

Ökosystemare Studien im Kalkalpin

**Höhenprofile Achenkirch
Ergebnisse aus dem Bereich Phyllosphäre**

F. HERMAN & St. SMIDT (Hrsg.)

Das Lebensministerium.

LAND
FORST
WASSER

ISSN 0374-9037

Copyright 1994 by
Forstliche Bundesversuchsanstalt

Für den Inhalt verantwortlich:
Direktor HR Dipl. Ing. Friedrich Ruhm
Redaktion: Dipl. Ing. F. Herman & Dr. St. Smidt

Herstellung und Druck:
Forstliche Bundesversuchsanstalt
Waldforschungszentrum
Seckendorff-Gudent-Weg 8
A-1131 Wien

Anschrift für Tauschverkehr:
Forstliche Bundesversuchsanstalt
Bibliothek
Seckendorff-Gudent-Weg 8
A-1131 Wien, Tel. + 43 878 38 216, Fax + 43 8775907

Nachdruck mit Quellenangabe gestattet

Vorwort

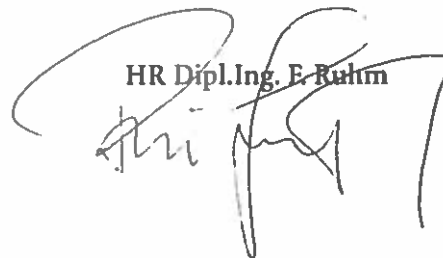
Im Rahmen der Waldschadensforschung werden von der Forstlichen Bundesversuchsanstalt neben bundesweiten Erhebungen seit dem Beginn der 80er Jahre ökosystemare Forschungsansätze zur Abklärung der ursächlichen Zusammenhänge zwischen Belastungssituationen und den Auswirkungen auf das Waldökosystem bearbeitet.

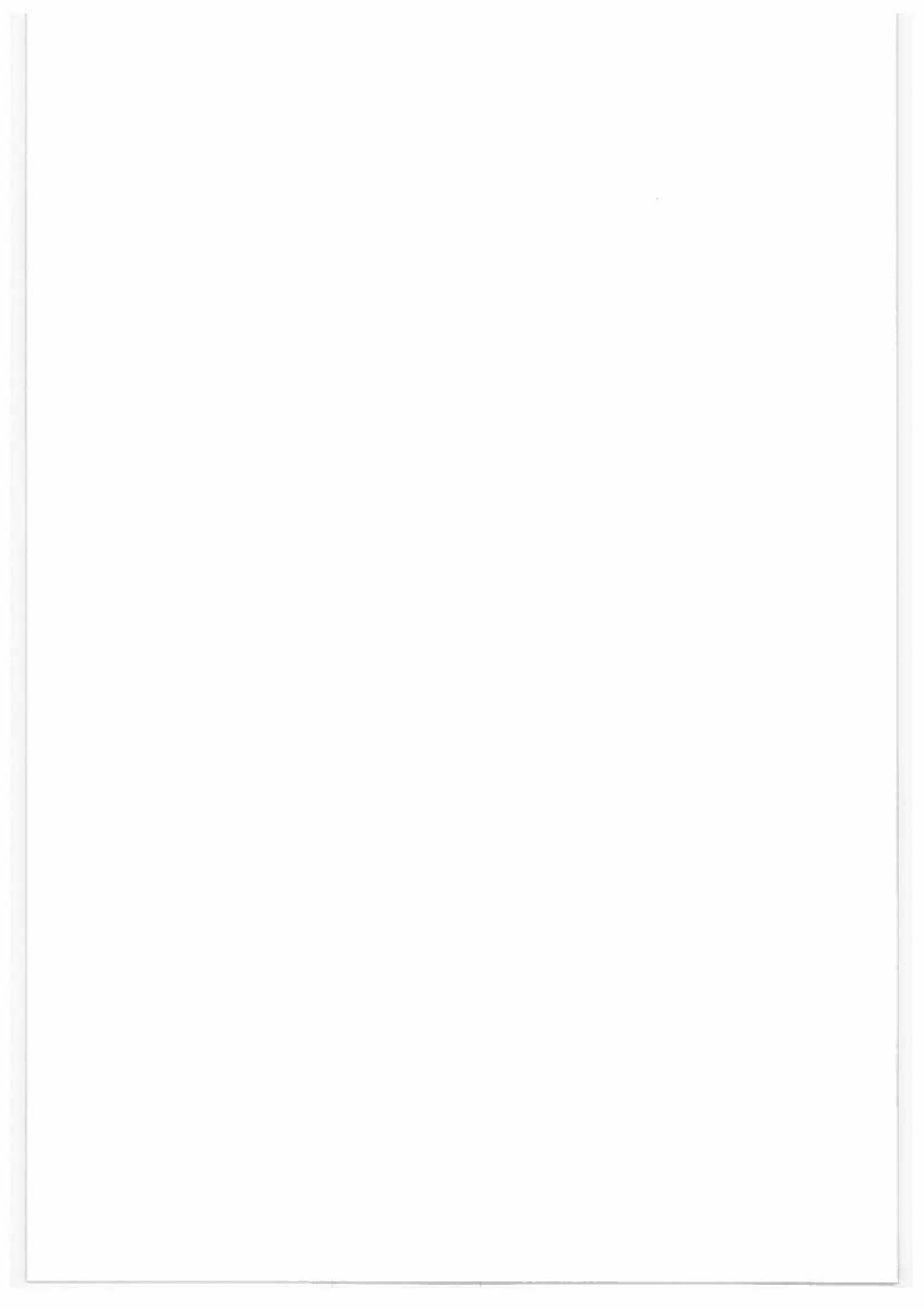
Dazu bedurfte es stark intensivierter Erhebungen auf relativ kleinem Raum, der jedoch einen repräsentativen Seehöhenbereich umfassen muß, um den Schutzwaldbereich und die Hochlagen in den Erhebungsrahmen mit einbeziehen zu können.

Ein solches Untersuchungsgebiet fand sich im Zillertal in Tirol, das infolge seiner inneralpinen Lage und seiner Infrastruktur besonders geeignet erschien, eine Vielzahl der natürlichen und anthropogenen Stressoren zu erfassen und in weitere Folge durch einen stressphysiologischen Forschungsansatz die Reaktion der Bäume auf die vorgegebene Situation zu beschreiben. Aufbauend auf den Arbeiten und Ergebnissen aus dem Zillertal wurden die Höhenprofile im Raum Achenkirch eingerichtet sowie der Forschungsansatz und die Ziele des Projektes "Ökosystemare Studien im Kalkalpin - Höhenprofile Achenkirch" formuliert.

Die Auswahl des Projektgebietes in den nördlichen Kalkalpen wurde vorgenommen, weil ungenügende Kenntnisse über diesen sensiblen Alpenbereich vorhanden sind und die Schutzwaldbestände dieser Region ausgeprägte Kronenverlichtungen zeigen, die deutlich über dem österreichischen Landesdurchschnitt liegen.

Im Rahmen der von der Forstlichen Bundesversuchsanstalt koordinierten Teilprojekte arbeiten zahlreiche Wissenschaftler zusammen, denen es zu verdanken ist, daß interdisziplinäre Erhebungen durchgeführt und die Ergebnisse vernetzt interpretiert werden können.

HR Dipl.Ing. E. Rühm




Inhaltsverzeichnis

Herman F. & Smidt S. Ökosystemare Studien im Kalkalpin - Höhenprofile Achenkirch.....	9
Margl H. Klimadaten aus dem Raum Achenkirch.....	17
Smidt S. & Leitner J. Luftschadstoffmessungen im Raum Achenkirch - Ergebnisse 1992	27
Smidt S. & Rendl J. Depositionsmessungen im Raum Achenkirch	33
Lorbeer G. & Kohlert R. Messungen der Trichloressigsäure im Regenwasser von Achenkirch (Mühleggerköpfl) - erste Ergebnisse.....	39
Zechmeister H. Die Erfassung der atmosphärischen Schwermetalldeposition mittels Bryophyten entlang des Schulterberg-Profiles	41
Puchinger L., Edl M. & Stachelberger H. Makroskopisch-morphologische Untersuchungen von Fichtennadeln aus den "Höhenprofilen Achenkirch"	49
Herman F. Nährstoffgehalte von Fichtennadeln sowie Schadstoffgehalte in Fichtennadel- und -borkenproben des Untersuchungsgebietes Achenkirch	59
Bermadinger - Stabentheiner E. Untersuchungen zum antioxidativen Schutzsystem von Fichten an den "Höhenprofilen Achenkirch"	73
Puchinger L. & Stachelberger H. Bestimmung der Nadellipide zur Bewertung der Streßsituation von Fichtenbeständen in den "Höhenprofilen Achenkirch"	83
Lütz C., Dodell B. & Ricke E. Photosynthetische Untersuchungen an Fichten ausgewählter Standorte in den Bergwäldern bei Achenkirch	91
Plümacher J. & Schröder P. Aufnahme und Verbleib von leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen und Trichlor- essigsäure - erste Untersuchungsergebnisse von Fichtennadeln am Christlumprofil.....	101
Breitenbach - Dorfer M. Genetische Analyse autochthoner und naturnaher Fichtenbestände am Schulterberg.....	109
Bermadinger - Stabentheiner E. Epikutikularwachse von Fichtennadeln an den "Höhenprofilen Achenkirch"	117
Herman F. & Smidt S. Zusammenschau aus den Bereichen: Integrated Monitoring, Bioindikatoren und Zeigerwerte zur Charakterisierung des physiologischen Zustandes der Bäume	121
Publikationen aus dem Untersuchungsgebiet	131

Contents

Herman F. & Smidt S. Forest ecosystem research in a limestone area - "Altitude Profiles Achenkirch"	9
Margl H. Climatic data of the Achenkirch area	17
Smidt S. & Leitner J. Measurements of air pollutants along the "Altitude Profiles Achenkirch" - results 1992.....	27
Smidt S. & Rendl J. Measurement of wet depositions at the "Altitude Profiles Achenkirch"	33
Lorbeer G. & Kohlert R. Analyses of trichloroacetic acid in rainwater samples of Achenkirch (Mühleggerköpf) - first results.....	39
Zechmeister H. Survey of heavy metal deposition by using bryophytes as biomonitors along the Schulterberg-profile.....	41
Puchinger L., Edl M. & Stachelberger H. Macroscopic-morphological studies of spruce needles from the "Altitude Profiles Achenkirch"	49
Herman F. Contents of nutrients of spruce needles and pollutant contents of spruce needles and barks of the investigation area Achenkirch.....	59
Bermadinger - Stabentheiner E. Investigations of the antioxidative system of spruce needles of the "Altitude Profiles Achenkirch"	73
Puchinger L. & Stachelberger H. Determination of lipids in spruce needles as stress indicator in the "Altitude Profiles Achenkirch"	83
Lütz C., Dodell B. & Ricke E. Photosynthetic studies with spruce trees from selected research areas in the mountain forests near Achenkirch	91
Plümacher J. & Schröder P. Uptake and fate of volatile chlorinated hydrocarbons and trichloroacetic acid	101
Breitenbach - Dorfer M. Genetic analyses of autochthonous and nature conforming spruce stands at the Schulterberg.....	109
Bermadinger - Stabentheiner E. Epicuticular waxes from the "Altitude Profiles Achenkirch"	117
Herman F. & Smidt S. Results from the fields of Integrated Monitoring, bioindicators, and indicator values for the characterization of the physiological condition of trees.....	121
Publications of the investigation area	131

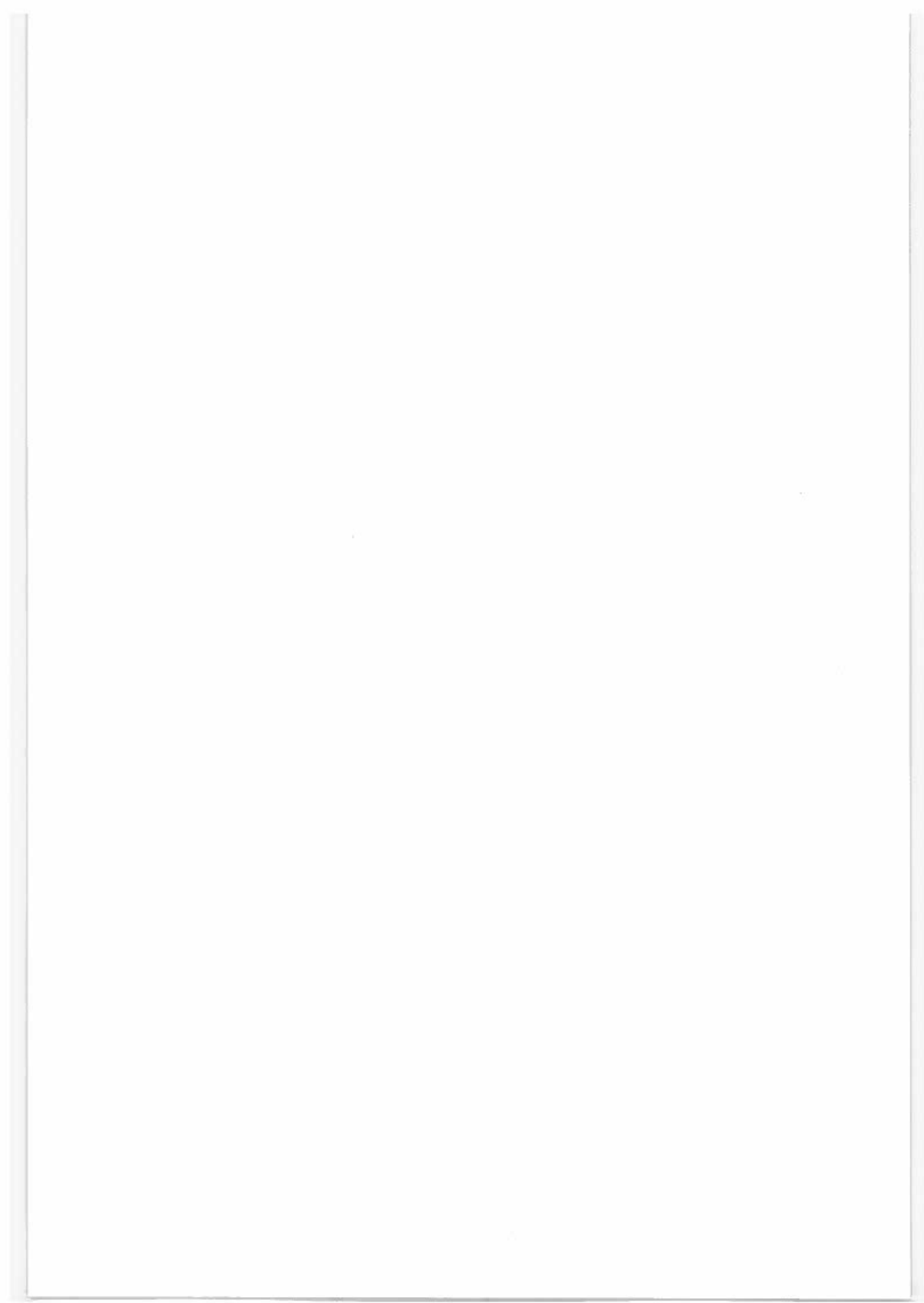


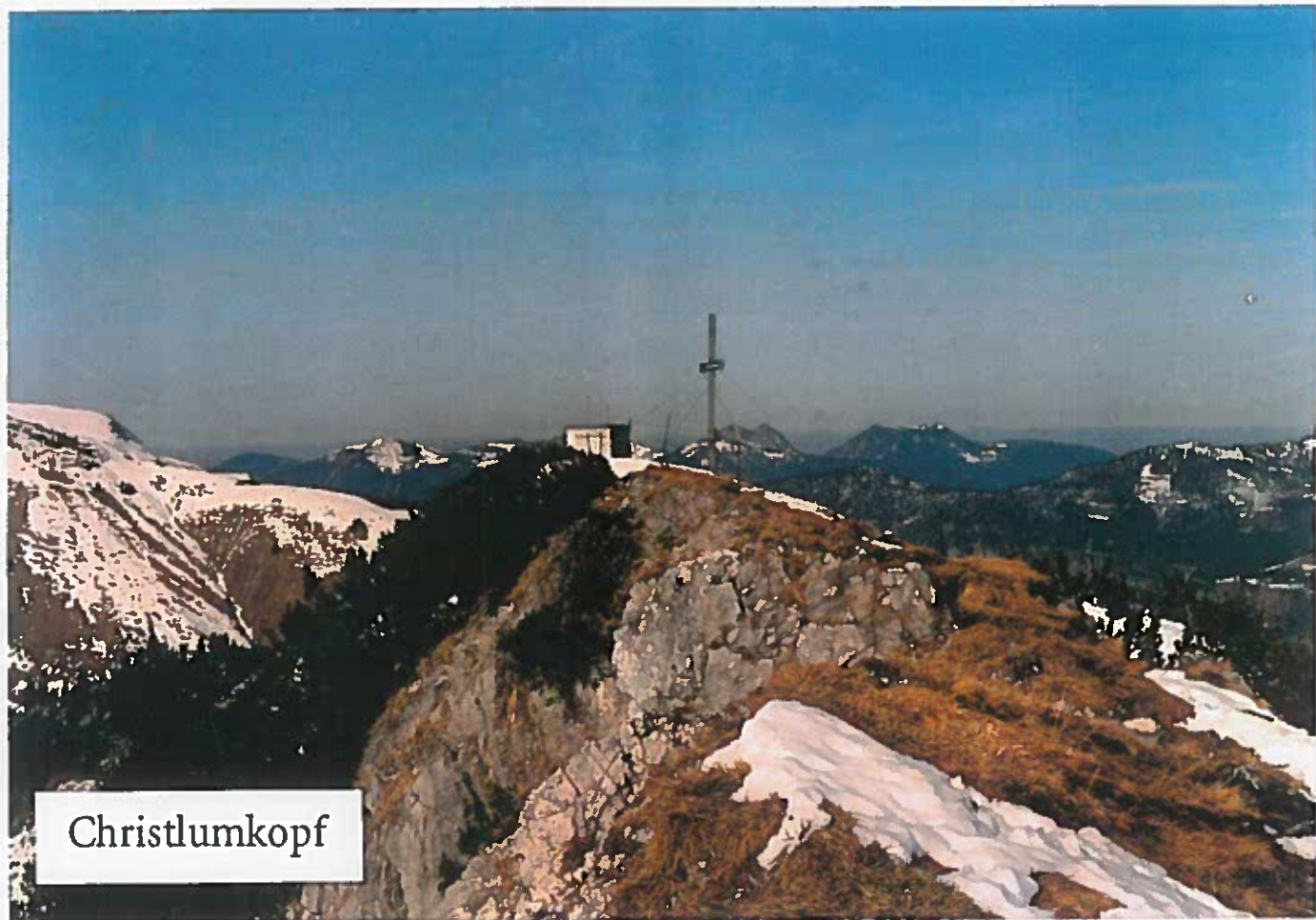
Schulterberg



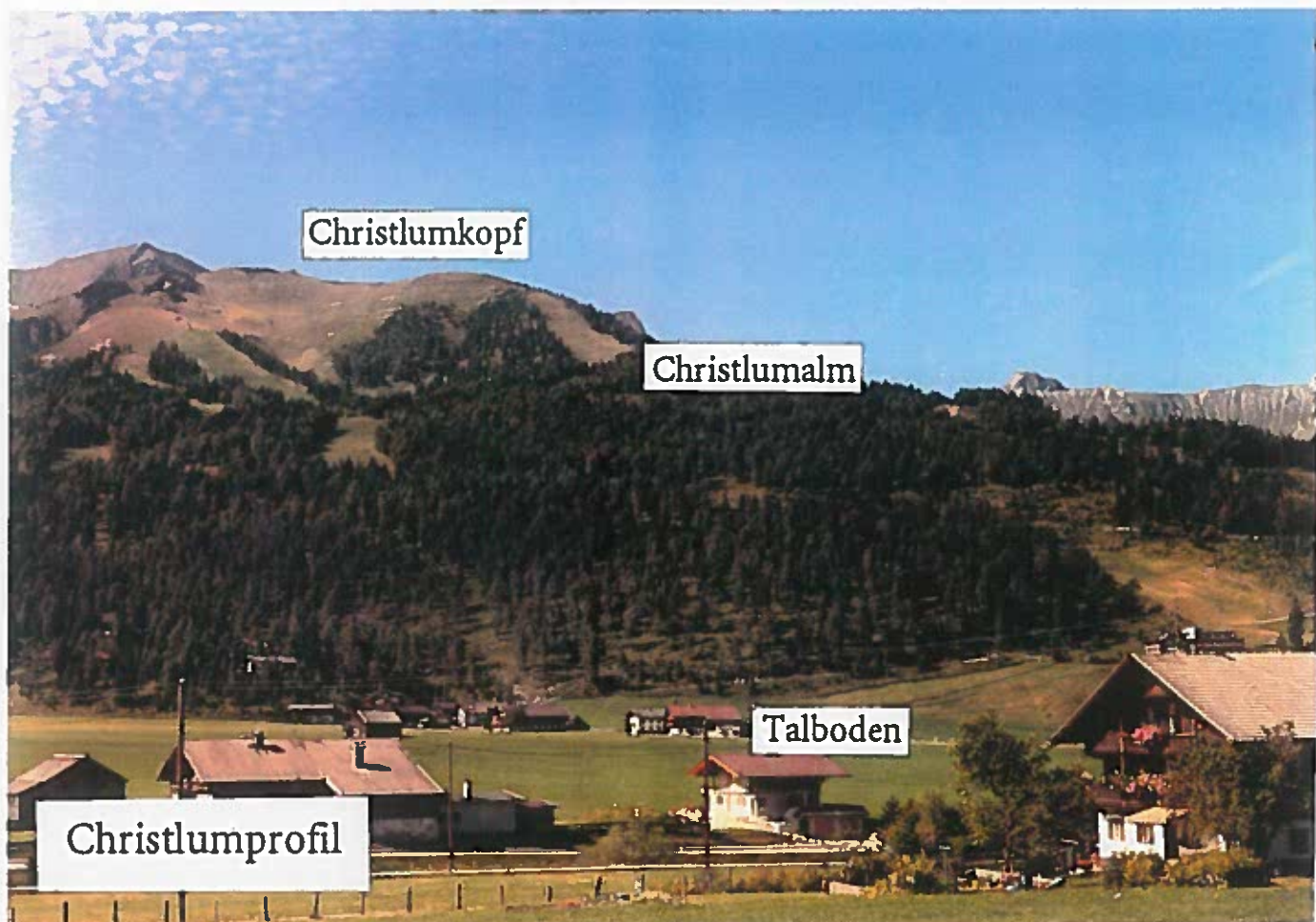
Containerstation

Mühleggerköpfl





Christlumpkopf



Christlumpkopf

Christlumpalm

Talboden

Christlumpprofil

Ökosystemare Studien im Kalkalpin - Höhenprofile Achenkirch

F. HERMAN UND S. SMIDT

Institut für Immissionsforschung und Forstchemie, Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien

Kurzfassung

Im Rahmen eines interdisziplinären Projektes der Forstlichen Bundesversuchsanstalt werden seit 1990 ökosystemare Untersuchungen im Raum Achenkirch durchgeführt. Die Arbeiten bauen auf den Untersuchungen des Projektes "Höhenprofil Zillertal", welches von 1983 bis 1990 bearbeitet wurde, auf.

Auf der Basis eines Integrated Monitorings wird ein Untersuchungsgebiet im Kalkalpin beschrieben und nach den bestehenden Kriterien und Grenzwerten bewertet.

Neben bekannten Bioindikationsmethoden werden neue Verfahren - basierend auf bodenbiologischen, enzymatischen und cytogenetischen Meßgrößen - auf ihre Tauglichkeit im Hinblick auf Beschreibung der Umwelt vorgestellt und getestet. Ferner werden biochemisch-physiologische Zeigerwerte zur Charakterisierung des physiologischen Zustandes der Bäume und zur Quantifizierung der Streßbelastung erarbeitet.

Durch die interdisziplinäre Betrachtung der Ergebnisse sollen Beiträge zur Schutzwald- und Hochlagenproblematik und zur Thematik der Waldweide abgeleitet werden. Weiters sollen auf der Basis der Schadstoffbelastungen und der Kenntnis von abgeleiteten Zeigerwerten zur Charakterisierung der Streßbelastung Beiträge für legislative Maßnahmen erarbeitet werden.

Stichworte: Waldökosystemforschung, "neuartige Waldschäden", inneralpine Täler, Höhenprofile

Abstract

Forest ecosystem research in a limestone area - "Altitude Profiles Achenkirch":

The interdisciplinary project of the Federal Forest Research Centre ("Altitude Profiles Achenkirch") was started in 1990. The goals and first results have already been presented. The current investigations continue the research studies made for the project "Altitude Profile Zillertal" which were carried out between 1983 and 1990.

The "Integrated Monitoring" allows a description and an evaluation of the very sensitive limestone area of the Alps with regard to established air quality criteria and limiting values.

Known bioindicators as well as new methods were tested to establish their suitability to describe the present environmental situation. Furthermore, the physiological condition of the trees was described using biochemical and physiological parameters which permit the quantification of the stress factors.

Through interdisciplinary work and evaluation of its results, the knowledge about forests in high elevations and protec-

tion forests, about the dynamics of forest ecosystems and about forest pasture should be broadened. Based on the knowledge of pollutant input and of the characteristic parameters describing the stress situation, a contribution will be made toward future governing legislation.

Key words: Forest ecosystem research, "new type forest decline", inneralpine valleys, altitude profiles

1 Einleitung

Im Zuge der Diskussion über die Ursachen der "neuartigen" Waldschäden wurde von der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Anfang der 80er Jahre verstärkt auf die interdisziplinäre Bearbeitung dieses Fragenkomplexes Augenmerk gelegt. Dabei war es notwendig, eine Vielzahl der in der Literatur genannten natürlichen und anthropogenen Streßparameter zu erfassen. Erst auf der Basis dieses Erhebungsumfanges kann der vernetzte Ursachenkomplex umfassend bearbeitet werden und Zusammenhänge zwischen (potentiell) schädigenden Einflußfaktoren besser erfaßt und Mechanismen der Streßbewältigung erkannt werden.

Da dem Gebirgswald in Österreich vor allem aufgrund seiner Schutzfunktion besondere Bedeutung zukommt, wurden Höhenprofile unter Einbeziehung der Bestände an der Waldgrenze und der dortigen Hochlagenaufforstungen als Dauerbeobachtungsgebiete ausgewählt. Besondere Aufmerksamkeit wurde den jahreszeitlich und seehöhenabhängigen Schwankungen natürlicher und anthropogen bedingter Stressoren gewidmet. Bewußt wurden Gebiete ausgewählt, welche nicht unter dem Einfluß eines Hauptemittenten stehen, aber durch Kleinemittenten sowie durch Verkehrsträger belastet sind. Weiters schließt das Untersuchungsgebiet Waldweideflächen mit ein, sodaß dieser Einflußfaktor auf die Stabilität von Ökosystemen mit erhoben und bewertet werden kann.

1983 wurde im Zillertal/Tirol, welches in das nördlich gelegene Inntal mündet, das interdisziplinäre Projekt "Höhenprofil Zillertal" eingerichtet. Im Rahmen dieses Projektes wurden immissionsökologische Erhebungen im Hinblick auf den Zustand des Waldökosystems vorgenommen. Weiters wurden pflanzenphysiologische Parameter zur Charakterisierung von Streßmustern unter verschiedenen Bedingungen (Seehöhe, Tages- und Jahreszeit) erarbeitet. Aufbauend auf der genauen Beschreibung des Untersuchungsgebietes und der Probestellen in verschiede-

nen Höhenstufen wurde ein streßphysiologischer Projektansatz formuliert sowie eine Methode zur Streßfrüherkennung erarbeitet (BOLHAR-NORDENKAMPF 1989, BOLHAR-NORDENKAMPF & GÖTZL 1992). Ferner wurden Kenntnisse über Vertikalprofile verschiedener luftchemischer und meteorologischer Parameter, über jahreszeitliche Variationen von Luftschadstoffkonzentrationen und -einträgen sowie über essentielle Pflanzeninhaltsstoffe gewonnen. Das Projekt wurde 1990 abgeschlossen (FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT 1992a, SMIDT & HERMAN 1992).

Das Projekt "Höhenprofile Achenkirch" baut auf den Untersuchungen des Projektes "Höhenprofil Zillertal" auf. Es wurde 1990 im rund 40 km nord-nordwestlich vom Zillertal gelegenen Achenental begonnen (HERMAN 1992). Die Verlegung des Untersuchungsgebietes in die nördlichen Kalkalpen wurde vorgenommen, weil ungenügende Kenntnisse über diesen sensiblen Alpenbereich vorliegen, die Schutzwaldbestände dieser Region ausgeprägte Kronenverlichtungen zeigen, die deutlich über dem österreichischen Landesdurchschnitt liegen (AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1989 und 1991, KREHAN & TOMICZEK 1992), die Lage der Höhenprofile eine kontinuierliche dauerregistrierende Erhebung verschiedenster Parameter gestattet und die höheren Lagen stark durch Beweidung belastete Wald- und Wiesenflächen inkludieren, wodurch es möglich ist, die Frage der Waldweide mit in die Erhebungen einzubeziehen.

Im Rahmen der Weiterentwicklung der ökosystemaren Forschungen sollen auf der Basis der exakten Beschreibung des Untersuchungsraumes Zusammenhänge zwischen Schadeinwirkungen und deren Auswirkungen auf verschiedene Teilbereiche des Waldökosystems gefunden und interdisziplinär interpretiert werden. An der Durchführung der Teilprojekte sind neben der Forstlichen Bundesversuchsanstalt, welche die Einzelprojekte koordiniert, zahlreiche Institutionen bzw. Institute aus Österreich und Deutschland beteiligt (HERMAN 1993). Durch die Zusammenarbeit bietet sich die Chance, fachübergreifend Zusammenhänge zwischen klimatischen Bedingungen, anthropogenen Belastungen und die "physiologische Antwort" des Ökosystems unter den realen Bedingungen eines Freilandversuches festzustellen. Erste Ergebnisse aus diesem Projekt liegen vor (FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT 1992b, HERMAN et al. 1993).

Im vorliegenden Band werden von den einzelnen Autoren Ergebnisse vorgestellt, wobei die Erhebungen auf den Probestichen des Christlumprofils, dem Mühleggerköpfel und der hochstgelegenen Fläche des Schulterberges vorgenommen wurden. Es werden der Untersuchungsraum und der Ist-Zustand der Phyllosphäre beschrieben, die Eignung von Bioindikatoren zur Bewertung der Luftqualität getestet und Zeigerwerte zur Charakterisierung des physiologischen Zustandes auf Grund biochemischer und physiologischer Erhebungen abgeleitet.

Die Ergebnisse aus den Bereichen Rhizosphäre, Schutzwald, Hochlagen und Waldweide werden im FBVA-Bericht "Achenkirch III" publiziert.

2 Ziele des Projektes "Höhenprofile Achenkirch"

Die Belastung und Belastbarkeit des Untersuchungsraumes soll durch eine Reihe von Untersuchungen, die unter dem Begriff Integrated Monitoring zusammengefaßt sind, beschrieben werden. Im Untersuchungsgebiet werden erhoben:

- waldbauliche und standörtliche Gegebenheiten,
- genetische Strukturen der Probestämme und
- Luftschadstoffsituationen.

Der "Ist-Zustand" der Phyllo- und Rhizosphäre an den Untersuchungsprofilen wird beschrieben durch:

- biochemische und enzymatische Nadelanalysen sowie physiologische Messungen,
- anatomische, morphologische und histochemische Untersuchungen der Fichtennadeln,
- Aufnahme biotischer und abiotischer Streßfaktoren,
- biologische, chemische, enzymatische und physikalische Untersuchungen von Böden,
- cytogenetische Untersuchungen von Wurzeln und
- Messungen der Vitalität der Bäume.

Durch die Zusammenschau der Einzelergebnisse sollen über die Beschreibung der Belastung des Untersuchungsraumes hinaus Beiträge zur Kenntnis der Schutzwald- und Hochlagenproblematik und zur Waldweideproblematik erarbeitet werden. Die gewonnenen Kenntnisse über die Schadstoffbelastungen und deren Auswirkungen sollen in legislative Maßnahmen einfließen.

Der Umfang des Projektes ist aus Tabelle 1 zu ersehen.

2.1 Integrated Monitoring

Durch ein Integrated Monitoring, welches durch die Kontinuität der Betreuung, Probenahme und Probenanalyse die Grundparameter über mehrere Jahre erfaßt, wird der Status hinsichtlich der erhobenen Belastungsfaktoren der Luft, in nassen und trockenen Depositionen und im Boden beschrieben, um den Kenntnisstand über Bandbreiten der natürlichen und anthropogenen Parameter zu vertiefen und eventuelle Veränderungen zu erkennen. Die Notwendigkeit der Durchführung von Messungen und Erhebungen in unterschiedlichen Seehöhen basiert auf dem im Projekt "Höhenprofil Zillertal" erworbenen Wissen, daß sich die Muster von biotischen und abiotischen Faktoren in Abhängigkeit von der Seehöhe darstellen. Neben den dauerregistrierenden Messungen von SO₂, NO_x und Ozon werden längerfristige Meßkampagnen zur Erfassung flüchtiger organischer Verbindungen in der Luft in verschiedenen Höhenstufen durchgeführt. Die Bioindikatoren Fichte, Moose und Flechten dienen zum Nachweis anthropogener Immissionseinwirkungen. Biochemische, enzymatische und pflanzenphysiologische Parameter und ihre Änderung mit der Seehöhe und die jahreszeitliche Schwankungsbreite dieser Parameter werden beschrieben.

2.2 Prüfung bekannter und Erarbeitung neuer Bioindikationsmethoden

Biomonitoren sind ein Instrumentarium der Umweltkontrolle, mit dem Schadstoffbelastungen aufgezeigt werden. Neben Schwefel und Schwermetallen können auch die Chlorkohlenwasserstoff- und Trichloressigsäuregehalte in Fichtennadeln zur Indikation herangezogen werden. Außer den Bioindikatoren Fichte (Nadeln und Borke), Flechten, und Moosen werden einige weitere Systeme auf ihre Eignung geprüft.

Folgende Bioindikationsmethoden gelangen im Projekt zur Anwendung:

Phyllosphäre: Nähr- und Schadstoffgehalte der Fichtennadeln; Schwermetallgehalte der Fichtennadeln, Fichtenborken, Moose und Pilze; Flechten, Flechtengemeinschaften; Artenreichtum von Pilzen.

Rhizosphäre: Myzeldichte, Vitalität und Artenreichtum von Mykorrhizen, qualitative Bestimmung und Quantifizierung typischer Pilzspezies mit der "Polymerase Chain Reaction", Untersuchungen von Chromosomenanomalien in Wurzeln mittels cyto genetischer Bioindikation.

Im Rahmen dieses Berichtes werden Nähr- und Schadstoffgehalte in Fichtennadeln und Schadstoffgehalte in Borken und Moosen beschrieben.

Tab.1: Forschungsansatz und Ziele des Projektes "Ökosystemare Studien im Kalkalpin - Höhenprofile Achenkirch"

Beiträge zu Fragen des Schutzwaldes und der Hochlagen		Grundlagen für legislative Maßnahmen		Beiträge zu Fragen der Waldweide	
↑	↑	↑	↑	↑	↑
Integrated Monitoring		Bioindikatoren zur Überprüfung der Schadstoffbelastung		Zeigerwerte zur Charakterisierung des physiologischen Zustandes	
ZIELE					
↑	↑	↑	↑	↑	↑
Blatt - (Bio)chemie & Enzymatik - Physiologie		Boden - Biologie - Chemie - Enzymatik - Physik		Stamm/Wurzel - Vitalitätsmessungen - Cytogenetik	
waldbauliche Untersuchungen		Anatomie Morphologie Histochemie		Erhebung biotischer und abiotischer Faktoren	
BESCHREIBUNG DES "IST-ZUSTANDES" DER PHYLLO- UND RHIZOSPHERE					
Waldbau	Standort	Forstgenetik	Meteorologie	Luftchemie	
BESCHREIBUNG DES UNTERSUCHUNGSRAMES					

2.3 Ableitung von Zeigerwerten zur Charakterisierung des physiologischen Zustandes

Die Streßbelastung von Waldbäumen und -ökosystemen kann mit biochemischen, physiologischen und enzymatischen Untersuchungsmethoden erfaßt werden. Für eine exakte Zuordnung der Parameter ist es erforderlich, eine Vielzahl von natürlichen und anthropogenen Parametern mit zu erheben und diese gemeinsam auszuwerten. Viele Inhaltsstoffe und pflanzenphysiologische Reaktionsmechanismen eignen sich als Zeigerwert. In der Literatur werden u.a. Komponenten des antioxidativen Systems, Pigmente, Entgiftungsenzyme, Lipide, Thylakoidproteine und Parameter der Photosynthese genannt. Im Rahmen dieses Projektes werden Glutathion- und Ascorbinsäuregehalte, die Aktivität der Peroxidase und der Glutathion-S-Transferase sowie Lipidgehalte bestimmt und photosynthetische Untersuchungen durchgeführt.

Das Ziel ist die Erarbeitung von Diagnosemethoden, die auch in der Praxis mit einem angemessenen Aufwand durchgeführt werden können und von denen sich Zahlenwerte ableiten lassen, die eine Abschätzung bzw. Klassifizierung der Streßgefährdung erlauben.

2.4 Beiträge zur Schutzwald- und Hochlagenproblematik

Die Dokumentation der aktuellen bzw. potentiellen Belastung des Schutzwaldes erfolgt mit bodenbiologischen Parametern im Hinblick auf Fragen des Bodenschutzes und der Naturverjüngung. Darunter werden die Beschreibung des Mykorrhizierungspotentials der Böden, mykosoziologische Untersuchungen, genetische Pilztypisierungen und die Erfassung der mikrobiellen Biomasse verstanden.

2.5 Beiträge zur Waldweideproblematik

Fragen zur Waldbeweidung werden mit pflanzen- und wurzelökologischen Aufnahmen und der Untersuchung der Tiefenverteilung der Wurzeln behandelt.

2.6 Grundlagen für legislative Maßnahmen

Auf der Basis der gemessenen und bewerteten komplexen Streßeinwirkungen und deren Auswirkungen soll anhand der erhobenen Parameter und der geltenden Immissionsgrenzkonzentrationen bzw. Grenzwerte für gasförmige Luftschadstoffe (SO₂, NO₂ und Ozon) und Critical Loads sowie anhand der abgeleiteten Zeigerwerte eine Gefährdungsprognose für das Untersuchungsgebiet - differenziert nach Höhenstufe und Jahreszeit - erstellt werden. Die so erarbeiteten Kenntnisse sollen in gesetzliche Regelungen eingebracht werden, wie z.B. in das in Ausarbeitung befindliche Immissionsschutzgesetz und in die 3. Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen.

3 Untersuchungsgebiet und Höhenprofile im Raum Achenkirch

Das Untersuchungsgebiet liegt im niederschlagsreichen, subatlantisch getönten, nördlichen Kalkalpen-Randgebiet (Fichten-Tannen-Buchen-Waldgebiet) mit ozeanischem Klimacharakter. Nach ENGLISH (1992) wurde die über rund 1700m Seehöhe gelegene Waldgrenze edaphisch und/oder anthropogen bedingt in weiten Teilen nach unten verschoben. Die im Untersuchungsgebiet dominierende, klimabedingte Schlußwaldgesellschaft ist das *Abieti-Fagetum*. Starke forstliche Nutzungen, die bereits im Mittelalter einsetzten, haben die Baumartenzusammensetzung örtlich stark verändert.

Das Untersuchungsgebiet ist weiters durch jahrhundertelange Waldweidebelastung auf sensiblen Böden und der sich daraus ergebenden Bestandesentmischung charakterisiert. Weitere Belastungen ergeben sich aus dem intensiven Tourismus im Achenental, wo neben der Wintersaison (Schigebiet Christlumlum) auch der Sommerfremdenverkehr stark ausgeprägt ist.

Die im Untersuchungsgebiet eingerichteten Profile unterscheiden sich in ihren waldbaulichen Voraussetzungen und in ihrer Belastungssituation.

Das ost-exponierte Christlumlumprofil erstreckt sich vom Talboden (930m) bis zum Christlumlumkopf (1758m) und schließt die 7 Probeflächen zwischen 970m und 1420m Seehöhe mit ein. Das Profil zeichnet sich durch zersplitterte Kleinwaldflächen aus, welche durch die Schaffung von Weideflächen und die während der letzten beiden Jahrzehnte angelegten Schipisten entstanden sind. Auch die lokale Belastung durch Klein- und Mittelbetriebe des Ortes Achenkirch und der Tourismus sind deutlicher ausgeprägt als am nördlicher gelegenen Schulterbergprofil (3 Probeflächen, 1030-1686m). Die Bestandesstruktur des nordost-exponierten Schulterberges zeichnet sich durch geschlossene, autochthone und naturnahe Bestände aus; das gesamte Profil ist verkehrsmäßig nicht erschlossen. Die höher gelegenen Gebiete sind durch eine intensive Weidebewirtschaftung belastet.

Die Probefläche auf dem Mühleggerköpfl (920m) liegt an der bayerisch-österreichischen Staatsgrenze 100m über Tal und bildet die nördlichste Meßstelle des Nord-Süd-Profiles. Die Belastung ergibt sich aus der Nähe zur Straße bzw. zur stark frequentierten Zollstation Achenwald.

Die Lage der Containerstationen und Probeflächen ist aus der Abbildung zu ersehen, der Geräteausbau und die Bezeichnung der Probeflächen aus Tabelle 2.

Tab.2: Geräteausbau und Probestellen (Probejahre 1991 und 1992; fett Containerstationen)

Meßstelle	Seehöhe	SO ₂ /NO ₂ (registrierend)	Ozon	integr. SO ₂ , NO _x , O ₃ Messungen	Meteorologie	nasse Depositionen	Nadelproben- analysen
Christlump-Profil (Ost - West - Profil)							
Christlumpkopf	1758m	-	+	+	+	B	-
Probestelle 1 (B1)	1420m	-	-	+	-	-	+
Probestelle 1a	1400m	-	-	-	-	KT	+
Probestelle 2 (B2)	1320m	-	-	+	-	-	+
Christlumpalm	1280m	+	+	+	+	B	-
Probestelle 3 (B3)	1240m	-	-	+	-	-	+
Probestelle 4 (B4)	1140m	-	-	+	-	-	+
Probestelle 5 (B5)	1050m	-	-	+	-	KT	+
Probestelle 6 (B6)	970m	-	-	+	-	-	+
Talboden	930m	+	+	-	+	B	-
Schulterberg-Profil							
Schulterberg, = Probestelle B7	1686m	-	-	-	+	-	+
Probestelle 9	1220m	-	-	-	-	-	+
Probestelle 10	1030m	-	-	-	-	-	+
Nord - Süd - Profil							
Christlumpkopf	1758m	-	+	+	+	B	-
Schulterberg = Probestelle B7	1686m	-	-	-	+	-	+
Mühleggerköpfl = Probestelle B8	920m	+	+	+	+	W	+

W: WADOS-Sammler,

B: Bulk-Sammler

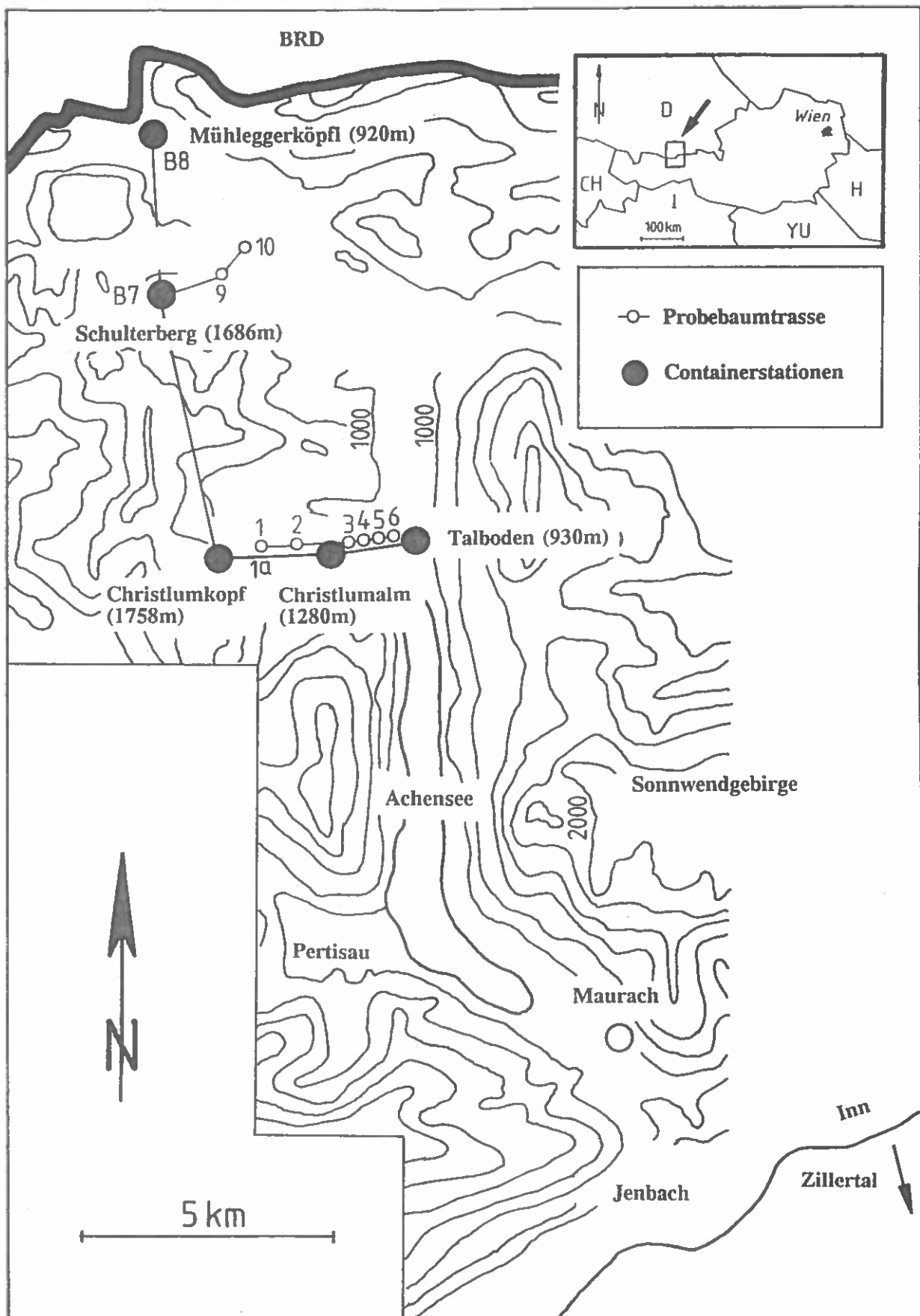
KT: Messung der Kronentraufe

Danksagung: Eine Reihe von Projekten wurde durch das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft finanziert, wofür an dieser Stelle herzlich gedankt wird.

