanum*
 M: div. *Malus* spp.
 Pa: *Picea abies*
 Fx: *Fraxinus excelsior*
 Py: *Pyrus* spp.
 Ac: *Acer pseudoplatanus*
 T: *Tilia platyphyllos*
- } ohne sichtbare Schäden

Tab.1: Ausgewählte Aufnahmen epiphytischer Flechtenvegetation in den verschiedenen Flechtenzonen

Laufende Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Flechtenzone	4	4	4	3	3	3	3	2	2	2	1	1	1	1
Seehöhe (m)	630	620	620	630	610	700	640	850	880	860	1200	1280	1450	1670
Baumart	Ae	M	Pa	Fx	Py	Ac	T	Ac	Pa	Ac	Pa	Pa	Lx	Lx
Stammdurchmesser (dm)	6,5	2,0	5,0	3,0	2,5	4,0	7,0	4,0	3,5	2,0	3,0	Ast	6,0	5,0
Exposition	SW	NW	NW	E/NE	W/SW	0	0	SW	NW	0	NW	/	N	NE
Deckung (%)	30	20	80	50	70	60	70	60	60	80	100	90	90	60

Artenliste

<i>Xanthoria parietina</i>	1(●)	r(●)	.	.	3(O)
<i>Buellia punctata</i>	+
<i>Phaeophyscia orbicularis</i>	2b	.	.	.	+
<i>Lepraria incana</i>	1	+	2a
<i>Physcia adscendens</i>	r	.	.	.	2a	+
<i>Candelariella xanthostigma</i>	.	2b	1	+	.	+
<i>Physcia tenella</i>	.	+
<i>Physcia stellaris</i>	.	1(●)
<i>Parmelia sulcata</i>	+	.	.	3(O)	.	2b(O)	1(●)	.	.	3(O)
<i>Hypogymnia physodes</i>	.	.	2a(O)	r	.	.	.	+	2a	.	1	.	2b	+
<i>Physconia distorta</i>	.	.	.	+	1
<i>Lecanora allophana</i>	.	.	.	+
<i>Lecidella elaeochroma</i>	.	.	.	+	+
<i>Candelariella reflexa</i>	+
<i>Evernia prunastri</i>	1(●)	.	.	.	2a
<i>Lecanora argentata</i>	+	1
<i>Lecanora carpinea</i>	+
<i>Parmelia saxatilis</i>	3(O)	.	.	2a	.	.	.	2a	.
<i>Loxospora elatina</i>	.	.	1	+
<i>Phlyctis argena</i>	1	3	1	.	.	.	+	.	.
Grünalgenkruste	.	.	4	2a	1	+	.	.	.
<i>Parmelia caperata</i>	2b(O)
<i>Parmelia subrudecta</i>	2a
Diverse Moose	1	2a	+	1
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	3(O)	.	1	.	3	.
<i>Usnea hirta</i>	+(O)
<i>Lecanora pulicaris</i>	+
<i>Cetrelia cetrarioides</i>	2b
<i>Parmelia glabratula</i>	2a(●)	.	.	2b
<i>Pertusaria albescens</i>	2b
<i>Caloplaca holocarpa</i>	1
<i>Lecanora chlarotera</i>	+
<i>Hypogymnia tubulosa</i>	1	r	.	.
<i>Platismatia glauca</i>	1	.	+	.	1	.
<i>Evernia divaricata</i>	+	4	.	.
<i>Usnea filipendula</i>	3	1	2a	.
<i>Bryoria nadvornikiana</i>	2b	.	+	.
<i>Bryoria fuscescens</i>	3	.	.	.
<i>Chaenotheca chrysocephala</i>	+	.	.	.
<i>Parmeliopsis ambigua</i>	.	.	+	+	.	+	1
<i>Letharia vulpina</i>	3
<i>Cetraria pinastri</i>	1	.
<i>Evernia mesomorpha</i>	+	1



Projekt „Höhenprofil Zillertal“ - Zusammenschau

F. Herman und K. Stefan

Institut für Immissionsforschung und Forstchemie
Forstliche Bundesversuchsanstalt

Key words: Altitude profile, air pollution measurements,
plant analysis, early diagnosis of plant stress.

Abstract

The project „Altitude Profile Zillertal“ - synopsis: The main goal of the project „Altitude Profile Zillertal“ was an interdisciplinary investigation of interactions of air pollutants and various ecological parameters. Among other studies within this project, several (potentially) phytotoxic air pollutants were measured as well as various compounds in plant material. Plant physiological parameters were used to describe the natural and anthropogenic induced stress patterns caused by different environmental conditions (at different altitudes, daytimes and seasons).

The mean concentrations of SO₂, NO_x, NH₃, hydrocarbons and of particular pollutants (NO₃, NH₄ etc.) decreased from the valley bottom up to the timberline, whereas ozone concentrations increased. Ozone concentrations exceeded effect-related limiting values, especially above the valley bottom, and the „very sensitive“ European larch (*Larix europea*) seems to be mostly endangered. On the other hand, the Norway spruce (*Picea abies* [L.] KARST.) appeared to be less ozone sensitive during fumigation experiments in the field. Comparisons between different meteorological situations and ozone concentrations showed e.g., that high ozone concentrations were observed during foehn periods and high pressure situations.

The mean ion concentrations in wet depositions (rain and snow) decreased with increasing elevation except the hydronium ion, whereas the mean sulfur- and nitrogen inputs were nearly constant over the profile. The H-, S- and N-inputs did not exceed critical levels in the investigation area.

The contents of N, Mg, S, Pb and Cd in the needles of Norway spruce decreased with elevation, and organic compounds (e.g. ascorbic acid, thioles, peroxidases, pigments) showed different kinds of altitudinal dependence. The Pb-content in the needles disclosed occasionally an indication of anthropogenic input. No connection between the heavy metal content in the needles and that of soil samples was noted.

Within the stress physiological concept the measurement of chlorophyll fluorescence (as a parameter for quantifying plant stress) was a practical method for detecting disturbed photosynthetic capacity in the field, when other parameters were also analysed simultaneously for the interpretation of the stress causes.

The results provide further knowledge about:

- vertical gradients of various parameters (air pollutants, meteorological parameters, contents of nutrients, pollutants and biochemical compounds in needles), data of background concentrations and -inputs of pollutants, and the possible interactions with plant stress;
- season dependent variations of pollutants in the air and in needles;
- connections between pollutant concentrations in the ambient air and meteorological parameters;
- the assessment of air pollution data in connection with established limiting values;
- methods which are applicable for an early diagnosis of plant stress;
- the required measurements and analyses to permit the performance of a review of a particular area regarding „new forest decline“.

1 EINLEITUNG

Ende der 70er Jahre wurden an der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Überlegungen angestellt, inwieweit neben biotischen auch anthropogene Schadfaktoren zur Gefährdung der Vegetation im Bereich der Waldgrenze beitragen könnten. Pflanzen in diesen Seehöhen sind einer viel größeren Zahl von natürlichen Streßfaktoren ausgesetzt (TRANQUILLINI 1964, LARCHER 1985; vgl. Tabelle 2) und reagieren daher besonders empfindlich auf zusätzliche Beeinflussungen. Das Höhenprofil Zillertal wurde 1983 eingerichtet, um im Gegensatz zu den bundesweiten Untersuchungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt (Österreichische Forstinventur, Bioindikatornetz, Waldzustandsinventur) in einem abgegrenzten Untersuchungsgebiet eine Vielzahl der in der Literatur beschriebenen biotischen und abiotischen Verursacher der „neuartigen“ Waldschäden zu erfassen. Auf der Basis einer Dokumentation der aktuellen Umweltsituation des Untersuchungsraumes ergab sich nach den ersten drei Meßjahren die Möglichkeit, die Untersuchungen auf „Reaktionen des Ökosystems auf die vorgegebene Belastungssituation“ auszudehnen. Der Arbeitsschwerpunkt „Streßphysiologische Ökosystemforschung - Höhenprofil Zillertal“ wurde vom Bundesministerium für Wissenschaft und Forschung finanziell unterstützt.

Als Untersuchungsgebiet wurde ein südost- bis ostexponierter Hang südöstlich von Zell am Ziller auf dem Schwendberg mit einer Ausdehnung von 600m bis 2000m Seehöhe gewählt. Der Waldgürtel umfaßt eine Höhendifferenz von mehr als 1000 Metern (700m - 1730m Seehöhe), in dem die österreichische Hauptbaumart Fichte stark repräsentiert ist (dieser Seehöhenbereich ist auch deshalb von besonderem Interesse, weil nahezu 50% des österreichischen Waldes oberhalb 900m stocken). Durch die Versuchsanordnung war es möglich, den in besonderem Maße durch natürlichen Streß gefährdeten Bereich der Waldgrenze in die Untersuchungen mit einzubeziehen. Das Untersuchungsgebiet ist zwar durch lokale Emissionen (Gewerbe, Haushalte, Kraftfahrzeugverkehr) im Talbereich belastet, stellt sich aber nach den Kriterien der Waldzustandsinventur als „nicht über das natürliche Ausmaß“ verlichtet dar. Die folgende Zusammenschau soll die Veränderungen der Nähr- und Schadstoffsituation über den Untersuchungszeitraum sowie vertikale und saisonale Unterschiede aufzeigen. Ferner werden biochemische und physiologische Methoden, welche sich zur Beschreibung der Streßbelastung eignen, aufgelistet und der Zusammenhang zwischen Schadstoffkonzentrationen und der Photosyntheseleistung aufgezeigt.

Basierend auf den in diesem Projekt gewonnenen Erkenntnissen wird ein Untersuchungsrahmen aufgelistet, welcher für die Erstellung einer Gefährdungsprognose erforderlich erscheint.

2 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

2.1 Veränderungen über den Untersuchungszeitraum

Luftschadstoffe: Für den Zeitraum von 1984 bis 1990 ergaben die Messungen der SO_2 -Konzentrationen keine nennenswerten Veränderungen an den drei Meßstellen. Beim NO_2 zeigten sich 1987 und 1988 deutlich höhere Monatsmittel als in den beiden folgenden Jahren. Die O_3 -Monatsmittel wiesen ab 1987 eine abnehmende Tendenz an der 1000m-Meßstelle auf, wogegen die anderen Meßstationen keine deutliche Entwicklung zeigten. Dies steht im Gegensatz zu den Ergebnissen anderer Meßstationen, für die aufgrund langjähriger Meßreihen seit den 50er Jahren eine jährliche Zunahme des bodennahen Ozons von 1-2% errechnet wurde (vgl. PUXBAUM et al. 1990), die jedoch im subalpinen Bereich seit dem Beginn der 80er Jahre zu stagnieren scheint (REITER 1990). Die im Zillertal gemessenen Ozonkonzentrationen sind aber nach den in Österreich geltenden wirkungsbezogenen Immissionsgrenzkonzentrationen (ÖSTERREICHISCHE AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN 1989) als phytotoxisch für empfindliche Pflanzenspezies anzusehen.