LITERATUR

- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1989: Zustand der Tiroler Wälder, 135 S.
- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1991: Zustand der Tiroler Wälder, 121 S.
- BOLHAR-NORDENKAMPF H. (Hrsg.) 1989: Streßphysiologische Ökosystemforschung - Höhenprofil Zillertal. *Phyton* 29 (3), 302S.
- BOLHAR-NORDENKAMPF H. & GOTZL M. 1992: Chlorophyllfluoreszenz als Indikator der mit der Höhenlage zunehmenden Streßbelastung von Fichtennadeln. *FBVA-Bericht* 67, 119-132.
- ENGLISCH M. 1992: Standörtliche Grundlagen im Bereich der Höhenprofile Achenkirch. *FBVA-Bericht* 70, 13-18.
- FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT (Hrsg.) 1992a: Ökosystemare Studien in einem inneralpinen Tal. Ergebnisse aus dem Projekt Höhenprofil Zillertal. *FBVA-Bericht* 67, 152 S..
- FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT (Hrsg.) 1992b: Ökosystemare Studien im Kalkalpin. Erste Ergebnisse aus dem Projekt "Höhenprofile Achenkirch". *FBVA-Bericht* 70.
- HERMAN F. 1992: Ökosystemare Studien im Kalkalpin - Höhenprofile Achenkirch. *FBVA-Bericht* 70, 5-12.
- HERMAN F. 1993: Ökosystemare Studien im Kalkalpin. Aus: Stoffeinträge aus der Atmosphäre und Waldbodenbelastung in den Ländern von ARGE ALP und ALPEN ADRIA, Berchtesgaden, 27. - 29. 4. 1993, *GSF-Bericht* 39/93, 406-413.
- HERMAN F., LEITNER J. & SMIDT S. 1993: Höhenprofile Achenkirch - Meßbericht 1992. Forstliche Bundesversuchsanstalt, Bericht G3-1/1993.
- KREHAN H. & TOMICZEK C. 1992: Forstliche Beschreibung der Probestämme an den Höhenprofilen Achenkirch. *FBVA-Bericht* 70, 19-24.
- SMIDT S. & HERMAN F. 1992: Ecosystem studies at different elevations in an Alpine valley. *Phyton* 32 (2), 177-320.

Untersuchungsgebiet und Probeflächen



Klimadaten aus dem Raum Achenkirch

H. MARGL

Institut für Forstökologie, Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien

Kurzfassung

Aufgrund langjähriger Meßreihen wird das Klima des Raumes Achenkirch hinsichtlich der Globalstrahlung, der Temperatur und der Niederschlagsmengen dargestellt und die Wasserversorgung der Vegetation mit Hilfe der atmosphärischen Wasserbilanz beschrieben. Es zeigt sich, daß - nach Abzug der Evapotranspiration - im Mittel in jedem Monat bedeutende Niederschlagsüberschüsse vorhanden sind, die zum Abfluß gelangen und zu jeder Jahreszeit Trockenphasen im Boden ausschließen. Die Niederschläge erfolgen großteils bei Wetterlagen des nördlichen Halbkreises (W bis NE). Im allgemeinen sind die Klimaverhältnisse in der Nordalpenkette im Vergleich zu anderen Wuchsgebieten und Höhenstufen kühler und feuchter beschrieben, was sich auch aus den Erhebungen im Untersuchungsraum bestätigte.

Stichworte: Globalstrahlung, Temperatur, Niederschlag, Evapotranspiration

Abstract

Climatic data of the Achenkirch area:

On the basis of long-term measurements the climate in the area of Achenkirch is characterized with regard to global radiation, temperature and precipitation. The water supply of the vegetation is evaluated by means of the atmospheric water balance.

Subtracting evapotranspiration, on average considerable precipitation surpluses are available each month. Therefore phases of soil drought can be ruled out in all seasons.

Precipitation mostly occurs under weather conditions of the northern semicircle (W to NE).

Generally speaking, the climatic conditions of the Northern Alps range are cooler and more humid than in other areas of growth and on other altitude levels; this fact has also been confirmed by literature studies and surveys in the study area.

Key words: Global radiation, temperature, precipitation, evapotranspiration

1 Einleitung

Die Kenntnis der klimatischen Verhältnisse eines Untersuchungsgebietes ist die Voraussetzung für das Verständnis biologischer Vorgänge in Bezug auf die Wuchskraft der Baumarten und Waldbestände. Diese Abläufe hängen unmittelbar mit dem Energieangebot und dem Wasserhaushalt zusammen. Auch die Ausbildung der forstlichen Höhenstufen und der aktuellen Waldgrenze stehen in unmittelbarer Abhängigkeit zu den klimatischen Gegebenheiten.

Klimakenngrößen sind die Globalstrahlung und die weiteren von ihr abhängigen klimatischen Parameter Tempe-

ratur, Niederschlag, Evapotranspiration (Verdunstung), atmosphärische Wasserbilanz und die Windverhältnisse.

Die *Globalstrahlung* ($W_{hm}^{-2} = Jm^{-2}.s^{-1}$) als unmittelbarer örtlicher Antrieb des Klimas wird im wesentlichen vom Tagesbogen und der Bewölkung gesteuert. An den Berghängen wird sie durch Himmelsrichtung und Hangneigung abgewandelt, was zu einem Absinken der Höhenstufen der Vegetation an den steilen Nordhängen führt (MARGL 1971). Die Lufttemperatur ($^{\circ}C$) wird stark durch advektive Vorgänge und das Relief abgewandelt. Die Niederschlagshöhen (mm) gemäßiger Breiten resultieren aus der Luftfeuchte und der advektiven Anströmung; sie nehmen mit zunehmender Seehöhe zu.

Die *atmosphärische Wasserbilanz* (aW; mm) ist ein Maß für die der Vegetation zur Verfügung stehende Wassermenge und wird aus der Differenz zwischen der Niederschlagsmenge (N; mm) und der Menge der *potentiellen Verdunstung* (pE; mm) berechnet:

$$aW = N - pE.$$

Die potentielle Verdunstung hängt ihrerseits von den herrschenden Wärmeverhältnissen (Strahlung und Temperatur) ab und wird nach TURC (1961) gemäß folgender Formel berechnet:

$$pE = \frac{0,09554 \cdot t \cdot (G + 209)}{(t + 15)}$$

t: mittlere Monatstemperatur ($^{\circ}C$)

G: mittlere monatliche Tagessummen der Globalstrahlung in J/cm^2

Die aktuelle Verdunstung kann aus der Ausschöpfung der Wasservorräte im Boden und aus der atmosphärischen Wasserbilanz abgeschätzt werden.

Die lokalen Windverhältnisse in alpinen Tälern werden durch Form, Exposition und Verlauf eines Tales bestimmt, die großräumigen Windverhältnisse vom Verlauf der Gebirgsketten.

In der klimatologisch-reliefparallelen Gliederung der Alpen (FLURI 1975) liegt das Untersuchungsgebiet Achenkirch 15 bis 25 km vom Alpennordrand entfernt und demnach in der äußersten nördlichen Zone der Alpen mit einer weiten Öffnung nach Norden. Die Lage des Untersuchungsgebietes sowie die geologischen Grundlagen wurden von ENGLISH (1992) beschrieben, eine detaillierte Grundlage der Klimatologie des gesamten Alpenquerschnittes wurde von FLURI (1975) behandelt.

Die Beschreibung des Klimas in dem orographisch reich gegliederten Untersuchungsgebiet ist meßtechnisch erschwert (z.B. die Niederschlagsmessung), sodaß wegen der

geringen Dichte des meteorologischen Meßnetzes zusätzlich funktionelle und stochastisch gewonnene Meßgrößen herangezogen werden müssen. (Die Daten der meteorologischen Erhebungen an den jeweiligen Versuchsflächen des Untersuchungsgebietes [HERMAN et. al. 1993] wurden gesondert publiziert.)

2 Ergebnisse

Globalstrahlung

Die mittleren monatlichen Tagessummen der Globalstrahlung im Untersuchungsgebiet wurden dem Klimadatenkatalog (BUNDESMINISTERIUM FÜR BAUTEN UND TECHNIK 1984) entnommen (Anhang 1). Abbildung 1 gibt den Jahresgang der mittleren monatlichen Tagessummen der Globalstrahlung für die Höhenstufe 800-1600m wieder. Wie daraus ersichtlich, liegen die mittleren monatlichen Tagessummen der Globalstrahlung im Juni und Juli je nach Seehöhe zwischen ca. 4 und 5 kWh/m². Die relative Zunahme der Globalstrahlung mit zunehmender Seehöhe ist während der Wintermonate deutlicher ausgeprägt als während der Sommermonate. Naturgemäß weisen die Monate Juni und Juli die höchsten Werte auf. Die von MARGL (1971) beschriebene Absenkung der Höhenstufen der Vegetation, die rund 300m beträgt, macht sich im Untersuchungsraum auf den steilen Nordhängen deutlich bemerkbar. Im Jahresmittel beträgt die Globalstrahlung im Achenseegebiet um 10-20% mehr als im Vorland, ist jedoch geringer als im zentralalpinen Teil.

Temperatur

Der Jahresgang der mittleren Temperatur (BUNDESMINISTERIUM FÜR BAUTEN UND TECHNIK 1984; Anhang 2) ist gemeinsam mit dem mittleren Jahresgang der Niederschlagsmenge aus Abbildung 2 (Klimadiagramm nach WALTHER-LIETH 1960) zu ersehen. Die höhenzonale Stufung nahm FLIRI (1975) nach der mittleren täglichen Maximaltemperatur für den Juli vor, da diese - mehr als Monats- und Jahresmittelwerte anderer Meßgrößen - ein Ausdruck der für Vegetation und Wasserhaushalt entscheidenden Wärmeverhältnisse ist: Stufe A (>25,0 °C / 600-700 m) wird im Gebiet nicht erreicht, Stufe B wird durch die 13,5 °C - Isotherme der mittleren Tagesmaxima im Juli begrenzt, die etwa der oberen Waldgrenze entspricht.

Die Lufttemperatur ist geringer als im zentralalpinen Raum. Dies ist bedingt durch das hohe Niederschlagsangebot, den damit verbundenen Energieaufwand für die Verdunstung der im Kronenraum verbliebenen Wassermenge (Interzeption) und die im Vergleich zum zentralalpinen Raum stärkere Bewölkung. Das langjährige Jahresmittel liegt in 900m Seehöhe bei 5,6°C und auf 1600m bei 3,1°C, was zur Absenkung der entsprechenden Vegetationsgrenzen im Vergleich zum zentralalpinen Raum führt.

Abb.1: Mittlere monatliche Tagessummen der Globalstrahlung (Wh/m²), der mittleren atmosphärischen Wasserbilanz (aW) und der potentiellen Evapotranspiration (pE) im Raum Achenkirch (Höhenstufe 800-1600m)

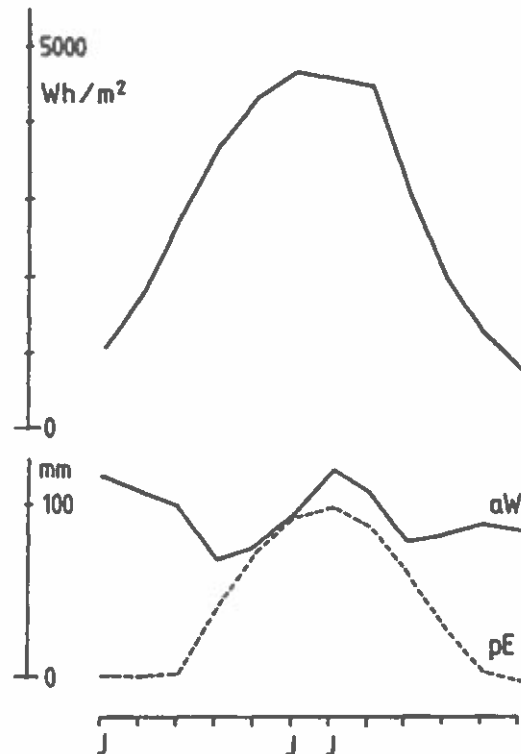
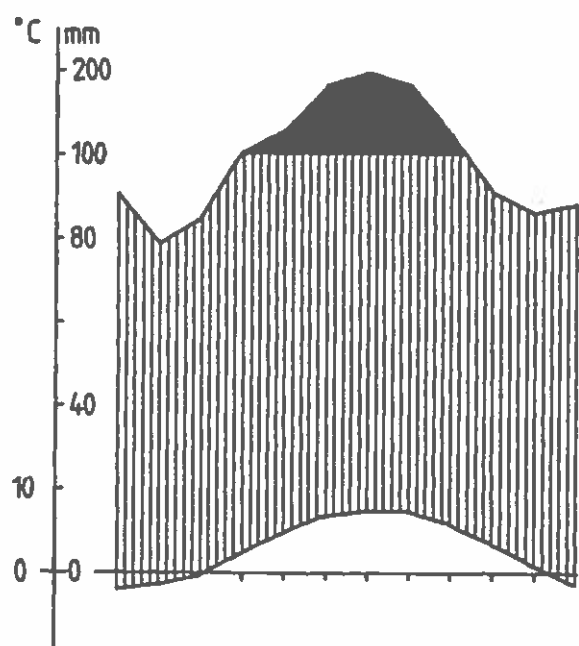


Abb.2: Klimadiagramm für Achenkirch (900m, 5,6 °C, 1433mm) nach WALTHER-LIETH (1960)
mm: monatliche Niederschlagshöhe,
°C: mittlere Monatstemperatur



Niederschlag

Mit einer durchschnittlichen Jahresniederschlagsmenge von 1450mm im Tal (HYDROGRAPHISCHES ZENTRALBÜRO 1983; Anhang 3a) gehört das Gebiet zum "mäßig feuchten" bis "sehr feuchten" Typ (Gebiet 3-4 nach FLIRI 1975). Wie aus Anhang 3 ersichtlich, waren die mittleren Niederschlagshöhen der Jahre 1981 bis 1990 niedriger als von 1961 bis 1970. Die durchschnittlichen mittleren Summe lag für den Zeitraum 1961 bis 1990 bei 1420mm. Die mittleren monatlichen Niederschlagsmengen sind gemeinsam mit dem Temperaturverlauf aus dem WALTHER-LIETH-Diagramm (Abbildung 2) zu ersehen, welches ganzjährig Niederschlagsüberschüsse ausweist.

Abbildung 3 zeigt die Jahres- und Sommerniederschläge 1931-1990 an der Station Achenkirch (920m; HYDROGRAPHISCHES ZENTRALBÜRO). Die Jahressummen weisen auf eine geringfügige Abnahme seit 1930 hin, die aber der Entwicklung in Mitteleuropa entspricht.

Abb.3: Jahres- und Sommerniederschläge in Achenkirch (920m), 1931-1990

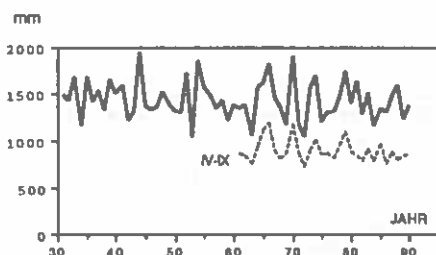
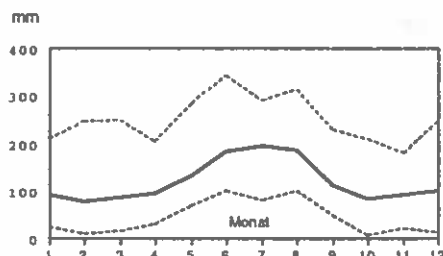


Abbildung 4 gibt die mittleren monatlichen Niederschläge sowie die Extremwerte wieder, aus der das Niederschlagsmaximum im Sommer ersichtlich ist (durchschnittliche Monatsniederschläge im Sommer: rund 200mm). Weiters ergibt sich, daß in keinem der Sommermonate Niederschlagsminima unter die Werte der Evapotranspiration fallen. Das bedeutet, daß in jedem Monat mit Wasserüberschuß zu rechnen ist.

Abb.4: Mittlere monatliche Niederschläge sowie Extremwerte für die Station Achenkirch (920m), Mittel 1931-1990



Aus den mittleren monatlichen Niederschlagssummen, welche im Anhang 3b aufgezeigt werden, ergibt sich auf der Basis der Betrachtung des Zeitraumes IV - IX ebenso wie für die Jahressumme eine stete Zunahme der Niederschlagsmenge mit der Seehöhe.

In Abbildung 5a werden die Höhe der Schneedecke und die Summe der Neuschneehöhen für Achenkirch (920m) wiedergegeben (FLIRI 1992). Die nahezu 100-jährige Meßserie zeigt eine Winterdecke von November bis April und ein Maximum der Summe der Neuschneehöhen Ende März. Zur Dokumentation der Situation in den Hochlagen wurde die 40km SSW gelegene Station Patscherkofel/Tirol (2090m) herangezogen (Abbildung 5b; HYDROGRAPHISCHES ZENTRALBÜRO): dort zeigt sich eine länger andauernde Schneedecke von Anfang Oktober bis Ende Mai, die Neuschneehöhen sind im Vergleich zur Station Achenkirch nur leicht erhöht, das Maximum der Schneedeckenhöhe verschiebt sich aber in den April.

Atmosphärische Wasserbilanz

Die Abschätzung der Wasserbilanz ergibt im Durchschnitt für jeden Monat beachtliche Überschüsse, die über die Speicher Boden und Schnee im Grundgestein zum Abfluß kommen. Die jährlichen Überschüsse betragen aufgrund langjähriger Meßserien im Mittel 1013mm (Anhang 4), die mittleren monatlichen Überschüsse liegen zwischen 62mm (April) und 109mm (Juli). Zur Wasserversorgung der Vegetation wären somit in 1000m Seehöhe etwa 440mm und in 1500m Seehöhe 390mm Jahresniederschlag ausreichend.

Evapotranspiration

Die Werte der Evapotranspiration sind - bedingt durch die kühle Tönung des Gebietes und das hohe Niederschlagsangebot - sehr gering. Dies bewirkt eine Senkung der Höhenzonen im Vergleich zum zentralalpinen Raum.

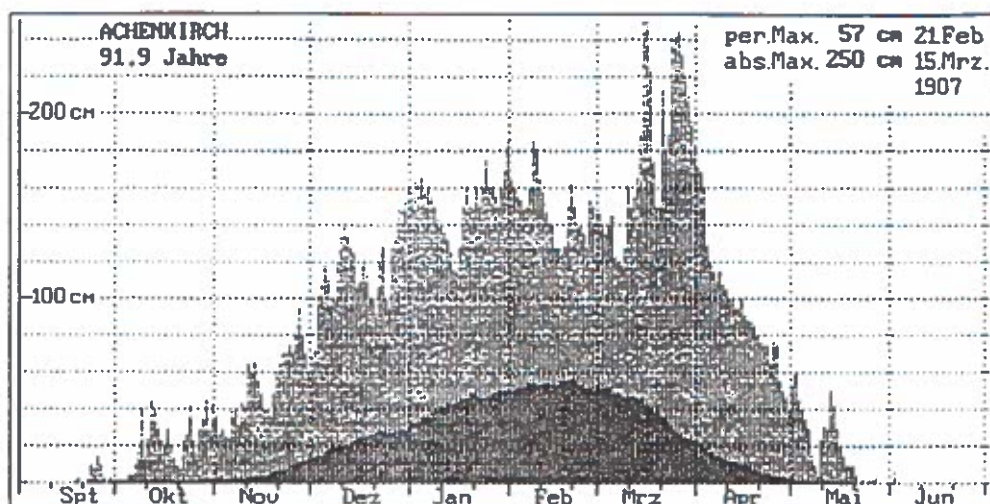
Auswirkung der Wetterlagen auf das Niederschlagsgeschehen

In den Alpen treffen die westliche maritime, die östliche kontinentale und die südliche mediterrane Klimaprovinz zusammen. Der Alpenhauptkamm bildet für die nördlichen (W bis NE) und die südlichen (E bis SW) Strömungslagen eine Klimascheide. Der Anteil der Strömungslagen aus dem nördlichen Halbkreis ist in den Monaten Juni bis August deutlich höher als in den restlichen Monaten (Tabelle 1). Der Vergleich der Prozentanteile der Niederschlagshöhen bei den verschiedenen Wetterlagen mit der ca. 40km SSE gelegenen Station Mayerhofen (Zillertal/Tirol, 640m) zeigt, daß sich kleinräumig keine großen Unterschiede ergeben (Anhang 5), die Gesamtniederschlagsmenge im Zillertal ist jedoch um rund 25% geringer als in Achenkirch.

Tab.1: Verteilung der Anteile der Wetterlagen an der Niederschlagssumme in Achenkirch (920m), nach FLIRI & SCHÜEPP (1984)

	Monate			
	XII-II	III-V	VI-VIII	IX-XI
Anteile W - NE (%)	26,9	24,9	29,9	18,3
Anteile E - SW (%)	28,5	29,1	17,7	24,7
Differenz (%)	1,6	4,2	12,2	6,4

Abb.5a: Höhe der Schneedecke und Summe der Neuschneehöhe, Station Achenkirch (Talboden, 920m)

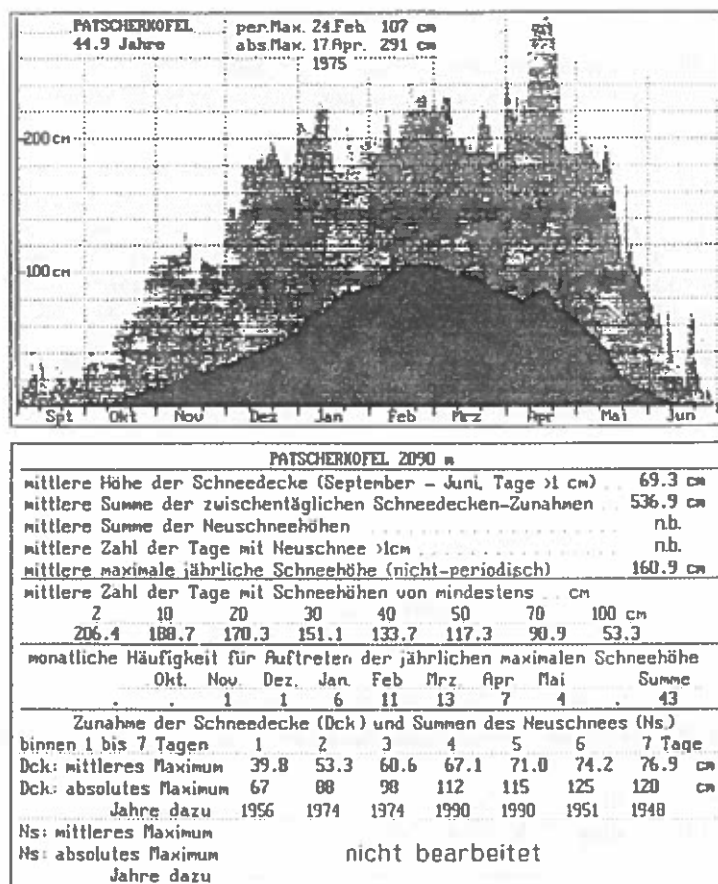


ACHENKIRCH 920 m							
mittlere Höhe der Schneedecke (September – Juni, Tage >1 cm)	39.3 cm						
mittlere Summe der zwischentäglichen Schneedecken-Zunahmen	301.4 cm						
mittlere Summe der Neuschneehöhen	412.0 cm						
mittlere Zahl der Tage mit Neuschnee >1cm	43.9						
mittlere maximale jährliche Schneehöhe (nicht-periodisch)	94.7 cm						
mittlere Zahl der Tage mit Schneehöhen von mindestens	cm						
2	10	20	30	40	50	70	100 cm
134.3	113.4	91.6	74.8	59.3	43.4	21.1	6.6
monatliche Häufigkeit für Auftreten der jährlichen maximalen Schneehöhe							
	Okt	Nov	Dez	Jan	Feb	Mrz	Apr. Mai
	1	.	8	29	28	21	5
							Summe
							92
Zunahme der Schneedecke (Dck.) und Summen des Neuschnees (Ns.)							
binnen 1 bis 7 Tagen	1	2	3	4	5	6	7 Tage
Dck: mittleres Maximum	33.4	44.3	50.0	53.3	55.7	57.4	59.0 cm
Dck: absolutes Maximum	75	84	95	100	102	122	145 cm
Jahre dazu	1916	1907	1907	1907	1923	1907	1907
Ns: mittleres Maximum	36.2	53.2	64.9	73.4	79.9	86.1	90.9 cm
Ns: absolutes Maximum	75	97	122	153	183	187	192 cm
Jahre dazu	1916	1916	1897	1897	1897	1897	1907

BEMERKUNGEN: Reihe 1895–1991, Lücken 1909 und 1945

Stationshöhe geändert 1910, 1937 und 1946

Abb.5b: Höhe der Schneedecke und Summe der Neuschneehöhe, Station Patscherkofel (2090m)



BEMERKUNGEN: Reihe (nur Schneehöhen) 1946-1991
 Stationshöhe geändert 1947, 1948, 1967
 Station zuerst am Nordhang, seit 1967 am Gipfel

LITERATUR

- BUNDESMINISTERIUM FÜR BAUTEN UND TECHNIK 1984
 (Hrsg.): Klimadatenkatalog, Heft 5a-c; 1984.
- ENGLISH M. 1992: Standörtliche Grundlagen im Bereich der Höhenprofile Achenkirch. FBVA-Berichte 70, 13-18.
- FLIRI F. 1975: Das Klima der Alpen im Raume von Tirol. Monographien zur Landeskunde Tirols, Folge 1.
- FLIRI F. & SCHÜEPP M. 1984: Synoptische Klimatographie der Alpen zwischen Mont Blanc und Hohe Tauern (Schweiz - Tirol - Oberitalien). Alpine Witterungs-lagen und europäische Luftdruckverteilung, 686 S. Wissenschaftliche Alpenvereinshefte 29, Innsbruck.
- FLIRI F. 1992: Der Schnee in Nord- und Osttirol 1895-1991. Band 1 & 2, Universitätsverlag Wagner, Innsbruck.
- HERMAN F., LEITNER J. & SMIDT S. 1993: Höhenprofile Achenkirch, Meßbericht 1992 (Bericht G3/1).
- HYDROGRAPHISCHES ZENTRALBURO (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft) 1983: Jahrbücher. Beiträge zur Hydrographie Österreichs: Heft Nr. 46. Die Nie-

derschläge, Schneeverhältnisse und Lufttemperaturen in Österreich im Zeitraum 1971-1980.

- MARGL H. 1971: Die direkte Sonnenstrahlung als standortsdifferenzierender Faktor im Bergland. Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien, Informationsdienst (132. Folge), 82 (6), 163-167.
- TURC L. 1961: Evaluation des besoins en eau d'irrigation, evapotranspiration potentielle. Ann. Agric. 12, 13ff.
- WALTHER H. & LIETH H. 1960. Klimadiagramm-Atlas. Georg Fischer Verlag Jena.

Quellen der Daten:

- ZENTRALANSTALT FÜR METEOROLOGIE UND GEODYNAMIK. Jahrbücher, Wien.
- HYDROGRAPHISCHES ZENTRALBURO (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, 1983). Jahrbücher.

ANHANG 1

Mittlere monatliche Tagessummen der Globalstrahlung auf die horizontale Fläche (Wh/m²)
(Planfeld Nr. 100, Klimadatenkatalog 1984; langjähriges Mittel)

m Seehöhe	Jan.	Feb.	März	Apr.	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dez.
800- 900	1074	1827	2829	3726	4367	4674	4602	4035	3108	2069	1329	857
1000-1100	1140	1921	2944	3824	423	4733	4700	4151	3197	2138	1306	924
1200-1300	1175	1960	3013	3948	4613	4967	4925	4311	3267	2141	1300	941
1400-1500	1253	2057	3149	4060	4644	4990	5046	4502	3416	2224	1377	1030
1600	1333	2151	3289	4200	4718	5018	5121	4636	3545	2321	1464	1117

ANHANG 2

Monats- und Jahresmittel der Lufttemperatur (°C)
(Planfeld Nr. 100 des Klimadatenkataloges 1984; langjähriges Mittel, Planfeld Nr.: 100; Klimakatalog 1984)

Geographische Länge (Ost): über 11° 40' bis 11° 50'
Geographische Breite (Nord): über 47° 30' bis 47° 36'

m SH													Jahresmittel
	Jan.	Feb.	März	Apr.	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dez.	
800	-4,0	-2,5	1,3	6,0	10,4	13,7	15,4	14,9	12,0	7,1	1,6	-2,5	6,1
900	-4,2	-2,9	0,6	5,2	9,6	13,0	14,7	14,3	11,5	6,7	1,3	-2,7	5,6
1000	-4,2	-3,0	0,2	4,6	9,1	12,5	14,2	13,9	11,1	6,4	1,2	-2,7	5,3
1100	-4,0	-3,1	0,0	4,2	8,6	12,1	13,9	13,5	10,9	6,3	1,2	-2,6	5,1
1200	-4,0	-3,1	-0,2	3,9	8,2	11,7	13,5	13,2	10,6	6,1	1,2	-2,5	4,9
1300	-4,1	-3,3	-0,6	3,5	7,8	11,2	13,0	12,8	10,3	5,8	1,0	-2,7	4,6
1400	-4,3	-3,6	-1,0	2,9	7,2	10,6	12,4	12,3	9,8	5,5	0,6	-2,9	4,1
1500	-4,6	-4,0	-1,5	2,3	6,6	10,0	11,9	11,7	9,3	5,0	0,3	-3,2	3,7
1600	-4,9	-4,4	-2,1	1,7	5,9	9,4	11,2	11,2	8,8	4,6	-0,1	-3,6	3,1

ANHANG 3a

Achenkirch: Monats- und Jahressummen der Niederschlagshöhen (mm), Mittelwerte 1961-1990
(HYDROGRAPHISCHES ZENTRALBURO 1983)

Jahr	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	IV-IX	Sa.
1961	23	99	84	91	225	170	185	153	46	48	42	188	870	1354
1962	131	124	69	93	231	123	196	98	100	29	29	162	841	1385
1963	57	12	73	49	105	165	142	177	122	51	86	20	760	1059
1964	34	63	57	138	164	149	148	226	113	221	179	80	938	1572
1965	62	113	99	177	285	250	145	152	110	5	76	155	1119	1629
1966	63	86	134	104	211	230	291	267	88	86	74	198	1191	1832
1967	140	79	176	149	133	159	181	144	129	54	34	87	895	1465
1968	210	45	88	43	97	136	214	210	118	116	29	59	818	1365
1969	76	36	44	94	89	175	210	228	55	19	91	64	851	1181
1970	56	246	107	155	161	196	214	313	139	174	82	52	1178	1895
1971	8	90	48	45	108	248	110	253	105	28	57	80	869	1180
1972	11	21	15	136	105	150	177	104	47	101	159	20	719	1046
1973	72	84	61	100	97	199	229	172	99	108	207	134	896	1562
1974	100	50	22	54	125	234	244	199	157	163	100	246	1013	1694
1975	111	14	82	86	85	256	223	168	44	43	86	11	862	1209
1976	168	10	39	47	168	165	159	193	131	42	92	87	863	1301
1977	82	117	81	164	66	135	243	140	61	32	108	83	809	1312
1978	45	68	182	56	159	157	237	125	227	159	19	39	961	1473
1979	77	48	141	120	105	343	197	205	133	33	239	92	1103	1733
1980	83	77	62	203	72	185	190	132	95	138	64	109	877	1410
1981	177	52	94	32	94	98	328	176	118	208	125	134	846	1636
1982	203	19	68	50	101	229	140	194	75	57	57	100	789	1293
1983	183	47	78	67	126	242	78	221	179	97	95	94	913	1507
1984	69	100	47	30	91	145	137	156	230	45	45	69	789	1164
1985	73	87	48	106	116	185	179	306	77	30	91	53	969	1351
1986	197	20	78	76	132	101	193	202	46	86	26	149	750	1306
1987	101	87	132	57	142	166	239	161	123	32	120	121	888	1481
1988	69	93	250	55	142	137	154	237	78	66	105	210	803	1596
1989	62	68	62	95	112	164	249	98	118	91	55	53	838	1227
1990	24	210	47	122	93	183	171	145	138	110	86	53	852	1382
Mittelwerte und mittlere Summen														
1961-70	85	90	93	109	170	175	193	197	102	80	72	107	946	1474
1971-80	76	58	73	101	109	207	201	169	110	85	113	90	897	1392
1981-90	116	78	90	69	115	165	187	190	118	82	81	104	844	1394
1961-90	92	76	86	93	131	183	193	185	110	82	89	100	896	1420
Extremwerte 1961-1990														
min.	23	10	15	30	66	98	78	98	46	5	19	110		
max.	210	246	250	203	285	343	291	313	230	208	179	246		

ANHANG 3b

Berechnete mittlere monatliche Niederschlagssummen (1931-1990)
für die einzelnen Höhenstufen (auf der Basis der Angaben des Hydrographischen Zentralbüros, 1983)

Seehöhe	Summe IV-IX	Jahressumme
900	889	1431
1000	934	1512
1100	979	1593
1200	1023	1674
1300	1068	1755
1400	1113	1836
1500	1158	1917
1600	1202	1998

ANHANG 4

Potentielle Evapotranspiration (pE) und atmosphärische Wasserbilanz (aW, mm) für 1000m und 1500 m Seehöhe
(berechnet aus Angaben der Anhänge 1-3)

G%: Globalstrahlung in %
d: Anzahl der Tage pro Monat
Gd: mittlere Globalstrahlung pro Tag ($J/cm^2=0,36Wh/m^2$)
t: Monatsmittel der Lufttemperatur (°C)
N: Niederschlagshöhe pro Monat (mm)
pE: potentielle Evapotranspiration
aW: atmosphärische Wasserbilanz (N-pE)

	Jan.	Feb.	März	Apr.	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dez.	Jahr
1000m Seehöhe													
G %	3,22	5,43	8,32	10,8	12,49	13,37	13,28	11,72	9,03	6,04	3,69	2,61	100 %
d	31	28	29	31	30	31	30	31	31	30	31	30	31
Gd	410	692	1060	1377	1592	1704	1692	1494	1151	770	470	330	
t	-4,2	-3,0	0,2	4,6	9,1	12,5	14,2	13,9	11,1	6,4	1,2	-2,7	5,3
N	104	97	92	98	132	167	198	176	127	103	85	77	1456
pE	-	-	2	36	65	83	89	79	56	28	5	-	443
aW	104	97	90	62	67	84	109	97	71	75	80	77	1013
1500m Seehöhe													
G %	3,32	5,45	8,34	10,76	12,30	13,21	13,36	11,92	9,05	5,89	3,65	2,73	100 %
d	31	28	29	31	30	31	30	31	31	30	31	30	31
Gd	451	740	1134	1462	1672	1796	1816	1621	1230	801	496	371	
t	-4,6	-4,0	-1,5	2,3	6,6	10,0	11,9	11,7	9,3	5,0	0,3	-3,2	3,7
N													
pE	-	-	-	21	55	77	86	77	53	24	1	-	394

ANHANG 5

Anteile (mm) an der Niederschlagssumme nach Witterungslagen für die meteorologischen Stationen Achenkirch (920m) und Mayrhofen (640m), Mittel 1946-1979
nach FLURI & SCHUEPP (1984)

Monate		Indifferente und zyklonale Strömungslagen								Kernlagen		Summe
		NE	E	SE	S	SW	W	NW	N	L1)	H2)	
Achenkirch (920m)												
Winter	XII, I, II	23	20	2	4	16	89	81	11	18	9	271
Frühling	III, IV, V	52	23	3	5	29	66	37	31	52	14	313
Sommer	VI,VII,VIII	101	30	0	1	75	140	41	17	128	32	566
Herbst	IX, X, XI	22	17	1	4	35	64	52	12	54	17	277
Jahr	XII bis XI	198	90	6	15	154	359	212	71	251	73	1429
Mayrhofen (640m)												
Winter	XII, I, II	14	15	2	6	21	54	49	7	18	6	190
Frühling	III, IV, V	37	18	4	6	32	47	19	18	54	9	244
Sommer	VI,VII,VIII	75	30	0	0	53	114	21	11	88	23	416
Herbst	IX, X, XI	18	15	1	9	45	46	25	6	53	9	227
Jahr	XII bis XI	144	77	7	21	152	261	114	41	214	47	1078

1) L: Alle Tiefdruck-Kernlagen (L, -L, X, F, -F)

2) H: Alle antizyklonalen Strömungslagen, alle Hochdruck-Kernlagen (+L, +H, +F)

Luftschadstoffmessungen im Raum Achenkirch - Ergebnisse 1992

S. SMIDT & J. LEITNER

Institut für Immissionsforschung und Forstchemie, Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien

Kurzfassung

Im Untersuchungsjahr wurden - analog zu den vorangegangenen Meßjahren - geringe Schwefeldioxid- und Stickstoffoxiddkonzentrationen gemessen, wodurch eine Waldefährdung durch diese Einzelkomponenten nicht gegeben scheint. Überschreitungen wirkungsbezogener Ozon-Grenzkonzentrationen (für sehr empfindliche Pflanzen) wurden jedoch - vor allem oberhalb des Talbodens - registriert; eine Gefährdung der ozontoleranten Baumart Fichte ist im Untersuchungsgebiet jedoch nicht anzunehmen, eine Gefährdung empfindlicher Pflanzenarten muß jedoch in Erwägung gezogen werden. Das Ausmaß synergistischer Effekte von Luftschadstoffkombinationen kann für das Untersuchungsgebiet jedoch nicht abgeschätzt werden.

Stichworte: Höhenprofil, Luftschadstoffmessung, Schwefeldioxid, Stickstoffoxide, Ozon

Abstract

Measurements of air pollutants along the "Altitude Profiles Achenkirch" - results 1992:

Like in the preceding years, in 1992 the effect-related limit values of SO₂ and NO₂ were not exceeded either; thus, the forest stands do not seem to be endangered by these components. It was observed that effect-related ozone-threshold levels for "very sensitive plants" were exceeded especially at the mountain stations. The ozone-tolerant *Picea abies* does not seem to be endangered by ozone, but more sensitive plant species probably are. An assessment of synergistic effects of pollutants has not been possible up to now.

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

1 Einleitung

Luftschadstoffe werden in der Literatur als eine der vielen möglichen Ursachen beschrieben, die im Hinblick auf ihre Einzelwirkungen und synergistischen Effekte negative pflanzenphysiologische Relevanz haben und daher im Rahmen der Waldschadensforschung gemessen werden (z.B. GUDERIAN 1985, KRUPA & ARNDT 1990, BLANK & LUTZ 1990). Die Konzentrationen primärer gasförmiger Komponenten (SO₂, NO_x) in inneralpinen Tälern hängen von der Entfernung zu Nahemittenten und damit oft von der Seehöhe (bzw. von der Höhe über dem Talgrund) ab. Sie unterliegen je nach der lokalen Emissionssituation (Hausbrand, Gewerbe, Industrie und KFZ-Verkehr) und der Temperaturschichtung der Luft im Tal

jahreszeitlichen Schwankungen. Im Projektgebiet Zillertal (FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT 1992), welches wie das Achantal ein inneralpines Tal ist, zeigte sich, daß sich die Immissionsmuster der dauerregistriert gemessenen Komponenten (Schwefeldioxid, Stickstoffoxide und Ozon) je nach Lage der Station im Höhenprofil und je nach der Jahreszeit deutlich voneinander unterschieden. Verglichen mit den Meßergebnissen aus dem Zillertal zeigten die bisherigen Messungen im Raum Achenkirch am Talboden geringere SO₂- und NO_x-Konzentrationen.

Die Ergebnisse der Luftschadstoffmessungen im Rahmen des Projektes "Höhenprofile Achenkirch" werden zur Dokumentation des Untersuchungsgebietes im Rahmen des Integrated Monitorings herangezogen weiters als zusätzliche Information und Interpretationshilfe für eine Reihe von Einzeluntersuchungen (z.B. für pflanzenphysiologische und biochemische Untersuchungen, für Boden- und Depositionsanalysen, zur Erarbeitung meteorologischer Modelle u.s.w.) benötigt.

Die Messungen der Luftschadstoffe im Raum Achenkirch ergaben in den vorangegangenen Meßjahren nur geringe Schwefeldioxid- und Stickstoffoxiddkonzentrationen ohne Grenzwertüberschreitungen, hingegen häufige Überschreitungen von Ozon-Immissionsgrenzkonzentrationen, vor allem des 8-Stundenhöchstwertes der ÖSTERREICHISCHEN AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN (1989; vgl. SMIDT & LEITNER 1992). Die Monats- bzw. Tagesmittelwerte, die maximalen Tages- und Halbstundenmittelwerte sowie Grenzwertüberschreitungen aus dem Meßjahr 1992 sind im Meßbericht 1992 (HERMAN et al. 1993) wiedergegeben. Im vorliegenden Bericht sollen neben den Ergebnissen der registrierenden Messungen und deren Bedeutung für die forstliche Vegetation auch jene der integrierenden Messungen (mit Meßkerzen bzw. Ozonpapiern) kurz behandelt werden. Die integrierenden Messungen dienen der Komplettierung der registrierenden Messungen.

2 Methodik

Die registrierenden Luftschadstoffmessungen wurden mit Monitor- Labs- und Horiba- Analysatoren durchgeführt (SMIDT & LEITNER 1992) angeführt sind. Die Meßmonate 1992 sind in Tabelle 1 zusammengestellt. Die integrierenden Messungen wurden an insgesamt 9 Punkten (Mühleggerköpfl/920m und Christlumpprofil: Christ-

lumkopf/1758m, 1/1420m, 2/1320m, Christlumalm/1280m, 3/1240m, 4/1140m, 5/1050m und 6/970m) durchgeführt; eine Expositionsperiode betrug 28 Tage. Die Schwefeldioxidmessung erfolgte mit der Bleikerzenmethode. Die NO_x-Messung wurde nach "Methode A", die Ozonmessung mit Ozonpapieren nach "Methode E" durchgeführt (LEITNER 1991).

Tab.1: Luftschadstoffmessungen 1992, Meßmonate

Meßstelle	SO ₂	Ozon	NO _x
Mühleggerköpfl (920m)	1-12	1-12	1-9,11-12
Christlum-Profil			
Christlumkopf (1758m)	-	1-12	-
Christlumalm (1280m)	1-12	1-12	2,3,6-12
Talboden (930m)	12	9-12	9-12

Meteorologische Messungen (Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Luftdruck, Temperatur, relative Luftfeuchte und Strahlung) wurden 1992 an allen Stationen mit Ausnahme des Talbodens (nur Luftdruck, Temperatur und relative Luftfeuchte) kontinuierlich durchgeführt (HERMAN et al. 1993).

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Jahres- und Monatsmittelwerte von SO₂, NO_x und Ozon

Die Bandbreiten der Monatsmittelwerte sind in Tabelle 2a gemeinsam mit jenen aus dem "Höhenprofil Zillertal", die Jahresmittelwerte (Achenkirch) in Tabelle 2b wiedergegeben. Die Bandbreiten von Jahresmittelwerten an europäischen Meßstationen in Ballungsräumen und ländlichen bzw. Reinluftgebieten sind Tabelle 3 zu entnehmen.

Tab.2a: Bandbreiten der Monatsmittelwerte 1992 der Konzentrationen von SO₂, O₃, NO und NO₂ (µg/m³) und Vergleichswerte aus dem "Höhenprofil Zillertal" (1986-1990)

Station	SO ₂	O ₃	NO	NO ₂
Höhenprofile Achenkirch (1992)				
Christlumkopf (1758m)	-	71-112	-	-
Christlumalm (1280m)	1-4	49-113	0-1	0-5
Talboden (930m)	-	26-31	-	-
Mühleggerköpfl (920m)	2-3	15-41	1-9	4-26
Höhenprofil Zillertal (1986-1990)				
Ahorn (1950m)	-	68-149	-	-
Stockaste (1560m)	1-23	59-132	1-8	2-10
Talwiese (1000m)	2-23	37-152	0-4	0-15
Ramsau (600m)	2-48	11-88	2-62	5-75

Tab.2b: Jahresmittel (1992) der Konzentrationen von SO₂, O₃, NO und NO₂ (µg/m³)

Station	SO ₂	O ₃	NO	NO ₂
Christlumkopf (1758m)	-	89	-	-
Christlumalm (1280m)	2	79	0	1
Mühleggerköpfl (920m)	2	31	2	12

Der Vergleich der Bandbreiten der Monatsmittelwerte in Tabelle 2a zeigt, daß der Raum Achenkirch im Vergleich zum Zillertal geringer mit Schwefeldioxid und Stickstoffoxiden belastet ist. So wurden an der Talstation Ramsau (Zillertal, 600m) SO₂-Monatsmittel bis 48µg/m³ gemessen, am Mühleggerköpfl (Achenkirch, 920m) hingegen maximal 3µg/m³. Auch an den Hangstationen wurden im Zillertal höhere SO₂-Konzentrationen als im Raum Achenkirch festgestellt: Stockaste (Zillertal, 1560m) bis 23µg/m³, Christlumalm (Achenkirch, 1280m, ebenso wie Mühleggerköpfl) 4µg/m³. Analoge Verhältnisse ergaben sich für die NO_x-Konzentrationen.

Vergleicht man die Jahresmittel (Tabelle 2b) mit jenen anderer europäischer Stationen (Tabelle 3), so zeigt sich, daß die die SO₂-Jahresmittel in Achenkirch jenen eines Reinluftgebietes entsprechen. Die NO₂-und Ozon-Jahresmittel hingegen liegen innerhalb jener Bandbreite, welche für den ländlichen Raum genannt werden.

Tab.3: Luftschadstoffkonzentrationen (µg/m³; Jahresmittel) in Ballungsräumen, ländlichen Gebieten und Reinluftgebieten (HAHN 1991)

Gas	Ballungsräume	ländlicher Raum (inneralpine Täler)	Reinluftgebiete
SO ₂	10-90	4-20	0,5-10
NO ₂	30-105	10-55	3-10
Ozon	15-60	30-100	70-130

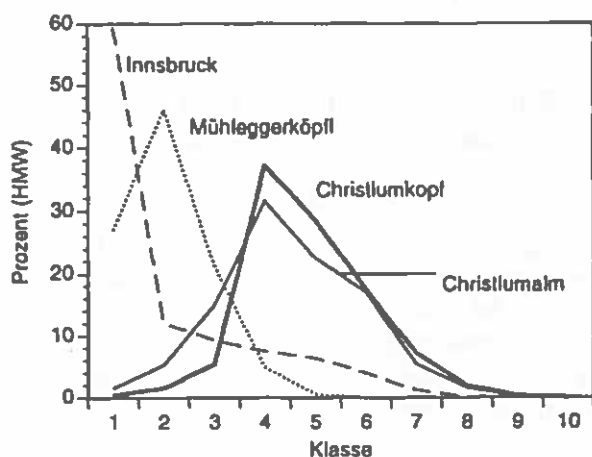
3.2 Häufigkeitsverteilungen von Ozon-Halbstundenmittelwerten

Die Ozonkonzentrationen verschiedener Stationen können außer durch einen Vergleich der Mittelwerte und Grenzwertüberschreitungen auch durch eine Gegenüberstellung der Häufigkeitsverteilungen von Halbstundenmitteln erfolgen, was bereits von REITER et al. (1987) und DANNINGER (1988) aufgezeigt wurde. Stärker mit NO vorbelastete Stationen bzw. Stationen tieferer Lagen weisen ein Maximum in der ersten bzw. zweite Klasse auf (Halbstundenmittel von 0 - 20 bzw. 21-40µg/m³), Hintergrundstationen hingegen zeigen eine annähernd symmetrische Verteilung. Vergleiche auf der Basis dieser 20µg/m³-Klassengrenzen für das Jahr 1992 ergab deutliche Unterschiede für alpine Stationen (Vergleichsstation Innsbruck - Andechsstraße, Station Mühleggerköpfl bzw. die beiden Bergstationen Christlumalm und Christlumkopf, Abbildung 1). Anhand der Ergebnisse dieser Meßstationen konnte - analog zu Vergleichen für das Jahr 1991 (HERMAN 1993) - gezeigt werden, daß sich im Untersuchungsgebiet mit zunehmender Seehöhe (und ab-

nehmender Belastung mit Stickstoffmonoxid) eine zunehmend symmetrische Häufigkeitsverteilung der Ozon-Halbstundenmittel ergab.

Abb.1: Häufigkeitsverteilungen von Ozon-Halbstundenmittelwerten der Stationen Mühleggerköpfl, Christlumalm, Christlumpkopf und Innsbruck-Andechsstraße (Meßjahr 1992)

(Klasse 1: 0-20, Klasse 2: 21-40, Klasse 3: 41-60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ u.s.w.)



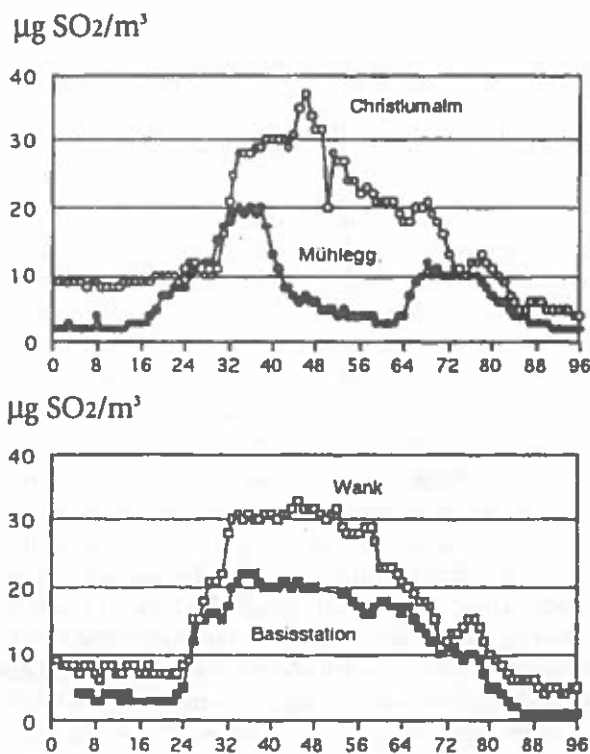
3.3 Grenzwertüberschreitungen

Schwefeldioxid und Stickstoffdioxid: Die Schwefeldioxid-Grenzwerte der 2. Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen (Bundesgesetzblatt 199/1984) wurden 1992 an keiner Meßstelle überschritten, ebenso nicht die Stickstoffdioxid-Immissionsgrenzkonzentrationen gemäß ÖSTERREICHISCHER AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN (1987); letztere wurden auch an der relativ verkehrsnahen Station Mühleggerköpfl in allen Monaten weit unterschritten (Tabellen 4 und 5).

Trotz der im Durchschnitt niedrigen Schwefeldioxidkonzentrationen (Monatsmittelwerte bis $3\mu\text{g}/\text{m}^3$) wurden im Untersuchungsgebiet vereinzelt Episoden beobachtet. Im April 1992 zum Beispiel war an den Stationen Mühleggerköpfl und Christlumalm ein Anstieg der SO_2 -Halbstundenmittelwerte auf das Mehrfache des jeweiligen Monatsmittels zu registrieren. Zu Beginn des 2. Tagesdrittels des 10. April stieg die Konzentration auf der Christlumalm auf $32\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Monatsmittelwert: $4\mu\text{g}/\text{m}^3$), am Mühleggerköpfl auf $20\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Monatsmittelwert $2\mu\text{g}/\text{m}^3$). Auch an den bayerischen Stationen Wank (1780m) ergab sich etwa vier Stunden früher ein analoges Bild, nämlich am Wank (1780m) ein stärkerer Anstieg als an der Wank-Basisstation (1175m; Abbildung 2; PROJEKTGRUPPE ZUR ERFORSCHUNG DER WIRKUNG VON UMWELTSCHADSTOFFEN 1993). Die Parallelität beider Ereignisse zeigt deutlich, daß diese Episode überregional zu

beobachtet war und die Langzeitmittel der SO_2 -Immissionskonzentrationen als die Grundbelastung durch lokale Quellen bestimmt werden.

Abb.2: SO_2 -Konzentrationen vom 10./1. 4. 1992 in Achenkirch (Stationen Mühleggerköpfl/920m und Christlumalm/1280m; oben) und am Wank/Bayern (Wank-Basisstation/1175m und Wankgipfel/1780m; unten)



Auf der Basis der erhobenen Meßwerte ist sowohl für SO_2 als auch für NO_2 als Einzelkomponente nach den derzeit geltenden Richtlinien eine Gefährdung der Vegetation im Untersuchungsgebiet auszuschließen. Eine negative Beeinflussung der Vegetation durch ihr gemeinsames Auftreten mit anderen Stressoren läßt sich jedoch vermuten (KRUPA & ARNDT 1990, SMIDT 1993).

Ozon: Ozongrenz- bzw. -höchstwerte wurden am Talboden, wo allerdings Messungen erst ab September vorlagen, nicht überschritten. An den übrigen Meßstellen wurden Überschreitungen des MW1 ($150\mu\text{g}/\text{m}^3$), des MW8 ($60\mu\text{g}/\text{m}^3$) und des Grenzwertes der Schweizerischen Luftreinhalteverordnung registriert. Der Vegetationszeitmittel-Höchstwert der ÖSTERREICHISCHEN AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN 1989 ($60\mu\text{g}/\text{m}^3$) wurde am Mühleggerköpfl nicht überschritten (VMW7 = $36\mu\text{g}/\text{m}^3$), jedoch auf der Christlumalm (VMW7 = $86\mu\text{g}/\text{m}^3$) und am Christlumpkopf (VMW7 = $92\mu\text{g}/\text{m}^3$; Tabelle 4; s. a. HERMAN et al. 1993).

Weitere Ozon-Grenzwerte wurden ebenfalls überschritten: der Tagesmittel-Grenzwert der WORLD HEALTH

ORGANIZATION ($65\mu\text{g}/\text{m}^3$, 1987) an den Stationen Mühleggerköpfl, Christlumpkopf und Christlumalm und der Halbstundenmittel-Grenzwert des SCHWEIZERISCHEN DEPARTEMENT DES INNEREN ($120\mu\text{g}/\text{m}^3$, 1987) am Christlumpkopf und auf der Christlumalm.

Tab.4: Monate mit Überschreitungen von Ozon-Höchst- bzw. -grenzwerten der ÖSTERREICHISCHEN AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN (1989), der WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO; 1987) und des SCHWEIZERISCHEN DEPARTEMENT DES INNEREN (CH; 1987)

Meßstelle	Österreichische Akademie der Wissenschaften (1989)					
	0,5h	1h	8h	VMW7	WHO	CH
Mühleggerköpfl	0	0	7,8,11,12	nein	11,12	0
Christlumpkopf						
Christlumpkopf	0	5-8	1-12	ja	1-12	2-9
Christlumalm	0	5-8	2-12	ja	1-12	2-9
Talboden	0	0	0	-	0	0

Die Ozon-Höchstwertüberschreitungen weisen auf eine potentielle Gefährdung empfindlicher Pflanzenspezies oberhalb des Talbodens und während des ganzen Jahres hin, am Mühleggerköpfl waren die Ozonkonzentrationen geringer, wobei es aber auch in einzelnen Monaten zu Überschreitungen wirkungsbezogener Grenzkonzentrationen kam. Eine Gesamtbeurteilung der Gefährdung der Waldbestände im Untersuchungsgebiet durch Ozon ist schwierig, da die Einstufung der Empfindlichkeit nicht nur von den einzelnen Baumarten, sondern auch von der Beurteilungskriterium abhängt: so kommt man zu unterschiedlichen Ergebnissen, je nachdem, ob man die Blatt-empfindlichkeit oder die Beeinträchtigung der Photosynthese heranzieht (SMIDT et al. 1991).

Die im Untersuchungsgebiet dominierende Baumart Fichte ist nach bisherigen Erkenntnissen sowohl im Hinblick auf Blattschädigungen als auch auf die Beeinträchtigung der Photosynthese als "weniger empfindlich" einzustufen (VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE 1989; WIESER & HAVRANEK 1993). Die vom VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE (1989) als "sehr (blatt)empfindlich" eingestufte Lärche, die im Untersuchungsgebiet häufig vertreten ist, scheint nach HAVRANEK & WIESER (1993) wenig gefährdet zu sein: Nach Freilandbegasungen einer Altlärche im 40km südlich gelegenen Zillertal wurde deren Photosyntheseaktivität durch die dort herrschenden Ozonkonzentrationen nicht beeinträchtigt. Einschränkend muß jedoch bemerkt werden, daß nur ungeschädigte, erwachsene Fichten und Lärchen verwendet wurden, die standortsbedingt weder unter Nährstoffmangel noch unter langfristigem Wasser- oder anderem Streß litten. Aus methodischen Gründen mußten die physiologischen Langzeitmessungen auf wenige Bäume beschränkt bleiben, weshalb nicht auszuschließen ist, daß gegenüber Ozon auch empfindlichere als die untersuchten Individuen gibt. Die Ozonlite-

ratur belegt, daß innerhalb einer Art genetisch bedingte Unterschiede in der Ozonempfindlichkeit auftreten, wobei meist ungeklärt ist, worauf diese beruhen. Ebenso ist noch kaum untersucht, bis zu welchen Ozonkonzentrationen (kurz- und langfristig) die Entgiftung ausreichend, d.h. ohne beginnende Schädigung funktioniert, bzw. inwiefern Entgiftungsreaktionen durch andere Streßwirkungen behindert werden. Ungeklärt ist weiters die Möglichkeit eines "Memory-Effekts", d.h. daß sich latente oder kompensierte Ozonwirkungen erst in der - der Ozonbelastung folgenden - Vegetationsperiode manifestieren, wie z.B. in einem verspäteten Austrieb oder in einer schwächeren Photosyntheseleistung (HAVRANEK, mündliche Mitteilung).

3.4 Einflüsse der Seehöhe und Jahreszeit auf die Schadstoffkonzentrationen

Schwefeldioxid: Die geringen Schwefeldioxidkonzentrationen zeigten 1992 an den Stationen Christlumalm und Mühleggerköpfl keinen Jahresgang und lagen meist im Bereich der Nachweisgrenze der Meßgeräte. Die mittleren Monatsmittel waren an den Stationen Mühleggerköpfl und Christlumalm gleich hoch, das maximale Tagesmittel war auf der Christlumalm jedoch mehr als doppelt so hoch wie am Mühleggerköpfl; auch das maximale Halbstundenmittel war auf der Christlumalm wesentlich höher (Tabelle 5).

Stickstoffdioxid: Die Stickstoffdioxid-Monatsmittelwerte nahmen am Mühleggerköpfl von Jänner (mit dem höchsten Monatsmittel von $26\mu\text{g}/\text{m}^3$) bis September 1992 ab und stiegen bis Dezember wieder an. Die Konzentrationen des im Vergleich zum NO phytotoxischeren NO₂ waren generell höher als jene des NO. Im Gegensatz zum Schwefeldioxid zeigten sich zwischen den beiden Stationen unterschiedliche "Gradienten": Das mittlere NO₂-Monatsmittel betrug am Mühleggerköpfl $12\mu\text{g}/\text{m}^3$, auf der Christlumalm hingegen nur $1\mu\text{g}/\text{m}^3$; auch der maximale NO₂-Tagesmittelwert war am Mühleggerköpfl höher, nicht jedoch der maximale Halbstundenmittelwert.

Tab.5: Maximale Tages- und Halbstundenmittelwerte ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

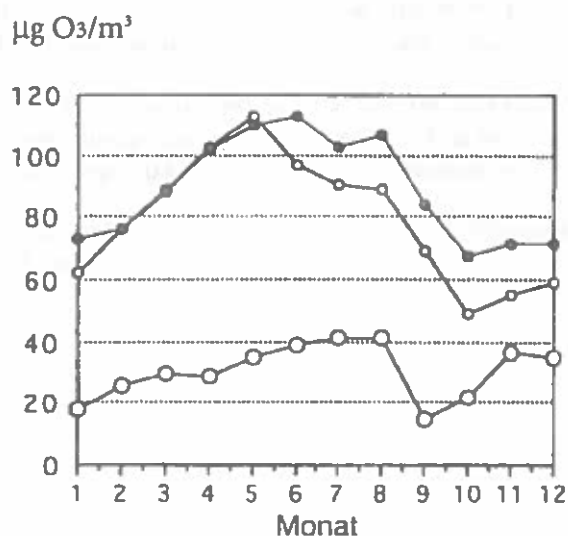
Station	max.TMW			max.HMW		
	SO ₂	NO ₂	O ₃	SO ₂	NO ₂	O ₃
Christlumpkopf	-	-	150	-	-	221
Christlumalm	17	10	148	41	56	212
Mühleggerköpfl	7	39	84	25	30	104

Ozon: Die Ozon-Monatsmittelwerte stiegen von Jänner bis Juni bzw. Juli 1992 an. Von Februar bis April waren die Monatsmittel an den beiden Bergstationen Christlumalm und Christlumpkopf gleich hoch, in den folgenden Monaten am Christlumpkopf um rund $10\text{--}20\mu\text{g}/\text{m}^3$ höher (Abbildung 3).

Die Jahresmittelwerte und Vegetationszeitmittelwerte 1992 aus dem Alpenraum sind in Abhängigkeit von der

Abb.3: Ozon-Monatsmittelwerte an den Stationen Mühleggerköpfl, Christlumalm und Christlumkopf

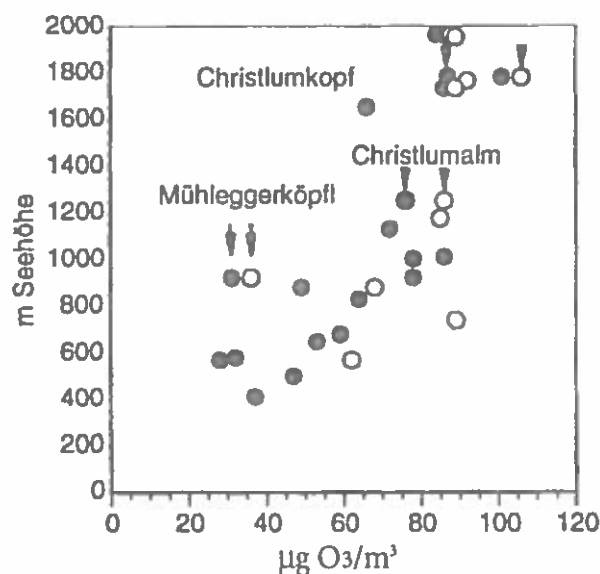
- Christlumkopf (1758m)
- Christlumalm (1280m)
- Mühleggerköpfl (920m)



Seehöhe in Abbildung 4 wiedergegeben. Sie zeigten, daß die Werte der Bergstationen Christlumalm und Christlumkopf im Bereich anderer, in vergleichbarer Seehöhe gelegener Stationen lagen; die Station Mühleggerköpfl hingegen wies für diese Höhenstufe vergleichsweise niedrige Werte auf.

Abb.4: Mittlere Monatsmittelwerte und Vegetationszeitmittelwerte (VMW7) aus dem Alpenraum, 1992

- mittlere Monatsmittelwerte
- Vegetationszeitmittelwerte



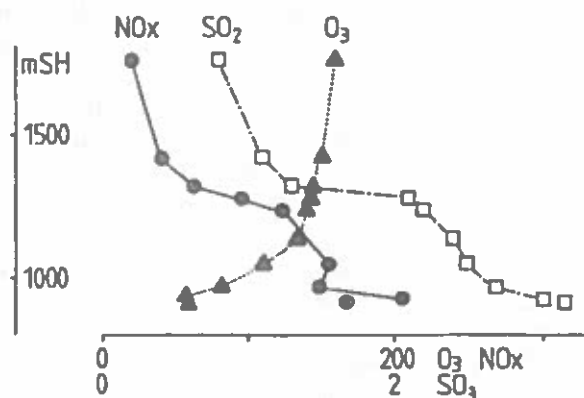
3.5 Messungen mit integrierenden Meßmethoden

Die Messungen mit integrierenden Meßmethoden am Christlumprofil und am Mühleggerköpfl (9 Stationen) ergaben insgesamt deutliche "Gradienten". Die relative Abnahme der Periodenmittel bis 1200m betrug für SO₂ und NO_x rund 70%. 1992 zeigte sich beim SO₂ und NO_x eine verstärkte Abnahme der Mittelwerte oberhalb von 1280m Seehöhe (Abbildung 5), die NO_x- und SO₂-Werte können jedoch als gering bezeichnet werden: sowohl die Mittelwerte der NO_x-Werte (Extinktionen) als auch die mittels Bleikerzenmethode gemessenen SO₃-Werte lagen innerhalb der Klasse 1, für die eine Gefährdung der Vegetation weitgehend ausgeschlossen werden kann (Obergrenze der Klasse 1 für NO_x: 450/100 Extinktionseinheiten, für Schwefeldioxid: 5,6 mg SO₃/dm²·28d).

Im Vergleich zum Meßjahr 1991 (SMIDT & LEITNER 1992) wurden 1992 im Mittel bis 1300m Seehöhe höhere NO_x-, SO₂- und Ozonwerte festgestellt, dagegen an den höhergelegenen Punkten nahezu gleich hohe Werte wie 1991.

Abb.5: Ergebnisse der integrierenden Messungen (Mittel 1992)
(Die Meßpunkte der Christlumtrasse sind miteinander verbunden)

Einheiten: Schwefeldioxid: mg SO₃/dm²·28d
NO_x und Ozon: Extinktionseinheiten * 100



LITERATUR

- BLANK L.W. & LUTZ C. (eds.) 1990: Tree exposure experiment in closed chambers. Environmental Pollution, 399pp.
- BUNDESGESETZBLATT für die Republik Österreich Nr. 199, Jg. 1984, 89. Stück, Zweite Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen.
- DANNINGER E. 1988: Ozon-Immissionsmessungen in Oberösterreich. Symposium Verteilung und Wirkung von Photooxidantien im Alpenraum. GSF-Bericht 17/88, 260-268.
- FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT (Hrsg.) 1992: Ökosystemare Studien im Kalkalpin. FBVA-Berichte 67, 152 S.
- GUDERIAN R. 1985: Air pollutants by photochemical oxidants. Ecological Studies 52, Springer Verlag Berlin, Heidelberg, New York, Tokio.
- HAHN J. 1991: Luftqualität in den westlichen Industrieländern - Immissionssituation. In: Fraunhofer Gesellschaft, Tätigkeitsbericht 1991.
- HAVRANEK W.M. & WIESER G. 1993: Zur Ozontoleranz der europäischen Lärche (*Larix decidua* Mill.). Forstw. CBl. 112, 56-64.
- HERMAN F. 1993: Ökosystemare Studien im Kalkalpin - Höhenprofile Achenkirch. Proceedings "Stoffeinträge aus der Atmosphäre und Waldbodenbelastung in den Ländern der ARGE ALP und ALPEN ADRIA, Berchtesgaden 27.-29. 4. 1993, 406-413.
- HERMAN F., LEITNER J. & SMIDT S. 1993: Höhenprofile Achenkirch, Meßbericht 1992 (Bericht G3/1).
- KRUPA S.V. & ARNDT U. (eds.) 1990: The Hohenheim long-term experiment. Environmental Pollution, 481pp.
- LEITNER J. 1991: Ozon- und NO_x-Messungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt mit integrierenden Meßmethoden. II. Workshop "Integrale Meßmethoden", Salzburg 10.4.1991 Salzburg, Tagungsband 59-70.
- ÖSTERREICHISCHE AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN 1987: Luftqualitätskriterien Stickstoffdioxid.
- ÖSTERREICHISCHE AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN 1989: Luftqualitätskriterien Ozon.
- PROJEKTGRUPPE ZUR ERFORSCHUNG DER WIRKUNG VON UMWELTSCHADSTOFFEN (PBWU) 1993: Meßbericht Luftmeßdaten 1991-1992 (Ozon und Schwefeldioxid).
- REITER R., SLADKOVIC, R. KANTER H.J. 1987: Concentration of trace gases in the lower troposphere, simultaneously recorded at neighboring mountain stations. Meteorol. Atmos. Phys. 37, 27-47.
- SCHWEIZERISCHES DEPARTEMENT DES INNEREN 1987: Luftreinhalteverordnung.
- SMIDT S., GABLER K. & HALBWACHS G. 1991: Beurteilung österreichischer Ozonmeßdaten in Hinblick auf wirkungsbezogene Grenzwerte. Staub Reinh. Luft 51, 43-49.
- SMIDT S. & LEITNER J. 1992: Luftschadstoffmessungen im Bereich der Höhenprofile Achenkirch. FBVA-Berichte 70, 25-75.
- SMIDT S. 1993: Reaktionen von Forstbäumen auf kombinierte Einwirkungen von Luftschadstoffen in Begasungsversuchen. Bericht Xlb-1/1993, Forstliche Bundesversuchsanstalt.
- VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE 1989: VDI-Richtlinie 2310, Blatt 6: Maximale Immissionskonzentrationen für Ozon.
- WIESER G. & HAVRANEK W.H. 1993: Ozone uptake in the sun and shade crown of spruce: quantifying the physiological effects of ozone exposure. Trees 7, 227-232.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION 1987: The effects of ozone and photochemical oxidants on vegetation. European Series 23, Copenhagen.

Depositionsmessungen im Raum Achenkirch

S. SMIDT¹⁾ & J. RENDL²⁾

¹⁾ Institut für Immissionsforschung und Forstchemie, Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien

²⁾ Institut für Analytische Chemie, Technische Universität Wien

Kurzfassung

Die Analysen der nassen Freilanddepositionen an den drei Bulkmeßstellen des Christlumprofils und einer Wet-and-dry-only Meßstelle am Mühleggerköpfl ergaben - verglichen mit anderen alpinen Stationen - wie im vorangegangenen Untersuchungszeitraum geringe Ionenkonzentrationen und -einträge. Eine Gefährdung des Gebietes durch Protoneinträge ist aufgrund des karbonatbeeinflussten Grundgesteines nicht gegeben.

Stichworte: Höhenprofil, Depositionen, Frühjahrsmaximum, Critical Loads

Abstract

Measurement of wet depositions along the "Altitude Profiles Achenkirch":

The measurements of wet depositions at the three bulk sampling stations (Christlum profile) and at a wet-only station (Mühleggerköpfl) showed low ion concentrations and a low ion-input compared to other Alpine stations. Because of the calcareous soil the proton input does not seem to be endangering.

Key words: Altitude profile, deposition, spring maximum, Critical Loads

1 Einleitung

Freilanddepositionsmessungen sind zur groben Abschätzung einer möglichen Gefährdung von Waldökosystemen vor allem durch saure Einträge bzw. Stickstoffeinträge von Interesse. Ihre kontinuierliche Erfassung ist sowohl im Hinblick auf seehöhenabhängige als auch saisonal bedingte Unterschiede von Bedeutung. Vergleiche bisheriger Ergebnisse an Höhenprofilen im Alpenraum ergaben sowohl hinsichtlich der Ionenkonzentrationen als auch der Einträge lokal bedingte Unterschiede (SMIDT & MUTSCH 1993). Die lokale Bedeutung der Schadstoffeinträge durch nasse Niederschläge kann vor allem anhand der bodenbedingten Voraussetzungen und der auf sie bezogenen "Critical Loads" (UN-ECE 1988) abgeschätzt werden.

Die Messung der nassen Freilanddepositionen im Raum Achenkirch, die bereits in den Jahren 1983-1988 an zwei Bulk-Stationen durchgeführt und im Rahmen des Projektes "Ökosystemare Studien im Kalkalpin" 1990 wiederaufgenommen und an vier Stationen weitergeführt wurde (SMIDT 1992), wurde 1992 fortgesetzt. Sie wurden neben den Messungen der Kronentraufe, die 1992 an zwei

Stationen des Christlumprofils (in 1050m und 1400m Seehöhe) begonnen (BERGER et al. 1993), als Ergänzung zu den registrierenden und integrierenden Messungen gasförmiger Komponenten (Schwefeldioxid, Stickstoffoxide, Ozon) und zur Dokumentation der Immissionssituation durchgeführt.

Ergebnisse bisheriger Messungen im Untersuchungsraum wurden von SMIDT (1992) beschrieben. Im vorliegenden Bericht werden die Ergebnisse aus dem Meßjahr 1992 beschrieben, bezüglich der Schwermetallgehalte auch jene des Jahres 1991.

2 Methodik

Die Freilanddepositionen wurden von Januar bis Dezember mit Bulksammlern (drei Stationen am Christlumprofil: Talboden/930m, Christlumalm/1280m und Christlumkopf/1758m) und einem WADOS-Sammler (Mühleggerköpfl/920m) gesammelt. Die Proben wurden durch Schwarzbandfilter filtriert und in Polyethylenflaschen aufbewahrt. Die Methodik der Probenahme und Analysen (pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Sulfat, Nitrat, Chlorid, Ammonium, Calcium, Magnesium, Natrium, Kalium mit Ausnahme der Schwermetallanalysen) wurden von SMIDT (1991) beschrieben.

Von der Technischen Universität Wien (Institut für Analytische Chemie) erfolgten Messungen der Konzentrationen von Pb, Cd, Cu, Zn in Wet-only-Proben des Probenahmezeitraumes November 1990 bis Dezember 1992. Die Analyse erfolgte mittels Graphitrohr-AAS mit einem Perkin Elmer Gerät Modell 370 mit einer Graphitrohrküvette HGA-74 nach den von Perkin Elmer empfohlenen Standardbedingungen für die oben angegebenen Elemente unter Einsatz von unbeschichteten Graphitrohren und ohne Anwendung der Deuteriumuntergrundkompensation, da in diesen Proben keine Matrixeffekte zu erwarten waren.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Seehöheneinfluß

Die Ionenkonzentrationen und -einträge waren, verglichen mit anderen Stationen bzw. Höhenprofilen im Al-

penraum, auch im Talbereich gering. Aus diesem Grund ergaben sich keine ausgeprägten Höhenverläufe wie etwa im Zillertal (SMIDT 1992). Die geringen Ionenkonzentrationen an der Talstation des Christlumpkopfs dürften mit der im Vergleich zu anderen alpinen Tälern (z.B. mit dem Zillertal; vgl. SMIDT & MUTSCH 1993) geringeren Luftschadstoffbelastung des Achentales hinsichtlich SO_2 und NO_x erklärbar sein.

Der Vergleich der Niederschlagsmengen 1992 an den Bulk-Meßstellen mit langjährigen Mittelwerten (FLIRI

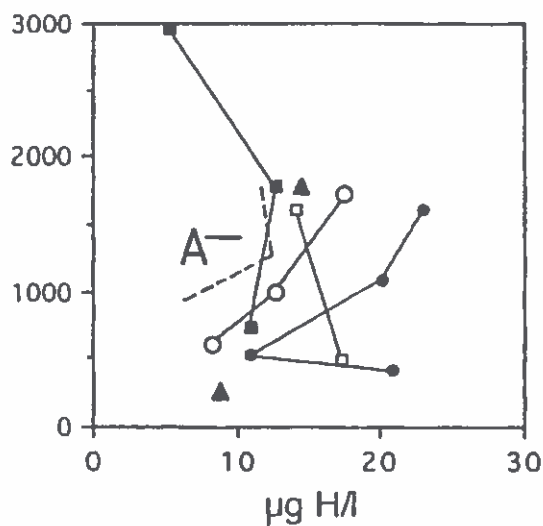
1975) ergab, daß die Sammeleffizienz an der Station Christlumpkopf (1758m) wegen der exponierten Kammlage und der dort häufig auftretenden Verwehungseffekte möglicherweise deutlich verringert ist. Die in Tabelle 1 angegebenen Depositionswerte für die Station Christlumpkopf sind aus diesem Grund als Näherungswerte anzusehen; dies gilt auch für die ermittelten mengengewichteten mittleren Konzentrationen dieser Meßstelle.

Abb.1: Mengengewichtete mittlere Konzentrationen an H-, Sulfat, Nitrat und Ammoniumkonzentrationen am Christlumpprofil (Mittel 6/91-12/92) im Vergleich zu 4-Jahresmittelwerten (1985-1988) an verschiedenen alpinen Höhenprofilen

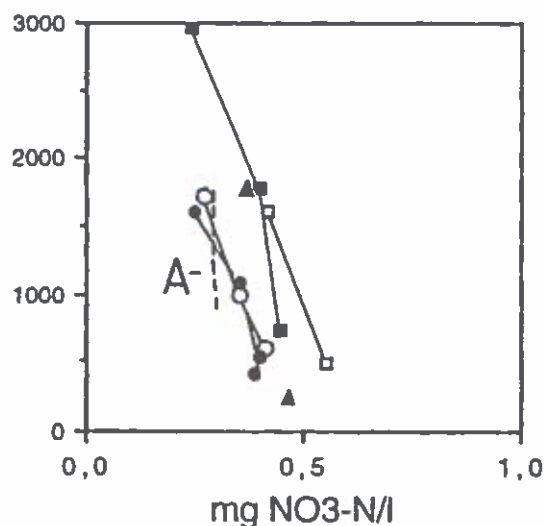
- Höhenprofil Zillertal/Tirol
- Höhenprofil Koralpe/Ktn.
- Höhenprofil Bad Reichenhall

- Höhenprofil Loisachtal/Bayern
- ▲ Vergleichsmeßstellen Leifers und Ritten/Südtirol
- A --- Achenkirch (Bulk-Profil Christlum)

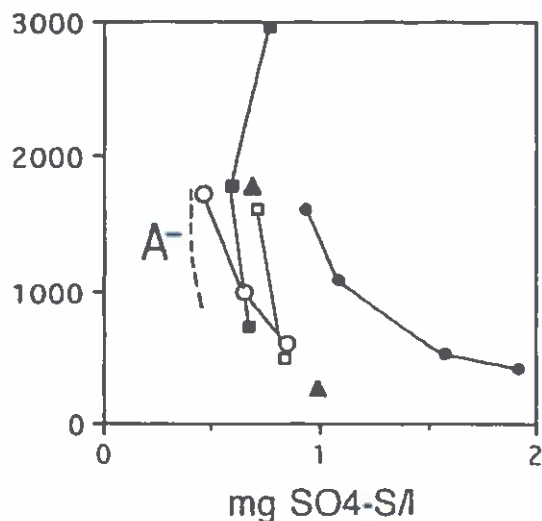
mSH



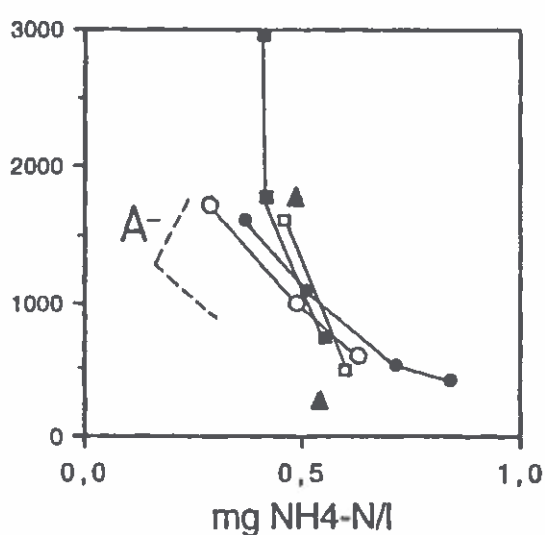
mSH



mSH



mSH



Ionenkonzentrationen

Zwischen den drei Bulk-Meßstellen (Christlumpprofil) waren bei den Sulfat-, Nitrat-, Chlorid-, Magnesium-, Natrium- und Kaliumkonzentrationen geringe Unterschiede der mittleren gewichteten Ionenkonzentrationen (weniger als 0,2 Absolutprozent Unterschied) festzustellen (Tabelle 1), etwas größere Unterschiede ergaben sich beim Ammonium und Calcium. Die mittlere Sulfat- und Nitratkonzentration war am Christlumpprofil nahezu konstant, die mittlere Protonen- und Ammoniumkonzentration war an der Station Christlumalm am niedrigsten.

Im Vergleich zu den bisherigen Messungen im Raum Achenkirch zeigten 4-Jahresmittelwerte (1985-1988) verschiedener alpiner Höhenprofile (Zillertal/Tirol, Koralpe/Kärnten; Loisachtal und Bad Reichenhall/Bayern; vgl. H-, Sulfat-, Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen in den Abbildungen 1a-d) mitunter stärkere relative Abnahmen mit zunehmender Seehöhe (SMIDT & MUTSCH 1993).

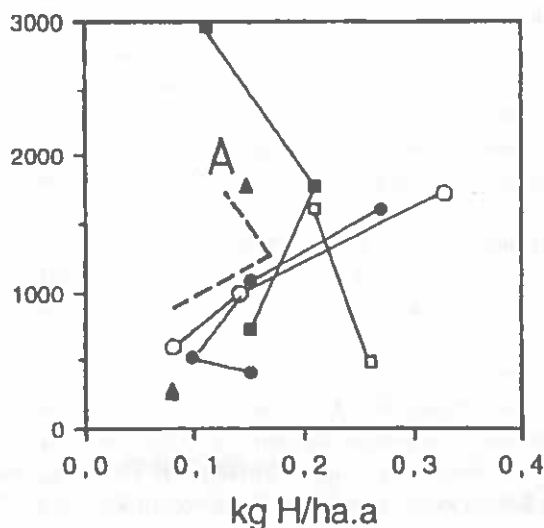
Einträge

Der mittlere Protoneneintrag war 1992 am Talboden am niedrigsten und an der Station Christlumalm am höchsten, die mittleren Schwefel- und Stickstoffeinträge zeigten keine ausgeprägte Höhenabhängigkeit. Die Einträge waren im Vergleich zu den anderen Höhenprofilen im Alpenraum gering (Abbildung 2a-c).

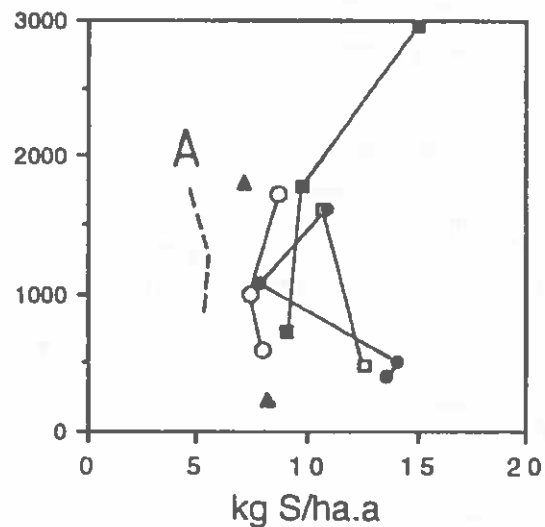
Abb.2: Jahreseinträge am Christlumpprofil (1992) im Vergleich zu 4-Jahresmittelwerten (1985-1988) an alpinen Höhenprofilen

- Höhenprofil Zillertal/Tirol
- Höhenprofil Koralpe/Ktn.
- Höhenprofil Bad Reichenhall
- Höhenprofil Loisachtal/Bayern
- ▲ Vergleichsmeßstellen Leifers und Ritten/Südtirol
- A ---- Achenkirch (Bulk-Profil Christlum)

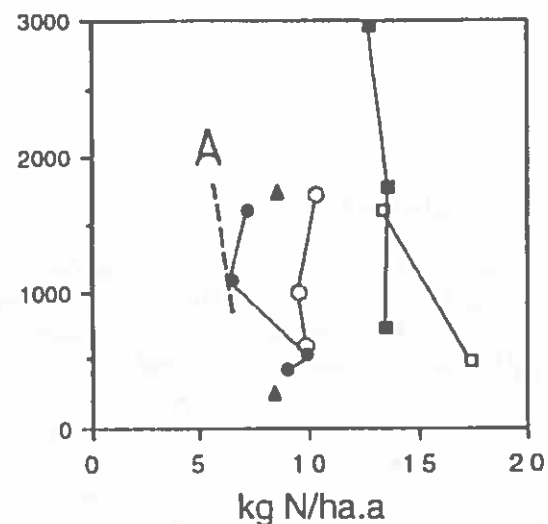
mSH



mSH



mSH



Tab.1: Mittlere mengengewichtete pH-Werte, Leitfähigkeiten und Ionengehalte sowie Jahreseinträge (Meßjahr 1992)

M: Mühleggerköpfl
T: Talboden
A: Christlalm
K: Christlumpopf

Komponente	Christlumpopf			
	M (920m)	T (930m)	A (1280m)	K (1758m)
mm	1057	1262	1391	1136
pH	4,7	5,2	4,9	5,0
$\mu\text{S}/\text{cm}$	11,8	9,4	9,4	8,9
Ionenkonzentrationen (mg Ion/l)				
Sulfat	1,3	1,3	1,2	1,2
Nitrat	1,7	1,3	1,3	1,2
Chlorid	0,2	0,3	0,2	0,3
Ammonium	0,4	0,3	0,2	0,3
Calcium	0,2	0,4	0,4	0,3
Magnesium	0,0	0,1	0,1	0,1
Natrium	0,2	0,2	0,1	0,2
Elementeinträge (kg/ha.a)				
H	0,22	0,08	0,17	0,12
S	4,7	5,4	5,5	4,3
N	7,5	6,8	6,5	5,5

3.2 Saisonale Einflüsse

1992 zeigte sich an den drei Bulk-Stationen und am Mühleggerköpfl (WADOS) bei der Sulfat- und Nitratkonzentration ein deutliches Frühjahrsmaximum (Monatsmittel April bis Juni), welches bereits für verschiedene Stationen beschrieben wurde (ROHDE & GRANAT 1984). Von KOVAR & PUXBAUM (1990) wurde das Frühjahrsmaximum der Sulfatkonzentration mittels eines Modelles erklärt. Dieses Maximum konnte für Nitrat anhand einer Auswertung einer mehrjährigen Meßreihe des Amtes der Tiroler Landesregierung ebenfalls gezeigt werden. Keine deutliche Ausprägung zeigte sich hingegen beim Ammonium.

3.3 Schwermetallgehalte in Wet-only-Proben

Die mengengewichteten Schwermetallkonzentrationen ($\mu\text{g}/\text{l}$) an der Station Mühleggerköpfl über den Meßzeitraum 1991 bis Ende 1992 und die Bandbreite der Einzelergebnisse sind in Tabelle 2 wiedergegeben (86 Niederschlagsproben, welche 98% der gesamten Niederschlagsmenge repräsentieren, wurden analysiert).

Tab.2: Schwermetallkonzentrationen in Wet-only-Proben (Mühleggerköpfl, 920m)

n: Zahl der Proben unterhalb der Nachweisgrenze
(Pb: 1 $\mu\text{g}/\text{l}$; Cd: 0,1 $\mu\text{g}/\text{l}$; Zn: 0,5 $\mu\text{g}/\text{l}$; Cu: 1 $\mu\text{g}/\text{l}$)

*) zur Berechnung der gewogenen Mittel wurden Pb- und Cd-Konzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze mit 0,5 $\mu\text{g}/\text{l}$ und Cd-Konzentrationen mit 0,0 $\mu\text{g}/\text{l}$ angenommen

Element	gewogene Mittel (*)	Bandbreite	n	mittl. jährl. Eintrag (g/ha)
Pb	2,2	< 1 - 24	29	12
Cd	0,1	< 0,1 - 0,8	46	1
Cu	4,5	< 1 - 90	9	52
Zn	10,8	1,2 - 110	0	125

Der geringe mittlere jährliche Eintrag von Blei und Cadmium ergab sich durch die große Anzahl der Proben mit Konzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze. Verglichen mit Konzentrationen in Freilandniederschlägen verschiedener Stationen in Europa (vgl. Literaturübersicht in VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE 1983; Bandbreite von Jahresmittelwerten siehe Tabelle 3) können die Mittelwerte der Konzentrationen am Mühleggerköpfl als gering bezeichnet werden; auch die Schwermetalleinträge waren - mit Ausnahme des Kupfers - gering.

Tab.3: Bandbreiten von mittleren jährlichen Konzentrationen und Einträgen europäischer Meßstationen (Freilanddepositionen)

Element	Konzentrationen ($\mu\text{g}/\text{l}$)	Einträge (g/ha.a)
Pb	2 - 52	0 - 730
Cd	0 - 3	0 - 26
Cu	3 - 14	10 - 60
Zn	9 - 180	0 - 7370

3.4 Diskussion der Einträge

Die im Untersuchungsgebiet gemessenen Ionenkonzentrationen bzw. Elementeninträge können - verglichen mit anderen Stationen im Alpenraum - als niedrig bezeichnet werden. Da es für Element- bzw. Ionenkonzentrationen in nassen Niederschlägen keine Critical Levels und nur Vergleichswerte gibt, beschränken sich die folgenden Ausführungen auf die Bewertung der Schadstoffeinträge.

Protonen- und Stickstoffeinträge

Die Protonen- und Stickstoffeinträge sind je nach Standort unterschiedlich zu bewerten. Die Critical Loads beziehen sich auf Protoneneinträge (vor allem aus dem Sulfat- und Stickstoffeintrag) und die eutrophierende Wirkung von Stickstoff auf den Boden. Die Critical Loads für forstliche Ökosysteme hängen u.a. vom Boden bzw. der (Boden)Bewirtschaftung (N-Entzug oder Düngung) sowie den Bodenbedingungen (z.B. für die Nitrifikation) ab. Da-

bei ist der im Boden vorhandene Stickstoff nicht immer in vollem Umfang aufnehmbar. Zu berücksichtigen ist ferner, daß durch nasse Freilanddepositionen nur ein Teil der gesamten Deposition (je nach Immissionsbelastung zwischen 40 und 80%; KOVAR & PUXBAUM 1992) abgesetzt wird und daß sich die Critical Loads auf Gesamteinträge (nasse + trockene Deposition) beziehen. Tabelle 4 gibt eine Übersicht über Critical Loads von H-, S- und N-Einträgen (Untergrenzen für die empfindlichsten Standorte) und beschreibt Bandbreiten, Hintergrundwerte und Jahresminimalwerte aus Österreich.

Tab.4: Critical Loads für empfindlichste Standorte (Quarz- bzw. Feldspatminerale Granit und Quarzit-Grundgestein) und gemessene Werte (Freilanddepositionen) für Protonen-, Schwefel- und Stickstoffeinträge (kg/ha.a)

	H	S	N
Critical Loads für Gesamteinträge und empfindlichste Standorte (UN-ECE 1988)	<0,2	<3	5
Bandbreiten von Meßwerten (nasse Freilanddepositionen) Alpen (4-Jahresmittelwerte; SMIDT & MUTSCH 1993)	0,05-0,32	7-15	7-17,5

Hintergrundwerte und Obergrenzen nasser Depositionen abgeleitet aus Meßergebnisse aus dem Höhenprofil Zillertal; (HERMAN & STEFAN 1992)

0,5	12	12
-----	----	----

Jahres-Minimalwerte nasser Depositionen (Österreich) (KOVAR & PUXBAUM 1992)

0,0	4	4
-----	---	---

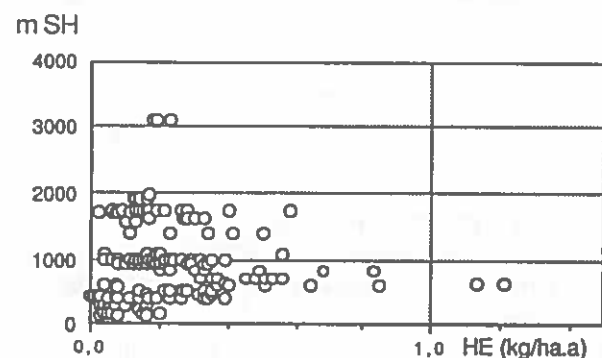
Die Untergrenze für empfindliche Standorte und auch die Jahresminimalwerte werden im Raum Achenkirch überschritten. Dies ist nicht weiter verwunderlich, als auch die Werte für Hintergrundgebiete - welche aus Meßergebnissen aus dem Zillertal abgeleitet wurden - und die Bandbreiten der nassen Freilanddepositionen an alpinen Meßstationen durch nasse Niederschläge alleine bereits überschritten wurden. Berücksichtigt man, daß der nasse Niederschlag im Durchschnitt rund 2/3 des Gesamteintrages repräsentiert (vgl. z.B. VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE 1983), wobei der trockene Anteil der Gesamtdosition in Reinluftgebieten geringer als in immissionsbelasteten Gebieten ist, so ist verdeutlicht, daß die Untergrenzen auf alle Fälle um ein Vielfaches überschritten werden. Nicht berücksichtigt in diesen Ausführungen ist weiters der beträchtliche Eintrag durch okkulte Deposition. Aus den Protoneneinträgen im Untersuchungsgebiet läßt sich jedoch kein Säurestreß ableiten, da die Einträge einerseits nahe dem von der UN-ECE (1988) genannten Minimalwert liegen und andererseits in einem karbonatbeeinflusstem Ge-

biet die Protonen in einem hohem Maße abgepuffert werden (BERGER et al. 1993).