Bei den nassen Bulk-Depositionen waren weder die mittleren jährlichen Ionenkonzentrationen noch die Protonen-, Schwefel- und Stickstoffeinträge an den drei Freilandmeßstationen durch auffallende Entwicklungen gekennzeichnet (lediglich 1987 und 1988 wurden an der 1720m-Station relativ hohe H-Einträge gemessen). Im Vergleich dazu wurden etwa in den Bundesländern Salzburg und Oberösterreich zwischen 1984 und 1988 deutliche Abnahmen der mittleren Sulfatgehalte (in Wet-only-Proben) beobachtet (vgl. SMIDT 1991).

Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln: Bei der Stickstoffversorgung zeigte sich im Laufe des Beprobungszeitraumes vor allem bei den talnahen Probestämmen eine leichte Verschiebung der Versorgung vom mangelhaften in den nicht ausreichenden Bereich; diese konnte auch in geringem Maße an den Bioindikatornetz-Probepunkten des Zillertales festgestellt werden. Die Versorgung mit Magnesium war ab 1985 ausreichend. Die übrigen Hauptnährstoffgehalte zeigten keine markante Veränderung über den Untersuchungszeitraum und wiesen in den meisten Untersuchungsjahren auf eine ausreichende Versorgung hin.

Schwefelgehalte, die auf eine SO_2 -Immissionswirkung schließen lassen, wurden nur bis 300m über Tal (ab 1987) festgestellt. Die Mittelwerte der Bleigehalte stiegen von 1984 bis 1986 an, und sanken in der Folge bis 1989 auf nahezu 2/3 des Wertes von 1986 ab. 1990 stieg der Mittelwert aller 11 Probestämme deutlich an; dabei erreichte der Bleigehalt am höchstgelegenen Probestamm einen Wert, der einen Hinweis auf eine mögliche Immissionseinwirkung gibt. Beim Cadmium kam es von 1984 bis 1987 zu einem Anstieg, in den folgenden Jahren war eine Verringerung der Konzentrationen auf die Hälfte des maximalen Wertes im Jahr 1987 zu registrieren.

2.2 Vertikalprofile

Die Darstellung der Meßergebnisse in Hinblick auf mögliche Änderungen mit der Seehöhe basiert auf der Überlegung, daß neben den natürlichen Stressoren auch anthropogen gebildete Luftschadstoffe zur Gefährdung der Vegetation in höheren Lagen beitragen könnten. Dabei wurde das Hauptaugenmerk auf Ozon gelegt, aber auch eine Vielzahl weiterer primärer und sekundärer Luftschadstoffe auf ihre Höhenabhängigkeit untersucht (schon Anfang der 70er Jahre wurde in Österreich zum ersten Mal die Vermutung geäußert, daß Abgase bzw. Photooxidantien in 1000m Seehöhe als Verursacher von Symptomen an Fichten verantwortlich sein könnten; GRILL & HÄRTEL 1973). Bekannt war auch, daß die natürlichen Ozonkonzentrationen in alpinen Tälern mit der Seehöhe zunehmen, wogegen die NO_2 - und SO_2 -Konzentrationen mit steigender Höhe über Tal stark abnehmen (REITER et al. 1987a und 1987b). Auch anhand von Fichtennadelanalysen in immissionsbelasteten Tälern (Inntal/Tirol und Mürztal/Steiermark) konnten mit der Höhe über Tal abnehmende SO_2 -Immissionseinwirkungen festgestellt werden (STEFAN 1974).

Hinsichtlich der *Luftschadstoffe* zeigte sich:

- die Konzentrationen an gasförmigen Komponenten in der Luft (SO_2 , NO_x , HNO_3 , HCl , organische Säuren, Kohlenwasserstoffe und NH_3) sowie die Sulfat-, Nitrat- und Calciumgehalte in nassen Depositionen wiesen am Talboden die höchsten mittleren Werte auf. Bei der Beurteilung der mittleren Konzentrationen einiger Komponenten (z.B. SO_2 , NO_3 - und SO_4 -Partikel, HNO_3 , HCOOH) muß auf die unterschiedlichen Meßzeiträume (kontinuierliche SO_2 - und NO_2 -Messungen, aber Meßkampagnen bei Säuren, Partikeln etc.) bzw. auf eine mögliche Beeinflussung durch die unterschiedliche Waldnähe der einzelnen Meßstationen hingewiesen werden.

- Die Einträge von SO_4 -S und Stickstoff (NO_3 -N + NH_4 -N) durch nasse Depositionen zeigten im Gesamtmittel (1984-1990) keine Höhenabhängigkeit. Die Schwefeleinträge lagen meist unter 10kg/ha.a; durch Gasdeposition werden jedoch im Tal zusätzlich 5 und an den Bergstationen etwa 0,7kg S/ha.a eingetragen (GREGORI & PUXBAUM 1992), wodurch die kritische Depositionsrate für Gesteine der Klasse 3 wie z.B. die Quarzphyllite (8-16kg S/ha.a; UN ECE 1988) nicht überschritten würde; es ist jedoch anzumerken, daß die „Critical loads“-Werte je nach Bodentyp, Bewirtschaftungsgeschichte, aktueller Bewirtschaftung, Bestandesalter und Bestandesart variieren können. Hinsichtlich des N-Eintrages in Nadelwälder wären zwar Gesamteinträge über 10-12kg/ha.a als kritisch anzusehen (UN ECE 1988), durch die jahrhundertlange Streunutzung und Schneitelung kam es jedoch im Bereich der Probestämme zu einer weitgehenden N-Verarmung, weshalb die aktuellen N-Einträge für diesen speziellen Bereich nicht als kritisch zu bewerten sind.
- Die mittleren Protonenkonzentrationen in den nassen Depositionen nahmen mit der Seehöhe zu, und im Bereich der Waldgrenze wurden die höchsten Protonenkonzentrationen und -einträge festgestellt. Die errechneten Jahreseinträge bis 0,60kg H/ha.a entsprechen den tolerierbaren Quantitäten der Klasse 3 (0,5 - 1,0kg/ha.a; UN ECE 1988) für die auf Quarzphyllit liegenden Böden. Im Zusammenhang mit nassen Depositionen ist auch anzumerken, daß Nebel, der mit Schadstoffen stark angereichert sein kann (STÖHR 1988; GROSSMANN 1987), als solcher und in Form von Rauhreif bzw. Rauhrost ebenfalls als Streßfaktor, besonders in höheren Lagen, zu sehen ist („okkulte Deposition“); u.a. deshalb, weil die Windgeschwindigkeiten und damit die Depositionsgeschwindigkeiten mit der Seehöhe zunehmen.
- Die Kurzzeitmessungen von biogenen Kohlenwasserstoffen ergaben, daß ihr relativer Anteil an den Gesamtkohlenwasserstoffen bis zu 30% an den höhergelegenen Stationen betrug. Die mit der Höhe über Tal zunehmenden mittleren Ozonkonzentrationen betragen an den Bergstationen rund $100\mu\text{g}/\text{m}^3$, lagen also weit über dem von der Österreichischen Akademie der Wissenschaften angegebenen Langzeitgrenzwert ($60\mu\text{g}/\text{m}^3$ für die Vegetationsperiode in der Zeit zwischen 9⁰⁰ und 16⁰⁰ Uhr). Bemerkenswert erscheint, daß vor allem in den Frühjahrs- und Sommermonaten zwischen 1000m Seehöhe und der Waldgrenze höhere mittlere Ozonkonzentrationen

herrschen als in der „mittleren Troposphäre“; diese sog. Ozonbäuche wurden sogar anhand einzelner Jahresmittelwerte im Loisachtal/Bayern festgestellt. Bei den ebenfalls langfristig gemessenen gasförmigen Komponenten SO₂ und NO₂ betragen die Konzentrationen hingegen nur wenige µg/m³.

Aus den Ergebnissen der Luftschadstoffmessungen lassen sich die in Tabelle 1 angeführten Obergrenzen für Konzentrationen und Einträge an Hintergrundmeßstellen in höheren Lagen angeben.

Tab.1: Obergrenzen für Luftschadstoffkonzentrationen und -einträge an Hintergrundstationen - abgeleitet von erhobenen Meßwerten an Bergstationen im Zillertal

*) intermittierende Messungen; GREGORI & PUXBAUM (1992)

**) intermittierende Messungen, AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG (1991)

***) Meßkampagnen (STÖHR 1988)

Luftschadstoffkonzentrationen (Monatsmittel)
 SO₂ Sommer: 10 µg/m³, Winter: 20 µg/m³
 NO₂ Sommer: 5 µg/m³, Winter: 10 µg/m³
 O₃ Sommer: 140 µg/m³, Winter: 80 µg/m³
 Kohlenwasserstoffe *)

Benzol	2	ppb C
Ethen	7	ppb C
NH ₃ *)	0,3	µg/m ³
HNO ₃ *)	0,5	µg/m ³
HCOOH *)	3,6	µg/m ³
CH ₃ COOH *)	1,9	µg/m ³
SO ₄ part. *)	3,3	µg/m ³
NO ₃ part. *)	0,3	µg/m ³
NH ₄ part. *)	1,3	µg/m ³
Pb **)	15-20	ng/m ³
Cd **)	0,05	ng/m ³

Konzentrationen in nassen Niederschlägen

SO₄ - Regen/Schnee 1,7 mg SO₄/l (Jahresmittel)
 NO₃ - Regen/Schnee 1,4 mg NO₃ /l (Jahresmittel)
 SO₄ - Rauh(reif)frost ***) 0,2 mEqu/l
 NO₃ - Rauh(reif)frost ***) 0,1 mEqu/l

Einträge durch nasse Niederschläge

0,5 kg H/ha.a
 12 kg SO₄-S/ha.a
 12 kg NH₄-N + NO₃-N/ha.a

Hinsichtlich der *Nadelinhaltsstoffe* zeigte sich:

- Bei einigen Inhaltsstoffen der Fichtennadeln (Nährstoffe, organische Komponenten, Schadstoffe) konnten Höhenabhängigkeiten festgestellt werden (GLATTES 1989, HERMAN 1991, BERMADINGER u. GRILL 1991 und 1992). Stickstoff-, Magnesium- und Schwefel-, Ascorbinsäure- und Thiolgehalte zeigten eine abnehmende Tendenz mit zunehmender Seehöhe, die Peroxidaseaktivitäten hingegen eine zunehmende, wobei die Höhenabhängigkeit

der Konzentrationen vermutlich auch aufgrund klein-standörtlicher Unterschiede nicht linear waren. Ohne markante Seehöhenabhängigkeit waren - abgesehen von etwas erhöhten mittleren Pb-Gehalten in 930m und 1300m Seehöhe - die mittleren Pb- und Cd-Gehalte. Zusätzlich muß auf die deutlich höheren Pb- und Cd-Gehalte in Zirbennadeln im Vergleich zu den Fichtennadelproben hingewiesen werden, welche als Belastungsfaktor für die Vegetation in Hochlagen angesehen werden könnten. Relativ hohe Werte von Mg, S, Thiolen und Chlorophyll wurden bis in eine Seehöhe von 300m über Talboden festgestellt.