Hinsichtlich der Schwefel- und Stickstoffeinträge können Aussagen über eine Gefährdung erst getroffen werden, wenn Bodenanalysendaten vorliegen.

Ergänzend werden in Abbildung 3 Protonen-Jahreseinträge von Standorten in Österreich dargestellt, welche an den meisten Stationen unter 0,5kg H/ha.a lagen, aber mit der Seehöhe zunahm. Trotz der geringen Protoneneinträge wurde im Höhenprofil Achenkirch ebenfalls die Zunahme mit der Seehöhe nachgewiesen.

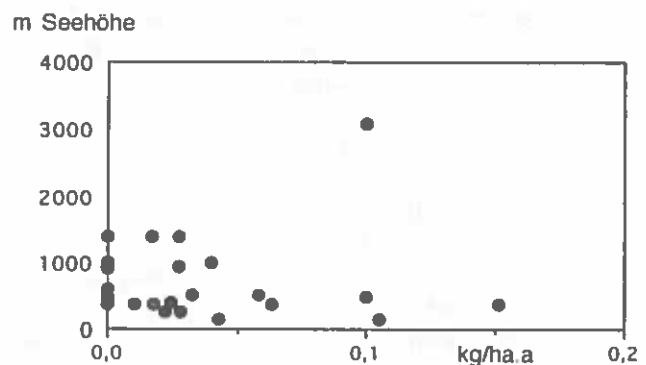
Abb.3: Protonen-Freilandeinträge in Österreich (Werte aus KOVAR & PUXBAUM 1992)



Schwermetalleinträge

Die mittleren Wet-only-Einträge von Blei, Cadmium, Zink und Kupfer an der Station Mühleggerköpfl (Tabelle 2) lagen nicht nur verglichen mit Werten aus Mitteleuropa (VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE 1983) niedrig (ebenso wie die Konzentrationen dieser Elemente), sondern auch im Vergleich mit den jährlichen Einträgen an österreichischen Meßstationen (AMT DER OBERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG 1988, AMT DER SALZBURGER LANDESREGIERUNG 1988 und 1989, GEMEINDE WIEN 1988 und 1989), welche meist unter 0,1kg/ha.a betrugen (Abbildung 4).

Abb.4: Bleieinträge durch nasse Freilanddepositionen (Wet-only-Proben) in Österreich (kg/ha.a)



LITERATUR

- AMT DER OBERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG 1988: Saurer Regen in Oberösterreich. Messungen Jänner 1986 bis Dezember 1988. Meßbericht 2.
- AMT DER SALZBURGER LANDESREGIERUNG 1988: Immissionsmessung nasse Deposition im Bundesland Salzburg, Oktober 1986 bis September 1987. Technische Universität Wien.
- AMT DER SALZBURGER LANDESREGIERUNG 1989: Immissionsmessung nasse Deposition im Bundesland Salzburg, Oktober 1987 bis September 1988. Technische Universität Wien, Bericht 2/89.
- BERGER T.W., KATZENSTEINER K., GLATZEL G. & SIEGHARDT M. 1993: Eintrag und Umsatz langzeitwirksamer Luftschadstoffe in Waldökosystemen der Nordtiroler Kalkalpen, Zwischenbericht.
- FLIRI F. 1975: Das Klima der Alpen im Raume von Tirol. Universitätsverlag Wagner, Innsbruck - München.
- GEMEINDE WIEN 1988: Immissionsmessung nasse Deposition im Bundesland Wien, Oktober 1986 bis September 1987. Technische Universität Wien.
- GEMEINDE WIEN 1989: Immissionsmessung nasse Deposition im Bundesland Wien, Oktober 1987 bis September 1988. Technische Universität Wien, Bericht 3/89.
- HERMAN F. & STEFAN K. 1992: Höhenprofil Zillertal - Zusammenschau. FBVA-Berichte 67, 139-147.
- KOVAR A. & PUXBAUM H. 1990: A simple model to explain spring maximum of sulfate concentration in precipitation water. Int. Conf. on Acidic Precipitation, Glasgow, 16-21 Sept. 1990, Conf. Abstracts.
- KOVAR A. & PUXBAUM H. 1992: Nasse Deposition im Ostalpenraum. Technische Universität Wien, Institut für Analytische Chemie, Bericht 14/91.
- ROHDE H. & GRANAT L. 1984: An evaluation of sulfate in European precipitation 1955-1982. Atmospheric Environment 18 (12) 2627-2639.
- SMIDT S. 1991: Messung nasser Freilanddepositionen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt. FBVA-Berichte 50, 90 S.
- SMIDT S. 1992: Analysen nasser Depositionen im Bereich der Höhenprofile Achenkirch. FBVA-Berichte 70, 77-81.
- SMIDT S. & MUTSCH F. 1993: Messungen nasser Freilanddepositionen an Alpinen Höhenprofilen. Proceedings zum Int. Symposium "Stoffeinträge aus der Atmosphäre und Waldbodenbelastung in den Ländern der ARGE ALP und ALPEN ADRIA, Berchtesgaden 27.4. - 29.4.1993; GSF-Bericht 39/93, 21-29.
- UN-ECE 1988: Critical Loads Workshop. 19.-24.3.1988, Skokloster (Schweden).
- VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE 1983: Säurehaltige Niederschläge - Entstehung und Wirkungen auf terrestrische Ökosysteme. VDI Kommission Reinhaltung der Luft.

Messungen von Trichloressigsäure im Regenwasser von Achenkirch (Mühleggerköpfl) - erste Ergebnisse

G. LORBEER & R. KOHLERT

Abteilung Analytik II, Umweltbundesamt Wien

Kurzfassung

Im Rahmen eines Meßprogrammes des Umweltbundesamtes werden u.a. auch die Gehalte an Trichloressigsäure (TCA) im Regenwasser an verschiedenen österreichischen Meßstellen mittels Wet-only-Sammlern untersucht. Im Untersuchungszeitraum Juli 1991 bis März 1993 wurden insgesamt 85 Proben, davon 8 aus Achenkirch, analysiert. Für die Proben aus Achenkirch ergaben sich TCA-Konzentrationen von 0,02 bis 0,35 µg/L.

Stichworte: Trichloressigsäure, nasse Niederschläge

Abstract

Analyses of trichloroacetic acid in rainwater samples of Achenkirch (Mühleggerköpfl) - first results:

The Federal Environmental Agency (Vienna/Austria) is carrying out a measuring program for organic micropollutants including trichloroacetic acid (TCA) in rain in Austria. Sampling is done by wet-only samplers. From July 1991 to March 1993, 85 samples were analyzed (Achenkirch: 8 samples). The concentration of TCA in the samples of Achenkirch ranged from 0.02 to 0.35 µg/L.

Key words: trichloroacetic acid, wet deposition

1 Einleitung

Neben den "klassischen" Luftschadstoffen Schwefeldioxid, den Stickstoffoxiden und Ozon werden in den letzten Jahren verstärkt organische Verbindungen mit Wald- bzw. Baumschädigungen in Verbindung gebracht (HOCK & ELSTNER 1984, GROSSMANN 1987, FRANK 1989, FRANK et al. 1990, SMIDT 1992). Zu diesen zählen vor allem PAN (Peroxyacetylnitrat) und seine höheren Homologe, ferner Ethen und andere Kohlenwasserstoffe (Alkane, Alkene, Aromate), Aldehyde, organische Säuren, Halogenkohlenwasserstoffe u.a.m. Die flüchtigen organischen Kohlenstoffverbindungen (VOC's), die aus biogenen und anthropogenen Quellen emittiert werden, unterliegen in der Atmosphäre Umwandlungen, bei denen unter Umständen weitere phytotoxische Verbindungen entstehen.

Im Zuge der photooxidativen Umwandlungen von C2-Chlorkohlenwasserstoffen in der Atmosphäre kann Trichloressigsäure (TCA) neben der ebenfalls hoch phytotoxischen Monochloressigsäure und der Dichloressigsäure

entstehen, welche großräumig verfrachtet werden. TCA ist herbizidwirksam, wurde früher in der Land- und Forstwirtschaft als Herbizid eingesetzt und ist in Österreich seit 1992 verboten. Im Boden und in Nadeln wird TCA aufgenommen, akkumuliert und zum Teil metabolisiert. Messungen im Boden (20-380 µg/kg; FRANK & FRANK 1988) und in Fichtennadeln (bis 19 µg/kg FG; PLUMACHER & SCHRODER 1993; bis 100 µg/kg FG; FRANK 1988) bzw. Kiefernadeln (bis 55 µg/kg FG; PLUMACHER & RENNER 1991) beweisen, daß TCA nicht nur in belasteten Gebieten, sondern auch in "Reinluftgebieten" nachweisbar ist. Im Gegensatz zu den flüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen reichert sich TCA in den älteren Fichtennadeljahrgängen in zunehmendem Maße an (PLUMACHER & SCHRODER 1993).

Bisherige Messungen der TCA in nassen Niederschlägen in Berlin ergaben Konzentrationen von 0,1 bis 20 µg/L (Monatswerte meist unter 3 µg/L; Jahresmittel von 2,1 µg/L im Bestand und 0,9 µg/L im Freiland; PLUMACHER & RENNER 1991).

Die ersten Messungen der TCA im österreichischen Regen wurden neben anderen organischen Parametern vom Umweltbundesamt durchgeführt (EILMSTEINER & LORBEER 1992, KOHLERT et al. 1993). Andere pestizidwirksame Komponenten im Regen wurden von NEURURER & WOMASTEK (1991) bestimmt.

2 Material und Methodik

An sieben Stationen (Achenkirch/Tirol, St. Koloman und Sonnblick/Sbg., Krippenstein/OÖ., Silberberg/Stmk., Sieghartkirchen/NÖ. und Hetzendorf/Wien) wurden Regenproben mittels Wet-only-Sammler ("WADOS") ereignisweise gesammelt, in Glasgefäßen aufbewahrt und Monatsmischproben gebildet. Stationen, Probenahme und Analytik wurden von KOHLERT et al. (1993) beschrieben. Die Sammelstelle in Achenkirch befindet sich am Fuße des Mühleggerköpfls in 820m Seehöhe nahe der Zollstation (deutsche Grenze). Die Probenahmen wurden im August 1991 begonnen. Im Rahmen des gesamten Untersuchungsprogrammes konnten - bedingt durch die Probenmenge - insgesamt nur 8 Monatsmischproben auf TCA untersucht werden, weil vorrangig andere Komponenten bestimmt wurden (UMWELTBUNDESAMT).

3 Ergebnisse und Diskussion

Die Bandbreite der TCA-Gehalte lag in den 8 Monatsmischproben zwischen 0,02 und 0,35 µg/L (Tabelle 1).

Tab.1.: TCA-Gehalte in Wet-only-Monatsmischproben der Station Mühleggerköpfl

Monat/Jahr	TCA (µg/L)
August 1991	0,30
Februar 1992	0,02
April 1992	0,25
November 1992	0,22
Dezember 1992	0,22
Januar 1993	0,22
Februar 1993	0,15
März 1993	0,35

Die Bandbreite der gemessenen TCA-Konzentrationen in Achenkirch ist, obwohl die Probenzahl gering war, mit den Ergebnissen der anderen Stationen vergleichbar (UMWELTBUNDESAMT; Tabelle 2).

Tab.2: Bandbreiten der TCA-Konzentrationen an den Stationen des Umweltbundesamtes (Beobachtungszeitraum Juli 1991 bis März 1993)

n= Anzahl von Monatsmischproben

Station	n	Bandbreite der Monatswerte (µg/L)
Achenkirch (820m)	8	0,02 - 0,35
Hetzendorf/Wien (220m)	10	0,06 - 0,28
Krippenstein/OÖ. (2119m)	17	0,03 - 0,25
Sieghartkirchen/NÖ. (205m)	10	0,10 - 0,29
Sonnblick/Sbg. (3106m)	17	0,01 - 0,21
St. Kolomann/Sbg. (1008m)	16	0,03 - 0,25
Silberberg/Stmk. (300m)	6	0,11 - 0,29

Die ersten Messungen von TCA im Regen in Österreich haben ergeben, daß diese in Monatsmischproben fast immer nachweisbar war. Dabei waren die Konzentrationen im Vergleich zu jenen anderer pestizidwirksamer Stoffe (z.B. Lindan) höher. Daher und wegen der beschriebenen phytotoxischen Wirkungen wird im Rahmen des Untersuchungsprogrammes des Umweltbundesamtes dem Vorkommen von TCA und verwandten Komponenten im Regen Beachtung geschenkt werden.

LITERATUR

- EILMSTEINER W. & LORBEER G. 1992: Pestizide im Niederschlag - eine Zwischenbilanz. Umweltbundesamt - INFO, November 1992.
- FRANK H. & FRANK W. 1988: TCA im Boden: eine Ursachen neuartiger Waldschäden. Nachr. Chem. Tech. Lab. 36, 889.
- FRANK H. 1989: Neuartige Waldschäden und luftgetragene Chlorkohlenwasserstoffe. Z. Umweltchem. Ökotox. 4, 7-11.
- FRANK H., VINCON A. & REISS J. 1990: Montane Baum-schäden durch das Herbizid TCA - Symptome und mögliche Ursachen. Z. Umweltchem. Ökotox. 2, 208-214.
- GROSSMANN W.D. 1987: Photooxidativ gebildete Produkte als wesentliche Faktoren der neuartigen Waldschäden, Ergebnisse und Überlegungen. Österr. Forschungszentrum Seibersdorf, Berichte 33/87.
- HOCK B. & ELSTNER E.F. 1984: Pflanzentoxikologie. BI Wissenschaftsverlag, Bibliographisches Institut Mannheim - Wien - Zürich.
- KOHLERT R., ANDREAS F., SVABENICKY F., HARTL W. & LORBEER G. 1993: Determination of trichloroacetic acid in rain water. Tagungsband Dioxin 93, Vol. 14, 303. Techn. Univ. Wien. 20. - 24. September 1993.
- NEURURER H. & WOMASTEK R. 1991: Über das Auftreten von Pflanzenschutzmitteln in der Luft. Die Bodenkultur 42, 57-70.
- PLUMACHER J. & RENNER I. 1991: Biomonitoring von Immissionsbelastungen mit der Bestimmung von leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen und TCA in Koniferennadeln. VDI-Berichte 901, 217-233.
- PLUMACHER J. & SCHRÖDER P. 1994: Aufnahme und Verbleib von leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen und TCA. FBVA-Berichte 78, 101-107.
- SMIDT S. 1992: Überlegungen zur Bedeutung organischer Luftschadstoffe für Waldschäden. Angew. Bot. 66, 180-186.
- UMWELTBUNDESAMT: Bericht in Vorbereitung: Pestizide im Niederschlag.

Die Erfassung der atmosphärischen Schwermetalldeposition mittels Bryophyten entlang des Schulterberg-Profiles

H. ZECHMEISTER

Institut für Pflanzenphysiologie, Universität Wien

Kurzfassung

37 Moosproben wurden von vier Meßpunkten entlang eines nordexponierten Höhenprofils am Schulterberg auf As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Ni, Pb, V und Zn analysiert. Vier Spezies (*Hylocomium splendens*, *Pleurozium schreberi*, *Hypnum cupressiforme* und *Ctenidium molluscum*) wurden untersucht. Abgesehen von stärkeren jahreszeitlichen Schwankungen (mit Maximalwerten im Frühsommer) war eine deutliche Zunahme der Schwermetalldeposition mit der Seehöhe festzustellen. Es lagen signifikante Korrelationen zwischen Niederschlagsmengen (welche naturgemäß mit der Höhe zunehmen) und den gemessenen Konzentrationen in den Moosen vor. Die Cd- und Pb-Depositionen waren beträchtlich und lagen über den österreichischen Durchschnittswerten; sie dürften überwiegend auf den atmosphärischen Ferntransport zurückzuführen sein.

Stichworte: Höhenprofil, Biomonitoring, Bryophyten, Schwermetalldeposition

Abstract

Survey of heavy metal deposition using bryophytes as biomonitors along the Schulterberg profile:

In the course of a European heavy metal survey using bryophytes as biomonitors, an altitude profile in Achenkirch was investigated, too. Heavy metal concentrations (As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Ni, Pb, V, Zn) of 37 samples were measured. Four different monitoring species (*Hylocomium splendens*, *Pleurozium schreberi*, *Hypnum cupressiforme* and *Ctenidium molluscum*) were used.

An obvious increase of heavy metal deposition with increasing altitude could be seen. As in the case in other Austrian regions, too, there is a strong correlation between precipitation and heavy metal deposition. Cadmium (Cd) and lead (Pb) depositions were fairly high; the main source of input seems to be long-range transport.

Different concentrations were also found in different seasons (early summer, autumn); the highest amounts could be observed in the early summer.

Key words: Altitude profile, biomonitoring, bryophytes, heavy metal deposition

1 Einleitung

Im Rahmen der Internationalen Studie "European Survey of Atmospheric Heavy Metal Deposition" wurde in Österreich neben einer provisorischen, flächendeckenden Kartierung eine Reihe von wissenschaftlichen Zusatzuntersuchungen (z.B. Erfassung der Wachstumsrhythmik der

einzelnen Monitoringarten, lokale und regionale Konzentrationsunterschiede) durchgeführt (ZECHMEISTER 1993a). Diese umfaßten unter anderem den Problembereich der seehöhenabhängigen Depositionsmuster. Im Zuge dieser Arbeiten wurden an fünf Gebirgszügen entlang des Alpenbogens Höhenprofile eingerichtet. Eines davon war jenes am Nordabhang des "Schulterberges"/Achenkirch, Tirol.

2 Methodik

2.1 Moose als Biomonitoren

Der Einsatz von Bryophyten als Biomonitoren findet seit den frühen 70er Jahren verstärkt Anwendung (u.a. TYLER 1970, TYLER 1990). Methodisch überwiegt neben der Erfassung der Artenveränderung (Reaktionsindikation) vor allem die Methode des Monitorings, bei welcher Bryophyten als Akkumulationsindikatoren eingesetzt werden. Sie treten dabei häufig an die Stelle komplizierter und finanziell aufwendiger Überwachungsmethoden (z.B. Bergerhoff-Becher).

2.1.1 Voraussetzungen für den Einsatz von Bryophyten zur Schwermetallerfassung

Morphologische Voraussetzungen: Die Nährstoffversorgung erfolgt bei Moosen großteils und bei den Monitoringarten ausschließlich über die Blatt- und Stammoberfläche, da kein funktionsfähiges inneres Leitsystem ausgebildet ist. Wasser und Nährsalze werden demnach überwiegend aus nassen und trockenen Absatzdepositionen aufgenommen. Durch die deckenbildende Wuchsform bzw. die Dichte der Beblätterung der für das Monitoring herangezogenen Arten wird pro Flächeneinheit eine relativ gleichbleibende Aufnahmekapazität gewährleistet. Darüber hinaus verhindert die Bildung von Decken oder Filzen den Kontakt der jüngeren Triebe mit der Unterlage, womit eine Kontamination mit Stoffen aus dem Untergrund weitgehend vermieden wird (MAGDEFRAU 1982).

Physiologische Voraussetzungen: Das Fehlen bzw. die geringe Dicke der Cuticula ermöglicht eine direkte Aufnahme von Ionen über die Ionenaustauschkapazitäten der Zellwand. Dabei spielt der Gehalt an Polyuronsäure eine bedeutende Rolle. Der Aufnahmeprozess ist eine einfache Substitutionsreaktion, bei der polyvalente Ionen eine besonders hohe Affinität zeigen (BROWN 1984). Schwerme-

talle werden selbst bei hohem Überschuß an Nährsalzen (z.B. von Ca, Mg oder Na) ungehindert angelagert (RÜHLING & TYLER 1970). Die extrazelluläre Aufnahme ist weitgehend unabhängig von stoffwechselphysiologisch relevanten Parametern. Bei pH-Werten unter 4 sinkt allerdings die Aufnahmekapazität für einzelne Ionen (z.B. für Zn und Cd; GJENGEDAL & STEINNES 1990). Das Verhältnis von extrazellulärer zu intrazellulärer Aufnahme, welche selektiven, energieaufwendigen Auswahlmechanismen unterliegt, beträgt ca. 100 : 1.

Die Aufnahmekapazität der Moose ist in Abhängigkeit von der verwendeten Art und dem Schwermetall unterschiedlich groß, beträgt aber zum Teil 100% (Pb, Cu). Das Sorptionsvermögen kann wie folgt angegeben werden (RÜHLING & TYLER 1970, RÜHLING et al. 1987, ROSS 1990):



Der Anteil der durch Trockendeposition eingebrachten Ionen ist regional verschieden, dürfte aber durchschnittlich 20% der Gesamtkonzentration betragen. Der Rest ist auf nasse Deposition zurückzuführen (ROSS 1990). Der Anteil des Trockeneintrages steht aber in engem Zusammenhang mit den großklimatischen Verhältnissen und den Hauptemissionsquellen der verschiedenen Schwermetallen.

Die einzelnen Schwermetalle zeigen unterschiedliches Verhalten in Bezug auf ihre Auswaschung. Cu, Fe und Ni haben eine hohe Bindungsaffinität zu den Austauschkapazitäten der Zellwände und werden auch durch starke Regenfälle nicht ausgewaschen. Pb geht vor allem bei nasser Deposition mit einem hohen Anteil an konkurrierenden Ca-Ionen verloren (durchschnittlich kann mit einer maximalen Auswaschung von 20% gerechnet werden; TAYLOR & WITHERSPOON 1972).

2.2 Vor- und Nachteile bei der Verwendung von Bryophyten

2.2.1 Vorteile

- Da sich die Moospolster der Monitoringarten kontinuierlich über einen längeren Zeitraum aufbauen, geben sie die Depositionsrate für diesen Zeitraum wieder. Durch die Altersbestimmung der zu analysierenden Teile läßt sich eine relative genaue zeitliche Rückdatierung des Eintrages durchführen. Das heißt, daß eine einzige Beprobung jahrelanges Sammeln und Analysieren ersetzen kann.
- Aufgrund der passiven Aufnahmemechanismen der Ionen ist die Aufnahme unabhängig vom physiologischen Zustand der Pflanze,
- die gemessenen Werte entsprechen weitgehend dem atmosphärischen Schwermetalleintrag am Standort, die Aufnahme von Stoffen aus dem Boden kann bei den Monitoringarten ausgeschlossen werden,

- ortsunabhängige Einsatzmöglichkeit durch die Unabhängigkeit von Elektrizität oder anderen Energiequellen,
- sowohl für flächendeckende Hintergrunduntersuchungen als auch für eine punktuelle Schwerpunkterfassung verwendbar,
- die Methode ist kostengünstig;
- die Analysen der Moose sind relativ einfach. Die Fehlerquoten sind gering, da die zu untersuchenden Schadstoffe durch die Anreicherung in bedeutend höheren Konzentrationen vorliegen als z.B. bei Luftschadstoffmessungen (RÜHLING et al. 1987),
- wenig auffällig, daher weniger anfällig gegenüber Vandalismus.

Anmerkung: Der lokale oder überregionale Vergleich von Schwermetall-Konzentrationswerten sollte erfahrungsgemäß nur unter Verwendung derselben Art erfolgen. Nur bei großen Datenmengen fallen die artspezifischen Unterschiede geringer ins Gewicht. Einige Faktoren zur Umrechnung auf andere Arten liegen vor (FOLKESON 1978, ZECHMEISTER 1993a).

2.2.2 Nachteile

- Die potentiell größte Fehlerquelle bei dieser Methode stellt die Aufsammlung der Proben im Gelände dar. Bodenverunreinigungen, inhomogene Vergleichsstandorte oder Abschirmungen u.a. führen oft zu einer Fehlinterpretation der gewonnenen Daten. Aufschluß und Aufbereitung folgen als nächsthäufigste Fehlerquelle (MARKERT 1992). Eine strenge Einhaltung der Vorschriften zur Probennahme (siehe unten) läßt diese Fehler minimieren.
- Die Qualität der Methodik ist bisweilen abhängig von den eingesetzten Arten und die Ergebnisse sind nicht immer leicht zu standardisieren,
- Methodik und Untersuchungsflächen sind an das Vorkommen bestimmter Pflanzen gebunden,
- Moose sind Akkumulationsindikatoren und können als solche keinerlei Auskunft über die Auswirkungen der untersuchten Substanzen geben,
- von der theoretisch möglichen Umrechnung von Konzentrationswerten auf Flächendepositionen muß zum gegebenen Zeitpunkt abgesehen werden.

2.2 Methodik

Für die Aufsammlung der Proben gibt es international gültige Richtlinien (RÜHLING et al. 1987, ZECHMEISTER 1993a), auf deren Einhaltung streng geachtet wurde. Diese sind wie folgt:

Flächenwahl

Jeder Sammelpunkt sollte folgende Bedingungen erfüllen:

- Mindestabstand von Hauptstraßen und Siedlungen: 300m,

- Mindestabstand von kleineren Straßen und Einzelhäusern: 100m,
- die Sammelpunkte liegen bevorzugt an offenen Stellen innerhalb von Wäldern, mit 5m Mindestabstand vom nächsten Baum oder Strauch (der Punkt muß in jedem Fall außerhalb des direkten oder indirekten Abfluß- oder Tropfbereiches diverser Gehölze liegen),
- Abschirmung durch Zwergsträucher oder andere Höhere Pflanzen (z.B. Gräser) sollte in allen Fällen vermieden werden,
- die Flächengröße des Sammelpunktes sollte 50 x 50m umfassen.

Probennahme

Die benötigte Menge beträgt ca. 2 Liter, bestehend aus 5-10 Teilproben.

Die Moose wurden in Papiersäcken gesammelt und anschließend bei 40°C getrocknet.

Beprobungen

Das Höhenprofil Schulterberg wurde im Zuge dieses Projektes dreimal beprobt. Die Probenahmen erfolgten Anfang Juli 1991, Ende September 1991 und im Juli 1992. Dadurch war es möglich, das Depositionsmuster zu verschiedenen Jahreszeiten (Frühsommer / Herbst) zu verfolgen.

Es wurden insgesamt 37 Proben gesammelt, aufbereitet und analysiert.

Aufbereitung der Proben

Die Proben wurden von allen Verunreinigungen (Erde, Detritus, Pflanzenreste) gesäubert. Zur Analyse gelangten die letzten drei Jahrestriebe.

Meßpunkte

Das am Schulterberg eingerichtete Höhenprofil bietet einen relativ steilen vertikalen Höhengradienten und ist nach Norden exponiert.

Vier Meßpunkte wurden beprobt:

- M1: Mühleggerköpfl (920m)
- M2: Waxegg (1100m)
- M3: Untere Schulterbergalm (Niederleger; 1400m)
- M4: Schulterberg; N vom Gipfelplateau (1660m)

Alle Meßpunkte liegen auf Freiflächen innerhalb von Waldgebieten mit unterschiedlich dichtem Bewuchs.

Artenauswahl

Die Moosarten *Hylocomium splendens*, *Ctenidium molluscum*, *Hypnum cupressiforme* und *Pleurozium schreberi* wurden mit unterschiedlichen Zielsetzungen gesammelt (siehe unten). Da kein Moos an allen Meßpunkten in ausreichender Menge für drei Aufsammlungen zur Verfügung stand, wurden für die Erstellung des Höhenprofils zwei Arten an jeweils drei Meßpunkten untersucht: *Hylocomi-*

um splendens stammt von den Meßpunkten Mühleggerköpfl, Waxegg und Schulterberggipfel, *Ctenidium molluscum* von den Punkten Waxegg, Untere Schulterbergalm und Schulterberggipfel.

Analysen

Es wurden die Schwermetalle Arsen (As), Cadmium (Cd), Kobalt (Co), Chrom (Cr), Kupfer (Cu), Quecksilber (Hg), Blei (Pb), Vanadium (V) und Zink (Zn) analysiert, zusätzlich wurde der Schwefelgehalt (S) bestimmt.

Die für die Analyse aufbereiteten und gereinigten Proben wurden nochmals bei 70°C über Nacht in einem Trockenschrank getrocknet und mit einer Retsch-Titanmühle auf Analysenfeinheit vermahlen. Je 2g der Trockensubstanz wurden mit 20ml eines Gemisches aus 5 + 1 Volumsteilen Salpetersäure und Perchlorsäure aufgeschlossen. Der Aufschluß wurde in zwei Varianten durchgeführt:

- a) in offenen Kjeldahlkolben,
 - b) in Meßkolben mit aufgesetzter Rückflußvorrichtung.
- Beide Varianten wurden auf ein Volumen von 100ml verdünnt. Die Variante b) wurde zur Messung der leichtflüchtigen Elemente Quecksilber und Schwefel verwendet. Alle übrigen Elemente wurden in den Aufschlüssen nach Variante a) gemessen.

Die Messung von S, Fe, Zn, Cu, Pb, V erfolgte auf einem Plasmaemissions-Spektrometer (Plasma II, Perkin-Elmer), Cr, Ni, Cd und Co wurden mittels Atomabsorption in der heizbaren Graphitrohrküvette (Perkin-Elmer 5100 Zeeman-PC) bestimmt.

Die Elemente Hg und As wurden mittels Atomabsorption (Perkin-Elmer 5000) unter Verwendung der Mercury-Hydride-Systems MHS 20 gemessen.

3 Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse der Schwermetallanalysen (Konzentrationswerte bezogen auf das Trockengewicht; s. Anhang) unterliegen zum Teil größeren artspezifischen Schwankungen. Die Aufnahmekapazität der einzelnen Moose stellt sich in absteigender Reihenfolge dar: *Ctenidium molluscum* > *Hypnum cupressiforme* > *Hylocomium splendens* > *Pleurozium schreberi*. Dies hängt jedoch zum Teil von den untersuchten Schwermetallen ab (siehe auch ZECHMEISTER 1993a). Wenn man von einzelnen *Ctenidium*-Proben mit deutlich erhöhtem Anreicherungsfaktor absieht, sind die Konzentrationen gut vergleichbar.

3.1 Allgemeine Immissionssituation

Als lokaler Emittent ist neben dem Hausbrand der Autoverkehr anzuführen, dessen Auswirkungen vorwiegend am Mühleggerköpfl (durch seine Nähe zur Durchzugsstraße) zu verzeichnen sind. Den wichtigsten Beitrag zur Deposition dürfte der Ferntransport leisten.

3.2 Schwermetalldeposition

3.2.1 Standortsspezifische Analysen

Aufgrund der mittels *Hylocomium splendens* erzielten Ergebnisse kann gesagt werden, daß von allen *Hylocomium*-Standorten der Schulterberggipfel die höchste Schwermetalldeposition aufweist. Der Unterschied zu Waxegg und Mühleggerköpfl ist für alle Schwermetalle signifikant ($p = 0,05$). Am Schulterberggipfel sind auch die höchsten Absolutwerte zu verzeichnen.

Ähnlich, wenngleich nicht in dieser Deutlichkeit, wird dieses Resultat durch *Ctenidium molluscum* wiedergegeben. *Ctenidium* weist am Standort "Untere Schulterbergalm" (an welchem *Hylocomium* nicht vorkam) ebenfalls hohe Konzentrationen auf. Die Untere Schulterbergalm zeigt vor allem 1992 bei vielen Schwermetallen (z.B. Cd, Co, Ni, Pb) die höchsten Werte. Waxegg liegt in jedem Fall unter der Unteren Schulterbergalm und dem Schulterberggipfel.

Die Zunahmen mit der Seehöhe sind aber zum Teil gering, was vorwiegend in der relativ geringen Höhendifferenz (760m) des untersuchten Höhengradienten begründet liegt.

Die Höhe der Schwermetalldepositionen ergab an den einzelnen Meßpunkten folgende Reihung (siehe auch Abbildung 2ab):

Schulterberggipfel (1660m) > Untere Schulterbergalm (1400m) >> Mühleggerköpfl (920m) > Waxegg (1100m).

3.2.2 Vergleich der Ergebnisse mit anderen Schwermetalluntersuchungen

Im Vergleich zu den Mittelwerten aller in Österreich mittels derselben Methodik gewonnen Daten liegen die Konzentrationswerte von Achenkirch an den Meßpunkten Mühleggerköpfl und Waxegg zumeist tiefer, an der Unteren Schulterbergalm und dem Schulterberggipfel aber fast immer höher.

Die Mittelwerte und Mediane aller Meßwerte des Standortes Schulterberg sind in Tabelle 1 wiedergegeben. Sie können als Richtwert für die Schwermetalldeposition im Untersuchungsgebiet Achenkirch genommen werden. Diese Werte sind aber nur mit methodisch gleich behandelten Proben vergleichbar.

Die Durchschnittswerte der Cd-, Pb-, Hg- und V-Gehalte liegen deutlich über den österreichischen Mittelwerten (ZECHMEISTER 1993a), auch wurden leicht erhöhte S-, Zn- und Cr-Konzentrationen festgestellt. Demgegenüber liegen die durchschnittlichen Werte für Fe, Cu, Ni, Co und As am Schulterberges unter dem österreichischen Mittel.

Pb und Cd stammen vorwiegend aus anthropogenen Quellen. Sie unterliegen in Form von Aerosolen einer großräumigen Verfrachtung, für die der Schulterberg vermutlich eine wirkungsvolle Senke darstellt. Da bei diesen Schwermetallen eine deutliche Zunahme mit der Seehöhe zu verzeichnen ist, kann ein Zusammenhang mit den Niederschlagsmengen angenommen werden (vgl. MARGL

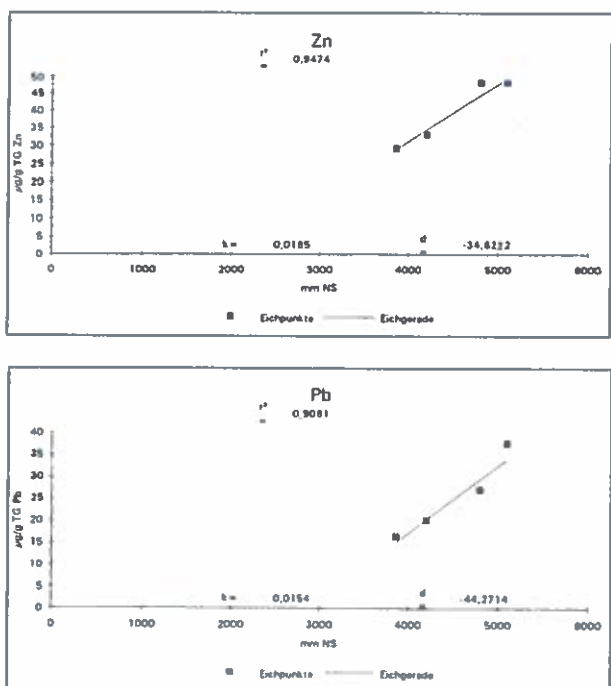
1993). HERMAN (1992) hingegen stellte am Christlumpprofil keinen Zusammenhang der Pb- und Cd-Gehalte in Fichtennadeln mit der Seehöhe fest, wohl aber hohe Gehalte auf der höchstgelegenen Probestfläche am Schulterberg.

3.3 Korrelation mit den Niederschlägen

Eine statistisch signifikante Korrelation ($p = 0,05$) zwischen Niederschlagsmenge und den Depositionsraten wurde am Standort Achenkirch für beide Moosarten (*Hylocomium splendens*, *Clendidium molluscum*) für Zn gefunden. Für Pb gab es denselben Zusammenhang auch bei *Hylocomium*. Blei und Cadmium zeigen im gesamten Alpenraum eine enge Korrelation mit den Niederschlagsmengen (ZECHMEISTER 1993b) und weisen somit eine signifikante Zunahme mit der Seehöhe auf. Für Pb im Boden wird dieses Phänomen auch von MUTSCH (1992) bestätigt. Die Lage und Neigung der Regressionsgeraden [Regression zwischen Niederschlägen (x-Achse) und Konzentrationswerten (y-Achse)] läßt am Standort Achenkirch bei beiden Moosen für As, Co, Cr, Fe, Ni, und V eine überwiegende Naßdeposition vermuten (Abbildung 1). Österreichweit wird dies für Zn, Pb, Cd und S, schwächer für As, Ni und Fe bestätigt (ZECHMEISTER 1993b).

Bei Cu dürfte die Trockendeposition beträchtlich sein, negativ korreliert mit den Niederschlagsmengen ist Hg. S zeigt zwar eine Zunahme mit der Niederschlagsmenge, der Anteil der Trockendeposition dürfte aber bei diesem Element eine größere Rolle spielen.

Abb.1: Einfache lineare Regression für die Parameter Niederschläge (3-Jahresumme in mm) und Schwermetallkonzentration von Zn und Pb ($\mu\text{g/g TG}$), Meßpunkte und Regressionsgeraden



3.4 Jahreszeitliche Aspekte

Bemerkenswert ist, daß bei allen untersuchten Moosen und an allen Standorten des Untersuchungsraumes Achenkirch die Juli-Beprobung fast ausnahmslos deutlich höhere Werte ergab als jene im September. Die Werte der Juli-Proben sind bei den vergleichbaren Arten sehr homogen.

Diese jahreszeitlich bedingte Konzentrationsunterschiede wurde auch von KIRCHHOFF & RUDOLPH (1989) bei Untersuchungen in Norddeutschland festgestellt: Sie ermittelten erhöhte Gehalte an Schwermetallen im Winter, Frühjahr und Frühsommer und führen dies auf die Wachstumsrhythmik der Moose zurück, welche in der Hauptwachstumsphase zu einer Verdünnung führt. Zu ähnlichen Ergebnissen kommt auch MARKERT (1993).

Vermutlich spielt auch die Schneedeckung und in weiterer Folge eine erhöhte Mobilisierung von Schwermetallen durch das Schmelzwasser im Frühjahr eine Rolle.

Möglicherweise sind die Ursachen für die hohen Juli-Werte des Standortes auch in einem erhöhten Staubeintrag oder in den überdurchschnittlichen Niederschlägen zum Sammeltermin zu suchen.

Relativ hohe Niederschlagsmengen werden für den Untersuchungszeitraum von SMIDT (1992) und HERMAN et al. (1992) angegeben. Dabei zeichnen sich die Julimonate der Jahre 1991 und 1992 durch besonders hohe Niederschläge bei geringen Niederschlägen in den Monaten davor bzw. im September aus.

Die Verunreinigungen mit Stäuben, welche auf einen unüblich hohen Trockeneintrag hindeuten, und die anschließende Auswaschung größerer Partikel könnten hingegen eine mögliche Erklärung für die niedrigeren September-Werte des gleichen Jahres sein.

Abb. 2a: Cadmiumkonzentrationen ($\mu\text{g/g TG}$) im Moos *Hylocomium splendens* zu den drei Sammelterminen

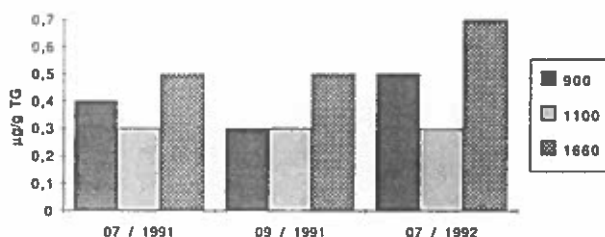
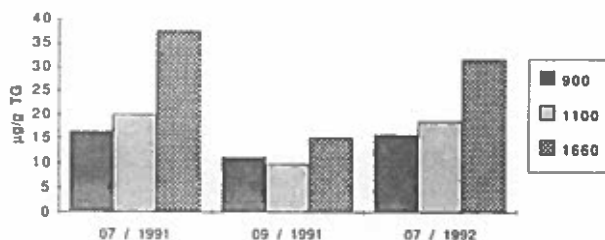


Abb. 2b: Bleikonzentrationen ($\mu\text{g/g TG}$) im Moos *Hylocomium splendens* zu den drei Sammelterminen



3.5 Methodisches

Die Methodik, bei welcher Bryophyten als Akkumulationsindikatoren für die Schwermetallerfassung Verwendung finden, kann im Bezug auf die hier formulierten Fragestellungen als hinreichend abgesichert angesehen werden. Sie ist für die Erfassung der atmosphärischen Schwermetalldeposition wohl eine der bestuntersuchten und -ausgereiften Biomonitoring-Methoden. Die Bryophyten liefern dazu die notwendigen optimalen biochemischen und morphologischen Voraussetzungen.

Wie bei allen Ergebnissen, die auf dem Einsatz von Biomonitoring basieren, traten auch bei den vorliegenden Erhebungen fragliche Einzeldaten auf. Die Summe vieler Einzelergebnisse sowie deren statistische Auswertung und Interpretation liefern aber ein Gesamtergebnis, welches als gesichert gelten darf, so z.B. die Zunahme der Schwermetalldeposition mit der Höhe oder jahreszeitliche Schwankungen.

Die auffallend hohen Konzentrationen am Schulterberggipfel zum Zeitpunkt der Juli 1991-Beprobung wurden durch zwei unabhängig voneinander gesammelte und analysierte Proben unterschiedlicher Moosarten bestätigt, so daß diese Wert den Eintragsverhältnissen am Standort entsprechen dürften.

Vergleichsmessungen mit Niederschlagsproben, wie sie an anderen Standorten erfolgreich durchgeführt wurden (STEINNES 1985, ROSS 1990, THONI et al. 1991), könnten zusätzliche Informationen liefern, wenngleich auch die mittels technisch-physikalischer Methoden gewonnenen Werte nicht überschätzt werden dürfen (THONI et al. 1991, SCHMID-GROB et al. 1993).

Danksagung: Die Analysen wurden im IFZ Seibersdorf, Institut für Landwirtschaft unter Leitung von Univ. Doz. Dr. O. Horak durchgeführt. Diese Arbeit wurde aus Mitteln des Bundesministeriums für Wissenschaft und Forschung, sowie des Umweltbundesamtes Wien finanziert.

LITERATUR

- BROWN D.H. 1984: Uptake of mineral elements and their use in pollution monitoring. In: DYER A.F. & DUCKET J.G.: The experimental biology of bryophytes. Academic press London.
- FOLKESON L. 1978: Interspecies calibration of heavy-metal concentrations in nine mosses and lichens: Applicability to deposition measurements. Water, Air and Soil Pollution 11, 253-260.
- GIJNGEDAL E. & STEINNES E. 1990: Uptake of metal ions in moss from artificial precipitation. Environm. Monit. Ass. 14, 77-87.
- HERMAN F. 1992: Nährstoffgehalte von Fichtennadeln sowie Schadstoffgehalte in Fichtennadel- und -borkenproben des Untersuchungsgebietes Achenkirch. FBVA-Berichte 70, 83-89.
- HERMAN F., LEITNER J., LUTZ C., PLATTNER J., PLÖMACHER J., PUCHINGER L., SCHRÖDER P., SMIDT D. & STABENTHEINER, E. 1992: Höhenprofile Achenkirch Höhenverläufe verschiedener Untersuchungsparameter. Gemeinschaftsposter Symposium Achenkirch, 19.11.1992.
- KIRCHHOFF M. & RUDOLPH H. 1989: Schwermetallgehalte von Sphagnum aus verschiedenen Mooren Schleswig-Holsteins. Telma 19, 113-135.
- MAGDEFRAU K. 1982: Life-forms of bryophytes. In: A.J.E. SMITH: Bryophyte ecology. pp. 45-58. Chapman & Hall. London.
- MARGL H. 1994: Klimadaten aus dem Raum Achenkirch. FBVA-Berichte 78, 17-25.
- MARKERT B. 1992: Multielement analysis in plant materials-analytical tools and biological questions. In: ADRIANO D.C.: Biogeochemistry of trace metals. Lewis Publishers. Boca Raton.
- MARKERT B. 1993: "Biomonitoring - Quo vadis?". Habilitationvortrag. Universität Osnabrück.
- MUTSCH F. 1992: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur. Teil VI: Schwermetalle. Mitt. Forstl. BVA Wien 168/II, 145-192.
- ROSS H.B. 1990: On the use of mosses *Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi* for estimating atmospheric trace metal deposition. Water, Air and Soil Pollution 50, 63-76.
- RÜHLING A., RASMUSSEN L., PILEGAARD K., MÄKINEN A. & STEINNES E. 1987: Survey of atmospheric heavy metal deposition in the Nordic countries in 1985 - monitored by moss analyses. Nordisk Ministerråd, NORD 1987, 21, 1-44.
- RÜHLING A. & TYLER G. 1970: Sorption and retention of heavy metals in the woodland moss *Hylocomium splendens* (Hedw.) Br. et Sch. Oikos 21, 92-97.
- SCHMID-GROB I., THONI L. & HERTZ J. 1993: Applicability of the moss *Hypnum cupressiforme* of heavy metals: 2.A comparison with the moss *Hylocomium splendens* and the freights in bulk precipitation in Switzerland. Environmental Geochemistry and Health. In prep.
- SMIDT S. 1992: Analysen nasser Depositionen im Bereich der Höhenprofile Achenkirch. FBVA-Berichte 70, 77-81.
- STEINNES E. 1985: Use of mosses in heavy metal deposition studies. EMEP/CCC-Report 3/85.
- TAYLOR F.G. & WITHERSPOON J.P. 1972: Retention of simulated fallout particles by lichens and mosses. Health Physics 23, 867-869.
- THONI L., SCHMID-GROB I. & HERTZ J. 1991: Analytische Vergleichsmessungen an Moosen und an Bergerhoffproben - zum Aussagewert von Schwermetallmessungen mit Hilfe von Moosen als Biomonitoren. In: Internationales Kolloquium Bioindikation, Wien.
- TYLER G. 1970: Moss analysis - a method for surveying heavy metal deposition. Proceedings of the second international clean air congress, Washington, D.C.: 129-132.
- TYLER G. 1990: Bryophytes and heavy metals: a literature review. Bot. Journ. Linnean Soc. 104, 231-253.
- ZECHMEISTER H. 1993a: Die Erfassung der atmosphärischen Schwermetalldeposition mittels Moosen in Österreich. Monographien des Umweltbundesamtes Wien, Band 42.
- ZECHMEISTER H. 1993b: Correlation between altitude and heavy metal deposition in the Alps. In red.

Tab.1: Arithmetische Mittelwerte (Mw) und Mediane (Md) aller Schwermetalldaten des Schulterberges, unabhängig von der Höhenlage und der verwendeten Art im Vergleich mit den gesamtösterreichischen Daten (aus ZECHMEISTER 1993a); Konzentrationsangaben in mg/kg Trockensubstanz

		Pb	V	S	Zn	Fe	Cu	Cr	Ni	Cd	Co	Hg	As
Achenkirch	Mw	27,29	4,34	1150	44,28	853	5,72	2,30	2,37	0,58	0,42	0,97	0,74
	Md	27,20	2,80	1169	42,20	488	5,70	1,60	2,00	0,50	0,30	0,08	0,44
Österreich (gesamt)	Mw	22,81	2,82	1097	43,06	879	6,39	2,62	4,07	0,45	0,56	0,27	0,81
	Md	18,65	1,90	1056	39,50	544	5,80	1,80	2,30	0,40	0,40	0,05	0,50

Anhang

St.o. = Standort

Meßpunkte

M1 : Mühleggerköpfl (920 m)

M2 : Waxegg (1100 m)

M3 : Untere Schulterbergalm (1400 m)

M4 : Schulterberg; N vom Gipfelplateau (1660 m)

H.s. = *Hylocomium splendens*

P.s. = *Pleurozium schreberi*

H.c. = *Hypnum cupressiforme*

C.m. = *Ctenidium molluscum*

Konzentrationsangaben in mg/kg Trockensubstanz

St.o.	Bebrob.	Moos	Pb	V	S	Zn	Fe	Cu	Cr	Ni	Cd	Co	Hg	As
M1	07/91	H.s.	16,3	01,5	851	29,3	290	5,3	1,3	1,9	0,4	0,1	0,06	0,36
M1	07/91	H.c.	24,1	02,3	887	34,4	388	5,0	1,4	3,1	0,4	0,2	0,06	0,41
M1	07/91	H.c.	20,1	01,3	946	26,0	34	4,0	0,7	1,1	0,3	0,1	0,09	0,35
M1	07/91	H.s.	20,7	01,7	1089	45,1	411	5,8	1,0	1,5	0,5	0,3	0,10	0,44
M1	07/91	H.c.	18,9	01,2	1091	24,4	415	4,0	1,0	2,5	0,3	0,2	0,06	0,41
M2	07/91	H.s.	20,0	01,9	860	33,1	354	5,7	0,8	1,1	0,3	0,2	0,05	0,33
M2	07/91	P.s.	20,8	2,4	867	30,7	488	5,0	1,3	1,4	0,3	0,3	0,08	0,37
M2	07/91	C.m.	46,9	5,4	1496	57,0	937	6,0	2,8	2,9	0,6	0,5	0,11	0,80
M3	07/91	C.m.	50,4	7,6	1369	58,1	1230	5,7	2,6	3,5	0,6	0,8	0,18	1,29
M3	07/91	P.s.	37,0	6,4	1281	58,9	1358	6,1	2,9	3,0	0,6	0,5	0,15	1,13
M3	07/91	H.s.	27,2	4,7	1445	48,3	1008	7,9	2,4	2,2	0,4	0,3	0,12	0,82
M3	07/91	P.s.	33,3	3,2	1500	49,2	666	7,8	2,1	2,0	0,5	0,3	0,10	0,62
M3	07/91	C.m.	39,5	8,5	1497	75,8	1848	7,2	4,6	4,6	0,8	0,8	0,13	1,73
M4	07/91	H.s.	37,7	8,5	1197	48,4	1991	6,3	3,6	3,6	0,5	1,1	0,14	1,65
M4	07/91	P.s.	34,4	3,9	1011	46,0	838	5,6	1,7	1,7	0,6	0,3	0,07	0,55
M4	07/91	C.m.	72,5	26,6	1583	92,3	5618	9,3	14,2	9,9	1,4	2,6	0,14	5,10
M4	07/91	P.s.	32,7	2,8	1046	43,4	662	6,0	1,7	1,5	0,5	0,4	0,08	0,58
M4	07/91	C.m.	60,4	15,5	1380	76,0	3397	7,2	9,6	6,9	0,8	1,7	0,09	2,79
M1	09/91	H.c.	11,1	1,3	833	29,5	215	5,3	0,9	1,1	0,3	0,2	0,04	0,30
M1	09/91	H.s.	23,0	1,1	793	34,5	198	4,6	0,7	1,5	0,4	0,1	0,04	0,30
M2	09/91	H.s.	09,8	1,4	832	25,0	235	5,2	0,4	0,3	0,3	0,1	0,04	0,23
M2	09/91	P.s.	03,8	1,2	808	23,9	130	3,7	0,2	0,3	0,4	0,1	0,03	0,09
M2	09/91	C.m.	31,3	3,7	1211	51,5	479	5,2	1,5	1,7	0,6	0,2	0,06	0,54
M3	09/91	C.m.	14,5	5,2	1304	42,2	931	4,7	2,4	2,4	0,5	0,4	0,09	0,71
M3	09/91	H.c.	12,6	1,1	1057	22,1	200	2,7	0,5	0,4	0,3	0,1	0,05	0,21
M4	09/91	H.s.	15,2	2,8	1169	36,0	453	6,0	1,6	2,2	0,5	0,2	0,05	0,46
M4	09/91	P.s.	11,2	1,7	941	30,5	278	4,5	1,1	0,6	0,5	0,1	0,07	0,25
M4	09/91	C.m.	29,7	6,5	1317	64,2	1239	6,6	2,7	2,0	1,0	0,5	0,11	0,81
M1	07/92	H.c.	28,4	2,8	1080	46,9	506	6,4	1,6	2,8	0,6	0,2	0,06	0,37
M1	07/92	H.s.	15,8	2,1	1220	37,7	338	4,4	1,1	1,3	0,5	0,2	0,06	0,26
M2	07/92	P.s.	29,2	2,2	1420	41,1	343	6,8	1,2	1,4	0,5	0,2	0,08	0,21
M2	07/92	H.s.	18,7	2,1	1120	28,2	352	6,8	1,5	1,9	0,3	0,2	0,06	0,23
M2	07/92	C.m.	28,4	3,9	1280	61,0	588	6,5	2,3	2,9	0,9	0,4	0,09	0,41
M3	07/92	C.m.	35,1	4,8	1460	62,1	916	5,8	2,7	3,7	2,0	0,6	0,10	0,78
M4	07/92	P.s.	20,1	2,5	810	32,1	462	4,4	1,4	1,7	0,4	0,3	0,07	0,27
M4	07/92	H.s.	31,8	3,6	1180	36,9	677	6,9	2,1	2,0	0,7	0,3	0,09	0,48
M4	07/92	C.m.	27,3	5,3	1320	56,4	1090	5,2	3,6	3,0	0,8	0,5	0,10	0,71

Makroskopisch-morphologische Untersuchungen an Fichtennadeln aus den "Höhenprofilen Achenkirch"

L. PUCHINGER, M. EDL UND H. STACHELBERGER

Institut für Angewandte Botanik, Technische Mikroskopie und Organische Rohstofflehre, Technische Universität Wien

Kurzfassung

Als trieb- und nadelmorphologische Parameter wurden in den Höhenprofilen Achenkirchs Trieb länge, Benadelungsprozent, -dichte, 100-Nadelgewicht sowie die Nadellänge und -krümmung erhoben.

Die Einzelbaum-Mittelwerte einer Probefläche zeigten fast nie einen einheitlichen Gang im Höhenprofil. Als Erklärung sind standortbedingte Unterschiede der Versuchsflächen oder überdurchschnittlich hohe Werte einzelner Nadelparameter heranzuziehen.

Der Höhenverlauf der einzelnen Parameter war unterschiedlich ausgeprägt.

Hinsichtlich der Trieb längensumme eines Astes war von den unteren zu den höheren Lagen wahrscheinlich aufgrund der verschärften Klimabedingungen eine Abnahme zu beobachten. Die hohen Werte auf der Probefläche B2 (Christlum) können mit den Werten von zwei Einzelbäumen erklärt werden. Am Schulterberg (B7) waren vor allem die längeren älteren Triebe, die eine hohe Gesamttrieblänge dieser Versuchsfläche bewirkten.

Erwartungsgemäß ist der Prozentsatz der Benadelung in der Höhe geringer als im Tal. Die Gesamtbenadelung war auf der Probefläche B5 (Christlum) etwas höher, weil auf ihr auch die ältesten Triebe noch sehr gut benadelt waren. Die Benadelungsprozente waren erst bei den älteren Jahrgängen rückläufig.

Bedingt durch das Wachstum traten größere Unterschiede in der Benadelungsdichte nur in den ersten beiden Jahrestrieben auf. Die Benadelungsdichte der Zweige dürfte in den tieferen Lagen etwas größer sein, wobei Spitzenwerte auf der Versuchsfläche B4 (Christlum) registriert wurden.

Das 100-Nadelgewicht stieg mit dem Nadelalter sowie mit der Seehöhe. Die Zunahme mit der Seehöhe hängt mit dem stärkeren Nadelverlust in der Höhe zusammen, der zu einer besseren Versorgung der verbleibenden Nadeln führt. Im Vergleich zu anderen Untersuchungsgebieten waren die Fichten im Raum Achenkirch mit deutlich kürzeren Nadeln ausgestattet.

Eine leichte Zunahme der Nadellänge mit der Seehöhe ließ sich nur für den jüngsten Nadeljahrgang feststellen. Höchstwahrscheinlich stimuliert die geringere Benadelung und Benadelungsdichte der Fichtentriebe in höheren Lagen ein verstärktes Wachstum der noch vorhandenen Nadeln. Außerdem wurde festgestellt, daß sich die Nadellänge und -dichte zueinander umgekehrt proportional verhalten und längere Nadeln stärker gekrümmt sind.

Die Nadelkrümmung der α - und β -Nadeln war im Vergleich zu den anderen Versuchsflächen auf B8 (Mühleggerköpfl) deutlich stärker, auf den Flächen B4 und B7 signifikant geringer.

Stichworte: Morphologie, Trieb länge, Nadellänge, Nadeldich-

te, Nadelprozente, 100-Nadelgewicht, Höhenprofil, *Picea abies*

Abstract

Macroscopic-morphological studies of spruce needles from the "Altitude Profiles Achenkirch":

Along the "Altitude Profile Achenkirch", morphological parameters of sprouts and needles such as length of sprouts and needles, needle density, needle percentage, 100-needle weight and evaluation of bending-lines were examined.

In general, the mean values of the parameters of individual trees in a particular sampling area were not found to be dependent on altitude. Differences in the local conditions of the sampling areas as well as extraordinarily increased values of individual trees might explain these results. Given the small number of sample trees these extreme values influenced our statistical results.

Whereas certain control parameters in a particular sampling area did not correspond to elevation, other morphological indicators did.

We could observe a decline in the total sprout length of twigs with increasing elevation probably according to increasing climate stress. Increased values in the sampling area B2 (Christlum) could be explained by abnormal values of two individual trees. Moreover, longer and older sprouts from Schulterberg (B7) could explain the average increase in sprout length.

As expected, the percentage of foliage declined with increasing elevation. However, the total foliage in sampling area B5 (Christlum) was larger, because older sprouts were still leafy. The percentage of foliage only decreased with older age groups.

It is apparently according to growth that greater differences in the percentage of needle foliage were only found in the first and second shoots. The density of foliage of twigs growing in the valley seemed to be larger; maximum values were found in sampling area B4 (Christlum).

The 100-needle weight increased with age as well as with elevation. Therefore it becomes evident that increasing elevation and loss of needles result in better nutrition of the remaining needles.

The needles of the spruce trees in Achenkirch were significantly shorter compared to those measured in other investigation areas in Austria. The slight increase in the length of needles associated with increasing altitude can be exclusively confirmed for the first needle class. Obviously, a reduced foliage and needle density of the spruce sprouts at higher elevations also induces an improved growth of the remaining ones. Moreover, needle length and density appear to behave inversely proportional. Needles with increased length are curved to a higher extent. Compared to other sampling areas, the bending lines of α - and β -needles from B8

(Mühleggerköpfl) were significantly more prominent than in area B4 (Christlum) and B7 (Schulterberg).

Key words: morphology, sprout length, needle length, needle density, needle percentage, 100-needle weight, altitude profile, *Picea abies*

1 Einleitung

Makroskopische Trieb- und nadelmorphologische Studien sind für die Interpretation pflanzenphysiologischer, standortsbezogener und forstökologischer Meßdaten als erster Befund für den Baumzustand eine wertvolle Ergänzung.

Für biometrische Meßzwecke werden vorzugsweise sonnenexponierte Nadeln der Seitentriebe zweiter Ordnung verwendet. Dabei werden vor allem Triebblängen, Nadelform, -länge, -dicke, -krümmung und -gewicht, Benadelungsprozent sowie die Knospenzahlen ermittelt (FUHRER & HUANG 1979; KNABE 1981a, b; STEFAN 1982; RUDOLPH 1983; HALBWACHS et al. 1986; SCHON 1987).

Über die Wirkung bestimmter Streßfaktoren auf diese Nadelparameter gibt es in der Literatur mehrere Hinweise:

- Luftschadstoffbelastungen machen sich nach RUDOLPH (1983) bei Bäumen im Alter zwischen 30 und 80 Jahren am stärksten durch einen Rückgang der Grade der Benadelung ("Benadelungsprozente") bemerkbar.
- Hohe Benadelungsprozente werden in besonders feuchten Gebieten festgestellt (RUDOLPH 1983).
- Die Verlichtung von Fichten ist häufig mit der Ausbildung kürzerer Nadeltriebe verbunden (SCHON et al. 1988).
- Umwelteinflüsse wirken sich nach SCHON et al. (1988) und STEFAN (1982) nicht auf die Nadellänge aus.
- Ein leichter Nadelverlust kann durch eine verbesserte Wasser- und Nährstoffversorgung der verbleibenden Nadeln ein höheres Nadelgewicht zur Folge haben (SCHON et al. 1988).

Zum gegenwärtigen Zeitpunkt liegen nadelmorphologische Untersuchungen vom Projektgebiet Achenkirch aus zwei Beprobungsjahren vor (die Wiederholung der Probenreihe des ersten Jahres dient der statistischen Erhärtung der Aussagen).

Die trieb- und nadelbiometrische Beschreibung der Blattorgane stellt neben den geplanten histologischen und histochemischen Studien von Fichtennadeln nur einen Teilbereich der morphologisch-anatomischen Untersuchungen.

Die an Nadeln makroskopisch oder mikroskopisch feststellbaren Veränderungen sollen den Kenntnisstand über die Wirkung von klimatischen, standörtlichen und anthropogenen Einflußgrößen im Höhenprofil erweitern.

2 Material und Methodik

Versuchsflächen und Probenahme

Das Nadelmaterial (*Picea abies* [L.] Karst.) wurde im August 1992 den Probestellen B1 bis B6 (Christlumtrasse), B7 (Schulterberg) und B8 (Mühleggerköpfl) entnommen. Auf jeder Versuchsfläche wurde von vier bzw. fünf Fichten sonnenseitig je ein Seitentrieb zweiter Ordnung in unmittelbarer Nähe des siebenten Wirts geworben. Die Astproben wurden im Labor bis zu ihrer Aufarbeitung bei -20°C aufbewahrt.

Alle biometrischen Untersuchungen wurden an der Verzweigung ersten Grades vom Haupttrieb an den Nadeljährgängen 1986 bis 1992 durchgeführt.

Triebblänge

Die Länge der Jahrestriebe wurde mit einer Schublehre vermessen. Die Summierung der Triebblängen der letzten sieben Nadeljährgänge eines Seitentriebes zweiter Ordnung ergab die Gesamttrieblänge.

Benadelungsprozent

Der Anteil der besetzten Nadelkissen eines Jahrestriebes an den insgesamt vorhandenen wurde geschätzt, die Angabe dieses Wertes erfolgte in Abstufungen von zehn Prozent. Durch Addition der Meßwerte aus den letzten sieben Nadeljährgängen wurde der Prozentwert für die Gesamtbenadelung errechnet (Maximalwert: 700).

Benadelungsdichte

Zur Berechnung der Benadelungsdichte (Nadeln/cm²) wurden in der Mitte eines Triebes mit einer Schublehre dessen Durchmesser und in diesem Bereich auf einem 2-3cm langem Stück der Holzoberfläche die Anzahl der angelegten Nadelkissen ermittelt.

100-Nadelgewicht

Das 100-Nadelgewicht wurde, sofern genug Material zur Verfügung stand, mit hundert Fichtennadeln durch Auswiegen nach einer einwöchigen Trocknung bei 70°C ermittelt.

Nadellänge

Von jeweils 15 Nadeln eines jeden Nadeljahrgangs wurde an einer der Nadelform angepaßten, gebogenen Skala die Länge gemessen und der berechnete Wert als durchschnittliche Nadellänge dieses Jahrestriebes angegeben.

Nadelkrümmung

Sowohl die der Unterseite des Triebes entspringenden beiden α -Nadeln als auch die nach oben ragende β -Nadel und die zwei dazwischen liegenden γ -Nadeln wurden hinsichtlich ihrer Krümmung bonitiert. Dazu wurde ein Segment aus dem Trieb geschnitten und auf einem skalierten Spezialraster der Wert für die Krümmung (1 = geringe Nadelkrümmung, 4 = starke Nadelkrümmung) abgelesen.

Statistische Auswertung

Für fast alle graphischen Darstellungen wurde ein Durchschnittswert für jede Versuchsfläche durch Mittelwertbildung aus den Meßwerten der Einzelbäume berechnet.

Die Bewertung der Stichproben auf einer Probestfläche erfolgte mit Hilfe des Q-Tests (Ausreißertest nach DEAN & DIXON 1951).

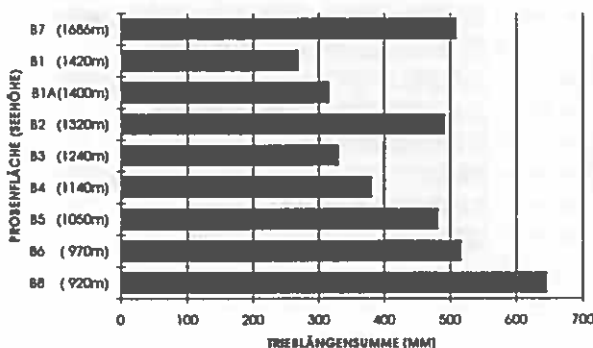
Zur Erkennung von signifikanten Unterschieden der Meßwerte zwischen einzelnen Probestflächen wurde die ein-faktorielle Varianzanalyse (ANOVA) angewandt (KOHLER et al. 1981). Differenzen zwischen den Versuchsflächen wurden mit dem t-Test (multipler Mittelwertsvergleich) berechnet.

3 Ergebnisse und Diskussion

Triebblänge

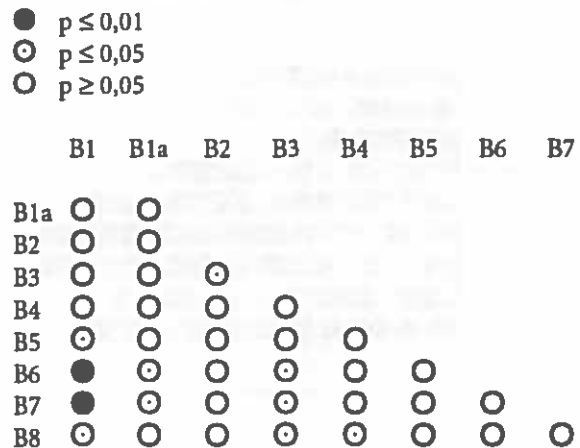
Aus Abbildung 1 und Anhang 1 geht hervor, daß von den talnahen zu den höheren Lagen die Summe aus den Triebblängen der Nadeljahrgänge 1986 bis 1992 langsam abnimmt. Zur verminderten Wuchsleistung in höheren Lagen tragen v.a. die verschärften Klimabedingungen bei. Nur die Versuchsflächen B2 und B7 weichen von diesem Verlauf ab, wobei die Fichten B2/1 und B2/3 wesentlich zu dem auf der Probestfläche B2 auffallend hohen Mittelwert der Gesamtriethylänge beitragen. Eine Erklärung für den hohen Durchschnittswert auf B7 (Schulterberg) steht noch aus; die Triethylängensumme dieser Probestfläche sollte der Seehöhe zufolge am geringsten sein. Im Vergleich zu den eher gleich langen Jahrestrieben aller Nadeljahrgänge auf den beiden oberen Versuchsflächen im Christlumprofil (B1, B1A) fällt auf, daß am Schulterberg vor allem die älteren Triebe deutlich länger sind.

Abb.1: Triethylängensumme (mm; Probestflächenmittelwerte der Jahrgänge 1986-1992)



Die varianzanalytische Auswertung ergab für die Versuchsflächen B1/B6, B1/B7 und B1A/B2 sichere Unterschiede ($p \leq 0,01$). Signifikante Unterschiede ($p \geq 1\%$) bestehen zwischen den Flächen B1/B5, B1/B8, B1A/B6, B1A/B7, B2/B3, B3/B6, B3/B7, B3/B8 und B4/B8 (vgl. Abbildung 2).

Abb.2: Triethylängensumme (multipler Mittelwertsvergleich der Versuchsflächen)



Benadelungsprozent

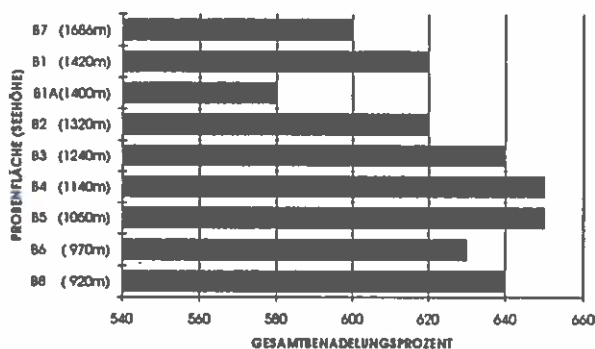
Die Gesamtbenadelung (Nadeljahrgänge 1986 bis 1992) war erwartungsgemäß in den höheren Lagen schlechter als im Tal (Abbildung 3, Anhang 2). Auch die Fläche B7 (Schulterberg) ließ sich hinsichtlich der durchschnittlichen Benadelung ihrer Fichten gut in das Höhenprofil einordnen. Auffallend waren die überdurchschnittlich hohen Gesamtbenadelungswerte auf den Flächen B1 und B5.

Der im Vergleich zur Fläche B1 trotz gleicher Höhenlage niedrige Mittelwert der Gesamtbenadelung der Probestfläche B1A geht auf den Nadeljahrgang 1988 der Bäume B1A/3 und B1A/4 zurück, von dem nur mehr 50% bzw. 40% der Nadeln vorhanden waren. Dagegen war die durchschnittliche Gesamtbenadelung auf der Probestfläche B5 etwas erhöht, weil auf dieser Fläche selbst der Trieb aus dem Jahr 1986 noch sehr gut benadelt war.

Für alle Probestflächen Achenkirchs gilt, daß die Benadelungsprozente erst bei den älteren Jahrgängen (ab 1986) rückläufig waren.

Unter den untersuchten Astproben befand sich kein Ast, auf dem nicht mindestens 6 Nadeljahrgänge zu finden waren. Somit gibt es aufgrund der Benadelungsprozente nach HALBWACHS et al. (1981), KNABE (1981a und 1981b) und RUDOLPH (1983) keinen Hinweis auf chronische oder akute Immissionsbelastungen des Projektgebietes (diese Aussage bezieht sich nur auf die Fluorwasserstoff-, Schwefeldioxid- und Chlorwasserstoffimmissionen, jedoch nicht auf Ozon und Stickstoffoxide). Die relativ gute Luftqualität im Raum Achenkirch wird auch durch die Luftschadstoffmessungen aus dem Jahr 1992 bestätigt, aus denen hervorgeht, daß sich die Probestflächen hinsichtlich ihrer mittleren SO_2 - und NO_x -Konzentrationen nur gering voneinander unterscheiden (SMIDT & LEITNER 1992); Überschreitungen wirkungsbezogener Ozonhöchstwerte vor allem in den höheren Lagen würden sich primär nicht am Nadelausfall, sondern an der Vergilbung der Nadeln zeigen (RUDOLPH 1983, KNABE 1981a und 1981b).

Abb.3: Gesamtbenadelungsprozent (Probeflächenmittelwerte der Jahrgänge 1986-1992)

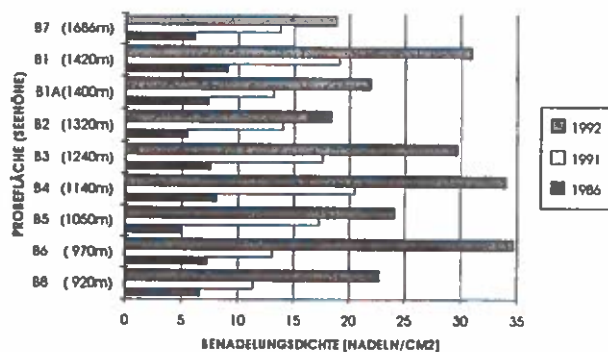


Benadelungsdichte

Da die Nadeln mit zunehmendem Alter durch laterale und axiale Wachstumsprozesse gestreckt werden und sich die Zahl der einmal ausgebildeten Nadelkissen nicht mehr ändert, sind bei allen untersuchten Fichten erwartungsgemäß die jüngsten Triebe am dichtesten benadelt (Abbildung 4, Anhang 3). Die Nadeln der untersuchten Äste sind spätestens im Jahrgang 1990 vollkommen ausdifferenziert, sodaß bei älteren Nadeln größere Unterschiede in den Benadelungsdichten, wie sie zwischen den Nadeljahrgängen 1992 und 1991 bzw. 1991 und 1990 gegeben sind, nicht mehr auftreten.

Die stark variierenden Mittelwerte für die Jahrestriebe 1986 bis 1992 lassen auf den ersten Blick keine eindeutige Aussage über den Einfluß der Seehöhe auf die Benadelungsdichte zu (Anhang 3). Jedoch dürften höhere Werte der Benadelungsdichte in den tieferen Lagen anzutreffen sein. Höchstwerte wurden auf den Versuchsflächen B1 und B4 gemessen, wobei der Wert für die Fläche B1 nur von einem einzigen Versuchsbaum stammt. Die höchste Benadelungsdichte wurde an den Zweigen des Baumes B4/3 gefunden.

Abb.4: Benadelungsdichte (Probeflächenmittelwerte der Jahrgänge 1986-1992)



100-Nadelgewicht

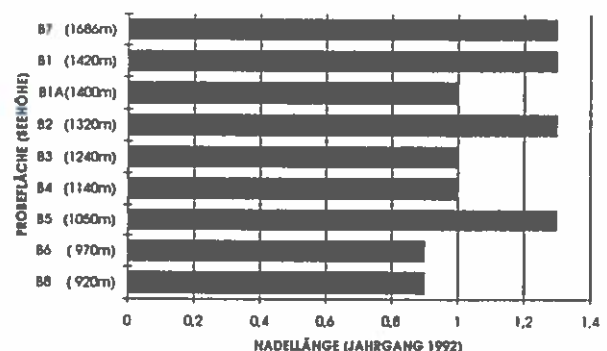
Ältere Fichtennadeln haben ein höheres 100-Nadelgewicht als jüngere, im Aufbau befindliche Nadeln. Ein Anstieg im 100-Nadelgewicht von den Tallagen zu den oberen Höhen ist deutlich. Dies steht in guter Übereinstimmung mit der Literatur (SCHÖN et al. 1988), wonach der im Vergleich zu tieferen Lagen in oberen Höhen größere Nadelverlust infolge der besseren Versorgung der verbleibenden Nadeln in höheren Nadelgewichten zum Ausdruck kommt. Besonders hohe 100-Nadelgewichte weisen die Bäume B1/1, B1A/1, B6/1 sowie B6/4 auf (Anhang 4).

Nadellänge

Die Nadeln von Astproben Achenkirchs waren deutlich kürzer als diejenigen aus anderen österreichischen Untersuchungsgebieten. Die von allen Fichten einer Probefläche bestimmte mittlere Nadellänge zeigt von den geprüften Nadeljahrgängen nur für den Nadeljahrgang 1992 eine leichte Zunahme mit der Seehöhe. Dabei fallen die relativ hohen Werte auf den Flächen B2 und B5 auf (Abbildung 5). Möglicherweise geht bei den jüngsten Nadeln in oberen Höhenlagen das Längenwachstum auf Kosten des Dickenwachstums, um die Assimilationsoberfläche der Nadeln über den gesamten Höhenbereich konstant zu halten. Dabei ist auch zu berücksichtigen, daß die verminderte Benadelung sowie die geringere Benadelungsdichte der Triebe in der Höhe durch ein verstärktes Wachstum der verbleibenden Nadeln ausgeglichen werden könnten. Ein besseres Verständnis für diese Zusammenhänge wird erst möglich sein, wenn die Werte der Nadelquerschnitte vorliegen.

Eine genaue Betrachtung der Einzelbäume zeigt, daß sich Nadellänge und Nadeldichte umgekehrt proportional verhalten. Außerdem ergaben die Untersuchungen, daß längere Nadeln stärker gekrümmt sind.

Abb.5: Nadellänge (Probeflächenmittelwerte der Jahrgänge 1986-1992)

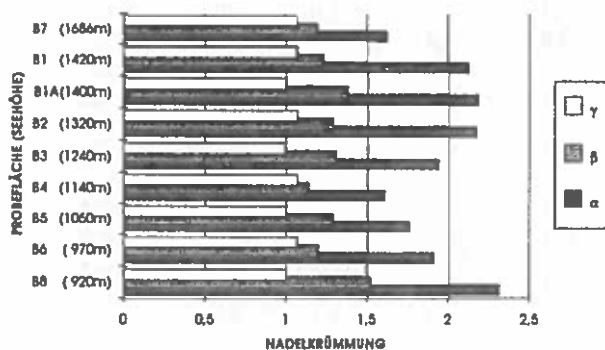


Nadelkrümmung

Die stärkste Krümmung wurde bei den α -Nadeln gemessen; die Krümmungszahlen der γ -Nadeln waren am kleinsten, während die der β -Nadeln zwischen denen der α - und γ -Nadeln lagen.

Auf der Probestfläche B8 (Mühleggerköpfl) war die Nadelkrümmung der α - und β -Nadeln deutlich höher als auf den anderen Flächen. Für die Versuchsflächen B4 und B7 sind niedrige Werte für die Krümmung von α - und β -Nadeln charakteristisch (Abbildung 6).

Abb.6: Krümmung der α -, β - und γ -Nadeln (Probestflächenmittelwerte der Jahrgänge 1986-1992)



Danksagung: Die Arbeiten wurden vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft unterstützt.

LITERATUR

- DEAN R.B. & DIXON J.W. 1951: Simplified Statistics for Small Numbers of Observations. *Analytical Chemistry* 26, 636-638.
- FÜHRER E. & HUANG P. 1979: Zur Nahrungsqualität an Fichtennadeln für forstliche Schadinsekten. Variabilität der Nadelhautstruktur. *Zeitschrift f. Angew. Entomologie* 88/3, 231-245.
- HALBWACHS G., STEFAN K. & KRONBERGER W. 1981: Untersuchungen über die langfristige Einwirkung von HF-Immissionen auf Fichtenwaldbestände. *Mitt. Forstl. Bundesvers.Anst.* 137/II, 259-266.
- HALBWACHS G., SCHON B. & WIMMER R. 1986: Endbericht zum Projekt "Diagnostische Untersuchungen zum Waldsterben: Anatomisch-morphologische Untersuchungen unter Verwendung biometrischer und analytischer Verfahren". Zentrum für Umwelt- und Naturschutz, Univ. f. Bodenkultur, Juli 1986.
- KNABE W. 1981a: Immissionsökologische Waldzustandserfassung in Nordrhein-Westfalen. *Allgem. Forstzeitschr.* 36, 641-643.
- KNABE W. 1981b: Beziehungen zwischen der Benadelung herrschender Fichten und den Schwefel-, Fluor- und Chlorgehalten 1- und 2-jähriger Fichtennadeln in Nordrhein-Westfalen. *Mitt. Forstl. Bundesvers.Anst.* 137/II, 267-279.
- KOHLER W., SCHACHTEL G. & VOLESKA P. 1981: Biometrie. Einführung in die Statistik für Biologen und Agrarwissenschaftler. Springer, Berlin, 242 S.
- RUDOLPH E. 1983: Untersuchung über die Benadelung von Fichten in Bayern. *Aquilo Ser. Bot.* 19, 105-117.
- SCHON B. 1987: Ast- und Nadelbiometrie der Fichte am Standort Rolalia. - Forschungsinitiative gegen das Waldsterben, Bericht 1987, Wien, 225-233.
- SCHON B., WIMMER R., WUGGENIG W. & HALBWACHS G. 1988: Nadel- und triebbiometrische Untersuchungen an Fichten aus Österreichischen Waldschadengebieten. FIW-Symposium 1988, Waldsterben in Österreich - Theorien, Tendenzen-Therapien, 297-298.
- SMIDT S. & LEITNER J. 1992: Luftschadstoffmessungen im Bereich der Höhenprofile Achenkirch. *FBVA Berichte* 70, 25-75.
- STEFAN K. 1982: Darstellung der Immissions- und Ernährungssituation der Wälder im Raum Gailitz-Arnoldstein mit Hilfe chemischer Analysen von Fichtennadeln. Das immissionsökologische Projekt Arnoldstein (G. HALBWACHS, Hrsg.) *Carinthia II*, 39. Sonderheft, 289-324.

Anhang 1: Länge der Jahrestriebe (cm) 1986 bis 1992; Werte der Einzelbäume und Mittelwerte der Probeflächen

Probe- bäume	1992	1991	1990	1989	1988	1987	1986	1992-1986	MW
B1/1	4,8	2,9	3,7	4,9	8,6	7,8	4,1	36,6	5,2
B1/2	2,2	2,5	2,4	2,4	3,3	5,7	3,9	22,4	3,2
B1/3	3,4	4,3	3,8	4,3	5,5	5,9	3,9	31,1	4,4
B1/4	2,4	2,7	2,6	3,5	1,3	1,3	3,8	17,5	2,5
MW	3,2	3,1	3,1	3,8	4,7	5,2	3,9	26,9	3,8
B1A/1	3,6	3,7	4,5	2,9	5,3	4,2	5,9	30,1	4,3
B1A/2	3,6	5,4	8,0	6,0	3,8	7,4	4,6	38,8	5,5
B1A/3	2,6	2,6	3,4	3,1	2,7	4,3	5,9	24,6	3,5
B1A/4	2,9	6,1	6,4	5,4	2,3	4,5	6,0	33,6	4,8
B1A/5	4,7	2,7	2,9	3,2	6,3	6,2	4,9	30,9	4,4
MW	3,5	4,1	5,0	4,1	4,1	5,3	5,5	31,6	4,5
B2/1	4,2	11,0	7,5	9,0	4,8	7,4	8,1	52,0	7,4
B2/2	2,6	3,2	4,6	5,4	6,1	3,8	4,9	30,5	4,4
B2/3	6,2	7,3	10,4	13,5	10,5	11,3	12,7	71,9	10,3
B2/4	5,7	4,6	7,9	4,4	5,7	6,5	7,7	42,5	6,1
MW	4,7	6,5	7,6	8,1	6,8	7,3	8,4	49,2	7,0
B3/1	2,7	6,3	6,1	4,6	4,1	6,1	6,2	36,1	5,2
B3/2	3,1	6,6	7,1	4,2	5,0	6,7	7,4	40,1	5,7
B3/3	3,1	3,1	5,4	5,3	3,5	4,5	4,9	29,8	4,3
B3/4	2,5	3,3	5,0	4,5	3,0	5,6	5,9	29,8	4,3
B3/5	3,8	1,9	3,3	4,0	3,9	5,5	6,7	29,1	4,2
MW	3,0	4,2	5,4	4,5	3,9	5,7	6,2	33,0	4,7
B4/1	1,3	3,5	4,7	5,2	3,5	5,7	5,6	29,5	4,2
B4/2	2,6	4,2	4,9	5,4	4,5	4,9	5,6	32,1	4,6
B4/3	2,7	2,8	3,8	4,2	5,4	6,8	7,1	32,8	4,7
B4/4	2,5	5,1	6,2	6,8	6,1	5,8	6,8	39,3	5,6
B4/5	5,9	6,4	8,1	10,1	8,5	7,8	10,0	56,8	8,1
MW	3,0	4,4	5,5	6,3	5,6	6,2	7,0	38,1	5,4
B5/1	3,4	8,4	8,5	7,5	7,5	8,9	5,8	49,9	7,1
B5/2	5,6	5,5	4,9	6,0	14,0	19,5	*	*	*
B5/3	4,1	2,7	1,7	7,9	9,0	12,0	10,5	47,9	6,8
B5/4	2,6	5,1	7,2	8,4	5,9	4,8	10,6	44,6	6,4
B5/5	4,2	3,2	4,9	4,8	4,5	7,4	5,8	34,8	5,0
MW	4,0	5,0	5,4	6,9	8,2	10,5	8,2	48,2	6,9
B6/1	3,9	12,5	18,0	20,5	16,0	15,0	*	*	*
B6/2	4,0	7,2	7,0	5,9	6,6	11,5	9,5	51,7	7,4
B6/3	5,0	7,2	8,2	7,7	8,1	6,0	6,2	48,4	6,9
B6/4	1,1	2,4	3,8	4,4	1,8	3,7	4,5	21,7	3,1
B6/5	3,4	4,9	7,1	8,4	5,0	5,5	9,3	43,6	6,2
MW	3,5	6,8	8,8	9,4	7,5	8,3	7,4	51,7	7,4
B7/1	4,8	6,2	4,9	5,9	7,9	7,4	9,3	46,4	6,6
B7/2	6,7	5,5	7,8	5,9	7,8	9,4	12,6	55,7	8,0
B7/3	6,8	9,7	7,1	7,8	8,8	11,2	17,5	68,9	9,8
B7/4	3,6	3,6	8,8	7,3	8,7	8,7	8,8	49,5	7,1
B7/5	4,6	5,1	5,2	4,1	4,5	5,1	5,8	34,4	4,9
MW	5,3	6,0	6,8	6,2	7,5	8,4	10,8	51,0	7,3
B8/1	2,7	6,5	6,3	9,6	7,9	8,2	9,1	50,3	7,2
B8/2	3,5	7,0	8,4	8,1	7,0	7,8	10,6	52,4	7,5
B8/3	3,5	8,1	10,6	11,5	9,6	9,6	9,7	62,6	8,9
B8/4	1,8	5,6	10,9	11,2	10,5	13,8	14,0	67,8	9,7
B8/5	4,7	10,4	19,0	27,0	*	*	*	*	*
MW	3,2	7,5	11,0	13,5	8,8	9,9	10,9	64,7	9,2

Anhang 2: Benadelungsprozente der Jahrestriebe 1986-1992 (Werte der Einzelbäume und Mittelwerte der Probeflächen)

Probe- bäume	1992	1991	1990	1989	1988	1987	1986	1992-1986
B1/1	100	100	100	90	90	50	30	560
B1/2	100	100	100	100	100	100	90	690
B1/3	100	100	90	100	100	90	90	670
B1/4	100	100	100	90	90	60	30	570
MW	100	100	100	100	100	80	60	620
B1A/1	100	100	100	100	90	70	30	590
B1A/2	100	100	100	90	70	60	80	600
B1A/3	100	100	80	60	50	50	30	470
B1A/4	100	100	100	90	40	90	70	590
B1A/5	100	100	100	100	100	90	70	660
MW	100	100	100	90	70	70	60	580
B2/1	100	100	100	100	90	80	80	650
B2/2	100	100	90	80	70	40	30	510
B2/3	100	100	100	100	100	90	30	620
B2/4	100	100	100	100	100	90	90	680
MW	100	100	100	100	90	80	60	620
B3/1	100	100	100	90	80	90	80	640
B3/2	100	90	100	90	90	90	90	650
B3/3	100	100	100	100	100	60	80	640
B3/4	100	100	100	100	100	90	70	660
B3/5	100	100	100	90	90	90	60	630
MW	100	98	100	90	90	80	80	640
B4/1	90	100	100	100	100	100	100	690
B4/2	90	100	100	100	100	80	80	650
B4/3	100	100	100	90	100	90	80	660
B4/4	100	100	100	100	90	100	30	620
B4/5	100	100	100	100	100	80	60	640
MW	100	100	100	100	100	90	70	650
B5/1	100	100	100	100	60	70	30	560
B5/2	100	100	100	100	100	100	60	660
B5/3	100	100	100	100	100	90	90	680
B5/4	100	100	100	100	100	90	90	680
B5/5	100	100	100	90	100	90	90	670
MW	100	100	100	100	90	90	70	650
B6/1	100	100	100	100	100	90	*	*
B6/2	100	90	100	100	80	50	40	560
B6/3	100	100	100	100	90	90	80	660
B6/4	100	80	90	90	100	80	80	620
B6/5	100	100	100	100	90	90	70	650
MW	100	90	100	100	90	80	70	630
B7/1	100	80	100	70	80	70	60	560
B7/2	100	100	80	90	100	80	70	620
B7/3	100	90	90	100	90	80	70	620
B7/4	70	100	100	100	60	20	40	490
B7/5	100	100	100	100	100	100	100	700
MW	90	90	90	90	90	70	70	600
B8/1	100	100	100	90	100	100	90	680
B8/2	100	100	100	100	100	100	90	690
B8/3	100	100	100	100	90	80	70	640
B8/4	100	100	100	50	80	70	30	530
B8/5	100	100	100	100	*	*	*	*
MW	100	100	100	90	90	90	70	640

Anhang 3: Benadelungsdichten (Nadeln/cm²) der Jahrestriebe 1986-1992
(Werte der Einzelbäume und Mittelwerte der Probeflächen)

Probe- bäume	1992	1991	1990	1989	1988	1987	1986	MW
B1/3	31,0	19,1	15,7	13,1	8,8	8,3	9,1	15,0
MW	31,0	19,1	15,7	13,1	8,8	8,3	9,1	15,0
B1A/1	15,6	12,6	8,1	10,6	8,0	7,6	*	*
B1A/2	15,3	12,2	11,4	9,6	8,7	6,1	7,9	10,2
B1A/5	34,9	14,8	13,8	13,5	8,4	6,5	6,8	14,1
MW	21,9	13,2	11,1	11,2	8,4	6,7	7,4	11,4
B2/3	18,4	14,0	7,9	6,0	5,7	5,9	5,5	9,1
MW	18,4	14,0	7,9	6,0	5,7	5,9	5,5	9,1
B3/1	25,9	17,1	14,0	12,6	13,5	8,4	8,7	14,3
B3/2	32,7	17,5	12,5	14,1	10,0	9,1	6,8	14,7
B3/3	37,1	21,4	15,9	12,4	13,9	10,0	9,0	17,1
B3/4	32,2	15,9	12,4	11,9	12,4	7,7	7,3	14,3
B3/5	20,5	16,2	12,4	10,3	9,5	7,7	6,1	11,8
MW	29,7	17,6	13,4	12,3	11,9	8,6	7,6	14,4
B4/1	34,6	21,6	16,4	11,9	14,4	8,6	7,4	16,4
B4/2	35,9	19,9	17,8	14,0	14,1	11,6	11,3	17,8
B4/3	39,6	33,2	25,5	19,3	15,6	10,3	9,5	21,9
B4/4	40,5	14,0	8,5	8,0	7,6	7,0	6,2	13,1
B4/5	20,0	14,0	10,3	9,1	5,3	7,5	6,0	10,3
MW	34,1	20,5	15,7	12,5	11,4	9,0	8,1	15,9
B5/1	19,1	15,4	10,3	9,2	8,8	8,5	*	*
B5/2	22,7	17,7	12,8	11,0	4,0	2,7	3,4	10,6
B5/3	14,9	9,5	8,8	6,7	6,5	6,6	4,8	8,3
B5/4	38,9	27,1	17,8	11,7	13,4	10,2	7,1	18,0
B5/5	24,9	17,0	13,2	12,7	5,1	5,0	4,7	11,8
MW	24,1	17,3	12,6	10,3	7,6	6,6	5,0	11,9
B6/1	37,7	6,2	4,7	3,3	4,3	3,3	*	*
B6/2	27,4	10,6	7,8	9,1	10,7	4,9	6,0	10,9
B6/3	28,3	14,1	9,6	7,6	8,2	8,5	5,3	11,7
B6/4	44,8	22,3	15,0	12,8	12,4	12,7	12,3	18,9
B6/5	35,7	12,5	10,3	6,2	9,2	6,9	5,4	12,3
MW	34,8	13,1	9,5	7,8	9,0	7,3	7,3	12,7
B7/1	15,5	11,3	10,0	10,2	5,5	4,8	5,8	9,0
B7/2	20,4	13,4	9,6	9,5	5,7	5,3	5,1	9,7
B7/3	20,5	15,0	12,4	11,9	9,7	8,3	6,6	12,1
B7/4	18,2	15,9	8,3	10,3	6,9	*	5,5	*
B7/5	19,9	13,3	9,9	8,4	6,4	7,5	8,1	10,5
MW	18,9	13,8	10,0	10,1	6,8	6,5	6,2	10,3
B8/1	30,6	12,4	10,5	9,1	9,3	7,1	6,1	12,2
B8/2	23,9	13,3	10,5	9,3	10,9	7,8	6,4	11,7
B8/3	21,2	13,6	14,7	11,5	10,5	9,5	7,5	12,6
B8/5	15,2	6,4	4,4	4,1	*	*	*	*
MW	22,7	11,4	10,0	8,5	10,2	8,1	6,7	11,1

Anhang 4: 100-Nadelgewichte (g) der Jahrestiebe 1986-1992 (Werte der Einzelbäume und Mittelwerte der Probestflächen)