- Zusammenhänge zwischen den Nährelementvorräten der Böden und den Nährelementgehalten der Nadeln konnten nicht festgestellt werden: So wirkte sich z.B. die gute bzw. zufriedenstellende Ausstattung der Böden mit Stickstoff und Magnesium nicht entsprechend auf die Versorgung der Nadeln aus, obwohl die Mykorrhizierung nicht auf eine gestörte Aufnahme von Nährstoffen schließen ließ. Auch zwischen den Pb- und Cd-Gehalten der Böden und jenen in den Nadeln konnte kein Zusammenhang festgestellt werden; die zum Teil sehr hohen Pb- und Cd-Gehalte in der Auflage und in den oberen Mineralbodenhorizonten, welche nach MUTSCH (1989) auf Immissionen schließen lassen, korrelierten nicht mit den Gehalten in den Nadeln. Die Beurteilung des jeweiligen Bodentyps bzw. Bodenhorizontes in bezug auf die Häufigkeit von Mykorrhizen läßt jedenfalls auf kein Vorhandensein von Schadstoffen im Boden schließen.
- Aufgrund von mehrjährigen Begasungsversuchen an jungen Fichten in Open-top-Kammern („Hohenheimversuch“; KRUPA & ARNDT 1990, Einzel- bzw. kombinierte Einwirkung von SO₂ und O₃) konnten z.T. signifikante Änderungen von Konzentrationen bestimmter organischer Komponenten nachgewiesen werden (Δ: Erhöhung; ∇: Abnahme; = keine signifikante Änderung):

Parameter	SO ₂	O ₃	SO ₂ +O ₃	Klimastreß
Thiole (Glutathion)	Δ	∇	ΔΔ	Δ
Ascorbinsäure	(∇)	Δ	ΔΔ	
Pigmente	∇	=	∇	
Glutathionreduktase	∇	∇	∇	

Mit Hilfe dieser Komponenten wurde versucht, die Standorte in Hinblick auf Immissionen und Immissionsmuster zu differenzieren (BERMADINGER et al. 1989): so ließen geringe Ascorbinsäure- und erhöhte Thiolgehalte im Talbereich

auf den Einfluß saurer Luftverunreinigungen schließen (dieser wurde auch für den längerfristigen Einfluß von sauren Luftschadstoffen auf Flechten durch eine immissionsbezogene Flechtenkartierung bestätigt; HOFMANN 1992). Hohe Xanthophyll/Carotin-Quotienten sowie geringe Pigment- und hohe Ascorbinsäuregehalte in den höheren Lagen hingegen ließen sich als Folge von Photooxidiereinwirkung interpretieren, was auch durch die relativ hohen Ozon-Langzeitwerte plausibel erscheint. Die u.a. in größeren Seehöhen aufgetretene kombinierte Wirkung von Oxidantien und SO₂ stellt eine zusätzliche Belastung für die Bäume dar.

Tabelle 2 gibt einen Überblick über natürliche und anthropogene Stressoren, welche im Bereich der aktuellen Waldgrenze Relevanz haben könnten; sie beruhen zum Teil auf Untersuchungen aus anderen Gebieten.

Tab.2: Streß im Bereich der aktuellen Waldgrenze

Klimaextreme

- hohe Windgeschwindigkeiten (BAIG & TRANQUILLINI 1980)
- Strahlung bzw. Photochilling (BOLHAR-NORDENKAMPF & LECHNER 1989, BOLHAR-NORDENKAMPF & GÖTZL 1992),
- lange Andauer der Schneedecke,
- niedrige Temperaturen,
- verkürzte Vegetationszeit (TRANQUILLINI 1964, 1969, 1979; TURNER & TRANQUILLINI 1961, LARCHER 1985).

Gasförmige Luftschadstoffe

- Zunahme der Ozon-Langzeitkonzentrationen bzw. -depositionen mit der Seehöhe (SMIDT 1983, 1989a und 1989a, GREGORI & PUXBAUM 1992),
- synergistisches Zusammenwirken von Luftschadstoffen (BERMADINGER-STABENTHEINER & GRILL 1992),
- erhöhte Aufnahmebereitschaft durch geringeren stomatären Widerstand auf Grund höherer Luft- und Bodenfeuchte (WIESER & HAVRANEK 1992).

Schadstoffe in nassen Niederschlägen (Regen, Schnee und Nebel; STÖHR 1988)

- Protonen-, Schwefel- und Stickstoffeinträge (GREGORI & PUXBAUM 1992, SMIDT 1992).

Schadstoffe in Boden und Blattorganen (MUTSCH 1989)

- Schwermetallgehalte in Zirbennadeln (HERMAN 1992).

Nährstoffversorgung

- schlechte Ernährung mit Hauptnährstoffen (z.B. Stickstoff; HERMAN 1992).

Biotische Faktoren

- Pilzkrankheiten (DONAUBAUER 1980),
- Waldweide (Bodenverdichtung, Verbißschäden).

2.3 Saisonale Verläufe

Einzelne Komponenten waren zu den verschiedenen Jahreszeiten in unterschiedlichen Quantitäten nachzuweisen. So zeigte sich das Frühjahrsmaximum für Ozon und für Ionengehalte in nassen Niederschlägen (nur an wenig belasteten Stationen) und ein Sommer- bzw.

Herbstmaximum bei den Elementeinträgen. Die höchsten SO₂- und NO_x-Konzentrationen wurden dagegen - aufgrund von Emissionen aus dem Hausbrand - im Bereich des Talbodens im Winter gemessen. Daraus ergibt sich neben einer seehöhenabhängigen auch eine saisonal variierende Streßbelastung. Diese kann für die unterschiedlichen morphologischen Prozesse (Austrieb, Sproß- und Wurzelwachstum etc.) bzw. physiologische und biochemische Abläufe von Einfluß sein, wobei bei der Beurteilung dieser Abläufe die jahreszeitlich bedingten Schwankungen und Periodizitäten meteorologischer Parameter mit zu berücksichtigen sind.

2.4 Biochemische Parameter und physiologische Methoden zur Beschreibung der Streßbelastung

Zur Beschreibung der Streßbelastung wurden biochemische und physiologische Untersuchungsverfahren herangezogen bzw. erarbeitet, wobei bei sämtlichen bis dato praktizierten Forschungsansätzen dem Klimastreß neben dem Einfluß von anthropogenen Schadstoffen Priorität eingeräumt wird.

2.4.1 Biochemische Parameter

Neben den bereits oben erwähnten organischen Inhaltsstoffen (Glutathion, Ascorbinsäure, Pigmente, Glutathionreduktase) stellt die Bestimmung des Lipidmusters (v.a. die Gehalte an ungesättigten Fettsäuren) eine Möglichkeit dar, den physiologischen Zustand eines Baumes näher zu beschreiben. So sind z.B. erhöhte Mengen an ungesättigten Fettsäuren (v.a. in Membranen) für die Ausbildung der Frostresistenz erforderlich; der Gehalt an kürzerkettigen Fettsäuren erhöht sich bei Streß. Zur Charakterisierung von immissionsbelasteten Gebieten können Sterolestergehalte in Nadeln herangezogen werden, wobei so typisch hohe Mengen - wie sie in belasteten Gebieten (z.B. Aichfeld/Stmk.) nachzuweisen waren - im Untersuchungsgebiet nicht gefunden wurden (PUCHINGER & STACHELBERGER 1989).

2.4.2 Pflanzenphysiologische Methoden

Im Rahmen von zwei Projekten wurde der Zusammenhang von Schadstoffkonzentrationen und baumphysiologischen Prozessen v.a. auf die Photosyntheseleistung untersucht:

Kontinuierliche Messungen über die Vegetationszeit

Kontinuierliche Messungen über die Vegetationszeit wurden im Rahmen mehrjähriger Messungen während der Vegetationsperiode an einer in 1000m Seehöhe stockenden Altfichte mittels einer Walz-Anlage durchgeführt, wobei mit Umgebungsluft, mit Null-Luft und mit verschiedenen erhöhten Ozon-Konzentrationsniveaus der Zusammenhang u.a. mit der Photosyntheseleistung aufgezeigt wurde. Es zeigte sich, daß die Ozonkonzentrationen der Außenluft keine Beeinflussung der Nettophotosynthese bewirkten; erst eine langfristige Beaufschlagung der Umgebungskonzentration mit 90ppb Ozon/m³ führte zu einer signifikanten Reduktion der Nettophotosynthese (WIESER & HAVRANEK 1990).

Andere längerfristige Versuchsansätze, die mit Jungfichten und realistischen Ozonkonzentrationen in Open-Top-Kammern (KRUPA & ARNDT 1990, „Hohenheim-Versuch“) bzw. in geschlossenen Kammern (verschiedene Versuchsreihen der Gesellschaft für Strahlenforschung, vgl. z.B. REHFUESS & BOSCH 1986 sowie BLANK & LÜTZ 1990) arbeiteten, konnten anhand von mehreren biochemischen und physiologischen Parametern Veränderungen nach Ozoneinwirkung feststellen, so z.B. abgesenkte Photosyntheseraten im Rahmen des „Hohenheimversuches“ nach 5jähriger Einwirkung.

Die Zusammenhänge zwischen meteorologischen Voraussetzungen und der Ozonaufnahme (WIESER & HAVRANEK 1992) zeigten, daß diese generell in stärkerem Maße durch die stomatare Öffnungsweite als durch die herrschende Ozonkonzentration beeinflusst wird. Das bedeutet, daß bei niedrigeren Konzentrationen und bei geöffneten Stomata u.U. höhere Ozondosen aufgenommen werden als bei höheren Konzentrationen und geschlossenen Spaltöffnungen; daraus folgt, daß Ozonspitzenkonzentrationen, die während Schönwetter- und Föhnperioden häufig auftreten (GABLER 1990), auf Grund eines weitgehenden Stomataschlusses (infolge abgesenkter Luftfeuchte, erhöhter Temperatur und Windgeschwindigkeit) nicht voll wirksam werden.