Probe- bäume	1992	1991	1990	1989	1988	1987	1986	1992-1986	MW
B1/1	1,09	1,74	1,53	1,43	1,14	1,41	1,17	9,52	1,36
B1/2	0,33	0,59	0,56	0,62	0,83	0,76	1,06	4,75	0,68
B1/3	0,59	0,28	0,97	0,77	0,58	0,78	0,83	4,79	0,68
B1/4	0,48	0,99	0,74	0,73	0,86	1,06	0,78	5,64	0,81
MW	0,62	0,90	0,95	0,89	0,85	1,00	0,96	6,18	0,88
B1A/1	0,41	0,95	1,25	1,14	1,35	1,49	1,43	8,03	1,15
B1A/2	0,36	0,90	0,82	1,09	0,77	0,93	1,36	6,23	0,89
B1A/3	0,11	0,52	0,47	0,44	0,64	0,65	0,53	3,35	0,48
B1A/4	0,12	0,49	0,42	0,47	0,37	0,43	0,53	2,84	0,41
B1A/5	0,45	0,99	1,01	0,33	0,66	0,87	0,72	5,03	0,72
MW	0,29	0,77	0,79	0,69	0,76	0,87	0,91	5,10	0,73
B2/1	0,40	0,57	0,49	0,75	0,62	0,62	0,82	4,28	0,61
B2/2	0,32	0,57	0,59	0,93	0,92	1,05	1,08	5,45	0,78
B2/3	0,65	0,58	0,72	0,98	0,81	0,86	0,79	5,40	0,77
B2/4	0,74	0,36	0,70	1,05	0,87	0,88	1,13	5,73	0,82
MW	0,53	0,52	0,63	0,93	0,81	0,85	0,96	5,22	0,75
B3/1	0,15	0,74	0,80	0,73	0,43	0,86	0,89	4,60	0,66
B3/2	0,47	0,59	0,67	0,77	0,68	0,74	0,65	4,56	0,65
B3/3	0,31	0,42	0,74	0,68	0,59	0,84	0,75	4,32	0,62
B3/4	0,21	0,65	0,54	0,90	0,54	0,99	0,96	4,79	0,68
B3/5	0,77	0,19	0,84	0,76	0,75	0,89	1,10	5,30	0,76
MW	0,38	0,52	0,72	0,77	0,60	0,86	0,87	4,71	0,67
B4/1	0,18	0,60	0,43	0,72	0,48	0,60	0,78	3,78	0,54
B4/2	0,28	0,82	0,82	0,79	0,68	0,79	0,84	5,03	0,72
B4/3	0,42	0,31	0,53	0,51	0,40	0,60	0,51	3,28	0,47
B4/4	0,31	0,55	0,78	0,66	0,70	0,71	0,94	4,66	0,67
B4/5	0,53	0,63	0,81	0,71	1,11	0,93	1,21	5,94	0,85
MW	0,34	0,58	0,67	0,68	0,67	0,73	0,86	4,54	0,65
B5/1	0,59	0,76	1,12	0,87	0,92	0,99	0,96	6,21	0,89
B5/2	0,47	1,11	0,77	0,38	0,65	0,73	0,56	4,66	0,67
B5/3	0,52	0,47	0,71	1,10	0,69	0,70	1,08	5,28	0,75
B5/4	0,50	0,46	0,66	0,77	0,75	0,44	0,71	4,29	0,61
B5/5	0,71	0,62	1,09	0,93	0,86	0,88	1,09	6,18	0,88
MW	0,56	0,68	0,87	0,81	0,77	0,75	0,88	5,32	0,76
B6/1	0,24	1,02	0,93	1,49	1,00	1,28	*	*	*
B6/2	0,30	1,00	1,00	0,78	0,57	1,07	1,10	5,82	0,83
B6/3	0,32	0,83	0,63	1,02	0,90	0,72	1,08	5,50	0,79
B6/4	0,19	1,68	0,78	0,79	1,66	0,98	0,80	6,88	0,98
B6/5	0,17	0,60	0,48	0,72	0,61	0,62	0,76	3,96	0,57
MW	0,24	1,03	0,76	0,96	0,95	0,93	0,94	5,81	0,83
B7/1	0,44	0,73	0,93	0,48	0,82	0,75	0,83	4,99	0,71
B7/2	0,54	0,76	0,90	0,59	0,96	0,78	1,06	5,59	0,80
B7/3	0,39	0,77	0,71	0,66	1,01	0,94	1,10	5,58	0,80
B7/4	0,35	0,33	0,53	0,58	0,78	0,73	0,75	4,06	0,58
B7/5	0,47	0,46	0,75	0,47	0,61	0,51	0,56	3,82	0,55
MW	0,44	0,61	0,76	0,56	0,84	0,74	0,86	4,81	0,69
B8/1	0,15	0,57	0,73	0,67	0,48	0,63	0,69	3,93	0,56
B8/2	0,41	0,65	0,74	0,76	0,66	0,71	0,91	4,83	0,69
B8/3	0,20	0,52	0,54	0,59	0,67	0,71	0,82	4,03	0,58
B8/4	0,15	0,51	0,47	0,73	0,43	0,59	0,69	3,55	0,51
B8/5	0,18	0,72	0,66	0,90	*	*	*	*	*
MW	0,22	0,59	0,63	0,73	0,56	0,66	0,78	4,17	0,60

Anhang 5: Nadellängen (cm) der Jahrestriebe 1986 bis 1992 (Werte der Einzelbäume und Mittelwerte der Probeblöcke)

Probe- bäume	1992	1991	1990	1989	1988	1987	1986	MW
B1/1	1,5	1,7	1,7	1,7	1,6	1,6	1,4	1,6
B1/2	1,2	1,6	1,4	1,5	1,6	1,5	1,9	1,5
B1/3	1,4	0,9	1,6	1,3	1,2	1,3	1,5	1,3
B1/4	1,0	1,4	1,2	1,1	1,2	1,2	1,1	1,2
MW	1,3	1,4	1,5	1,4	1,4	1,4	1,5	1,4
B1A/1	1,2	1,7	1,8	1,7	1,9	2,0	2,0	1,8
B1A/2	1,2	1,6	1,5	1,9	1,5	1,5	1,8	1,6
B1A/3	0,6	1,1	1,1	1,1	1,2	1,3	1,1	1,1
B1A/4	0,6	1,2	1,1	1,3	1,1	1,2	1,3	1,1
B1A/5	1,4	1,6	1,8	1,1	1,4	1,4	1,3	1,4
MW	1,0	1,4	1,5	1,4	1,4	1,5	1,5	1,4
B2/1	1,3	1,4	1,3	1,6	1,3	1,4	1,7	1,4
B2/2	0,9	1,2	1,2	1,4	1,3	1,4	1,6	1,3
B2/3	1,5	1,3	1,4	1,7	1,5	1,6	1,5	1,5
B2/4	1,5	0,9	1,2	1,4	1,4	1,4	1,6	1,3
MW	1,3	1,2	1,2	1,5	1,4	1,4	1,6	1,4
B3/1	0,7	1,6	1,5	1,4	1,0	1,5	1,5	1,3
B3/2	1,2	1,3	1,3	1,4	1,3	1,3	1,3	1,3
B3/3	1,1	1,2	1,5	1,4	1,3	1,5	1,5	1,3
B3/4	1,1	1,5	1,4	1,4	1,4	1,5	1,5	1,4
B3/5	1,2	0,7	1,2	1,2	1,3	1,2	1,4	1,2
MW	1,0	1,3	1,4	1,4	1,2	1,4	1,4	1,3
B4/1	0,6	1,3	1,0	1,2	0,9	1,0	1,2	1,0
B4/2	0,8	1,5	1,4	1,5	1,3	1,4	1,5	1,3
B4/3	1,2	0,9	1,1	1,0	0,8	1,1	1,0	1,0
B4/4	1,2	1,3	1,5	1,3	1,4	1,4	1,5	1,4
B4/5	1,2	1,4	1,4	1,2	1,8	1,5	1,7	1,5
MW	1,0	1,3	1,3	1,2	1,3	1,3	1,4	1,2
B5/1	1,4	1,5	1,8	1,5	1,6	1,6	1,5	1,5
B5/2	1,4	1,7	1,5	1,0	1,2	1,3	1,1	1,3
B5/3	1,0	1,2	1,2	1,5	1,2	1,2	1,3	1,2
B5/4	1,1	1,1	1,1	1,2	1,4	1,0	1,2	1,2
B5/5	1,5	1,4	1,7	1,7	1,4	1,5	1,7	1,5
MW	1,3	1,4	1,4	1,4	1,4	1,3	1,4	1,4
B6/1	1,1	1,9	1,8	2,0	1,7	2,0	*	*
B6/2	0,8	1,6	1,4	1,2	1,0	1,4	1,5	1,3
B6/3	0,9	1,6	1,2	1,5	1,6	1,4	1,6	1,4
B6/4	0,8	1,3	1,3	1,4	1,5	1,6	1,3	1,3
B6/5	0,7	1,3	1,1	1,2	1,4	1,3	1,3	1,2
MW	0,9	1,5	1,3	1,5	1,4	1,5	1,4	1,4
B7/1	1,3	1,4	1,5	1,1	1,4	1,4	1,3	1,3
B7/2	1,5	1,4	1,5	1,2	1,6	1,4	1,6	1,5
B7/4	1,3	1,0	1,1	1,2	1,3	1,4	1,3	1,2
B7/3	1,2	1,4	1,4	1,3	1,8	1,7	1,8	1,5
B7/5	1,1	0,9	1,1	0,9	1,0	0,9	1,0	1,0
MW	1,3	1,2	1,3	1,2	1,4	1,4	1,4	1,3
B8/1	0,8	1,4	1,5	1,2	1,1	1,3	1,3	1,2
B8/2	1,4	1,8	1,7	1,6	1,6	1,6	1,8	1,6
B8/3	1,0	1,4	1,4	1,4	1,6	1,7	1,8	1,5
B8/4	0,7	1,2	1,2	1,4	1,2	1,3	1,2	1,2
B8/5	0,8	1,7	1,5	1,7	*	*	*	*
MW	0,9	1,5	1,4	1,5	1,3	1,5	1,5	1,4

Nährstoffgehalte von Fichtennadeln sowie Schadstoffgehalte von Fichtennadel- und -borkenproben des Untersuchungsgebietes Achenkirch

F. HERMAN

Institut für Immissionsforschung und Forstchemie, Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien

Kurzfassung

Die Nähr- und Schadstoffsituation der Nadeln der Probestämme des Christlumprofils (Probeflächen B1 - B6) sowie der Standorte Mühleggerköpfl (Probefläche 8) und Schulterberg (Probefläche 7) wurde auf der Basis des Nadelmaterials (Herbstprobenahme 1992) bewertet und mit den Ergebnissen 1991 verglichen. Bei der Beurteilung der Nährstoffgehalte fiel die generell mangelhafte Versorgung der Nadeln mit Stickstoff auf, ausgenommen der Nadeln der Probestämme der höchstgelegenen Fläche, welche nicht ausreichend versorgt waren. Aber auch hier - ebenso wie auf den höchstgelegenen Flächen der Christlumtrasse - wurde eine weitere Verringerung der Stickstoffgehalte in den ohnehin schon mangelhaft versorgten Nadeln festgestellt.

Die Verschlechterung der Nährstoffversorgung setzte sich beim Phosphor und Kalium fort. Die Calciumversorgung hingegen war, wie 1991, ausreichend, ebenso wie die Magnesiumversorgung, welche mit Ausnahme der Probefläche 7 ebenfalls ausreichend war. Die Nadeln der Probefläche 7 waren mit Magnesium nicht ausreichend versorgt.

Die Schwefel- und Bleigehalte ergaben keinen Hinweis auf Immissionseinwirkung; die Cadmiumgehalte der Nadeln waren gering, ausgenommen jene der Probefläche 7 (1686m). Dort waren die höchsten Cadmiumgehalte des gesamten Probenmaterials zu konstatieren. Auch die Borkenproben dieser Probefläche konnten im Hinblick auf Cadmium als "unter Immissionseinfluß stehend" klassifiziert werden. Die Bleigehalte der Borken ergaben trotz starker Schwankungen innerhalb der Probeflächen einen Hinweis auf Immissionsbelastung in 1140m Seehöhe und auf der Probefläche des Schulterberges.

Stichworte: Nadelanalysen, Höhenprofile, Nährstoffe, Schadstoffe

Abstract

Contents of nutrients of spruce needles and pollutant contents of spruce needles and barks of the investigation area Achenkirch:

The nutrient and pollutant situation of the needles taken from the sample trees of the Christlum profile (sample areas B1 through B6) and from the sites of Mühleggerköpfl (sample area 8) and Schulterberg (PF 7) was evaluated on the basis of the sampling from autumn 1992 and compared to the 1991 results. As to the evaluation of the nutrient content, it was striking that the supply of the needles with nitrogen was generally insufficient, except for the needles taken from the

sample trees of the uppermost site, which were not sufficiently supplied. However, as was the case with the uppermost area of the Christlum profile, also here a reduction of the nitrogen content was found with the - already insufficiently supplied - needles.

The worsening of the nutrient supply continued for phosphorus and potassium. The supply with calcium, however, was, like in 1991, sufficient; the same applies to the supply with magnesium, which, except for the sample area 7, was also sufficient. The needles from sample area 7 were not sufficiently supplied with magnesium.

The concentrations of sulphur and lead did not show any indication of air pollution input; the cadmium content of the needles was low, except for the needles taken from sample area 7 (1686m). At that site the highest concentrations of cadmium of the entire sample material were observed, which is indicative of beginning impairment. As to cadmium, also the bark samples from that sample area could be classified as being "influenced by air pollution". Despite substantial variations within the sample areas the lead content of the barks was indicative of influence by air pollution at 1140m a.s.l. (PF4 of the Christlum profile) and sample area 7 of the Schulterberg.

Key words: needle analyses, altitude profiles, nutrients, pollutants

1 Einleitung

Die Nährelementversorgung ist u.a. ein wichtiges Kriterium für die Beschreibung des Gesundheitszustandes der Waldbäume, wobei Nadelanalysen als sichere Methode zur Beurteilung der Nährstoffversorgung von Fichtenbeständen herangezogen werden können. Veränderungen der Nährelementgehalte können im Zusammenhang mit Immissionseinwirkungen und Auswaschungsvorgängen sowie als Beurteilungshilfe bei der Interpretation von biotischen Schäden herangezogen werden. Weiters ist die Kenntnis der Nährelementversorgung zur Interpretation und Gewichtung einer Vielzahl pflanzenphysiologischer Parameter unerlässlich und ein zu berücksichtigender Faktor zur Erarbeitung biochemischer und enzymatischer Zeigerwerte zur Beschreibung des physiologischen Zustandes von Waldökosystemen.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden die Hauptnährelemente Stickstoff, Phosphor, Kalium, Calcium und Magnesium in Fichtennadeln (*Picea abies* [L.]KARST.) analysiert. Um eine eventuelle Belastung durch akkumulierbare anthropogene Luftverunreinigungen im Untersuchungsgebiet festzustellen, wurden die Gesamtschwefel-, Blei- und Cadmiumgehalte der Nadeln bestimmt. Schwermetallgehalte von Fichtenborken der Probestämme wurden als Methode der Bioindikation zur Beschreibung des Untersuchungsgebietes herangezogen.

2 Material und Methode

Probeflächen

Die Flächen der Nadelprobenentnahme 1992 sind aus Tabelle 1 zu ersehen. Im Gegensatz zu 1991 ergab sich durch die Erweiterung des forstökologischen Projektansatzes die Notwendigkeit, eine zusätzliche Probefläche in 1400m Seehöhe einzurichten. Von dieser Probefläche wurden 1992 ebenfalls Nadelproben gewonnen, sodaß sich die Zahl der beprobten Flächen auf der Christlumtrasse auf 7 erweiterte.

Tab. 1: Probeflächen der Nadelprobenentnahme 1992

Seehöhe	Probebäume
Christlumprofil	
1420m	B1/1 - B1/4
1400m	1A/1 - 1A/5
1320m	B2/1 - B2/4
1240m	B3/1 - B3/5
1140m	B4/1 - B4/5
1050m	B5/1 - B5/5
970m	B6/1 - B6/5
Nord-Süd-Profil	
1686m (Schulterberg)	B7/1 - B7/5
920m (Mühleggerköpf)	B8/1 - B8/5

Vom Schulterbergprofil, welches durch die Probeflächen in 1686m, 1220m und 1030m Seehöhe gebildet wird, werden in diesem Bericht lediglich die Nährstoffdaten der Probefläche 7 (PF7) angegeben, da auf diese Daten in den Beiträgen des vorliegenden Bandes Bezug genommen wird. Die Ergebnisse der Nähr- und Schadstoffanalysen der Probestämme der PF 9 (1220m) und PF 10 (1030m) werden in einem weiteren Bericht der Forstlichen Bundesversuchsanstalt veröffentlicht werden.

Die Lage der Probeflächen ist HERMAN (1992a) zu entnehmen.

Fichtennadelanalysen

Der Stickstoffgehalt wurde nach Kjeldahl-Aufschluß maßanalytisch bestimmt. Die Gehalte der übrigen Nährelemente wurden nach einem Schwefelsäure-Salpetersäureaufschluß photometrisch (Phosphor) oder mit Hilfe der

Atomabsorptionsspektrometrie (Kalium, Calcium, Magnesium) gemessen. Die Gesamtschwefelbestimmung erfolgte mit einem LECO-SC 432 Schwefelanalysator. Blei und Cadmium wurden nach dem Aufschluß mit einem Salpetersäure-Perchlorsäuregemisch in der Graphitrohrküvette analysiert.

Die Beurteilung der Nährstoffgehalte der Fichtennadeln erfolgte nach GUSSONE (1964; siehe Tabelle 2); diese leiten sich von waldwachstumskundlichen Auswertungen ab und werden auch im Rahmen des Österreichischen Bioindikatornetzes zur Beurteilung des Ernährungszustandes der Fichten herangezogen (STEFAN 1987, 1991); 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.2: Grenzwerte für Nährstoffgehalte der Fichtennadeln (Nadeljahrgang 1, Herbstentnahme) nach GUSSONE (1964)

Element	nicht		
	mangelhaft	ausreichend	ausreichend
N	<1,31	1,31 - 1,50	>1,50
P	<0,12	0,12 - 1,50	>0,13
K	<0,34	0,34 - 0,42	>0,42
Ca	<0,11	0,11 - 0,36	>0,36
Mg	<0,08	0,08 - 0,11	>0,11

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

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

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

Fichtenborkenanalysen

Fichtenborken wurden 1992 von Bäumen folgender Probeflächen entnommen

Christlumtrasse: PF 1, 1A, 2, 3, 4, 5, 6

Schulterberg: PF 7

Die Proben wurden auf Blei und Cadmium analog zu den Nadeln aufgeschlossen und analysiert:

Zur Bewertung der Blei- und Cadmiumgehalte der Fichtenborken wurde nach der in Tabelle 4 wiedergegebenen Klasseneinteilung vorgegangen. Diese basiert auf der Überlegung, daß Schwermetalle an Pflanzenoberflächen akkumuliert werden und die natürlichen Bleige-

halte der Pflanzen zwischen 0,1 und 6,0 mg/kg und die Cadmiumgehalte zwischen 0,05 und 0,6 mg/kg liegen (HERMAN 1992b).

Tab.4: Bewertung der Blei- und Cadmiumgehalte von Fichtenborken (HERMAN 1992b) Hinweis auf Immissionseinwirkung (IEW)

Klasse	mg/Pb/kg	mg/Cd/kg	
1	0,1- 8,0	0,05-0,60	kein Hinweis
2	8,1-32,0	0,61-0,80	IEW möglich
3	>32,0	>0,80	IEW

3 Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse der Nährstoffanalysen für alle Probestämme (Stickstoff, Phosphor, Kalium, Calcium, Magnesium) sind den Abbildungen 1-5 des Anhangs zu entnehmen, jene der Schadstoffgehalte (Schwefel, Blei, Cadmium) den Abbildungen, 6-8 wobei sowohl die Ergebnisse der Probenahme 1991 als auch 1992 dargestellt sind. Die detaillierte baumweise Darstellung der Nährstoffversorgung ist für die weitere interdisziplinäre Betrachtung - im Hinblick auf die Erarbeitung von Zeigerwerten zur Beschreibung des physiologischen Zustandes - gedacht. Die Bewertung der Nährstoffversorgung der Fichtennadeln des Beprobungsjahres 1991 ist HERMAN (1992c) zu entnehmen.

3.1 Nährstoffgehalte der Fichtennadeln

Die Nährstoffgehalte der Fichtennadeln, dargestellt als Mittelwert aus 4 bzw. 5 Einzelwerten (Herbstentnahme 1991 und 1992, Nadeljahrgang 1), sind aus Tabelle 5 zu ersehen.

Tab. 5: Nährelementgehalte der Fichtennadeln (Mittelwerte von 4 bzw. 5 Probestämmen)

PF	SH	Jahr	%	%P	%K	%Ca	%Mg
Christlumprofil							
1	1420	1991	1,15	0,14	0,51	0,35	0,17
1	1420	1992	1,09	0,15	0,50	0,44	0,18
1A	1400	1991	-	-	-	-	-
1A	1400	1992	1,10	0,12	0,44	0,46	0,17
2	1320	1991	1,23	0,15	0,55	0,42	0,18
2	1320	1992	1,15	0,14	0,50	0,42	0,19
3	1240	1991	1,11	0,12	0,46	0,43	0,18
3	1240	1992	1,01	0,10	0,46	0,54	0,20
4	1140	1991	1,11	0,11	0,42	0,41	0,19
4	1140	1992	1,04	0,11	0,37	0,60	0,22
5	1050	1991	1,17	0,13	0,43	0,43	0,20
5	1050	1992	1,16	0,13	0,45	0,43	0,18
6	970	1991	1,00	0,11	0,32	0,35	0,17
6	970	1992	1,04	0,11	0,34	0,54	0,19

PF	SH	Jahr	%	%P	%K	%Ca	%Mg
Nord-Süd-Profil							
7	1686	1991	1,43	0,15	0,73	0,55	0,11
7	1686	1992	1,37	0,12	0,57	0,44	0,10
8	920	1991	1,14	0,11	0,38	0,38	0,17
8	920	1992	1,17	0,12	0,34	0,73	0,25

Stickstoff

Die Stickstoffversorgung der Nadeln der Probestämme der Christlumtrasse war mangelhaft (Ausnahme: 1A/4, nicht ausreichend). Eine weitere Verschlechterung des ohnehin schon deutlich mangelhaften Ernährungszustandes war von 1991 zu 1992 in den Nadeln der Bäume der höhergelegenen Flächen (1140m-1420m Seehöhe) auffallend, während die Versorgung der Nadeln in 1050m Seehöhe in beiden Beprobungsjahren auf gleich niedrigem Niveau blieb. An der talnahen Probestfläche war eine geringfügige Verbesserung des Stickstoffernährungszustandes zu konstatieren, wobei dieser aber immer noch deutlich im mangelhaften Bereich lag.

Die Stickstoffversorgung auf der höchstgelegenen Probestfläche in 1686m Seehöhe lag mit einer Ausnahme (Probestbaum 5, mangelhafte Versorgung) im nicht ausreichenden Bereich. Auch an dieser Probestfläche kam es zu einer Verschlechterung des Ernährungszustandes von 1991 auf 1992.

Der Ernährungszustand der Nadeln der Probestfläche 8 (Ausnahme: Baum 5) war im Beprobungsjahr 1992 immer mangelhaft, wodurch sich keine geänderte Ernährungssituation im Vergleich zu 1991 ergab.

Phosphor

Die Phosphorversorgung an der höchstgelegenen Probestfläche des Christlumprofils war ausreichend (Ausnahme: Probestbaum 2). Auf den Probestflächen 1A, B2, B3, B4, B6 war eine Unterversorgung öfter gegeben als eine ausreichende Ernährungssituation, wogegen die Nadeln der Probestbäume der Probestfläche 5 mit Ausnahme des Probestbaumes 1 und 2 ausreichend versorgt waren.

Im Vergleich zu 1991 kam es auf den Probestflächen 2, 4 und 5 insgesamt zu einer Verschlechterung des Ernährungszustandes. Dies traf auch für die höchstgelegene Probestfläche 7 (Schulterberg) zu, wo die Ergebnisse der Nadelanalysen sämtlicher Probestbäume eine mangelhafte bzw. nicht ausreichende Ernährung auswiesen.

Die Phosphorgehalte der Bäume der Probestfläche 8 ergaben überwiegend eine nicht ausreichende und mangelhafte Ernährung, was einer Verschlechterung von 1991 auf 1992 entsprach.

Kalium

Eine Verschlechterung der Nährelementversorgung von 1991 auf 1992 war auch für Kalium zu beobachten: vermehrt wurde in den Nadeln der Probestbäume aller Probestflächen eine mangelhafte bzw. nicht ausreichende Ernährung konstatiert. Die am besten versorgten Bäume

am Christlumpprofil waren nach den Analysen 1992 jene der Probestflächen 1, 2 und 5. Auf der Schulterbergfläche zeigte sich in den Nadeln aller Probestbäume eine ausreichende Versorgung, aber gegenüber 1991 eine Verringerung der Gehalte. Gegensätzliche Ergebnisse brachten die Analyse der Nadeln der Probestfläche 8: dort wiesen alle Probestbäume Gehalte im nicht ausreichenden und mangelhaften Bereich auf.

Calcium

Die Calciumernährung war in den Nadeln der Probestbäume des Christlumpprofils auf der Basis der Mittelwerte (Tabelle 5) immer ausreichend. Einzelbaumweise betrachtet zeigte sich eine nicht ausreichende Calciumversorgung in den Nadeln von zwei Probestbäumen der Probestfläche 5. Eine deutliche Verbesserung der Calciumversorgung auf nahezu den doppelten Wert war in den Nadeln der Probestbäume der Probestfläche 8 von 1991 auf 1992 aufzuzeigen, eine geringere Steigerung in den Nadeln der Probestfläche 7; diese reichte aber aus, um die Nadeln als ausreichend versorgt zu bewerten.

Magnesium

Die Magnesiumversorgung war in den Nadeln der Probestbäume der Christlumptrasse immer ausreichend, in jenen der Probestfläche 8 kam es zu einer deutlichen Verbesserung der Nährstoffsituation von 1991 zu 1992. Demgegenüber war die Versorgung der Nadeln der Probestbäume der Probestfläche 7 mangelhaft, was der Situation des Jahres 1991 entsprach.

Generell muß auf die große Bandbreite der Nährstoffgehalte innerhalb der einzelnen Probestflächen hingewiesen werden. So war die Phosphorversorgung des Probestbaumes B2/1 mit 0,21, des Baumes B2/4 der selben Probestfläche mit 0,10 gegeben. Die Kaliumversorgung schwankte auf dieser Probestfläche zwischen 0,72 und 0,30 für die beiden vorher genannten Probestbäume. Daraus ist die Notwendigkeit abzuleiten, für die Erarbeitung und Bewertung pflanzenphysiologischer Parameter - nach einer ersten Beurteilung auf der Basis von gemittelten Daten - diese mit den Einzeldaten zu verschneiden, zu gewichten und zu interpretieren, wie dies im Rahmen dieses Berichtes begonnen wurde. Am Christlumpprofil war am häufigsten eine mangelhafte Ernährung - bezogen auf alle Nährelemente - in den Nadeln der Probestbäume der Probestflächen 3 und 4 gegeben.

Nährelementquotienten, Entnahme 1992

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 angenommen werden (HUTTL 1986):

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/P-Quotienten zu 50% im harmonischen Bereich lagen, wird das gesamte Probenmaterial bewertet. Eine Überschreitung des harmonischen Bereiches war in der anderen Hälfte des Probenmaterials, eine Unterschreitung dagegen lediglich bei den Bäumen B1/3 und B2/1 gegeben.

Der harmonische Bereich für den N/K-Quotienten wurde vermehrt in den Nadeln der Bäume der Probestflächen 6 und 8 überschritten, insgesamt lagen 63% der Quotienten im harmonischen Bereich, der in der Literatur angegebene Minimalwert von 1,01 wurde niemals festgestellt.

Gegensätzlich stellt sich der N/Ca-Quotient dar, der harmonische Bereich war in 54% des Probenmaterials aufzuweisen, 46% der Probestbäume zeigten hingegen einen errechneten Wert, welcher unter dem minimalen Wert von 2,0 lag. Besonders häufig waren Unterschreitungen des harmonischen Bereiches auf der Probestfläche 3, 4 und 6 zu konstatieren.

Ein überwiegender Prozentanteil der N/Mg-Quotienten lag unter dem angegebenen harmonischen Bereich. Eine Ausnahme waren die Bäume der Probestfläche 7 in 1686m Seehöhe, wo der harmonische Bereich entweder erreicht oder überschritten wurde.

3.2 Schadstoffgehalte der Fichtennadeln

Die Schwefelgehalte 1992 (Abbildung 6) ergaben ebenso wie im Probejahr 1991 keine Überschreitung des maximalen natürlichen Gehaltes (2. Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen).

Die Bleigealte (Abbildung 7) lagen 1992 im Bereich von 0,1 bis 1,6ppm, wobei Werte von 1,6 ppm lediglich in 2 Proben nachgewiesen wurden (B4/3 und B1/1), die Bleigealte im übrigen Nadelmaterial lagen immer unter 0,9ppm. Abgesehen von den beiden Gehalten von 1,6ppm kam es im Probejahr 1992, im Vergleich zu 1991, zu einer Verringerung der Bleigealte im überwiegenden Teil des Nadelmaterials. In keiner der Proben ergab sich nach KNABE (1984) ein Hinweis auf Immissionseinwirkung.

Die Cadmiumgehalte 1992 (Abbildung 8) waren in den Nadeln der Probestflächen der Christlumptrasse zwischen 0,01 und 0,07 nachzuweisen und lagen somit im geringen Konzentrationsbereich. Die Cadmiumgehalte der Fichtennadeln der Probestfläche 8 waren gering, eine Ausnahme stellte lediglich der Cadmiumgehalt der Nadeln des Baumes 8/2 dar, in welchen 0,12ppm nachzuweisen waren. Gegensätzliche Ergebnisse brachten die Analysen der Nadeln der Probestfläche 7: hier wurden deutlich höhere Cadmiumgehalte nachgewiesen, wobei Konzentrationen bis 0,39ppm (7/2) aufzuzeigen waren. Nach GULDER & KOLBEL (1993) ergäbe sich bei Gehalten von 0,2 - 0,4ppm (be-

zogen auf Kiefernadeln und Kalkstandorten) beginnen-
de Beeinträchtigungen.

3.3 Schadstoffgehalte der Fichtenborken

Die Blei- und Cadmiumgehalte der Fichtenborken der
Probebäume der Probeflächen 1 bis 7 sind in Tabelle 6
zusammengefaßt.

Tab. 6: Blei- und Cadmiumgehalte der Fichtenborken
(Entnahme 1992)

Probefläche	Probebaum	Blei	Cadmium
Christlumpprofil			
B1 (1420m)	1/1	1,0	0,05
	1/2	2,5	0,16
	1/4	11,0	0,11
1A (1400m)	1/3	8,8	0,10
	1/5	12,0	0,14
B2 (1320m)	2/1	4,5	0,05
B3 (1240m)	3/1	9,3	0,23
	3/2	8,4	0,25
	3/4	7,0	0,25
B4 (1140m)	4/3	17,0	0,08
	4/4	17,0	0,15
B5 (1050m)	5/2	5,7	0,35
	5/3	1,4	0,03
	5/4	3,9	0,06
	5/5	2,8	0,03
B6 (970m)	6/1	12,9	0,24
	6/2	1,3	0,05
	6/3	4,7	0,40
	6/4	5,3	0,08
	6/5	15,0	0,13
Nord-Süd-Profil			
B7 (1686m) (Schulterberg)	7/1	6,2	1,80
	7/2	10,0	0,73
	7/4	27,0	0,51
	7/5	18,0	1,10

Die Bleigehalte lagen zwischen 1,0 und 27,0 ppm. Trotz
des großen Schwankungsbereiches der Bleigehalte der
Probebäume einer Probefläche können die maximalen
Gehalte in den Borken der Bäume der Probefläche 4 des
Christlumpfans und auf der Schulterbergfläche aufge-
zeigt werden.

Die Cadmiumgehalte der Borken lagen zwischen 0,03
und 1,80ppm, wobei die Gehalte der Probefläche 7
(1686m) auf eine Immissionseinwirkung hinweisen. Die-
ses Ergebnis bestätigt die Nadelanalysen, welche ebenfalls
die höchsten Cadmiumgehalte auf der Probefläche 7 aus-
wiesen.

Auf Grund der starken Schwankungsbereiche muß die
Probefläche jedoch verdichtet werden, um die Schwerme-
tallsituation des Untersuchungsgebietes genauer charak-
terisieren zu können.

LITERATUR

- BUNDESGESETZBLATT für die Republik Österreich: Jahrgang
1984, 89.Stück: Zweite Verordnung gegen forst-
schädliche Luftverunreinigungen.
- ECE 1986: Draft manual on methodologies and criteria for
harmonized sampling, assessment, monitoring and
analysis of the effects of air pollution on forest.
- GULDER H.J. & KOLBEL M. 1993: Waldbodeninventur in
Bayern. Forstl. Forschungsber. München, 132, 241S.
- GUSSONE H.A. 1964: Faustzahlen für Düngung im Walde.
Bayr. Landw. Verl. München, Basel, Wien.
- KNABE W. 1984: Merkblatt zur Entnahme von Blatt- und
Nadelproben für chemische Analysen. Allg. Forst-
zeitschr., 847-848.
- HERMAN F. 1992a: Höhenprofile Achenkirch, Ökosyste-
mare Studien im Kalkalpin. FBVA-Berichte 70, 5-
11.
- HERMAN F. 1992b: Bioindikation. Ein wirksames Instru-
ment der Umweltkontrolle. VDI-Berichte 901, Bd.
1, 375-389, VDI Verlag Düsseldorf.
- HERMAN F. 1992c: Nährstoffgehalte von Fichtennadeln
sowie Schadstoffgehalte in Fichtennadel- und Bor-
kenproben des Untersuchungsgebietes Achenkirch.
FBVA-Berichte 70, 83-90.
- HÜTTL R. 1986: Neuartige Waldschäden und Nährele-
mentversorgung von Fichtenbeständen (*Picea abies*
Karst.) in Südwest-Deutschland. Freiburger Boden-
kundliche Abhandlungen, Heft 16, 195S.
- STEFAN K. 1987: Ergebnisse der Schwefel- u. Nährstoff-
bestimmungen in Pflanzenproben des Österr.
Bioindikatorsnetzes. VDI-Berichte 609, 555-580.
- STEFAN K. 1991: Zur Nährelementversorgung der Fich-
tennadeln von ungedüngten und gedüngten Bäu-
men im Gleinalmgebiet. Mitt. FBVA Wien, 163/IV,
65-140.

Abb.1: Stickstoffgehalte der Fichtennadeln (Nj. 1), Probejahr 1991 (schwarze Balken) und 1992 (weiße Balken)

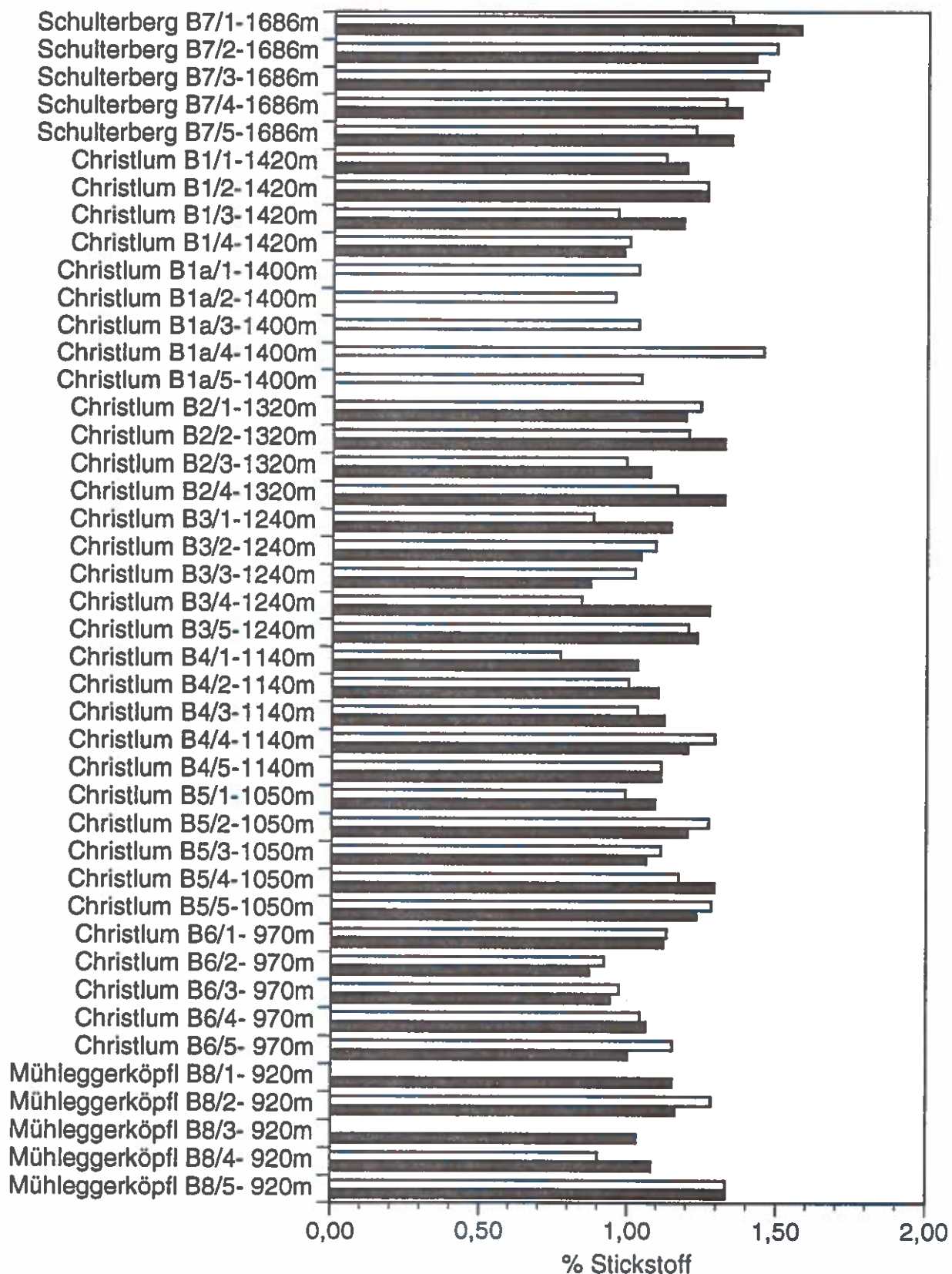


Abb.2: Phosphorgehalte der Fichtennadeln (NJ. 1), Probejahr 1991 (schwarze Balken) und 1992 (weiße Balken)

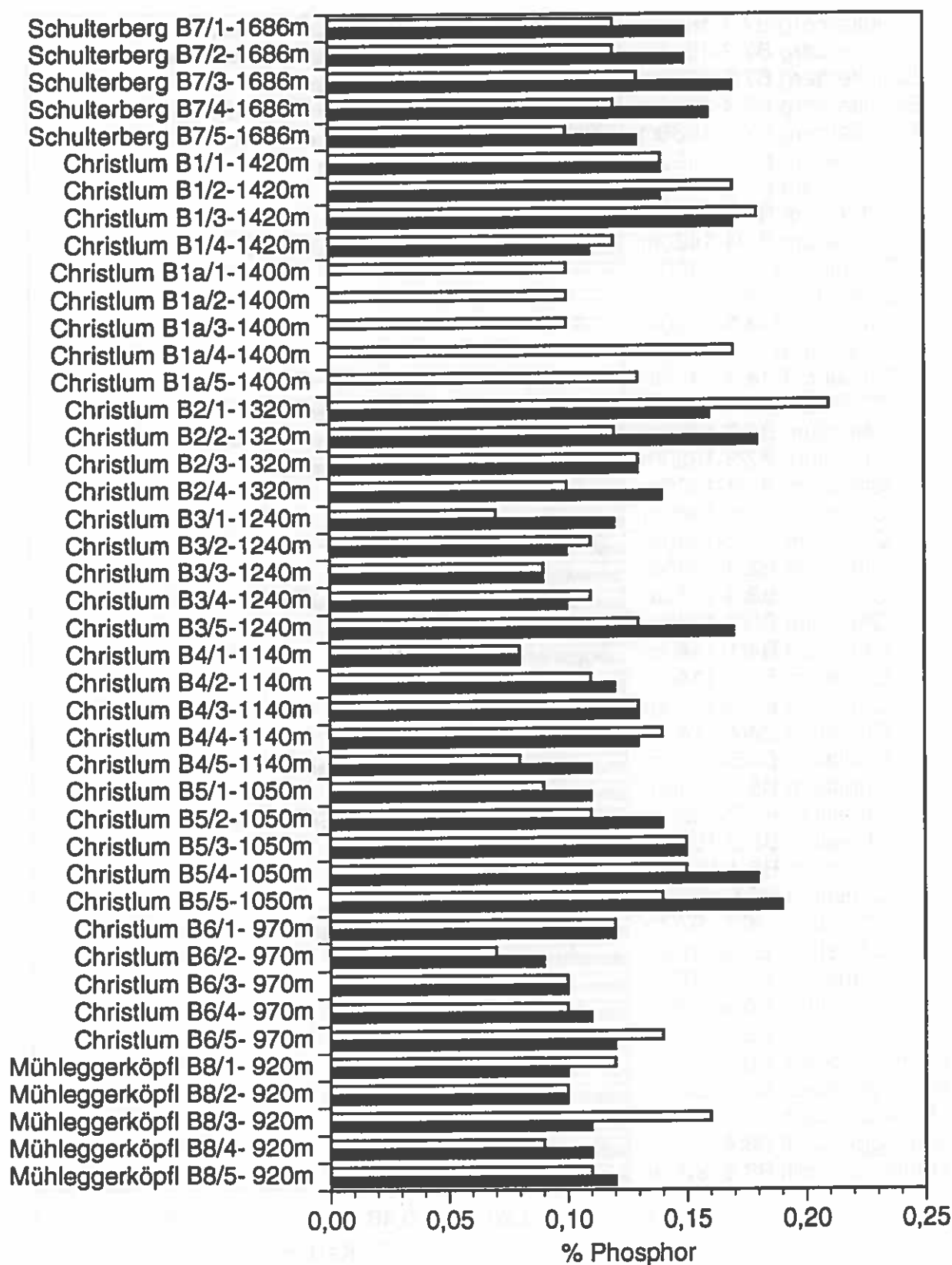


Abb.3: Kaliumgehalte der Fichtennadeln (NJ. 1), Probejahr 1991 (schwarze Balken) und 1992 (weiße Balken)

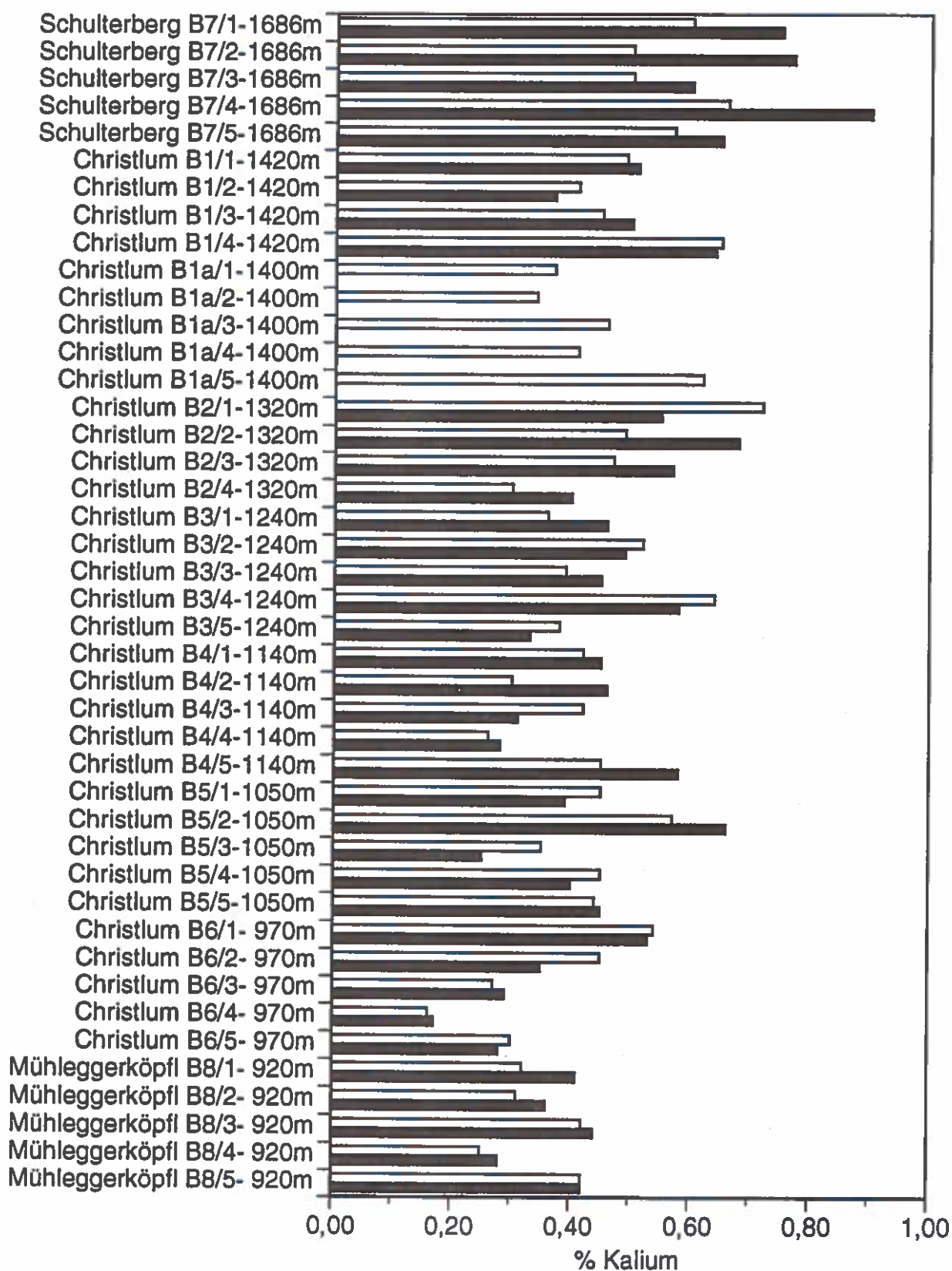


Abb.4: Calciumgehalte der Fichtennadeln (NJ. 1), Probejahr 1991 (schwarze Balken) und 1992 (weiße Balken)

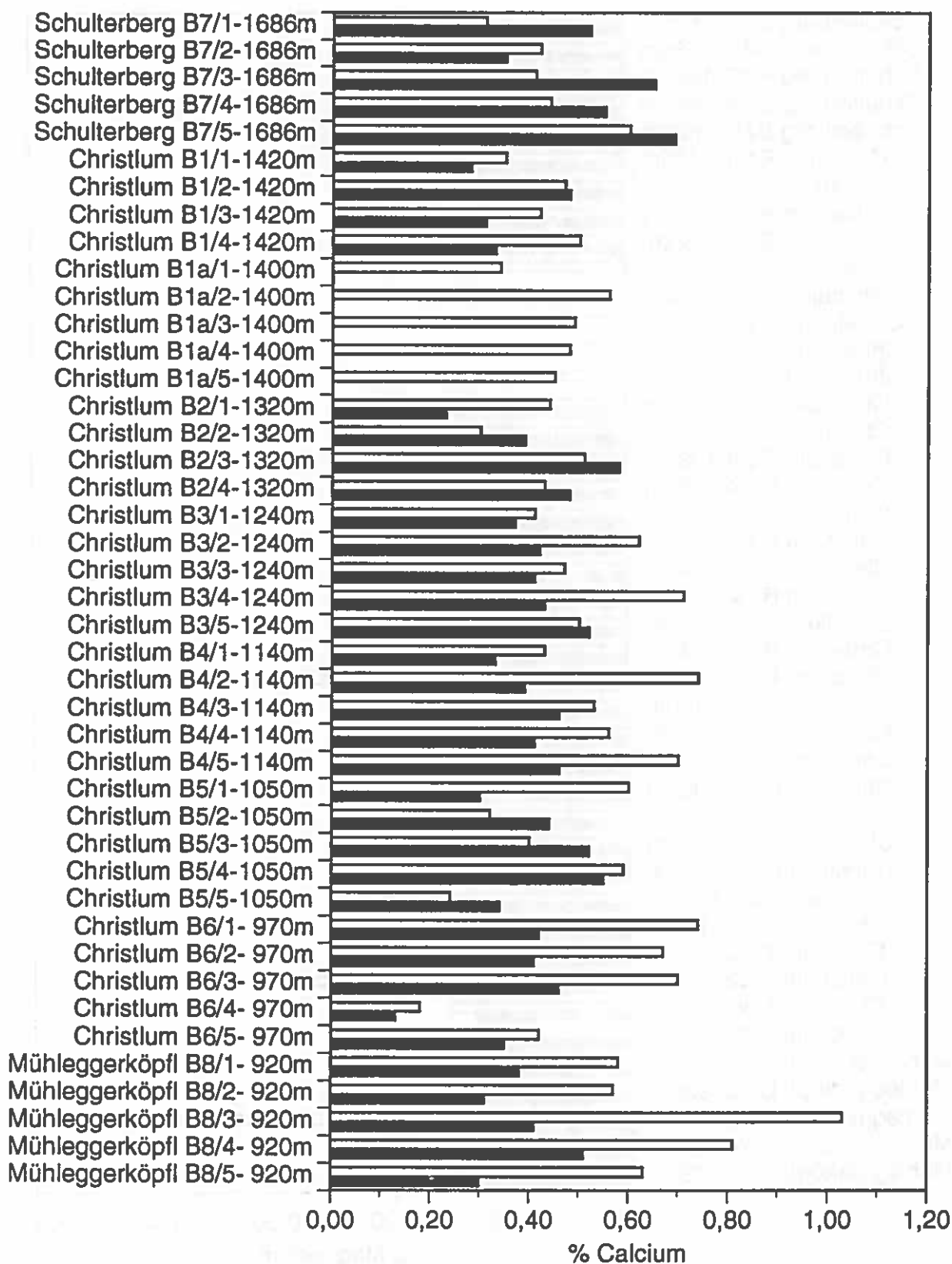


Abb.5: Magnesiumgehalte der Fichtennadeln (NJ. 1), Probejahr 1991 (schwarze Balken) und 1992 (weiße Balken)

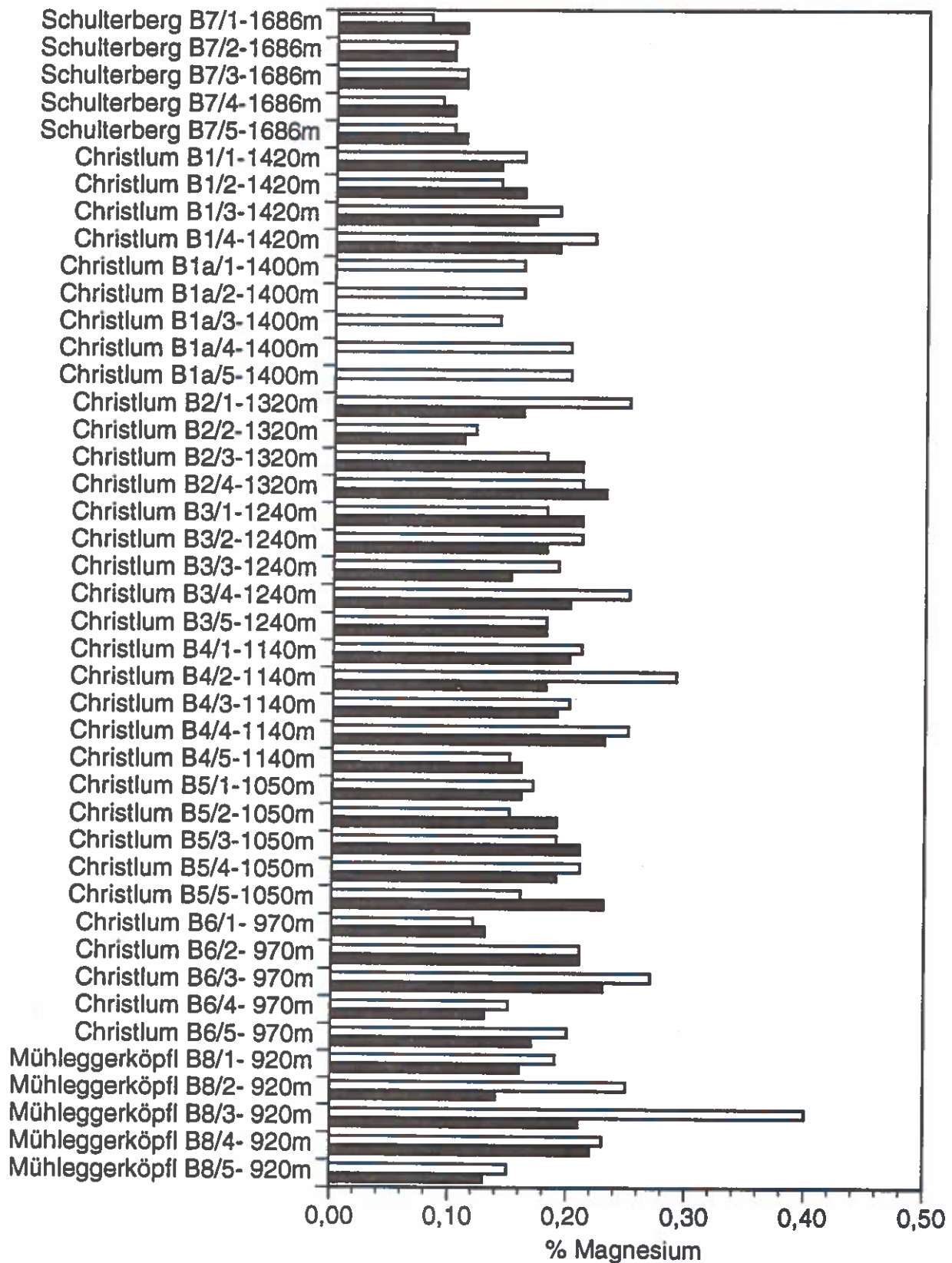


Abb.6: Schwefelgehalte der Fichtennadeln (NJ. 1), Probejahr 1991 (schwarze Balken) und 1992 (weiße Balken)

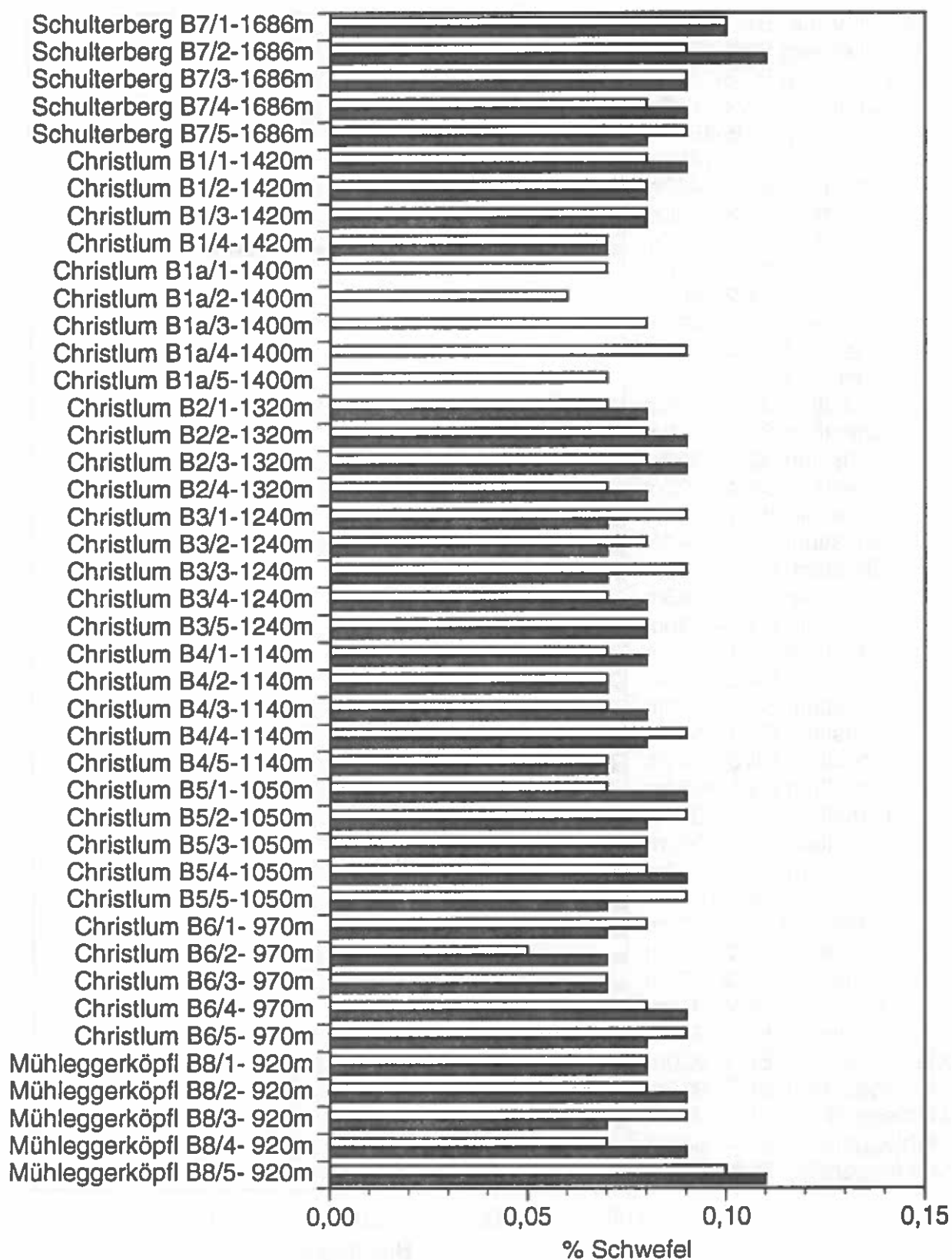


Abb.7: Bleigehalte der Fichtennadeln (Nj. 1), Probejahr 1991 (schwarze Balken) und 1992 (weiße Balken)

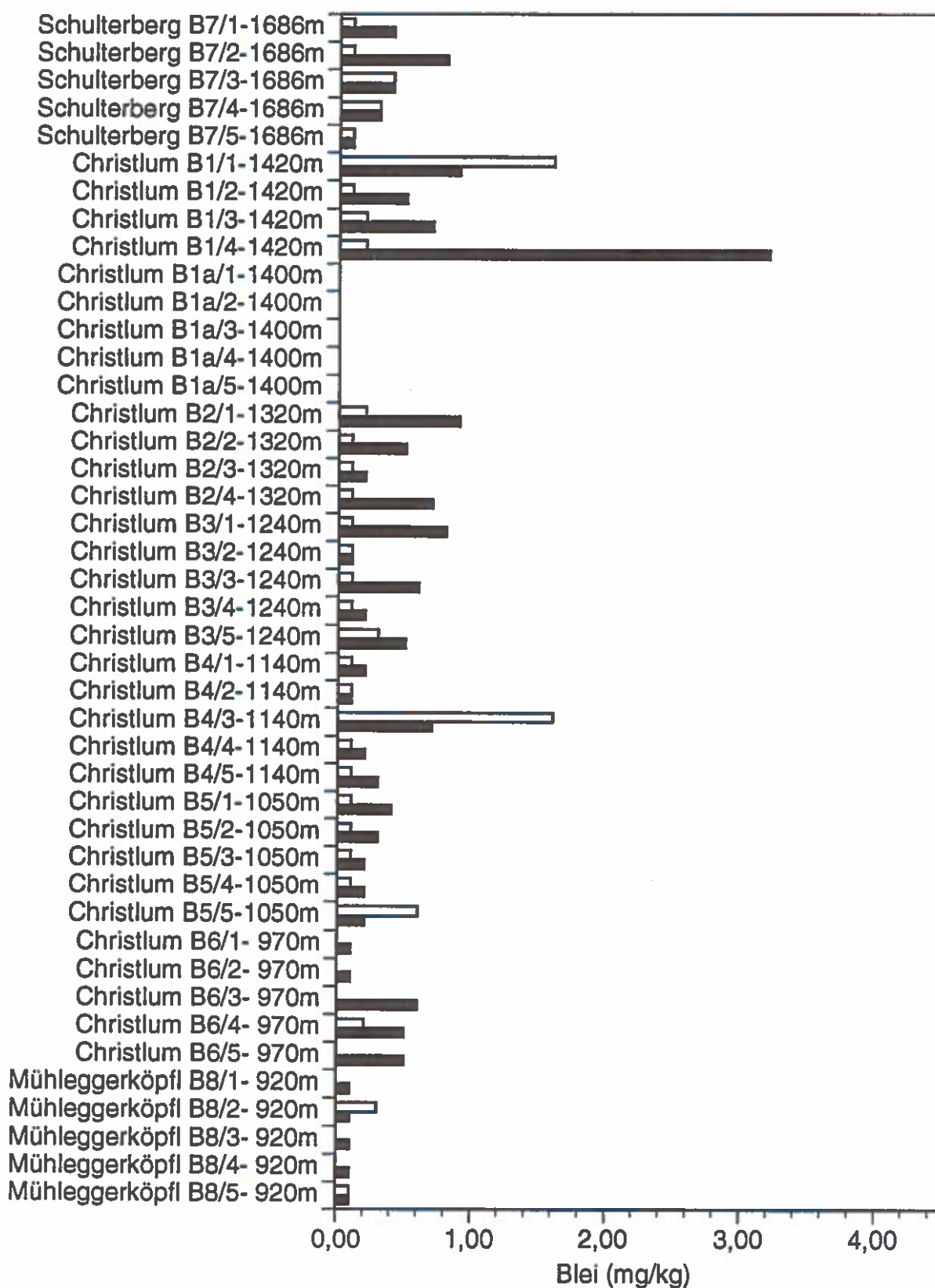
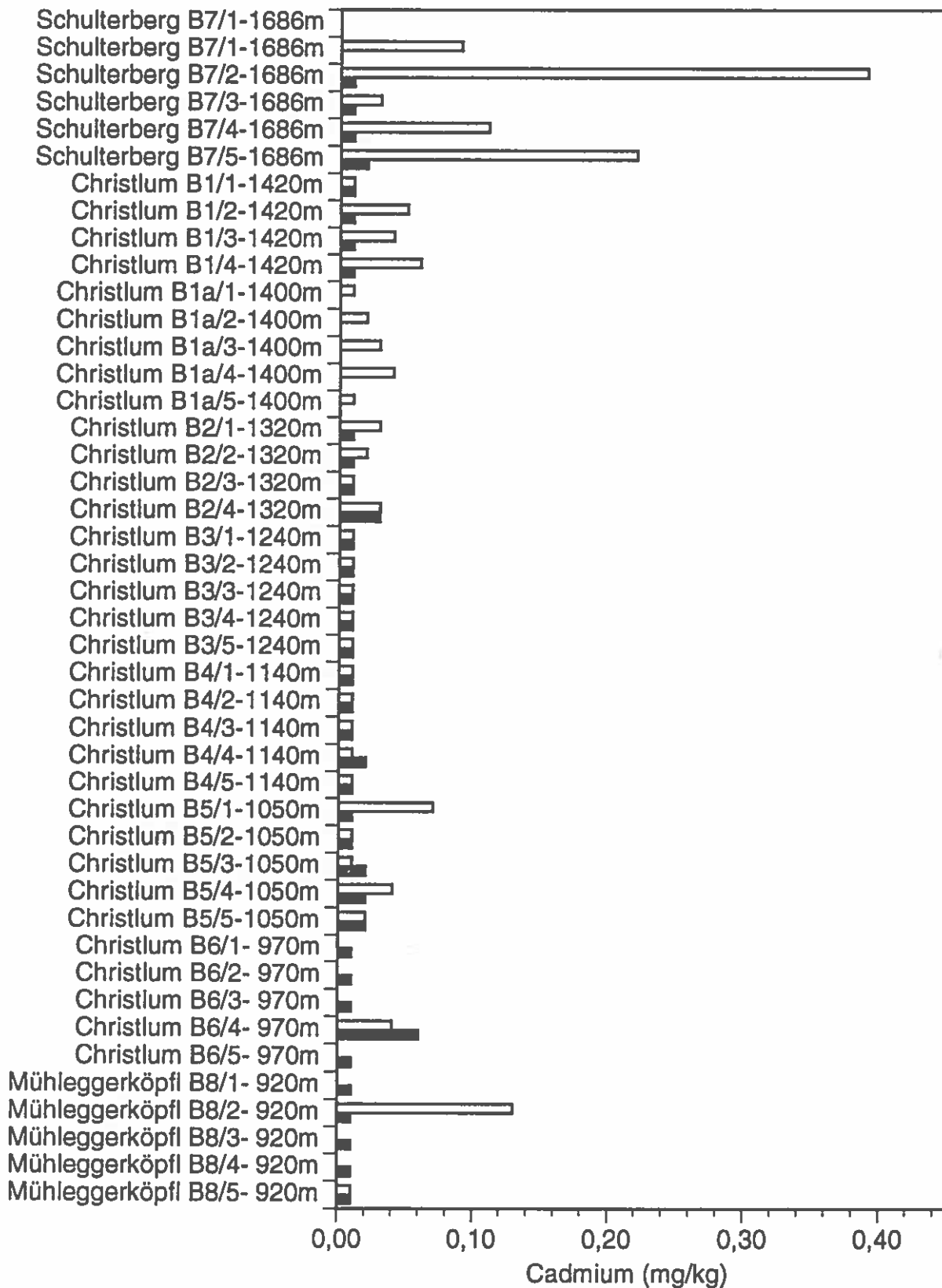


Abb.8: Cadmiumgehalte der Fichtennadeln (NJ. 1), Probejahr 1991 (schwarze Balken) und 1992 (weiße Balken)



Untersuchungen zum antioxidativen Schutzsystem von Fichten an den "Höhenprofilen Achenkirch"

E. BERMADINGER-STABENTHEINER

Institut für Pflanzenphysiologie, Karl-Franzens-Universität Graz

Kurzfassung

1991 und 1992 wurden an den "Höhenprofilen Achenkirch" die Nadelgehalte an Thiolen, Ascorbinsäure und die Peroxidase-Aktivitäten untersucht. Zum Vergleich wurde 1992 auch das Höhenprofil Zillertal beprobt. Die höchsten Gehalte an Thiolen und Ascorbinsäure fanden sich immer in den Nadeln der höchstgelegenen Standorte, was sich aus der generell höheren Streßbelastung dieser Standorte (niedrigere Temperaturen, höhere Einstrahlungen, von Natur aus höhere Belastung mit Photooxidantien) erklärt. Die im talnahen Bereich höheren Thiolgehalte lassen sich durch die geringe Beeinflussung mit SO₂ erklären. Sowohl im Zillertal als auch in beiden Untersuchungsjahren in Achenkirch waren im mittleren Profilbereich (1140m - 1320m) nur sehr geringe Nadelgehalte an Thiolen und Ascorbinsäure zu finden, während die Peroxidase in diesem Bereich ein Aktivitätsmaximum aufwies. Da ähnliche Ergebnisse auch aus anderen Untersuchungsgebieten bekannt sind, ist anzunehmen, daß es sich dabei um ein Phänomen mit überregionaler Bedeutung handelt. Die stark verminderten Gehalte an Ascorbinsäure und Thiolen und die deutlich erhöhte Aktivität der Peroxidase in mittleren Seehöhen (1140m - 1320m) könnten Hinweise auf Störungen im antioxidativen Schutzsystem der Zelle liefern und eine verminderte Vitalität der Bäume dieser Höhenstufen widerspiegeln. Da aber ein einzelner Schadstoff nach bisherigem Kenntnisstand nicht für die physiologischen Besonderheiten verantwortlich gemacht werden kann, sind allenfalls synergistische Effekte verschiedener Schadstoffe in Betracht zu ziehen. Aufgrund der physiologischen Gemeinsamkeiten verschiedener Untersuchungsgebiete muß aber auch die Frage diskutiert werden, ob es sich nicht um ein natürliches, von Schadstoffen nicht oder nur gering beeinflusstes, prinzipielles Phänomen handelt.

Stichworte: Fichte, Höhenprofil, Thiole, Ascorbinsäure, Peroxidaseaktivität, Streßphysiologie

Abstract

Investigations of the antioxidative system of spruce needles of the "Altitude Profiles Achenkirch":

In connection with the "Altitude Profiles Achenkirch" the needle content of thiols and ascorbic acid and the peroxidase-activity were investigated in 1991 and 1992. By comparison, the "Altitude Profile Zillertal" was investigated in 1992. The highest contents of thiols and ascorbic acid can always be found at the highest altitudes, which is a consequence of the increased stress level at these sites (lower temperatures, higher irradiation, higher concentrations of ozone). The higher thiol content of needles from sites near valley bottoms can be explained by SO₂-emissions. Both the needles from Achenkirch and those from the Zillertal have very low contents of thiols

and ascorbic acid and a very high peroxidase activity at about 1100m- 1300m a.s.l. Since these results confirm investigations from other altitude profiles, the characteristic physiological changes with increasing altitude seem to be a phenomenon of supraregional importance. The reduced needle content of thiols and ascorbic acid is indicative of disturbances of the antioxidative protection system in plant cells and of a reduced vitality of spruce at these altitudinal zones. However, for an explanation the synergistic effects of various pollutants have to be taken into consideration. Because of the supraregional appearance of those physiological peculiarities it should be discussed whether that is a general phenomenon independent of pollution effects.

Keywords: spruce, altitude profile, thiols, ascorbic acid, peroxidase activity, stress physiology

1 Einleitung

Fichten in höheren Lagen sind mit tieferen Temperaturen, höheren Einstrahlungen und einer bereits natürlicherweise höheren Photooxidantienbelastung konfrontiert (TRANQUILLINI 1979, BOHLAR-NORDENKAMPP & LECHNER 1989). Alle diese Stressoren tragen zur Radikalbildung in den pflanzlichen Zellen bei (JAGER et al. 1986). Da die Pflanze auch unter optimalen Lebensbedingungen immer mit Radikalbildungen konfrontiert ist (RENNENBERG 1988), hat sie zu deren Entgiftung Schutzsysteme entwickelt, zu denen unter anderen die Antioxidantien Ascorbinsäure und Glutathion (ein S-hältiges Tripeptid; HALLIWELL 1984, JAGER et al. 1986, MEHLHORN et al. 1986, RENNENBERG 1988) und die Peroxidase gehören (JAGER et al. 1986).

Frühere Untersuchungen haben auch aufgezeigt, daß diese antioxidativen Schutzsysteme für eine Belastungsdiagnose an Fichten und damit auch für die Ursachenforschung der Waldschäden von besonderem Interesse sind (JAGER et al. 1986, MEHLHORN et al. 1986, GRILL et al. 1988a, BERMADINGER et al. 1989 & 1990, BERMADINGER-STABENTHEINER et al. 1991).

Das Ziel der Untersuchungen in Achenkirch ist, prinzipielle Grundlagen zur Seehöhenabhängigkeit verschiedener physiologischer Parameter und damit wesentliche Grundlagen für weitere Arbeiten zu liefern. Nach HERMAN (1992a) soll im Rahmen des Projektes "Höhenprofile Achenkirch" vordringlich der "Ist-Zustand" der Phyllo- und Rhizosphäre eingehend charakterisiert werden, um auf diesen Erkenntnissen aufzubauen und über einen durch diese Erkenntnisse erweiterten Forschungsansatz Fragen

zur Dynamik von Waldökosystemen erarbeiten zu können.

In der vorliegenden Arbeit werden die ersten Ergebnisse der Untersuchungen zum antioxidativen Schutzsystem am Höhenprofil Achenkirch dargestellt. Untersucht wurden die Ascorbinsäure, die wasserlöslichen Thiole, die nach GRILL & ESTERBAUER (1973) und ESTERBAUER & GRILL (1978) zu 95-100% aus Glutathion bestehen, und die Aktivität der Gesamtperoxidase. In Ergänzung zu den Untersuchungen in Achenkirch wurde das "Höhenprofil Zillertal", das bereits 1988 beprobt wurde (BERMADINGER-STABENTHEINER & GRILL 1992), 1992 neuerlich untersucht. Da die Untersuchungen am Standort Achenkirch auch 1993 fortgeführt werden und die Einbeziehung der Daten anderer Arbeitsgruppen in die Bearbeitung der bisherigen, eigenen Ergebnisse bei weitem noch nicht abgeschlossen ist, soll die vorliegende Arbeit nicht als endgültige Ergebnis sondern als Diskussionsgrundlage für andere Arbeitsgruppen verstanden werden.

2 Material und Methodik

Am Christlump-Profil wurden die Probestellen (PF) 1-6, am Schulterberg-Profil die Probestelle 7 und am Mühleggerköpfl die Probestelle 8 bearbeitet (Tabelle 1). Nähere Informationen zu den Probestellen werden von HERMAN (1992a), ENGLISH (1992) und KREHAN & TOMICZEK (1992) gegeben. Im Zillertal wurden die gleichen Probestellen wie 1988 bearbeitet (Probestellen 1-10, vgl. BERMADINGER-STABENTHEINER & GRILL 1992).

Tab. 1: Probestellen in Achenkirch
n: Anzahl der pro Standort untersuchten Bäume

Profil / Station	PF	m Seehöhe	n
Christlumpprofil	1	1420	4
	1a	1400	5
	2	1320	4
	3	1240	5
	4	1140	5
	5	1050	5
Schulterberg	6	970	5
	7	1686	5
Mühleggerköpfl	8	920	5

Die Probenahmen in Achenkirch erfolgten im August 1991 und 1992, jene im Zillertal im September 1992. Mit Hilfe eines Baumsteigers wurden Astproben aus dem oberen Kronenbereich geerntet. Die Astproben wurden markiert und in große, luftdurchlässige Säcke verpackt. Im Labor wurden die Sprosse in die einzelnen Jahrgänge getrennt, die Nadeln von den Zweigen heruntergeschnitten, in flüssigem Stickstoff schockgefroren und anschließend gefriergetrocknet. Danach wurde das Material fein vermahlen und bis zur Analyse bei -30°C aufbewahrt.

Der Gehalt an wasserlöslichen Thiol-Verbindungen wurde photometrisch durch Umsatz mit DTNB (Ellman-

Reagens) bestimmt (GRILL & ESTERBAUER 1973). Der Gehalt an Ascorbinsäure wurde mittels isokratischer HPLC-Methode gemessen (modifiziert nach KNEIFEL & SOMMER 1985). Die Bestimmung der Peroxidase-Aktivität erfolgte photometrisch nach KELLER & SCHWAGER (1971).

3 Ergebnisse

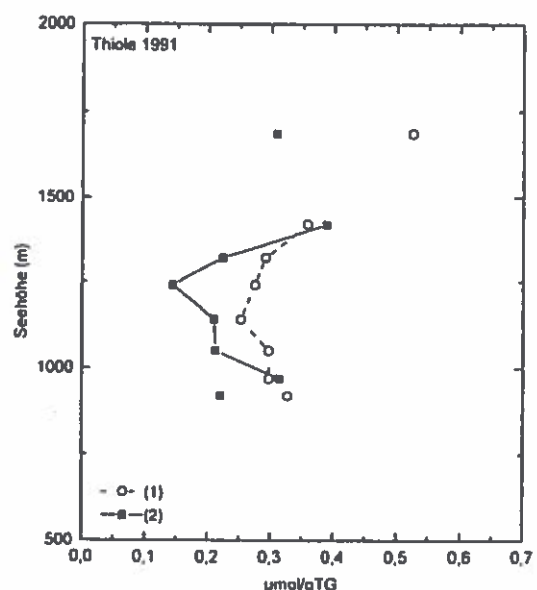
3.1 Höhenprofile Achenkirch

In den Abbildungen 1 - 3 sind die Mittelwerte der Thiol- und Ascorbinsäuregehalte sowie der Peroxidase-Aktivität des jeweils 1. und 2. Nadeljahrgang im Abhängigkeit von der Seehöhe für beide Untersuchungsjahre dargestellt. Die durchgezogene Kurve markiert das Christlump-Profil (Probestellen 1-6; 1992 ergänzt durch die Probestelle 1a). Abgesetzt davon ist als tiefst gelegene Probestelle das Mühleggerköpfl (Probestelle 8) und als höchst gelegene der Schulterberg (Probestelle 7) wiedergegeben. In den Tabellen 2a und 2b sind die Mittelwerte und Standardabweichungen der einzelnen Untersuchungen dargestellt.

Wasserlösliche Thiole

Obwohl die Unterschiede zwischen den einzelnen Standorten 1991 stärker ausgeprägt und die Werte generell etwas niedriger waren als 1992, zeigten beide Untersuchungsjahre ein gleichsinniges Verhalten der Thiole in Abhängigkeit von der Seehöhe. Die Gehalte der jungen Nadeln waren fast durchwegs höher als die der älteren. Die höchsten Thiolgehalte waren jeweils bei den niedrigst- (PF 8: 920m, PF 6: 970m) und höchstgelegenen (PF 1: 1420m,

Abb. 1a: Gehalte an wasserlöslichen Thiolen ($\mu\text{mol/gTG}$) in Abhängigkeit von der Seehöhe 1. (1) und 2. (2) NJ. (Achenkirch 1991)



Tab. 2a: Mittelwerte (M) und Standardabweichungen (S) der Beprobungen 1991

1991 m Seeh.	Thiole ($\mu\text{mol/gTG}$)				Peroxidase (Units/gTG)				Ascorbinsäure (mg/gTG)			
	1. NJ.		2. NJ.		1. NJ.		2. NJ.		1. NJ.		2. NJ.	
	M	S	M	S	M	S	M	S	M	S	M	S
920	0,33	0,09	0,22	0,12	9,17	8,68	6,75	3,50	1,67	0,19	3,28	0,52
970	0,30	0,04	0,31	0,04	9,26	6,42	9,33	6,60	1,84	0,11	3,78	0,78
1050	0,30	0,02	0,21	0,03	6,41	4,30	7,88	3,92	1,61	0,32	2,77	0,94
1140	0,25	0,13	0,21	0,11	7,04	2,65	11,57	4,05	1,35	0,21	2,52	0,75
1240	0,27	0,14	0,14	0,05	8,71	7,23	16,99	12,20	1,67	0,27	3,29	0,38
1320	0,29	0,06	0,22	0,03	14,49	4,23	21,54	9,99	1,83	0,46	3,00	0,90
1420	0,36	0,03	0,39	0,04	15,40	5,82	8,43	4,12	2,34	0,36	4,03	0,98
1686	0,52	0,17	0,31	0,07	20,81	12,73	10,92	3,36	1,83	0,18	3,62	0,36

Tab. 2b: Mittelwerte (M) und Standardabweichungen (S) der Beprobungen 1992

1992 m Seeh.	Thiole ($\mu\text{mol/gTG}$)				Peroxidase (Units/gTG)				Ascorbinsäure (mg/gTG)			
	1. NJ.		2. NJ.		1. NJ.		2. NJ.		1. NJ.		2. NJ.	
	M	S	M	S	M	S	M	S	M	S	M	S
920	0,50	0,13	0,49	0,16	10,60	10,29	9,40	5,32	2,14	0,37	3,49	0,71
970	0,38	0,04	0,42	0,07	5,31	3,95	18,30	17,75	1,54	0,64	2,87	0,47
1050	0,48	0,06	0,42	0,04	5,99	3,15	13,47	4,50	1,91	0,58	3,42	0,79
1140	0,39	0,08	0,38	0,10	6,91	3,90	30,95	16,01	1,44	0,34	2,64	0,56
1240	0,44	0,06	0,35	0,10	5,82	3,09	23,92	9,30	1,66	0,12	4,26	0,85
1320	0,40	0,11	0,42	0,12	12,59	4,50	22,97	6,92	1,99	0,61	4,28	1,19
1400	0,47	0,03	0,43	0,10	17,90	14,83	13,73	8,77	2,37	1,01	4,47	0,88
1420	0,44	0,12	0,42	0,11	15,69	8,84	15,23	7,70	1,70	0,44	3,84	0,56
1686	0,66	0,10	0,51	0,11	15,75	12,10	20,80	9,87	2,16	0,58	4,57	0,24

PF7: 1686m) Probestellen zu finden. In beiden Untersuchungsjahren war der Höhenverlauf durch ein ausgeprägtes Minimum der Thiolgehalte in den mittleren Seehöhen charakterisiert. Dieses Minimum war im 2. Nadeljahrgang bei 1240m (PF 3) zu finden, während es beim 1. Nadeljahrgang bei 1140m auftritt (PF 4; Abbildungen 1a und 1b).

Ascorbinsäure

Wie bereits aus anderen Untersuchungen bekannt ist, weist der 2. Nadeljahrgang deutlich höhere Ascorbinsäuregehalte auf als der 1. Nadeljahrgang (BERMADINGER et al. 1989). Ähnlich wie bei den Thiolen war auch im Untersuchungsgebiet im mittleren Seehöhenbereich (PF 4, 1140m) in beiden untersuchten Jahrgängen ein deutliches Minimum in den Ascorbinsäuregehalten zu finden. Die höchsten Ascorbinsäuregehalte fanden sich immer in den

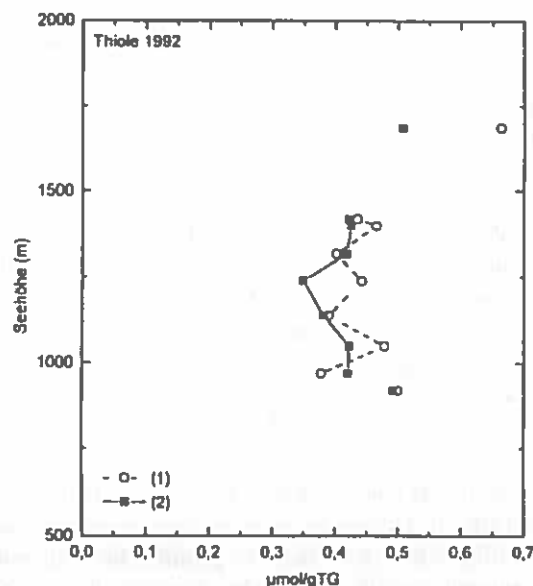
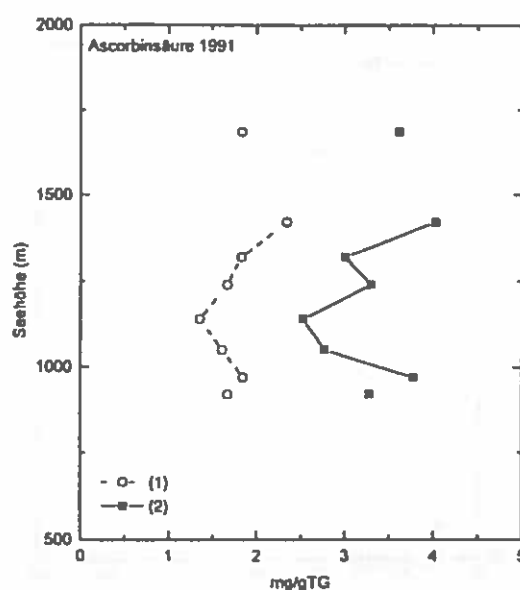
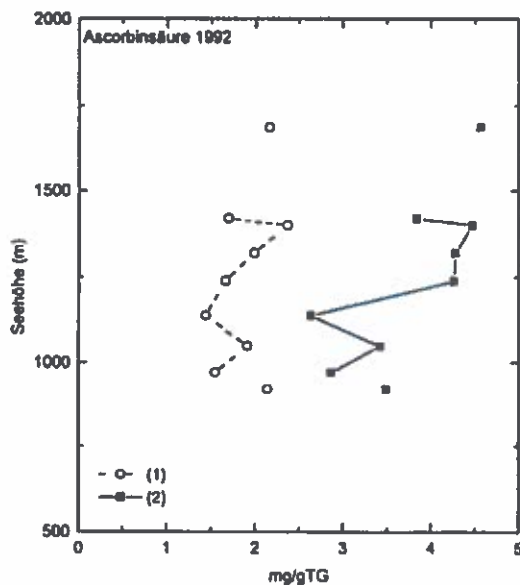
Abb. 1b: Gehalte an wasserlöslichen Thiolen ($\mu\text{mol/gTG}$) in Abhängigkeit von der Seehöhe; 1. (1) und 2. (2) NJ. (Achenkirch 1992)

Abb. 2a: Ascorbinsäuregehalte (mg/gTG) in Abhängigkeit von der Seehöhe; 1. (1) und 2. (2) NJ. (Achenkirch 1991)



höchstgelegenen Probestellen. Im Unterschied zu 1991, wo die Ascorbinsäuregehalte von 970m bis 1140m kontinuierlich abnahmen und erst in größeren Seehöhen wieder zunahmen, waren 1992 zusätzliche Maxima bei 1050m (PF 5) und im Bereich 1240m - 1400m (PF 3-1a) zu beobachten (Abbildungen 2a und 2b).

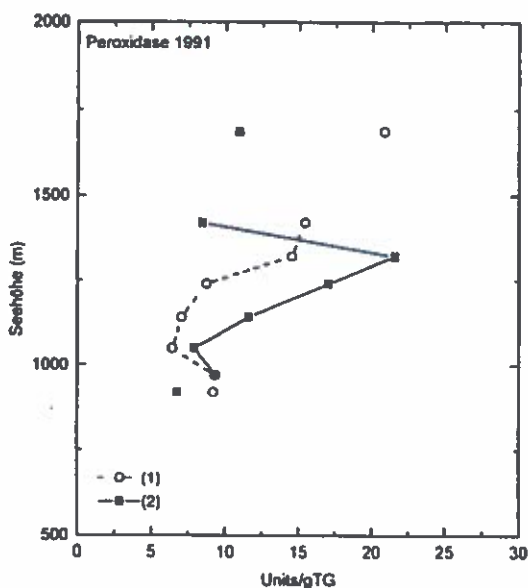
Abb. 2b: Ascorbinsäuregehalte (mg/gTG) in Abhängigkeit von der Seehöhe 1. (1) und 2. (2) NJ. (Achenkirch 1992)



Peroxidase-Aktivität

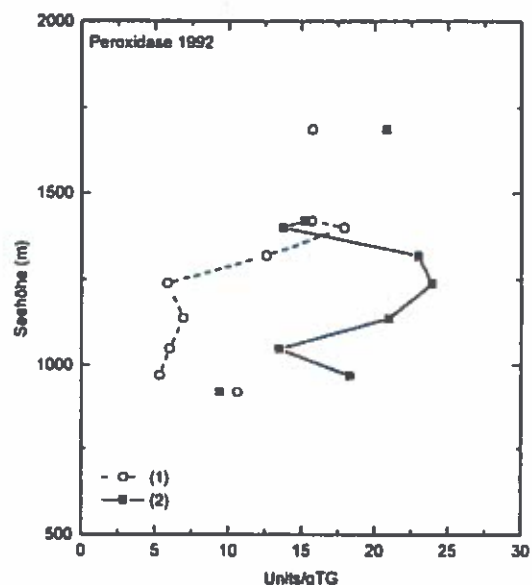
Beide Untersuchungsjahre sind sowohl im Höhenverlauf als auch in den Aktivitätswerten sehr gut miteinander vergleichbar. Die Aktivität der Peroxidase im 1. Nadeljahrgang

Abb. 3a: Peroxidase-Aktivitäten (Units/gTG) in Abhängigkeit von der Seehöhe 1. (1) und 2. (2) NJ. (Achenkirch 1991)



gang nahm mehr oder weniger kontinuierlich mit steigender Seehöhe zu. Der 2. Nadeljahrgang wies zumeist deutlich höhere Peroxidase-Aktivitäten auf, die ab 1050m (PF 5) bis 1240m (PF 3) bzw. 1320m (PF 2) sehr stark zunahmen, um danach wieder deutlich abzufallen (Abbildungen 3a und 3b).

Abb. 3b: Peroxidase-Aktivitäten (Units/gTG) in Abhängigkeit von der Seehöhe 1. (1) und 2. (2) NJ. (Achenkirch 1992)



Korrelationen

Zur Überprüfung von Zusammenhängen zwischen den obengenannten Parametern untereinander und mit Hauptnährstoffgehalten (letztere vgl. HERMAN 1992b und 1994) wurde mit dem gesamten vorliegenden Datenmaterial aus dem Untersuchungsgebiet Achenkirch eine Korrelationsmatrix mit deren Signifikanzniveau erstellt (Tabellen 3a und 3b; da die Arbeiten im Untersuchungsgebiet und eine detaillierte Auswertung der einzelnen Standorte noch nicht abgeschlossen sind, dürfen die berechneten Beziehungen nur als erste Hinweise verstanden werden). In Abbildung 4 sind beispielhaft einige Korrelationen der Thiolgehalte (Beprobung 1992, 1. Nadeljahrgang) mit jenen der Ascorbinsäure, der Peroxidaseaktivität sowie den Stickstoff- und Magnesiumgehalten dargestellt.

Statistisch gesicherte Korrelationskoeffizienten fanden sich fast ausschließlich für den 1. Nadeljahrgang (Ausnahmen: Thiole, 2. NJ. 1992; Ascorbinsäure, 2. Nadeljahrgang 1992). Eindeutige Aussagen können also nur für diesen Nadeljahrgang getroffen werden. Die Antioxidantien Thiole und Ascorbinsäure sowie die Peroxidaseaktivität waren im 1. Nadeljahrgang durchwegs positiv miteinander korreliert, was in drei von vier Fällen auch gesichert ($p < 0,05$) werden konnte. Untersucht man die Beziehungen mit den Nährstoffen, läßt sich die deutlich positive Korrelation der Antioxidantiengehalte mit dem Stickstoffgehalt des 1. Na-

Tab. 3a: Korrelationskoeffizienten (Beprobung 1991) * p=0,01-0,05; ** p=0,001-0,01

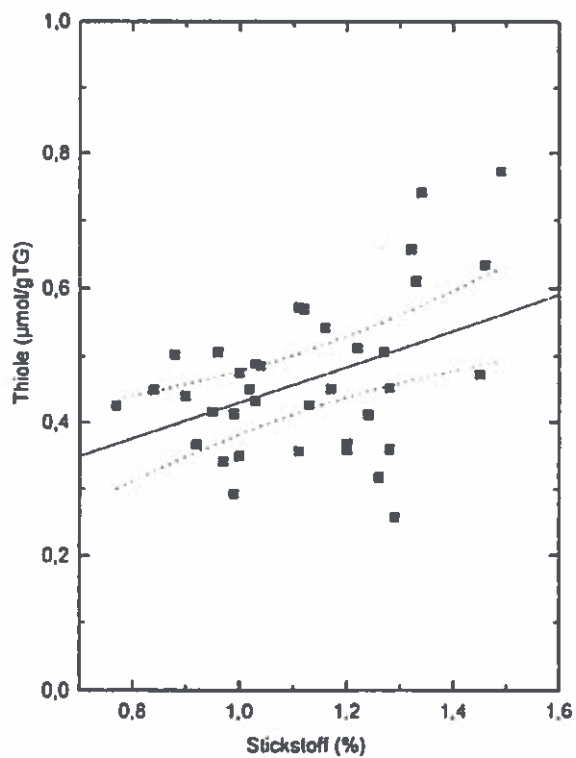
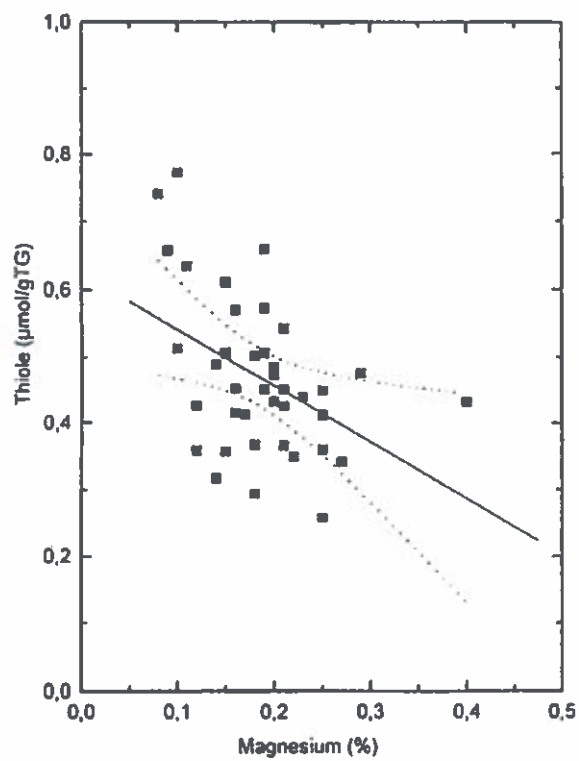
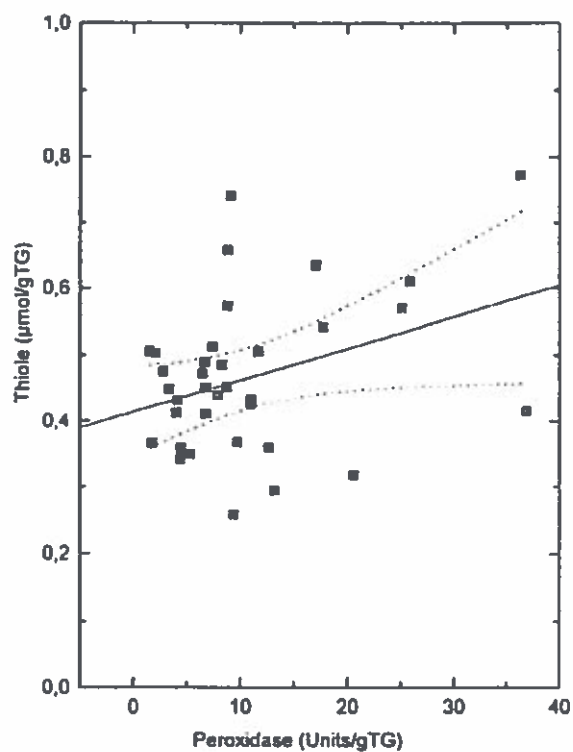
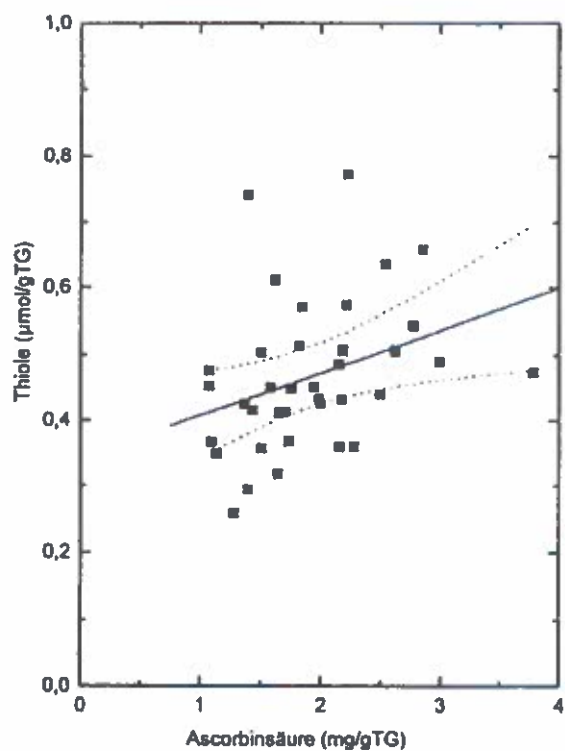
1991 n=38	Thiole		Peroxidase		Ascorbinsäure	
	1. NJ.	2. NJ.	1. NJ.	2. NJ.	1. NJ.	2. NJ.
Thiole	/	/	0,39 (*)	-0,23	0,26	0,28
Peroxidase	0,39 (*)	-0,22	/	/	0,17	-0,23
Ascorbinsäure	0,26	0,28	0,17	-0,23	/	/
%N	0,49 (**)	0,06	0,43 (**)	0,05	0,06	0,13
%P	0,09	0,15	0,21	0,02	0,11	0,04
%K	0,44 (**)	0,18	0,36 (*)	0,16	0,22	0,25
%Ca	0,36 (*)	-0,03	0,07	-0,07	-0,26	-0,04
%Mg	-0,42 (*)	-0,26	-0,45 (**)	-0,11	-0,31 (*)	-0,28

Tab. 3b: Korrelationskoeffizienten (Beprobung 1992) * p=0,01-0,05; ** p=0,001-0,01

1992 n=43	Thiole		Peroxidase		Ascorbinsäure	
	1. NJ.	2. NJ.	1. NJ.	2. NJ.	1. NJ.	2. NJ.
Thiole	/	/	0,36 (*)	0,10	0,34 (*)	0,10
Peroxidase	0,36 (*)	0,10	/	/	-0,03	0,03
Ascorbinsäure	0,34 (*)	0,10	-0,03	0,03	/	/
%N	0,42 (**)	0,28	0,25	-0,15	0,38 (*)	0,29 (*)
%P	0,01	-0,27	0,07	-0,22	0,21	0,24
%K	0,23	0,03	-0,09	0,06	0,03	0,37 (*)
%Ca	-0,30 (*)	-0,15	-0,27	0,01	-0,06	-0,01
%Mg	-0,45 (**)	-0,31 (*)	-0,40	-0,20	-0,12	-0,37 (*)

deljahrganges in vier von sechs Fällen sichern (vgl. Tabellen 3a und 3b). Das bedeutet, daß ein höherer Stickstoffgehalt in den Nadeln häufig parallel mit höheren Antioxidantiengehalten auftritt. Zwischen den Magnesiumgehalten der Nadeln und den Antioxidantiengehalten deutet sich in beiden Nadeljahrgängen eine negative Beziehung an, was in sechs Fällen auch statistisch gesichert werden kann. Das heißt, daß in Nadeln mit hohen Magnesiumgehalten niedrigere Antioxidantiengehalte gefunden werden. Keine Beziehungen bestehen zwischen den Gehalten an Antioxidantien und Phosphor, während bei Kalium und Calcium nur vereinzelt sichere Korrelationen gefunden werden (1991, 1. Nadeljahrgang: Thiole/K, Peroxidase/K, Thiole/Ca; 1992, 1. Nadeljahrgang: Thiole/Ca; 1992, 2. Nadeljahrgang: Ascorbinsäure/Ca; vgl. Tabellen 3a und 3b).