Wird als Beurteilungskriterium für die Beeinflussung nicht die Photosynthese, sondern die Ausbildung sichtbarer Symptome herangezogen, kommt man für die Baumart Fichte zu analogen Ergebnissen: der VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE (1989) stuft diese Baumart - basierend auf amerikanischen Resistenzreihen von DAVIS & WILHOUR (1976) - als „weniger empfindlich“ ein. Die als „sehr empfindlich“ eingestufte Lärche hingegen scheint in hohem Maße gefährdet, insbesondere in den ozonreichen Frühjahrs- und

Sommermonaten (SMIDT et al. 1991); allerdings steht der pflanzenphysiologische Nachweis der hohen Empfindlichkeit von Altlärchen noch aus.

Die Zunahme der Ozon-Langzeitkonzentrationen mit der Seehöhe ist schon seit dem Anfang der 80er Jahre bekannt (FRICKE 1983; SMIDT 1983; REITER et al. 1987a und 1987b). Nach den Kriterien der ÖSTERREICHISCHEN AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN (1989) sind - vor allem hinsichtlich der 8Stunden- und der Vegetationszeit-Grenzkonzentrationen (60µg/m³) - empfindliche Pflanzenarten in den meisten Teilen Österreichs und speziell in höheren Lagen bis zur Waldgrenze nicht geschützt; auch die Grenzwerte der Schweizerischen Luftreinhalteverordnung (100µg/m³ für das 98-Perzentil der Halbstundenmittel und 120µg/m³ für das 1-Stundenmittel, das einmal pro Jahr überschritten werden darf) können in höheren Lagen nicht eingehalten werden (vgl. SMIDT et al. 1991). In Hinblick auf Baumarten der Hochlagen ist aber nach wie vor die Frage offen, inwieweit die Vegetation an natürliche Ozon-Hintergrundkonzentrationen genetisch angepaßt ist bzw. inwieweit ein zunehmender Trend der Langzeitkonzentrationen zu einer Schädigung der Hochlagenvegetation führen könnte.

Intermittierende Messungen von Januar bis August

Messungen der Induktionscharakteristika der Chlorophyllfluoreszenz und der lichtabhängigen CO₂-Fixierung wurden an drei Probebäumen (700m, 1000m und 1630m) unter aktuellen Bedingungen) im Rahmen eines umfangreichen Projektes durchgeführt, welches ein streßphysiologisches Konzept einer kausalanalytischen Waldschadensforschung zum Inhalt hatte (BOLHAR-NORDENKAMPF 1989). Die im Rahmen der streßphysiologischen Erhebungen gemessene Induktionskurve der Chlorophyllfluoreszenz erwies sich für eine Streßdetektion und -interpretation im photosynthetischen Apparat dann als geeignet, wenn gleichzeitig bestimmte natürliche und anthropogene Stressoren mit erhoben wurden.

Die Untersuchungen der Chlorophyllfluoreszenz an Koniferennadeln lassen eine Unterscheidung zwischen temporärem Kurzzeitstreß und temporärem Langzeitstreß bzw. permanenter Streßbelastung zu. Anhand der Bestimmung der photochemischen Kapazität durch Messungen der Chlorophyll-a-Fluoreszenz mittels eines Freilandmeßgerätes konnte nachgewiesen werden, daß mit der Seehöhe auch der permanente Streß zunimmt. Ebenso konnte an den höhergelegenen Standorten eine Zusatzbelastung durch Ozon nachgewiesen werden, wobei dieser additive

Stressor nur bei hohem Gesamtstreßniveau der Fichte Wirkung zeigen dürfte (BOLHAR-NORDENKAMPF & GÖTZL 1992).

2.5 Notwendiger Untersuchungsrahmen für eine Gefährdungsprognose

Bei der Beurteilung einer Gefährdung der Waldvegetation muß zwischen der höhenabhängigen und saisonalen Betrachtungsweise differenziert werden. Die Beeinflussung durch Schadfaktoren hängt aber in beiden Fällen von der geographischen Lage, der Baumartenzusammensetzung und vom Entwicklungsstadium ab.

Aus den bisherigen Untersuchungsergebnissen läßt sich ableiten, daß für eine umfassende Ursachenerforschung von Waldschäden zur Zeit eine breite Palette von Erhebungen notwendig ist, da die Beurteilung von biochemischen Parametern und physiologischen Ergebnissen zur Beschreibung der Streßbelastung auf die Kenntnis einer Vielzahl von natürlichen und anthropogenen Stressoren angewiesen ist, ohne die derzeit keine definitiven Aussagen über die Ursachen einer Streßbelastung gemacht werden können (Tabelle 3). Nur auf der Basis einer genauen Dokumentation des Untersuchungsgebietes und einer höhenabhängigen und saisonalen Auswertung der Meßdaten werden Aussagen über den physiologischen Zustand von Ökosystemen getroffen werden können, wobei die bisherigen Untersuchungen zeigten, daß die Beprobung für biochemische und physiologische Parameter Ende Februar und Anfang bis Mitte August erfolgen muß, für Nähr- und Schadstoffgehalte hingegen Ende September.

Die Erhebung des physiologischen Zustandes mittels „Kenngrößen“ ist nur auf der Basis der standörtlichen, luftchemischen und meteorologischen Daten sinnvoll. Soll dieses Erhebungsschema in Zukunft für die Praxis Anwendung finden, ist sowohl aus Kosten- wie auch aus Zeitgründen eine Reduzierung des Umfanges notwendig, trotzdem muß ein beträchtlicher Untersuchungsrahmen bestehen bleiben (Tabelle 3).

Tab.3: Notwendige Erhebungen und Analysen für eine umfassende Gefährdungsprognose des untersuchten Raumes in Hinblick auf eine kausalanalytische Frühdiagnose der Schadensentwicklung bei „neuartigen Waldschäden“

Erhebungen bzw. Messungen

Dokumentation des aktuellen Zustandes des Untersuchungsgebietes und Veränderungen über den Untersuchungszeitraum- Beschreibung des Untersuchungsgebietes

- Forstliche Ansprache
- Jahrringanalysen
- Bodenanalysen
- Bodenwassermessungen
- bodenbiologische und -enzymatische Erhebungen und Analysen
- Wurzelwachstum und Mykorrhizierung
- Nadelanatomische und histologische Untersuchungen
- forstpathologische Untersuchungen
- Pflanzenanalysen (Nährstoffe, Schadstoffe, biochemische Parameter)
- Biomonitoring von Schadstoffen in der Luft und im Boden
- Kartierung von Flechten und Moosen
- Wasserhaushaltsmessungen, Frosthärteprüfung
- Stoffflußmessungen
- Luftschadstoffanalysen und Depositionsanalysen (trockene, nasse und okkulte Deposition)
- meteorologische Messungen
- baumphysiologische Messungen (Chlorophyllfluoreszenz, Photosynthese, Transpiration, Wasserpotential)

Auswertung

- Erstellung einer Gefährdungsprognose unter Berücksichtigung der Disposition und der Beurteilung der Luft- und Nadelanalysendaten nach Grenzwerten unter Anwendung von Modellrechnungen
- Beschreibung des baumphysiologischen Zustandes und Erarbeitung von Kennwerten
- Interpretation der Schadstoffausbreitungsbedingungen

Zusammenfassung

Das Hauptziel des Projektes „Höhenprofil Zillertal“ war eine interdisziplinäre Untersuchung von immissionsökologischen Fragen im Zusammenhang mit „neuartigen“ Waldschäden. Im Rahmen des Projektes wurden u.a. zahlreiche Luftschadstoffe und Pflanzeninhaltsstoffe sowie pflanzenphysiologische Parameter zur Charakterisierung von natürlichem und anthropogenem Streß unter verschiedenen Bedingungen (Seehöhe, Tages- und Jahreszeit) gemessen.

Die mittleren Konzentrationen von SO_2 , NO_x , NH_3 , Kohlenwasserstoffe und partikulären Luftschadstoffen (NO_3 , NH_4 u.a.) waren am Talboden am höchsten und nahmen mit zunehmender Seehöhe ab. Demgegenüber nahmen die Ozonkonzentrationen deutlich bis zur Waldgrenze zu, wobei wirkungsbezogene Grenzkonzentrationen häufig überschritten wurden; sie stellen eine

zunehmende potentielle Gefährdung der empfindlichen Vegetation (insbesondere der Lärche) dar. Demgegenüber erwies sich die Fichte aufgrund von Langzeit-Freilandbegasungsversuchen mit Ozon als wenig empfindlich. Bei der Untersuchung des Zusammenhanges zwischen Wetterlagen und Ozonkonzentrationen ergaben sich relativ hohe Konzentrationen während Föhnsituationen oder Hochdruckwetterlagen. Die mittleren Ionenkonzentrationen in nassen Depositionen nahmen mit Ausnahme der H-Ionen mit zunehmender Seehöhe ab; weder die Quantitäten der H-Einträge (die mit zunehmender Seehöhe zunahmen) noch die der Schwefel- und Stickstoffeinträge (die im Mittel über das gesamte Profil etwa gleich hoch waren) sind im Untersuchungsgebiet als kritisch anzusehen.

Eine Abnahme mit der Seehöhe zeigten auch die Gehalte an Stickstoff, Magnesium, Schwefel, Blei und Cadmium; organische Verbindungen (z.B. Ascorbinsäure, Thiole, Peroxidasen, Pigmente) zeigten unterschiedliche bzw. inhaltsstoffspezifisch bedingte Höhengradienten. Zusammenhänge zwischen Pb- und Cd-Gehalten in Nadeln und im Boden konnten nicht gefunden werden. Die im Rahmen der streßphysiologischen Erhebungen gemessene Induktionskurve der Chlorophyllfluoreszenz erwies sich für eine Streßdetektion im photosynthetischen Apparat und für eine praxisorientierte Anwendung als geeignet, wenn für die Interpretation der Streßursache weitere Parameter erhoben werden.

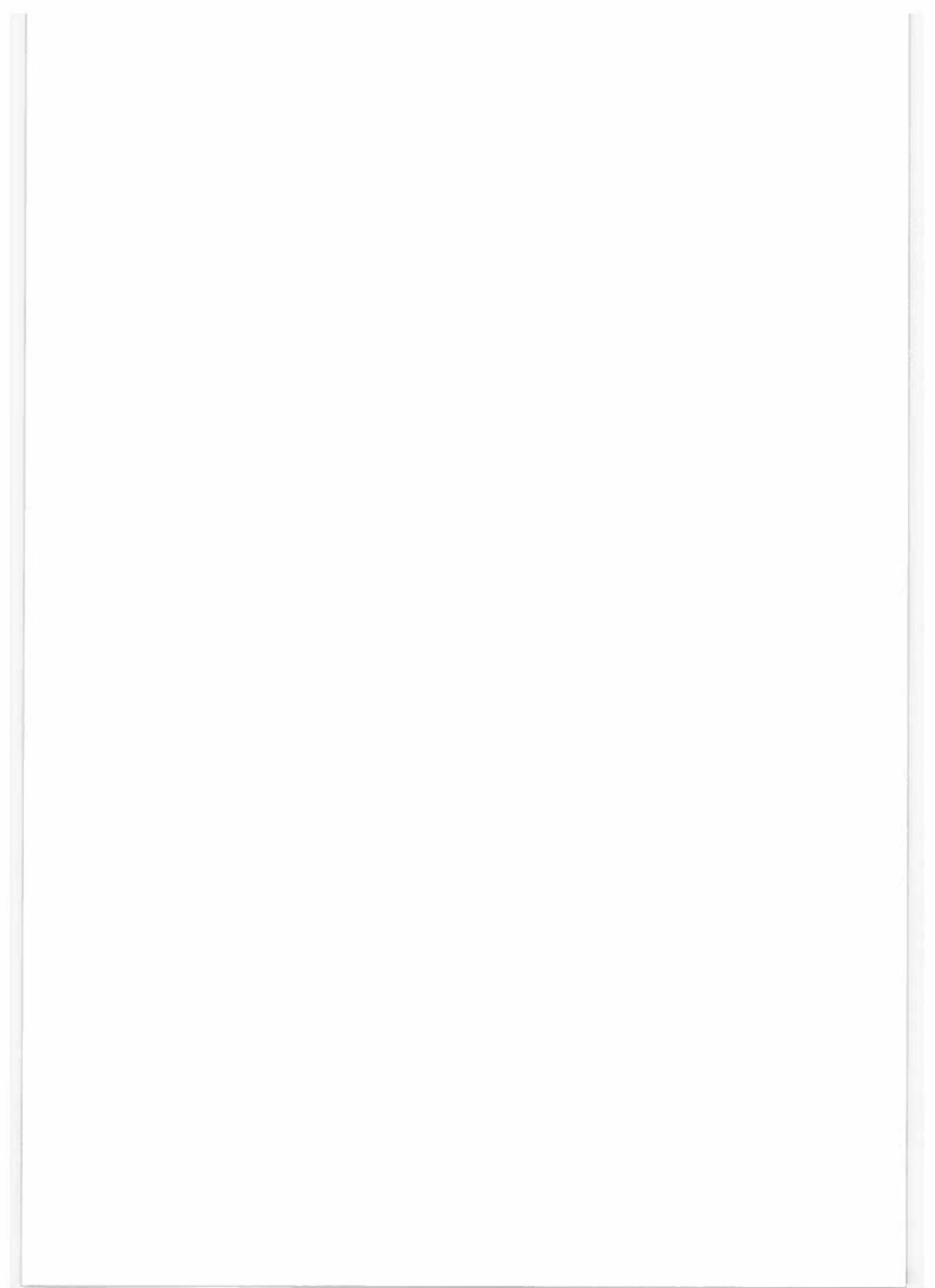
Die forstliche Relevanz der Ergebnisse ergibt sich u.a. aus Erkenntnissen über:

- Vertikalprofile verschiedener Parameter (Luftschadstoffe; meteorologische Parameter; Pflanzeninhaltsstoffe), Datenmaterial über Hintergrundbelastungen sowie und den daraus ableitbaren Pflanzenstreß,
- jahreszeitliche Variationen von Schadstoffkonzentrationen in der Luft und von Inhaltsstoffen in Pflanzenmaterial,
- Zusammenhänge von Luftschadstoffkonzentrationen und meteorologischen Meßgrößen,
- die Beurteilung von Luftschadstoffdaten anhand von wirkungsbezogenen Grenzwerten,
- Methoden, die für eine Frühdiagnose von Pflanzenstreß bzw. eine Gefährdungsprognose geeignet sind,
- notwendige Messungen und Erhebungen, welche für die Feststellung der Ursachen der „neuartigen“ Waldschäden vorzunehmen sind.

LITERATUR

- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1991. Auswirkungen des Straßenverkehrs auf die Umwelt, Teilbericht Luft - Vegetation - Boden, Bericht an den Tiroler Landtag.
- BAIG M.N. & TRANQUILLINI W. 1980. The effects of wind and temperature on cuticular transpiration of *Picea abies* und *Pinus cembra* and their significance in desiccation damage at the alpine treeline.- *Oecologia* 47, 252-256.
- BERMADINGER E., GRILL D. & GUTTENBERGER H. 1989. Thiole, Ascorbinsäure, Pigmente und Epikutikularwachse in Fichtennadeln aus dem „Höhenprofil Zillertal“.- *Phyton* 29 (3) 163-186.
- BERMADINGER E. & GRILL D. 1991. Physiology of young Norway spruce.- *Environ. Pollut.* 3/4, 331-343.
- BERMADINGER-STABENTHEINER E. & GRILL D. 1992. Pflanzenphysiologische Untersuchungen am Höhenprofil Zillertal.- FBVA-Berichte, dieser Band.
- BLANK L.W. & LÜTZ C. (eds.) 1990. Tree exposure experiment in closed chambers.- *Environmental Pollution* (3/4), 395 Seiten.
- BOLHAR-NORDENKAMPF H.R. (ed.) 1989. Streßphysiologische Ökosystemforschung Höhenprofil Zillertal.- *Phyton* 29 (3), 302 Seiten.
- BOLHAR-NORDENKAMPF H.R. & LECHNER E.G. 1989. Saisonale und streßbedingte Modifikationen der photosynthetischen Kapazität von Fichten im Höhenprofil „Zillertal“.- *Phyton* 29 (3), 207-227.
- BOLHAR-NORDENKAMPF H.R. & GÖTZL M. 1992. Chlorophyllfluoreszenzmessungen mit dem Plant Stress Meter zur Bestimmung der Streßbelastung bei Fichte.- FBVA-Berichte, dieser Band.
- DAVIS D.D. & WILHOUR R.G. 1976. Susceptibility of woody plants to SO₂ and photochemical oxidants.- *Ecological Research Series, EPA-600/3-76-102*.
- DONAUBAUER E. 1980. Über Pilzkrankheiten in Hochlagenaufforstungen.- *Mitt. Forstl. Bundesvers.Anst.* 129, 51-62.
- FRICKE W. 1983. Großräumige Verteilung und Transport von Ozon und Vorläufern.- *VDI-Berichte* 500, 55-62.
- GABLER K. 1990. Verhalten von Ozon in Alpentälern.- *Gesellsch. Österr. Chemiker, Symposium Ozon, Tagungsband* 149-167.
- GLATTES F. 1989. Nähr- und Schadstoffgehalte von Nadelproben aus dem Höhenprofil „Zillertal“.- *Phyton* 29 (39), 103-110.
- GREGORI M. & PUXBAUM H. 1992: Forschungsprojekt trockene Deposition Zillertal. Teil B: trockene Deposition.- *Technische Universität Wien, Institut für Analytische Chemie, Bericht* 1/92.
- GRILL D. & HÄRTEL O. 1973. Abgassymptome in 1000m Seehöhe?- *Wetter und Leben* 25, 91-95.
- GROSSMANN W.D. 1987. Systemprojekt Lehrforst Rosalia: Untersuchungen zum Problem der neuartigen Waldschäden.- *Forschungsbericht*, 214 Seiten.
- HERMAN F. 1991. Luftschadstoffe in höheren Lagen - das Projekt „Höhenprofil Zillertal“.- *Förderungsdienst* 9, 39. Jg., 254-257.
- HERMAN F. 1992. Nähr- und Schadstoffgehalte der Nadelproben des Höhenprofil Zillertal.- *FBVA-Berichte* (dieser Band).

- HOFMANN P. 1992. Immissionsbezogene Flechtenkartierung im Zillertal.- FBVA-Berichte (dieser Band).
- KRUPA S.V. & ARNDT U. (Hrsg.) 1990. The Hohenheim Long-Term Experiment.- Environ. Pollut 3/4, 478 Seiten.
- LARCHER W. 1985. Winter stress in high mountains. In: TURNER H. & TRANQUILLINI (eds.), Establishment and tending of subalpine forest: research and management. Eidgen. Anst. Forstl. Versuchsw. Ber. 270, 11-19.
- MUTSCH 1989. Überblick zur Schwermetallsituation österreichischer Waldböden.- FBVA-Bericht Nr. 49, 39-48.
- ÖSTERREICHISCHE AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN 1989. Photooxidantien in der Atmosphäre, Luftqualitätskriterium Ozon.
- PUCHINGER L. & STACHELBERGER H. 1989. Standortabhängigkeit der Lipiddynamik von Fichtennadeln. *Phyton* 29 (3) 229-232.
- PUXBAUM H., GABLER K., SMIDT S. & GLATTES F. 1990. A one year record of ozone profiles in an Alpine valley.- Atmos. Environ. Vol. 25A, (9), 1759-1765.
- REHFUESS K.E. & BOSCH C. 1986. Experimentelle Untersuchungen zur Erkrankung der Fichte (*Picea abies* [L.] Karst.) auf sauren Böden der Hochlagen - Arbeitshypothese und Versuchsplan.- Forstwiss. CBL 105, 201-206.
- REITER R., SLADKOVIC R. & KANTER H.J. 1987a. Concentrations of trace gases in the lower troposphere, simultaneously recorded at neighbouring mountain stations.- Meteorol. Atmos. Phys. 37, 27-47.
- REITER R., SLADKOVIC R. & KANTER H.J. 1987b. Concentration of trace gases in the lower troposphere, simultaneously recorded at neighboring mountain stations at 740 and 1780m a.s.l. as a function of time and meteorological parameters. Part III: SO₂, NO₂ and NO_x.- Meteorology and Atmospheric Physics 17, 114-128.
- REITER R. 1990. The ozone trend in the layer of 2 to 3km a.s.l. since 1978 and the typical time variations of the ozone profile between ground and 3km a.s.l.- Meteorol. Phys. 42, 91-104.
- SMIDT S. 1983. Über das Auftreten von Ozon und Stickstoffoxiden in Waldgebieten Österreichs.- Eur. J. For. Pathol. 13, 133-141.
- SMIDT S. 1989a. Luftschadstoffmessungen am Höhenprofil „Zillertal“.- *Phyton* 29 (3), 69-84.
- SMIDT S. 1989b. Messungen der nassen Freilanddeposition am Höhenprofil „Zillertal“.- *Phyton* 29 (3), 85-96.
- SMIDT S. 1991: Messungen nasser Freilanddeposition der Forstlichen Bundesversuchsanstalt.- FBVA-Berichte Nr. 50.
- SMIDT S., GABLER K. & HALBWACHS G. 1991. Beurteilung österreichischer Ozonmeßdaten in Hinblick auf wirkungsbezogene Grenzwerte.- Staub Reinh. Luft 51, 43-49.
- SMIDT S. 1992. Messung nasser Depositionen am Höhenprofil Zillertal.- FBVA-Berichte, dieser Band.
- STEFAN K. 1974. Die Frage der SO₂-Belastung in Wäldern verschiedener Höhenlagen.- D. Int. Tagg. Marianske Lazne 15. - 18. 10. 1974, 97-106.
- STÖHR D. 1988. Winterliche Schadstoffdeposition in einem inneralpinen Tal.- Diss. Univ. f. Bodenkultur.
- TRANQUILLINI W. 1964: The physiology of plants at high altitudes. Annual Review of Plant Physiology 15, 345-362.
- TRANQUILLINI W. 1969: Photosynthese und Transpiration einiger Holzarten bei verschieden starkem Wind.- CBL ges. Forstwes. 86 (1), 35-48.
- TRANQUILLINI W. 1979: Physiological ecology of the Alpine timberline. Ecological Studies 31, 137pp., Springer Verlag Berlin - Heidelberg - New York.
- TURNER H. & TRANQUILLINI W. 1961: Die Strahlungsverhältnisse und ihr Einfluß auf die Photosynthese der Pflanzen.- Mitteilungen Forstl. Bundesvers. Anst. 59.
- UN ECE - Critical Loads Workshop. 19.-24. 3. 1988. Skokloster (Schweden). Critical Loads for sulphur and nitrogen. 31S.
- VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE 1989. Richtlinie 2310, Blatt 6.
- WIESER G. & HAVRANEK W.M. 1990. The influence of different O₃ concentrations on the gas-exchange of Norway spruce in the field.- Proceed. Int. Kongr. Waldschadensforschung, Friedrichshafen, Okt. 2-6, 1989 (Tagungsband, im Druck).
- WIESER G. & HAVRANEK W.M. 1992. Die Ozonaufnahme in der Sonnen- und Schattenkrone von Fichten.- FBVA-Berichte (dieser Band).



Anhang

Arbeiten über Untersuchungen im Zillertal

- ALBERT R. 1989. Mineralstoff- und Ionenhaushalt von Fichten entlang eines Höhenprofils im Zillertal.- *Phyton (Austria)* 29 (3, Sonderband „Zillertal“), 111-132.
- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1986. Zustand der Tiroler Wälder, Bericht an den Tiroler Landtag für das Jahr 1985.
- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1987. Zustand der Tiroler Wälder, Bericht an den Tiroler Landtag für das Jahr 1986.
- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1988. Zustand der Tiroler Wälder, Bericht an den Tiroler Landtag für das Jahr 1987.
- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1989. Zustand der Tiroler Wälder, Bericht an den Tiroler Landtag für das Jahr 1988.
- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1990. Zustand der Tiroler Wälder, Bericht an den Tiroler Landtag für das Jahr 1989.
- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1991: Auswirkungen des Straßenverkehrs auf die Umwelt. Teilbericht Luft - Vegetation - Boden. Bericht an den Tiroler Landtag.
- BERMADINGER E., GRILL D. & GUTTENBERGER H. 1989. Thiole, Ascorbinsäure, Pigmente und Epikutikularwachs in Fichtennadeln aus dem Höhenprofil „Zillertal“.- *Phyton (Austria)* 29 (3, Sonderband „Zillertal“), 163-186.
- BERMADINGER-STABENTHEINER E., GRILL D. & KERN T. 1991. Physiologisch-biochemische Streßindikation an Fichten aus verschiedenen Höhenlagen.- *VDI-Berichte* Nr. 901, 391-406.
- BOLHAR-NORDENKAMPF H.R., LECHNER E.G. & POSTL W. 1988. Perspektiven der Photosyntheseforschung zur Kausalität der neuartigen Waldschäden.- Forschungsinitiative gegen das Waldsterben, Symposium 27./28.10.1988, Univ. f. Bodenkultur, Tagungsband, 151-165.
- BOLHAR-NORDENKAMPF H.R. 1989. Streßphysiologisches Konzept einer kausalanalytischen Waldschadensforschung.- *Phyton (Austria)* 29 (3, Sonderband „Zillertal“), 11-14.
- BOLHAR-NORDENKAMPF H.R. & LECHNER E.G. 1989. Saisonale und streßbedingte Modifikationen der photosynthetischen Kapazität von Fichten im Höhenprofil „Zillertal“. B. Lichtabhängige CO₂-Fixierung.- *Phyton (Austria)* 29 (3, Sonderband „Zillertal“), 207-228.
- BOLHAR-NORDENKAMPF H.R. & LECHNER E.G. 1989. Synopse streßbedingter Modifikationen der Anatomie und Physiologie von Nadeln als Frühdiagnose einer Disposition zur Schadensentwicklung bei Fichte.- *Phyton (Austria)* 29 (3, Sonderband „Zillertal“), 255-302.
- BOLHAR-NORDENKAMPF H.R., LONG S.P., LECHNER E.G. 1989. Die Bestimmung der Photosynthesekapazität über die Chlorophyllfluoreszenz als Maß für die Streßbelastung von Bäumen.- *Phyton* 29 (1), 119-135.
- DONAUBAUER E. 1971. Über ein Triebsterben in Hochlagenaufforstungen. *Centralbl. f. d. Ges. Forstwes.* 88. Jahrgang 2, 65-72.
- DONAUBAUER E. 1980. Über Pilzkrankheiten in Hochlagenaufforstungen. *Mitt. Forstl. Bundesvers.Anst.* 129, 51-62.
- DONAUBAUER E. 1983. Experiences with *Scleroderris canker* on *Pinus cembra* L. in afforestations of high altitude. *Symp. über das Kiefernsterben, Scleroderris lagerbergii* Gr., Syracuse, N.Y., 17. - 24. 6. 1983.
- DRAXLER G. & RUPPERT W. 1989. Anatomische Studien an geschädigten Fichtennadeln aus dem Höhenprofil „Zillertal“.- *Phyton (Austria)* 29 (3, Sonderband „Zillertal“), 133-146.
- FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT 1989. Höhenprofil Zillertal.- 6. Poster Wissenschaftsmesse, Austriacenter 18.-22.6.1989.
- GABLER K., SMIDT S. & PUXBAUM H. 1990. Ozone profiles in Alpine valleys. Summary Euroanalysis VII (Tagungsband).
- GABLER K., SMIDT S. & PUXBAUM H. 1990. Ozone profiles in Alpine valleys.- Euroanalysis VII, Poster.
- GABLER K. 1990. Verhalten von Ozon in Alpentälern.- Vortrag, Gesellschaft Österreichischer Chemiker, 13.11. 1990 (Tagungsband, S. 149 - 167).
- GLATTES F. 1985. Schwermetall- und Ozongehalte in Waldökosystemen. Beiträge zur Umweltgestaltung, Alpine Umweltprobleme, 77-87. Erich Schmidt Verlag.
- GLATTES F. 1985. Schwermetall- und Ozongehalte in Waldökosystemen.- *Allg. Forstztg.*, 96. Jg., Folge 10, 268-270.
- GLATTES F., SMIDT S., DRESCHER A., MAJER C. & MUTSCH F. 1985. Untersuchung einiger Parameter zur Ursachenfindung von Waldschäden am Beispiel eines Höhenprofils im Zillertal/Tirol, erste Ergebnisse.- *FBVA-Berichte* Nr. 9.
- GLATTES F. & SMIDT S. 1987. Höhenprofil Zillertal, Ergebnisse 1985.- *FBVA-Berichte* Nr. 20.
- GLATTES F. 1988. Ein Beitrag zur Waldschadensforschung in Tirol - Das Höhenprofil Zillertal.- *Tiroler Forstdienst*, 31. Jg., Nr.1, 9-10.
- GLATTES F. & SMIDT S. 1988. Immissionsökologische Untersuchungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt. Projekt Zillertal/Tirol (Austria).- Poster Intern. Symposium „Verteilung und Wirkung von Photooxidantien im Alpenraum“, Garmisch Partenkirchen 11.-15.4.1988.
- GLATTES F. & SMIDT S. 1988. Immissionsökologische Untersuchungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt. Projekt Zillertal/Tirol (Austria).- Poster-Langfassung (Intern. Symposium „Verteilung und Wirkung von Photooxidantien im Alpenraum“ in Garmisch Partenkirchen, 11.-15.4.1988; Tagungsband, 558-566.

- GLATTES F., BOLHAR-NORDENKAMPF H.R., GABLER K., LEITNER J., MAJER C., PLATTNER J. & ZWERTGER P. 1989. Die Biotope der Probestämme im Höhenprofil „Zillertal“. - *Phyton (Austria)* 29 (3, Sonderband „Zillertal“), 15-38.
- GLATTES F. 1989. Nähr- und Schadstoffgehalte von Nadelproben aus dem Höhenprofil „Zillertal“. - *Phyton (Austria)* 29 (3, Sonderband „Zillertal“), 103-110.
- GLATZEL G., KATZENSTEINER K., KAZDA M., KÜHNERT M., MARKART G., STÖHR D. 1988. Eintrag atmosphärischer Spurenstoffe in österreichische Wälder; Ergebnisse aus vier Jahren Depositionsmessung.- Forschungsinitiative gegen das Waldsterben.- Symposium 27./28.10.1988, Univ. f. Bodenkultur, Tagungsband, 60-72.
- GÖBL F. 1965. Mykorrhizauntersuchungen in einem subalpinen Fichtenwald.- *Mitt. Forstl. Bundesvers.Anst.* 66, 173-195.
- GÖBL F. 1989. Mykorrhiza- und Feinwurzelausbildung von Probestämmen des Höhenprofils „Zillertal“. - *Phyton (Austria)* 29 (3, Sonderband „Zillertal“), 97-102.
- GREGORI M. & PUXBAUM H. 1991. Forschungsprojekt Trockene Deposition Zillertal. Teil A: Meßergebnisse. Bericht 1/91 Institut für Analytische Chemie, Technische Universität Wien.
- GREGORI M. 1992. Höhenabhängigkeit der trockenen Deposition von Stickstoff- und Schwefelverbindungen sowie Ozon in einem Alpental.- Dissertation Technische Universität Wien.
- GREGORI M. & PUXBAUM H. 1992: Forschungsprojekt trockene Deposition Zillertal. Teil B: Trockene Deposition.- Technische Universität Wien, Institut für Analytische Chemie, Bericht 1/92.
- HAVRANEK W. M. & WIESER G. 1989. Zum Wasserhaushalt dreier Probestämme (*Picea abies*) im Höhenprofil „Zillertal“. - *Phyton (Austria)* 29 (3, Sonderband „Zillertal“), 229-232.
- HAVRANEK W.M. & WIESER G. 1990. Research design to measure ozone uptake and its effects on gas exchange of spruce in the field.- In: PAYER H.P., PFIRRMANN T. & MHOHY P. (eds.): Environmental research with plants in closed chambers. *Air Pollution Res. Rept.* 26, 148-152.
- HAVRANEK W. M. 1991. Auswirkungen von Ozon auf den Gaswechsel von Fichten - Ergebnisse von Ozonbegasungen im Freiland. FIW-Forschungsberichte 1991/2 (FIW-Seminare „Blaue Serie“), 4-10.
- HAVRANEK W. M. & WIESER G. 1992. Wirkung verschiedener Ozonkonzentrationen bei Fichten.- *Österr. Forstztg.* 5/92, 20.
- HERMAN F. & SMIDT S. 1991. Altitude Profile Zillertal. Ecosystem Research of the Federal Forest Station.- First European Symposium on Terrestrial Ecosystems: Forests and Woodlands. Workshop II „Forest Response to Acid/Nitrogen and Heavy Metals Deposition and Implication in Ecosystem Functioning and Management“. Florenz 20-24. 5. 1991 (Working Paper).
- HERMAN F. 1991: Luftschadstoffe in höheren Lagen - das Projekt „Höhenprofil Zillertal“. - Förderungsdienst 9/1991, 39. Jg., 254-257.
- HERMAN F. & SMIDT S. 1992. Ecosystem research at different elevations in an Alpine valley.- Chemistry for the Protection of the Environment, May 10-14 1992 Budapest, Summary, Proceedings, im Druck.
- KAISER A. 1989. Die vertikale Temperaturstruktur der Atmosphäre im Zillertal.- *Phyton (Austria)* 29 (3, Sonderband „Zillertal“), 49-62.
- KAISER A. 1989. Ozon in einem Alpental.- Poster Wissenschaftsmesse Austrocenter, 18.-22.6.1989.
- KÖNIG G. & PUXBAUM H. 1991: Höhenprofil Zillertal - Ozonpräkursoren, Kohlenwasserstoffe. Bericht 18/91, Institut für Analytische Chemie, Technische Universität Wien.
- KOLB H. & BOGNER M. 1988. Ozonbelastung an den FIW-Stützpunkten - eine Betrachtung im synoptischen Scale.- Forschungsinitiative gegen das Waldsterben.- Symposium 27./28.10.1988, Univ. f. Bodenkultur, Tagungsband 73-86.
- KREHAN H. 1990. Fichtennadelpilz *Chrysomyxa rhododendri* (DC.) de Bari.- *Forstschutz Aktuell* 1/1990.
- KREHAN H. 1990. Fichtennadeirostpilz *Chrysomyxa rhododendri* (DC.) de Bari, Streifenaxation Zillertal/Tirol - Verbreitung in Österreich.- *Forstschutz Aktuell* 12/1990.
- KREHAN H. 1991. *Chrysomyxa* Fichtennadelrost im Zillertal.- *Forstschutz Aktuell* 12/1991.
- LECHNER E. & BOLHAR-NORDENKAMPF H.R. 1989. Fallstudie „Höhenprofil Zillertal“, Chlorophyllfluoreszenz- und CO₂-Gasstoffwechselformen zur Detektion von saisonalen Modifikationen der photosynthetischen Kapazität bei *Picea abies*.- Int. Kongr. Waldschadensforschung, Friedrichshafen, Posterkurzfassungen Bd. 1, S. 210.
- LECHNER E.G. & BOLHAR-NORDENKAMPF H.R. 1989. Saisonale und stressbedingte Modifikationen der photosynthetischen Kapazität von Fichten im Höhenprofil „Zillertal“. A. Induktionscharakteristika der Chlorophyllfluoreszenz.- *Phyton (Austria)* 29 (3, Sonderband „Zillertal“), 187-206.
- LINHART R. 1988. Immissionsökologische Untersuchungen der FBVA am Höhenprofil Zillertal.- *Österr. Forstztg.* 10/1987, 45.
- LINHART R. 1988. „Höhenprofil Zillertal“: Frühes Erkennen von Baumschäden.- *Die Presse*, 16./17. 4. 1988.
- MAJER C. 1989. Bodenkundliche Untersuchungen an drei ausgewählten Meßpunkten des Höhenprofils „Zillertal“. - *Phyton (Austria)* 29 (3, Sonderband „Zillertal“), 39-48.
- MANDLER B. 1989. Jahresdynamik von Fichtennadeln im Höhenprofil Zillertal - histochemische Untersuchung von Lipiden.- Diplomarbeit Techn. Univ. Wien, 83 S.
- MONITOR LABS 1988. Was sagt uns der Wald im Gebirge? Luftanalyse im Höhenprofil am Schwendberg im Zillertal.- *Monitor Labs Aktiv*, Juni 1988.
- NEUWINGER J. 1967. Zum Nährstoffgehalt in Vegetationseinheiten der subalpinen Entwaldungszone.- *Mitt. Forstl. Bundesvers. Anst.* 75.
- N.N. 1985. Bäumen wird jetzt „Fieber“ gemessen. Im Zillertal entsteht das erste Waldlabor Österreichs. *IBF-Spektrum*, 1. 9. 1985.
- PUCHINGER L. & STACHELBERGER H. 1989. Standortabhängigkeit der Lipiddynamik von Fichtennadeln.- *Phyton (Austria)* 29 (3, Sonderband „Zillertal“), 233-254.

- PUCHINGER L. & STACHELBERGER H. 1991. Erkennung von Waldschäden am Muster der Nadellipide.- FIW Forschungsberichte 1991/2 („Blaue Serie“) 71-77.
- PUXBAUM H., GABLER K. & SMIDT S. 1989. A one year record of ozone profiles in an Alpine valley.- Abstracts Internat. Conference on the Generation of Oxidants on Regional and Global Scales, Tagungsband Norwich, 3. - 7.7.1989.
- PUXBAUM H., GABLER K., SMIDT S. & GLATTES F. 1990. A one year record of ozone profiles in an Alpine valley.- Atmospheric Environment 25A, Nr. 9, 1759-1765.
- RUHM F. 1989. Das Höhenprofil Zillertal.- Österr. Forstztg. 10/1989, 37.
- RUHM F. 1990. Ergebnisse 1989: Interdisziplinäre Projekte.- Österr. Forstztg. 1/1990, 52.
- SCARDELLI U. 1991. Pflanzenphysiologische Kriterien zur Beurteilung der Streßbelastung der Fichte.- FIW Forschungsberichte 1991/2 („Blaue Serie“), 52-70
- SCHIECHTL H.M. 1968. Auswirkungen der Ast- und Bodenstreunutzung in Fichtenwäldern des Zillertales.- Bericht der Int. Pfl.-Soc. Ostalp. Dinar. Arge., Tagung 1968 (unveröff. Manuskript).
- SCHIECHTL H.M. & NEUWINGER J. 1980. Regeneration von Vegetation und Boden in einem zentralalpinen Hochlagen-Aufforstungsgebiet.- Mitt. Forstl. Bundesvers.Anst. 129, 63-80.
- SCHMUTZENHOFER H. 1989. Forstentomologische Untersuchungen der Fauna von Fichtenkronen im Höhenprofil „Zillertal“.- Phytion (Austria) 29 (3, Sonderband „Zillertal“), 63-68.
- SMIDT S. 1985. Schadstoffeintrag durch nasse Deposition in verschiedenen Höhenlagen.- In: FÜHRER (Hrsg.): Forschungsinitiative gegen das Waldsterben, Bericht 1985, 120-129.
- SMIDT S. 1986. Bulk-Messungen an drei Höhenprofilen.- Schriftenreihe Luftgüteuntersuchung (Amt der Salzburger Landesregierung, Abt. 16), Band 12: „Workshop „Saure Depositionen“, Salzburg 16.-17.9. 1985, 195-214.
- SMIDT S. 1986. Depositionsmessungen in verschiedenen Höhenlagen.- Beiträge zur Umweltgestaltung, Heft A 98: Alpine Umweltprobleme, Facharbeitstagung Achenkirch „Der Wald als Lebensraum“, S. 88-97, Erich Schmidt Verlag.
- SMIDT S. 1986. Niederschlagsmessungen in Tirol.- Tiroler Forstdienst, 29, 3, 9-10.
- SMIDT S. 1986. Bulk-Niederschlagsmessungen in Waldgebieten Österreichs, Ergebnisse 1984 und 1985. - Allg. Forstztg., 97. Jg., 236. Folge, 339-341.
- SMIDT S. 1986. Bulkmessungen in Waldgebieten Österreichs.- FBVA-Berichte Nr. 13.
- SMIDT S., GLATTES F. & LEITNER J. 1988. Höhenprofil Zillertal - Meßbericht 1986 (Luftschadstoffmessungen, meteorologische Daten, Niederschlagsanalysen).- FBVA-Berichte Nr. 26.
- SMIDT S. 1988. Messungen der nassen Deposition in Österreich.- FBVA-Berichte Nr. 27.
- SMIDT S., GLATTES F. & LEITNER J. 1988. Höhenprofil Zillertal - Meßbericht 1987 (Luftschadstoffmessungen, meteorologische Daten, Niederschlagsanalysen).- FBVA-Berichte Nr. 32.
- SMIDT S. 1988. Luftschadstoffmonitoring in österreichischen Waldgebieten.- Forschungsinitiative gegen das Waldsterben, Symposium 27./28.10.1988, Univ. f. Bodenkultur, Tagungsband 39-59.
- SMIDT S. & GLATTES F. 1988. Höhenprofil Zillertal - Ein wichtiger Beitrag zur Frühdiagnose von Waldschäden.- Österr. Forstztg. 8/1988, 53-55.
- SMIDT S. & F. GLATTES 1988. Immissionsökologische Untersuchungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt: Projekt Höhenprofil Zillertal.- Poster, Forschungsinitiative gegen das Waldsterben, Symposium 27./28.10.1988, Univ. f. Bodenkultur, Tagungsband, 301-302.
- SMIDT S. 1989. Luftschadstoffmessungen am Höhenprofil „Zillertal“.- Phytion (Austria) 29 (3, Sonderband „Zillertal“), 69-84.
- SMIDT S. 1989. Messungen der nassen Freilanddeposition am Höhenprofil „Zillertal“.- Phytion (Austria) 29 (3, Sonderband „Zillertal“), 85-96.
- SMIDT S. 1990: Alpentastudie „Höhenprofil Zillertal“. Symposium „Bodennahes Ozon“, Ges. Österr. Chemiker, 12.-13.11.1990, Tagungsband, 128-148.
- SMIDT S., PUXBAUM H. & GABLER K. 1990. Zur zeitlichen und vertikalen Zunahme der Ozonkonzentrationen.- Österreichische Forstzeitung Informationsdienst, 247. Folge, 58-60.
- SMIDT S., GABLER K. & PUXBAUM H. 1990. Über die zeitliche und vertikale Ozonzunahme.- Forstschutz Aktuell Nr.4 (Juni 1990) und Salzburger Berg- und Naturwacht, 12. Jg., Heft 4, 17-18.
- SMIDT S., HERMAN F. & LEITNER J. 1990. Höhenprofil Zillertal - Meßbericht 1988 (Luftschadstoffmessungen, meteorologische Daten, Niederschlagsanalysen).- FBVA-Berichte Nr. 44.
- SMIDT S. 1991. Beurteilung von Ozonmeßdaten aus Oberösterreich und Tirol nach verschiedenen Luftqualitätskriterien.- FBVA-Berichte Nr. 47.
- SMIDT S. 1991. Immissionsmessung nasse Depositionen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt.- FBVA-Berichte Nr. 50.
- SMIDT S., GABLER K. & HALBWACHS G. 1991. Auswertung von österreichischen Ozonmeßdaten nach VDI 2310.- Staub Reinhaltung der Luft 51, 43-49.
- SMIDT S., F. HERMAN: Projekt „Höhenprofil Zillertal/Tirol“.- Proceedings zum 2. Statusseminar der PBWU zum Forschungsschwerpunkt „Waldschäden“, 4.-6. 2. 1991 Neuherrberg, 265-281.
- SMIDT S. & HERMAN F. 1991. Die Eignung alpiner Höhenprofile für die Untersuchung organischer Komponenten in der Luft und in Pflanzenmaterial.- Poster, präsentiert am Workshop „Ökotoxikologie organischer Chemikalien in terrestrischen Systemen“, 7. und 8. 10. 1991 in Schmallenberg (BRD).
- SMIDT S. & LINHART R. 1991. Bildet Ozon eine ernste Gefahr - vor allem für Lärchen?- Die Presse 11./12.5.1991, Spektrum, S. 13.
- SMIDT S. & F. HERMAN 1992. Ecosystem studies at different elevations in an Alpine valley.- Phytion, im Druck.
- STEFAN K. 1983. Schadstoffbelastung von Schnee - Ergebnisse der bundesweiten Stichprobenuntersuchungen 1983.- Forstliche BVA, interner Bericht.
- STOKMAR C. 1991. Chloroplastenisolierung aus Proben im Höhenprofil Zillertal (Arbeitstitel). Dissertation TU Wien (in Vorbereitung).

- STÖHR D. 1987. Schadstoffbelastung durch Reifdeposition entlang eines Höhenprofils im Zillertal.- Bericht über das Workshop der Forschungsinitiative gegen das Waldsterben, 5. und 6.3.1987 an der Univ. f. Bodenkultur.
- STÖHR D. & GLATZEL G. 1987. Inorganic trace constituents of hoarfrost and freshly fallen snow in an inneralpine valley in Austria.- Water, Air, and Soil Pollution.
- STÖHR D. & GLATZEL G. 1987. Anorganic constituents of hoarfrost and freshly fallen snow in an inneralpine valley in Austria. In: GLATZEL G., M. KAZDA, K. KATZENSTEINER, M. KÜHNERT, G. MARKART 1987. Schadstoffdeposition in österreichischen Waldökosystemen.- Zwischenbericht über das Arbeitsjahr 1986.- Forschungsinitiative gegen das Waldsterben.
- STÖHR D. 1988. Winterliche Schadstoffdeposition in einem inneralpinen Tal - am Beispiel des Zillertales.- Dissertation Universität f. Bodenkultur Wien.
- WANDALLER C. 1989: Jahresdynamik von Fichtennadeln im Höhenprofil Zillertal - histochemische Untersuchungen von Stärke und Gerbstoffen. Diplomarbeit Techn. Univ. Wien, 81 S.
- WERNER R. 1990. Wetterlagen und Ozon eines alpinen Hangprofils.- 21. Int. Tagg. f. Alpine Meteorologie, Engelberg / Schweiz, 17.-21.9.1990; Tagungsband 279-283.
- WIESER G. & HAVRANEK W.M. 1990. The influence of different O₃ concentrations on the gas-exchange of Norway spruce in the field.- Proceed. Int. Kongr. Waldschadensforschung, Friedrichshafen, Okt. 2-6, 1989 (Tagungsband, im Druck).
- WIESER G., WEIH M. & HAVRANEK W.M. 1991. Ozone fumigation in the sun crown of Norway spruce.- GSF-Tagung Passau, 13.-15. November 1990. Proceedings GSF-Bericht/ 24-91, 567-573.
- ZELLNIG H. & GAILHOFER M. 1989. Feinstruktur der Chloroplasten von *Picea abies* verschiedener Standorte im Höhenprofil „Zillertal“.- Phytion (Austria) 29 (3, Sonderband „Zillertal“), 147-162.

FBVA-Berichte

Schriftenreihe der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien

- | | | | |
|------|----|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------|
| 1991 | 47 | Smidt, Stefan: Beurteilung von Ozonmessdaten aus Oberösterreich und Tirol nach verschiedenen Luftqualitätskriterien.
Preis ÖS 90.— | 87 S. |
| 1991 | 48 | Englisch, Michael; Kilian, Walter; Mutsch, Franz: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur. Erste Ergebnisse.
Preis ÖS 80.— | 75 S. |
| 1991 | 49 | Österreichisches Waldschaden-Beobachtungssystem.
Ziele, Methoden und erste Ergebnisse.
Preis ÖS 130.— | 128 S. |
| 1991 | 50 | Smidt, Stefan: Messungen nasser Freilanddepositionen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt.
Preis ÖS 90.— | 90 S. |
| 1991 | 51 | Holzschuh, Carolus: Neue Bockkäfer aus Europa und Asien.
Preis ÖS 200.— | 75 S. |
| 1991 | 52 | Fürst, Alfred: Der forstliche Teil der Umgebungsüberwachung des kalorischen Kraftwerkes Dürnrohr. Ergebnisse von 1981 bis 1990.
Preis ÖS 45.—
42 S. | |
| 1991 | 53 | Jeglitsch, Friedrich: Wildbachereignisse in Österreich 1977-1979.
Preis ÖS 80.— | 80 S. |
| 1991 | 54 | Jeglitsch, Friedrich: Wildbachereignisse in Österreich 1980-1982.
Preis ÖS 80.— | 78 S. |
| 1991 | 55 | Wiesinger, Rudolf; Rys, Johannes: Waldzustandsinventur: Untersuchung der Zuwachsverhältnisse an Wald- und Bestandesrändern.
Preis ÖS 60.— | 60 S. |
| 1991 | 56 | Rachoy, Werner; Exner, Robert: Erhaltung und Verjüngung von Hochlagenbeständen.
Preis ÖS 95.— | 93 S. |
| 1991 | 57 | Smidt, Stefan; Herman, Friedl; Leitner, Johann: Höhenprofil Zillertal. Meßbericht 1989/90.
Preis ÖS 30.— | 28 S. |
| 1991 | 58 | Stagl, Wolfgang; Hacker, Robert: Weiden als Prosshölzer zur Äsungsverbesserung.
Preis ÖS 60.— | 56 S. |
| 1991 | 59 | Holzer, Kurt; Ohene-Coffie, F.; Schultze, Ulrich: Vegetative Vermehrung von Fichte für Hochlagenaufforstungen. Physiologische und phänologische Probleme der Anpassung.
Preis ÖS 75.— | 73 S. |

- 1991 60 **Holzschuh, Carolus:** 63 neue Bockkäfer aus Asien, vorwiegend aus China und Thailand (Coleoptera: Disteniidae und Cerambycidae).
Preis ÖS 140.— 71 S.
- 1992 61 **Stagl, Wolfgang:** Auswertung der "Trakte" zum Staatsvertrag "Vereinbarung zwischen Bund und dem Land Kärnten über gemeinsame Maßnahmen zur Sicherung eines ausgewogenen Verhältnisses von Wald und Wild".
Preis ÖS 105.— 62 S.
- 1992 62 **Jeglitsch, Friedrich:** Wildbachereignisse in Österreich 1983-1985.
Preis ÖS 75.— 72 S.
- 1992 63 **Fürst, Alfred:** Blatt- und nadelanalytische Untersuchungen im Rahmen des Waldschaden - Beobachtungssystems. Ergebnisse 1989.
Preis ÖS 40.— 37 S.
- 1992 Sonderheft 1: **Dragovic, Nada:** Terminologie für die Wildbachverbauung. Fachwörterbuch deutsch - serbokroatisch. Terminologija Uredjenja Bujicnih Tokova. Recnik Strucnih Termina Srpskohrvatsko - Nemacki.
Preis ÖS 50.— 43 S.
- 1992 64 **Jeglitsch, Friedrich:** Wildbachereignisse in Österreich 1986-1988.
Preis ÖS 95.— 91 S.
- 1992 65 **Nather, Johann (Hrsg.):** Proceedings of the meeting of IUFRO - WP S2.02-21 on "Actual problems of the legislation of forest reproductive material and the need for harmonization of rules at an international level". Gmunden / Vienna - Austria, June 10. - 14. 1991.
Preis ÖS 200.— 180 S.
- 1992 66 **Jeglitsch, Friedrich:** Wildbachereignisse in Österreich 1989.
Preis ÖS 60.— 60 S.
- 1992 67 **Ökosystemare Studien in einem inneralpinen Tal. Ergebnisse aus dem Projekt "Höhenprofil Zillertal".**
Preis ÖS 180.— 152 S.