Abb. 4: Korrelationen von Thiolgehaltenen mit Ascorbinsäuregehalten, Peroxidase-Aktivitäten, Stickstoff- und Magnesiumgehalten



3.2 Höhenprofil Zillertal (1988 und 1992)

Das Höhenprofil Zillertal wurde 1988 (BERMADINGER-STABENTHEINER & GRILL 1992) und neuerlich 1992 für einen Vergleich zu den Profilen in Achenkirch beprobt. In Abbildung 5 sind die Ergebnisse beider Untersuchungsjahre des 2. Nadeljahrgang für Thiole, Ascorbinsäure und Peroxidase dargestellt. (Da im Zillertal nur jeweils ein Baum pro Höhenstufe untersucht wurde, ist eine Glättung des Höhenverlaufes durch eine Mittelwertbildung nicht möglich.) Alle Werte befanden sich in demselben Größenordnungsbereich wie jene des Probenmaterials aus Achenkirch.

Die Thiolgehalte wiesen - ähnlich wie in Achenkirch - in beiden Untersuchungsjahren im unteren und oberen Bereich des Profiles höhere Werte auf als in den mittleren Seehöhen (Abbildung 5a); ein ausgeprägtes Minimum war bei den PF 5 (1200m) und PF 4 (1300m) zu finden.

Die Ascorbinsäure-Gehalte waren im Zillertal 1988 durch mehrere Minima und Maxima gekennzeichnet, 1992 erscheint die Kurve etwas geglättet. Die Minima und Maxima erscheinen aber in denselben Höhenstufen wie 1988 bzw. sind nur leicht gegeneinander verschoben (Abbildung 5b). Wie in Achenkirch 1991 und 1992, ist in beiden Untersuchungsjahren im Zillertal im mittleren Profilbereich (PF 5; 1200m) ein Minimum in den Ascorbinsäuregehalten zu erkennen, das 1992 etwas deutlicher ausgeprägt ist als 1988.

Auch die Aktivität der Peroxidase wies in beiden Untersuchungsjahren mehrere Minima und Maxima im Höhenverlauf auf (Abbildung 5c). Vergleichbar den Ergebnissen in Achenkirch läßt sich zwischen 1200m und 1300m (PF 4, PF 5) ein ausgeprägtes Aktivitätsmaximum beobachten. (vgl. Abbildungen 3a und 3b).

Abb. 5a: Thiolgehalte ($\mu\text{mol/gTG}$) in Abhängigkeit von der Seehöhe (Zillertal 1988 und 1992)

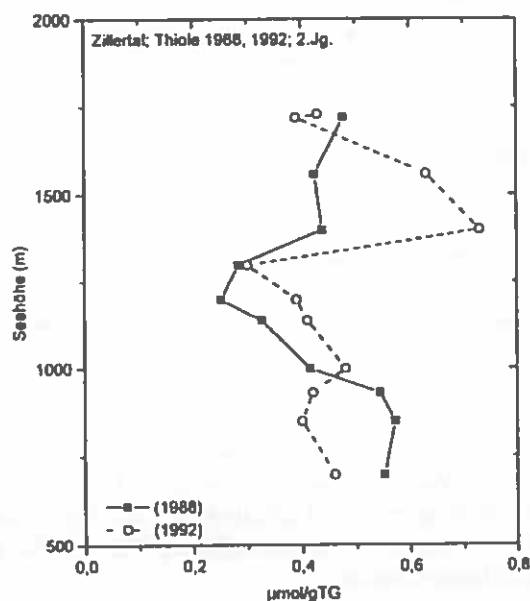


Abb. 5b: Ascorbinsäuregehalte (mg/gTG) in Abhängigkeit von der Seehöhe (Zillertal 1988 und 1992)

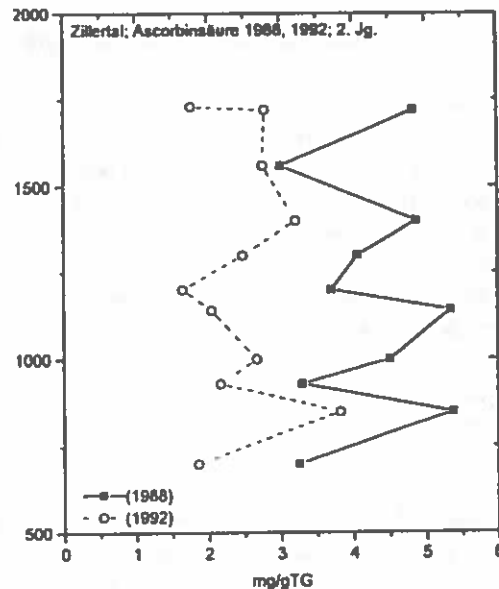
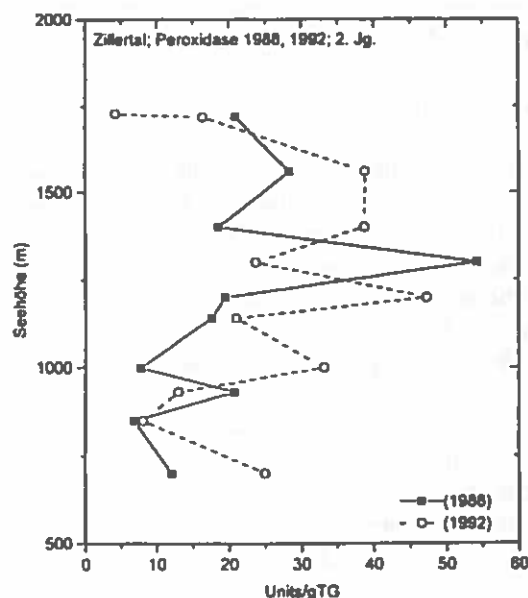


Abb. 5c: Peroxidase-Aktivitäten (Units/gTG) in Abhängigkeit von der Seehöhe (Zillertal 1988 und 1992)



4 Diskussion

Aufgrund der in größerer Seehöhe höheren natürlichen Streßbelastung sollten die Ascorbinsäure- und Thiolgehalte der Nadeln mit steigender Seehöhe zunehmen (GRILL et al. 1988c, POLLE et al. 1991). In Übereinstimmung damit sind im Untersuchungsgebiet Achenkirch die höchsten Thiol- und Ascorbinsäuregehalte auch immer bei den am höchsten gelegenen Probestellen zu finden. Das Zusammenspiel der untersuchten Antioxidantien spiegelt sich in Achenkirch in den jungen Nadeln in positiven Korrelationen zwischen diesen Substanzen wider. Das bekundet, daß im 1. Nadeljahrgang hohe Thiolgehalte von hohen Ascorbinsäuregehalten und hoher Peroxidaseaktivitäten begleitet sind. Allerdings weichen die Antioxidantiengehalte in den unteren Profilbereichen (< 1300m) deutlich von einer postulierten, kontinuierlichen Zunahme mit steigender Seehöhe ab. In ca. 1100m - 1200m Seehöhe weisen beide Nadeljahrgänge in beiden Untersuchungsjahren sehr geringe Gehalte an Ascorbinsäure und Thiolen auf. Auch die Untersuchungen im Zillertal 1992 lassen ähnliche "Einbrüche" in den Antioxidantiengehalten erkennen, die um etwa 100m nach oben hin verschoben sind (1200m - 1300m), was die Untersuchungen 1988 (BERMADINGER-STABENTHEINER & GRILL 1992) bestätigen. Der 2. Nadeljahrgang weist sowohl in Achenkirch als auch im Zillertal eine maximale Peroxidaseaktivität bei ca. 1200m - 1300m Seehöhe auf. Im talnahen Bereich (< 1000m) sind die Gehalte an Ascorbinsäure und Thiolen wiederum höher als in den mittleren Lagen (1100m - 1200m).

Die Probefläche Schulterberg (PF 7) ist mit den höchstgelegenen Probeflächen PF 1 und PF 1a des Christlum-Profiles, das Mühleggerköpfl (PF 8) mit der auf fast gleicher Seehöhe gelegenen PF 6 vergleichbar. Künftige Auswertungen werden sich mit der näheren Differenzierung dieser Standorte beschäftigen.

Es ist bekannt, daß die Thiolgehalte in den Nadeln in Anwesenheit von Schwefeldioxid erhöht sind (GRILL & ESTERBAUER 1973, RENNENBERG 1984). Hierin dürfte auch die Ursache für die höheren Thiolgehalte der talnahen Standorte zu suchen sein. Allerdings sind die Thiole nicht so stark erhöht, wie es in deutlich mit SO₂ belasteten Gebieten der Fall ist (vgl. GRILL & ESTERBAUER 1973). Unterstützt wird diese Aussage auch durch Untersuchungen der epikutikulären Wachsschicht: Sie weist im talnahen Bereich die deutlichsten Veränderungen auf, die sich in Verschmelzungen der Wachsröhrchen äußern, was mit dem Einwirken von sauren Schadstoffen zu erklären ist (BERMADINGER-STABENTHEINER 1994). Nach der Flechtenkartierung von HOFMANN (1992) wird der talnahe Bereich der Flechtenzone 3 ("mittlere Belastung") zugeordnet.

Vergleichbare Höhenverläufe und deutlich geringere Gehalte an Ascorbinsäure und Thiolen im Bereich mittlerer Seehöhen (1100m - 1300m) wurden auch bei der Untersuchung anderer Höhenprofile gefunden (Steiermark: GRILL et al. 1988b, BERMADINGER-STABENTHEINER et al. 1991; Zillertal/Tirol 1988): BERMADINGER-STABENTHEINER & GRILL 1992; Wank-Garmisch-Partenkirchen/Bayern: POLLE et al.

1991, RENNENBERG & REUTHER 1991). Die durch die große Probenzahl gut abgesicherten Ergebnisse beider Untersuchungsjahre in Achenkirch bestätigen diese Beobachtungen.

Die Untersuchungen von Nadeln aus verschiedenen Höhenprofilen weisen in ca. 1100m - 1200m (Zillertal: 1200m - 1300m) sehr geringe Gehalte an Thiolen und Ascorbinsäure auf, während die Peroxidaseaktivität im Bereich 1200m - 1300m ein ausgeprägtes Maximum erkennen läßt. Zum jetzigen Stand der Untersuchungen können jedoch noch keine konkreten Aussagen über die Ursachen und die physiologische Bedeutung dieser charakteristischen Höhenläufe gemacht werden. Da aber nahezu idente Höhenverläufe in verschiedenen Untersuchungsjahren und auch grundsätzlich verschiedenen Untersuchungsgebieten (s.o.) beobachtet wurden, ist als gesichert anzunehmen, daß es sich dabei um ein Phänomen von überregionaler Bedeutung handelt.

Aufgrund der physiologischen Gemeinsamkeiten in verschiedenen Untersuchungsgebieten muß diskutiert werden, ob es sich um ein natürliches (von Schadstoffen nicht oder nur gering beeinflusstes), prinzipielles Phänomen handelt.

Die stark verminderten Ascorbinsäure- und Thiolgehalte der Nadeln und die im 2. Jahrgang deutlich erhöhte Aktivität der Peroxidase in den mittleren Seehöhen könnten allerdings Hinweise auf Störungen im antioxidativen Schutzsystem der Zelle liefern und eine verminderte Vitalität der Bäume dieser Höhenstufen widerspiegeln (vgl. POLLE et al. 1991, RENNENBERG & REUTHER 1991). Sie können auf äußere Einflüsse nicht mehr mit einer Erhöhung ihrer Schutzsubstanzen Glutathion und Ascorbinsäure reagieren, wie es die Bäume in den darüberliegenden Höhenstufen noch können.

Nach LANGE et al. (1989) kann die Kapazität der antioxidativen Schutzsysteme in den Zellen leiden, wenn die Vitalität der Bäume durch Nährstoffmangel geschwächt ist. Die in Achenkirch festgestellten positiven Korrelationen zwischen Nadelgehalten an Antioxidantien und Stickstoff bedeuten, daß eine schlechte Stickstoffversorgung von einer geringen Entgiftungskapazität von Antioxidantien begleitet ist. Die von ÇAKMAK & MARSCHNER (1992) gemachte Feststellung, daß Magnesiummangel eine Erhöhung der antioxidativen Schutzsubstanzen bewirkt, läßt sich auch hier erkennen: geringe Magnesiumgehalte sind von höheren Antioxidantiengehalten begleitet.

Die Photooxidantienkonzentrationen nehmen mit steigender Seehöhe zu, jene von SO₂ und Stickstoffoxiden und die sauren Depositionen nehmen mit steigender Seehöhe ab (SMIDT 1992, SMIDT & LEITNER 1992). Die bisher in Achenkirch durchgeführten Schadstoffmessungen weisen damit keinerlei Auffälligkeiten in diesem kritischen Höhenbereich (1100m - 1300m) auf. Aufgrund der unbefluchten Wachsstrukturen (BERMADINGER-STABENTHEINER 1994) können saure Luftschadstoffe als Verursacher der hier beobachteten physiologischen Besonderheiten ausgeschlossen werden.

Da ein einzelner Schadstoff nach bisherigem Kenntnisstand nicht für die beobachteten, physiologischen Besonderheiten (minimale Gehalte an Thiolen und Ascorbinsäure und maximale Peroxidaseaktivitäten in mittleren Seehöhen) verantwortlich gemacht werden kann, sind synergistische Effekte verschiedener Schadstoffe in Betracht zu ziehen. Das Auftreten von Inversionszonen, an deren Oberseite es zu großräumigen Schadstoffantransporten und sehr komplexen atmosphärenchemischen Reaktionen kommen kann, ist hier sicher mit in die Überlegungen einzubeziehen.

Danksagung: Allen Mitarbeitern der Forstlichen Bundesversuchsanstalt sei für ihre tatkräftige Unterstützung dieser Untersuchungen sehr herzlich gedankt. Die Arbeiten wurden vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft finanziell unterstützt.

LITERATUR

- BERMADINGER-STABENTHEINER E. 1994: Epikutikularwachse von Fichtennadeln am Höhenprofil Achenkirch. FBVA-Berichte 78, 117-120.
- BERMADINGER-STABENTHEINER E. & GRILL D. 1992: Pflanzenphysiologische Untersuchungen am Höhenprofil "Zillertal". FBVA-Berichte 67, 87-92.
- BERMADINGER E., GRILL D. & GUTTENBERGER H. 1989: Thiole, Ascorbinsäure, Pigmente und Epikutikularwachse in Fichtennadeln aus dem Höhenprofil "Zillertal". *Phyton (Austria)* 29 (3), 163 - 185.
- BERMADINGER E., GUTTENBERGER H. & GRILL D. 1990: Physiology of young Norway spruce. *Environ. Poll.* 68: 319 - 330.
- BERMADINGER-STABENTHEINER E., GRILL D. & KERN T. 1991: Physiologisch-biochemische Streßindikation an Fichten aus verschiedenen Höhenlagen. *VDI-Berichte* 901, 391-406.
- BOLHAR-NORDENKAMPF H.R. & LECHNER E. 1989: Synopse streßbedingter Modifikationen der Anatomie und Physiologie von Nadeln als Frühdiagnose einer Disposition zur Schadensentwicklung bei Fichte. *Phyton (Austria)* 29 (3): 255 - 301.
- CAKMAK I. & MARSCHNER H. 1992: Magnesium deficiency and high light intensity enhance activities of superoxid dismutase, ascorbate peroxidase and glutathione reductase in bean leaves. *Plant Physiol.* 98, 1222-1227.
- ENGLISCH M. 1992: Standörtliche Grundlagen im Bereich der Höhenprofile Achenkirch. FBVA-Berichte 70, 13-18.
- ESTERBAUER H. & GRILL D. 1978: Seasonal variation of glutathione and glutathione reductase in needles of *Picea abies*. *Plant Physiol.* 61, 119-121.
- GRILL D. & ESTERBAUER H. 1973: Cystein und Glutathion in gesunden und SO₂-geschädigten Fichtennadeln. *Eur. J. For. Path.* 3: 65 - 71.
- GRILL D., EBERMANN R., GAILHOFER M. & HALBWACHS G. 1988a: Reaktionen des Pflanzenstoffwechsels im Syndrom der neuartigen Waldschäden. *FTW-Symposium 1988*, FUHRER E. & NEUHUBER F. (Hrsg.), Wien, 166 - 186.
- GRILL D., KERN T., BERMADINGER E. & JÄGER H.J. 1988b: Physiologische Reaktionen von Fichten in Inversionszonen. *GSF-Bericht* 17: 391 - 399.
- GRILL D., PFEIFHOFER H., TSCHULIK A., HELBIG K. & HOLZER K. 1988c: Thiol content of spruce needles at forest limits. *Oecologia* 76, 294-297.
- HALLIWELL B. 1984: Chloroplast metabolism. Clarendon Press, Oxford.
- HERMAN F. 1992a: Höhenprofile Achenkirch - Ökosystemare Studien im Kalkalpin. FBVA-Berichte 70, 5-11.
- HERMAN F. 1992b: Nährstoffgehalte von Fichtennadeln sowie Schadstoffgehalte in Fichtennadel- und -borkenproben des Untersuchungsgebietes Achenkirch. FBVA-Berichte 70, 83-90.
- HERMAN F. 1994: Nährstoffgehalte von Fichtennadeln sowie Schadstoffgehalte von Fichtennadel- und -borkenproben des Untersuchungsgebietes Achenkirch. FBVA-Berichte 78, 59-71.
- HOFMANN P. 1992: Immissionsökologisch orientierte Flechtenkartierung im Raum Achenkirch. FBVA-Berichte 70, 91-101.
- JÄGER H.J., WEIGEL H.J. & GRÜNHAGE L. 1986: Physiologische und biochemische Aspekte der Wirkung von Immissionen auf Waldbäume. - *Eur. J. For. Path.* 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.
- KNEIFEL W. & SOMMER R. 1985: HPLC-Methode zur Bestimmung von Vitamin C in Milch, Molke und Molkegetränken. *Z. Lebensm. Unters. Forsch.* 181, 107-110.
- KREHAN H. & TOMICZEK C. 1992: Forstliche Beschreibung der Probestflächen und Kronenzustände der Probebäume an den Höhenprofilen Achenkirch. FBVA-Berichte 70, 19-24.
- LANGE O.L., HEBER U., SCHULZE E.D. & ZIEGLER H. 1989: Atmospheric pollutants and plant metabolism. In: Schulze e.d., Lange o.l. & Oren (eds.): *Forest decline and air pollution. Ecological studies* 77, 238-273, Springer Verlag.
- MEHLHORN H., SEUFERT G., SCHMIDT A. & KUNERT K.J. 1986: Effect of SO₂ and O₃ on productions of antioxidants in conifers. *Plant Physiol.* 82, 336 - 338.
- POLLE A., CHAKRABARTIK K. & RENNENBERG H. 1991: Entgiftung von Peroxiden in Fichtennadeln (*Picea abies* L.) am Schwerpunktstandort Kalkalpen (Wank). *GSF-Bericht* 26, 151-160.
- 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.

- RENNENBERG H. & REUTHER M. 1991: Eintrag, Umwandlung und Wirkung von Luftschadstoffen in Bergwaldökosystemen der Alpenregion - Forschungskonzept des Schwerpunktstandortes Kalkalpen (Wank/Kramer bei Garmisch-Partenkirchen) der PBWU. - GSF-Bericht 26, 15-40.
- SMIDT S. 1992: Analysen nasser Deposition im Bereich der Höhenprofile Achenkirch. FBVA-Berichte 70, 77-82.
- SMIDT S. & LEITNER J. 1992: Luftschadstoffmessungen im Bereich der Höhenprofile Achenkirch. FBVA-Berichte 70, 25-76.
- TRANQUILLINI W. 1979: Physiological ecology of alpine timberline. Springer Verlag, Berlin - Heidelberg - New York.

Bestimmung der Nadellipide zur Bewertung der Streßsituation von Fichtenbeständen in den "Höhenprofilen Achenkirch"

L. PUCHINGER & H. STACHELBERGER

*Institut für Angewandte Botanik, Technische Mikroskopie und Organische Rohstofflehre
Technische Universität Wien*

Kurzfassung

Die lipidchemischen Nadeluntersuchungen im Christlumprofil (Probeflächen B1 bis B6), am Schulterberg (Probefläche B7) sowie am Mühleggerköpfl (Probefläche B8) im Zeitraum 1991 bis 1992 haben ergeben, daß der Fettsäuregehalt zumindest im Bereich von 900m bis 1300m Seehöhe leicht ansteigt. Während auf den Flächen B1 (Christlum) und B7 (Schulterberg) möglicherweise die klimatische Streßkomponente in diesen Höhen für die geringen Fettsäuremengen in den Nadeln in Frage kommt, könnten die niedrigen Werte auf B3 (Christlum) der mangelhaften Stickstoff-, Kalium- und Phosphorversorgung zugeschrieben werden.

Der starke Rückgang des Fettsäuregehalts im zweiten Versuchsjahr hängt mit der allgemeinen Fruktifikation im gesamten Fichtenbestand des Projektgebietes zusammen. Vom Fettsäureverlust sind nicht die zellulären Membransysteme, sondern größtenteils die als Speicherlipide bekannten Triglyceride betroffen. Der Triglyceridgehalt der Fichtennadeln nimmt relativ stark von den Tallagen zu den oberen Höhenlagen zu, liegt aber auf den Probeflächen B1, B3 sowie B5 (Christlum) deutlich unter den übrigen Werten.

Der prozentuelle Anteil der Sterolester am Nadelrockgewicht ist kaum höhenabhängig, zeigt aber im Fruktifikationsjahr signifikant höhere Werte und liegt auf den Flächen B3 (Christlum) und B8 (Mühleggerköpfl) über den Vergleichswerten der anderen Versuchsflächen.

Der durchschnittliche Sterolgehalt der Blattorgane sinkt im Höhenprofil nur geringfügig, wobei der Schulterberg (Fläche B7) mit den geringsten Werten auffällt.

Als Folge eines immissionsbedingten oxidativen Abbaus der Nadelwachse könnten die erhöhten prozentualen Laurinsäureanteile auf der Versuchsfläche B8 (Mühleggerköpfl) gewertet werden.

Unabhängig vom Beprobungsjahr ist ein deutlicher Anstieg in den Prozentwerten der Öl- und iso-Linolensäure mit der Seehöhe gegeben.

Im Vergleich zu den Projektgebieten Schöneben/Oberösterreich und Glein/Steiermark liegen der Fettsäure- und Triglyceridgehalt sowie der Anteil der Gruppe der ungesättigten Fettsäuren signifikant höher, nach dem bisherigen Bewertungsschema ein klarer Hinweis auf einen besseren physiologischen Gesamtzustand der Fichten im Raum Achenkirch.

Das multivariate statistische Verfahren der Clusteranalyse ergab mit den gemessenen Lipidparametern eine deutliche Abgrenzung der Versuchsflächen Achenkirchs zu den Projektgebieten Schöneben/OÖ. und Glein/Stmk., was auf eine unterschiedliche Belastungssituation der drei Untersuchungsgebiete hinweist.

Stichworte: Lipide, Höhenprofile, *Picea abies*, Nadelanalysen

Abstract

Determination of lipids in spruce needles as stress indicator in the "Altitude Profiles Achenkirch":

Evaluation of lipids in spruce needles originating from the sampling areas of Christlum (area B1-B6), Schulterberg (area B7) and Mühleggerköpfl (area B8) in the period from 1991 to 1992 has shown a slight accumulation of free fatty acids (FA) in trees grown at an altitude between 900 and 1300m a.s.l. While the decline of FA observed in the areas B1 (Christlum) and B7 (Schulterberg) is considered a consequence of stress situations caused by fluctuations in climate at this altitude, the low levels of FA in B3 (Christlum) have prompted suppositions that the supply with nitrogen, potassium or phosphorus might be insufficient.

Evaluation of the tests conducted during the second year reflected the overall fructification in these forest regions, which, in particular, lead to a marked decline of the FA content. However, this extraordinary metabolism does not lead to a loss of FA in membrane systems, but affects triglycerides known as storage lipids. The triglyceride content of spruce needles increases significantly with altitude. However, the project areas B1, B3 and B5 (Christlum) failed to follow these trends.

As to the percentage of sterolesters in spruce needles in relation to dry weight, altitude seemed to have little influence. Furthermore the results indicate an accumulation of sterolesters during fructification with maximum values in B3 (Christlum) and B8 (Mühleggerköpfl).

The average concentration of sterols in spruce needles declines slightly with altitude. Data of B7 (Schulterberg) showed the lowest values.

The percentual increase of lauric acid in area B8 (Mühleggerköpfl) might elucidate the mechanism of the degradation of waxes in needles under the influence of pollutants.

The significant increase in the percentage of oleic- and isolinolenic acid with sea level was uniform throughout the whole experimental period and did not show any annual fluctuations.

As compared to other areas under investigation (Schöneben/Upper Austria and Glein/Styria), the content of FA (especially unsaturated FA) and triglycerides is significantly higher, obviously indicating the better physiological state of spruce trees in Achenkirch.

Moreover, multivariate statistical method of cluster analysis of the evaluated lipid parameters provided the distinct separation into two groups: the Achenkirch area and the Schöneben/Glein areas.

Key words: Lipids, altitude profiles, *Picea abies*, needle analyses

1 Einleitung

Lipide Substanzen haben in pflanzlichen Systemen innerhalb der Zelle als Membran- und Speicherkomponenten, aber auch in der Cuticula als Kontaktschicht zwischen Organismus und Umwelt eine eminente Bedeutung.

Polare Lipide (*Phospho- und Glykolipide*) sind neben den Proteinen die bedeutendste Substanzengruppe in biologischen Zellmembranen (DIEPENBROCK & FRENENTZEN 1988, SANDERMANN 1983, TEVINI & LICHTENTHALER 1977, THIELE 1979).

Unpolare Lipide: Den *Sterolen* werden wichtige Stabilisierungsaufgaben im "Membrane-Repair-Process" zugeschrieben (FORD & BARBER 1983, EMMELT & HOEFEN 1975, DENEN 1972, BRENNER 1984). Die Aufgabe der *Sterolester* im pflanzlichen Metabolismus konnte bisher nicht zufriedenstellend geklärt werden. Die *Triglyceride* als weitere Vertreter der unpolaren Lipide stellen energetisch die günstigste Speicherform in biologischen Systemen dar.

Durch die Abgrenzung der Zellorganellen zum Cytoplasma mit Hilfe der Membranen ist innerhalb der Zelle eine Arbeitsteilung möglich. Sie ist allerdings nur dann gegeben, wenn die Grenzfläche des Organells oder der Plasmamembran zum Cytoplasma eine spezielle Lipidzusammensetzung und somit eine ganz bestimmte Fluidität und Permeabilität besitzt (BRENNER 1984, GUDERIAN 1985). Abweichungen von der gewohnten artspezifischen Lipidzusammensetzung weisen auf krankhafte Veränderungen der Membransysteme hin.

Die ersten ausführlichen Studien über Lipide in den Blattoorganen der Fichte beschäftigten sich mit ihrer Jahresdynamik und gehen auf SENSER & BECK (1977, 1982a, b und c, 1984) sowie ÖQUIST (1982) zurück. Im Rahmen der vorliegenden Arbeiten wurden die Fettsäuremuster der Gesamtnadeln und die wichtigsten Einzelkomponenten der Phospho- und Glykolipide mengenmäßig erfaßt, aber vorwiegend zur Beschreibung des Frosthärteprozesses herangezogen.

GUDERIAN (1985) vermutet aufgrund ultrastruktureller sowie biochemischer Studien in den ungesättigten Fettsäuren der Membranlipide den primären Angriffsort von Luftschadstoffen.

Eine Differenzierung nach Ursachen bei einer Abweichung einzelner Lipidparameter von den Normbereichen ist möglich, wenn die Einzelwirkungen von natürlichem Streß sowie die Immissionsituation bekannt sind. In Untersuchungen an Fichten im "Höhenprofil Zillertal"/Tirol, im Böhmerwald/Oberösterreich sowie auf der Gleinalm/Steiermark stellten PUCHINGER & STACHELBERGER (1988, 1989a, b und 1992a, b) fest, daß die Lipidzusammensetzung der Nadeln nicht allein einem saisonalen Wechsel unterliegt, sondern auch vom Klima, der Verfügbarkeit der Nährstoffe über den Boden, vom Baum-, Nadelalter sowie von der jeweiligen Immissionsituation abhängt.

Als chemische Parameter wurden das Fettsäuremuster sowie die Sterole, Sterolester und Triglyceride bestimmt und dabei folgende Phänomene festgestellt:

- Bei der Fichte läßt sich kein unmittelbarer Hinweis für eine Abhängigkeit des Musters der Nadel lipide vom Genotyp finden.
- Aus Gründen der Vergleichbarkeit und des bequemen Zuganges des Probenmaterials ist als optimaler Erntezeitpunkt der August anzusehen.
- Belastungssituationen sind bevorzugt in den lipidchemischen Meßdaten des dem Letztaustrieb vorangehenden Nadeljahrgangs zu erkennen.
- Aus den bisherigen Ergebnissen ergibt sich ein positiver Zusammenhang zwischen forstökologischen und ernährungsphysiologischen Kenngrößen (geringer Verlichtungsgrad und gute Nährstoffversorgung) und dem Fettsäuregehalt der Nadeln.
- Längere Trockenperioden bewirken auch bei gesunden Systemen sehr bald eine drastische Verminderung der Absolutmengen der Fettsäuren, somit nach physiologischen Kriterien eine Verschlechterung des Gesamtzustandes.
- Bei Calcium-, Magnesium- oder Stickstoffmangel sinkt der Fettsäurespiegel sehr stark. Hingegen erhöht eine plötzlich günstige, ausgewogene Nährstoffversorgung, wie sie auch durch Meliorationsmaßnahmen erreicht werden kann, zumindest vorübergehend den Fettsäuregehalt.
- Vermutlich reagiert die Fichtennadel auf vermehrten Ozonstreß ebenfalls mit einer merklichen Verminderung der Absolutmenge an Fettsäuren.
- Bis jetzt fehlt eine genaue Erklärung für die auf einigen Projektflächen vor allem in oberen Höhenlagen gemessenen relativ hohen Sterol- und Triglyceridmengen. Die Ursachen könnten ebenfalls in einer vermehrten Ozonbelastung liegen.
- Häufig werden in Fichtennadeln in Talnähe größere Anteile an Laurin- und Myristinsäure festgestellt.

Das Hauptgewicht bei den lipidchemischen Nadeluntersuchungen auf den Probenflächen Achenkirchs lag in der Erhebung des Einflusses der Seehöhe auf den Fettsäure-, Sterol-, Sterolester- und Triglyceridgehalt. In einer genauen Einschätzung der Ergebnisse wird auch eine eventuelle Diversifikation der Versuchsflächen hinsichtlich des Nährstoffangebots, der klimatischen Bedingungen sowie der Immissionsbelastung berücksichtigt werden müssen.

2 Material und Methodik

Das Nadelmaterial (*Picea abies* [L.] Karst.) wurde 1991 und 1992 jeweils im August auf den Probenflächen B1 bis B6 (Christlumtrasse), B7 (Schulterberg) und B8 (Mühleggerköpfl) gewonnen. Von vier bis fünf Fichten jeder Versuchsfläche wurde zu den genannten Probenwerbungsterminen ein Ast in der Nähe des 7. Quirls abgeschnitten. Zweige aus seinem oberen, mittleren und unteren Bereich wurden in Plastikbeutel abgepackt und in Kühlboxen ins Laboratorium gebracht. Der vorletzte Nadeljahrgang wur-

de vom Zweig getrennt und bis zu seiner weiteren Verwendung bei -20°C tiefgekühlt.

Zur Bestimmung der Nadelrockenmasse wurden 2g frische Nadeln eingewogen und ungefähr eine Woche bei 60°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet.

Der Lipidextrakt wird etwas modifiziert nach einer von CHRISTIE (1982) veröffentlichten Methode gewonnen (PUCHINGER & STACHELBERGER 1989b, 1992a).

Die kapillargaschromatographische Bestimmung des Fettsäuremusters der Gesamtlipide sowie der Sterole, Sterolester und Triglyceride erfolgte nach PUCHINGER & STACHELBERGER (1988, 1989b).

Nach dem bisherigen Stand der Erkenntnisse läßt sich für die wichtigsten Lipidparameter folgende Richtwert-Tabelle aufstellen:

Parameter	"physiologischer Nadelbefund"		
	-	+/-	+
	(Normalbereich)		
Gesamtfettsäuren (%TS)	<0,6	0,6-0,8	>0,8
ungesättigte Fettsäuren (%)	<50	50-60	>60
Linolensäure (%)	<25	25-30	>30
Ölsäure (%)	>8	8	<8
Sterole (%TS)	<0,25	0,25-0,35	>0,35
Triglyceride (%TS)	<0,15	0,15-0,25	>0,25

Clusteranalyse: Das multivariate statistische Verfahren der Clusteranalyse wurde mit dem Programm "Excerpt" durchgeführt (VARMUZA 1993). Jeder Punkt entspricht einer Nadelprobe in einem 13-dimensionalen Raum, wobei die Koordinaten durch die Konzentrationen der 13 Lipidparameter gegeben sind. Nahe beieinander liegende Punkte weisen auf ähnliche Konzentrationsprofile hin. Die Achsen PC1 und PC2 (Abbildung 3) sind die erste und zweite Hauptkomponente. Jede Hauptkomponente ist eine Linearkombination der Konzentrationen der 13 Lipidparameter. Die ersten zwei Hauptkomponenten (PC1 und PC2) sind jene Richtungen im mehrdimensionalen Raum, die die größte Varianz aufweisen und aufeinander senkrecht stehen. Diese Projektion gibt die Gesamtvarianz der Daten in Prozent wieder und dokumentiert daher die Datenstruktur im 13-dimensionalen Raum. Auf der Basis dieser Berechnungen soll die Unterscheidungsmöglichkeit anhand des Lipidmusters in Fichtennadeln zwischen den Untersuchungsgebieten Achenkirch, Schöneben/OÖ. und Glein/Stmk. geprüft werden.

3 Diskussion

Fettsäuremuster (Tabellen 1 und 2; Abbildung 1)

Ein Vergleich im Versuchsjahr 1991 (Nadeljahrgang 1990) mit den Projektgebieten Schöneben und Glein in 900m Seehöhe zeigt, daß der Gehalt an Gesamtfettsäuren im Raum Achenkirch (Probeflächen B6 und B8) um unge-

fähr 0,2 Absolutprozent höher liegt. Nach den bisher aufgestellten Bewertungskriterien bedeutet dies einen besseren physiologischen Zustand der Fichten Achenkirchs in dieser Höhenlage. In diesem Beprobungsjahr ist im Christlumprofil ein leichter Rückgang des Fettsäuregehalts um 0,2 Absolutprozent von den höheren zu den tieferen Lagen festzustellen. Die entsprechend ihrer Höhenlage zu geringen Fettsäurewerte auf B1 und B3 sowie auf der Versuchsfläche B7 am Schulterberg deuten auf standortspezifische Belastungen hin. Derzeit sind keine signifikanten Unterschiede der Fläche B3 hinsichtlich der Wasserversorgung, der Schadstoffbelastung oder biotischer Schadfaktoren zu den anderen Versuchsflächen, wohl aber eine mangelhafte Stickstoff-, Kalium- sowie Phosphorversorgung in dieser Höhe bekannt, die gemeinsam den signifikanten Einbruch im Fettsäuregehalt erklären könnten. Vermutlich ist am Einbruch im Fettsäuregehalt nicht allein die höhere Ozonbelastung beteiligt, sondern auch der ab 1300m Seehöhe zunehmende klimatische Streß. Im Beprobungsjahr 1992 (Nadeljahrgang 1991) liegt auf allen Probeflächen der prozentuelle Anteil der Fettsäuren um mindestens 0,2 Prozentpunkte tiefer. Auffallend ist ein ausgeprägter Anstieg der prozentuellen Fettsäuremengen von B2 über B7, B1A zu B1, während sich die Werte auf allen anderen Untersuchungsflächen kaum unterscheiden. Die 1992 im Vergleich zu 1991 gemessenen niedrigen Fettsäuregehalte werden im Ergebnisteil "Triglyceride" erklärt.

Nur auf den Probeflächen B1, B3 und B6 sind die Einzelbäume im Probejahr 1991 in bezug auf ihren Fettsäuregehalt beziehungsweise physiologischen Zustand relativ homogen. Im oberen Bereich sind die Fichten B2/1, B4/2, B5/1, B7/1 (Fettsäuregehalte >1% TS) dem positiven Bereich der Bewertungsskala (s. Abschnitt 2) zuzuordnen, während die Bäume B3/4, B5/2, B5/3, B5/4, B8/2 sowie B8/5 (Fettsäuregehalt <0,6% TS) im negativen Bereich liegen. Ein Jahr später herrschen mit wenigen Ausnahmen sehr ähnliche Verhältnisse vor, wenngleich die Fettsäuregehalte der Nadeln wesentlich niedriger sind.

Aus dem durchschnittlichen prozentualen Muster der kürzerkettigen Fettsäuren (Laurin- und Myristinsäure), der längerkettigen gesättigten Fettsäuren (Palmitin-, Stearin- und Arachinsäure) sowie der ungesättigten Fettsäuren (Öl-, Linol- und Linolensäure) ist in beiden Versuchsjahren keine signifikante Abhängigkeit von der Höhenlage ablesbar. In Achenkirch liegt jedoch der Anteil der ungesättigten Fettsäuren um durchschnittlich 10 Absolutprozent höher als in Schöneben und auf der Gleinalm. Die Zunahme dieser Fettsäuregruppe geht auf Kosten der längerkettigen gesättigten Fettsäuren.

Auch für die Einzelbäume in Achenkirch bewegt sich die Absolutmenge an ungesättigten Fettsäuren in den positiven Bereich.

Von den Einzelfettsäuren sind im Untersuchungszeitraum vor allem für die Laurin-, Öl- und Linolensäure charakteristische Tendenzen im Höhenprofil erkennbar.

Die Prozentwerte der *Laurinsäure* nehmen zu den oberen Höhenlagen hin kontinuierlich zu, sind aber vor allem

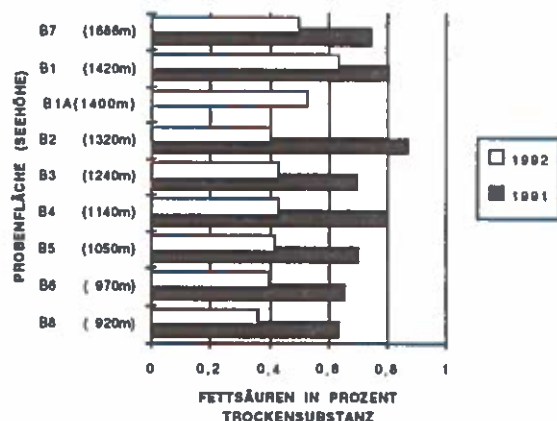
im Christlumpprofil im Vergleich zu den in den Fallstudien Schöneben und Gleinalm ermittelten Werten geringfügig vermindert. Auffällig ist der trotz gleicher Höhenlage deutlich gegenüber der Probenfläche B6 erhöhte Laurinsäureanteil am Mühleggerköpfl, der aufgrund bisheriger Erfahrungswerte auf einer dort permanent höheren Immissionsbelastung beruhen könnte. Die Laurinsäure steigt mit hoher Wahrscheinlichkeit durch den schadstoffbedingten oxidativen Abbau der Polymerschichten der Wachse.

Die bereits aus anderen Projektgebieten bekannte inverse Mengenbeziehung zwischen Öl- und Linolensäure läßt sich auch bei den Einzelbäumen Achenkirchs finden.

Eine Höhenabhängigkeit des prozentualen Anteils der Linolensäure in den Nadeln konnte in beiden Versuchsjahren kaum festgestellt werden.

Deutlich ist hingegen - unabhängig vom Beprobungsjahr - ein Anstieg in den Prozentwerten der Öl- und *iso*-Linolensäure zu beobachten. Der vor allem 1990 gemessene, überaus hohe durchschnittliche prozentuale Ölsäuregehalt in den Nadeln des Schulterbergs (B7) und auf der Probenfläche B2 des Christlumpprofils könnte ein Indiz für einen erhöhten Summenstreß dieser Gebiete sein.

Abb.1: Gesamtfettsäuregehalte (% TS), Mittelwerte 1991 und 1992, NJ.2



Triglyceride, Sterole und Sterolester (Tabelle 3; Abbildung 2)

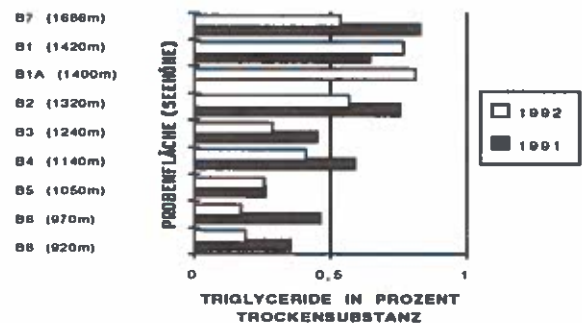
Vor allem im ersten Probenjahr war der Triglyceridgehalt der Nadelproben auf allen Versuchsflächen Achenkirchs im Vergleich zu Fichtennadeln bisher untersuchter Projektgebiete signifikant erhöht. Der prozentuelle Anteil der Triglyceride an der Trockensubstanz steigt stark mit der Seehöhe. Die Probenflächen B5, B3 und B1 weisen, ihrer Höhenlage entsprechend, zu niedrige Werte auf. Die deutliche Verminderung der Triglyceridmengen im zweiten Versuchsjahr ist auf eine allgemeine Fruktifikation der Fichten dieses Untersuchungsgebietes im Jahr 1992 zurückzuführen. Dieser Vorgang wird von einer deutlichen Abnahme des Fettsäuregehalts als Folge des Abbaus der Triglyceride begleitet, der seine Ursache im Abtrans-

port von Metaboliten in die Fortpflanzungskörper hat. Es besteht eine stark positive Beziehung zwischen dem Fettsäure- und Triglyceridgehalt. Eine genaue Bilanzierung hat ergeben, daß im untersuchten Zeitraum von der starken Verminderung der Fettsäuremengen die polaren Lipide der zellulären Membransysteme kaum betroffen sind.

Ebenso dürfte mit dem Verlust der Triglyceride infolge der Fruktifikation eine signifikante Steigerung des Mengenanteils der Sterolester an der Trockensubstanz verbunden sein. Dieser Parameter ist kaum höhenabhängig, liegt jedoch auf B3 und B8 über den Vergleichswerten der anderen Versuchsflächen.

Der durchschnittliche Sterolgehalt der Nadeln weist von den höheren zu den tieferen Lagen eine langsam sinkende Tendenz auf, wobei sich die Meßwerte aus beiden Versuchsjahren nur geringfügig unterscheiden. Die Ursache der viel zu geringen Sterolwerte auf dem Schulterberg muß in Verbindung mit anderen Meßparametern diskutiert werden.

Abb.2: Triglyceridgehalte (% TS), Mittelwerte 1991 und 1992, NJ. 2



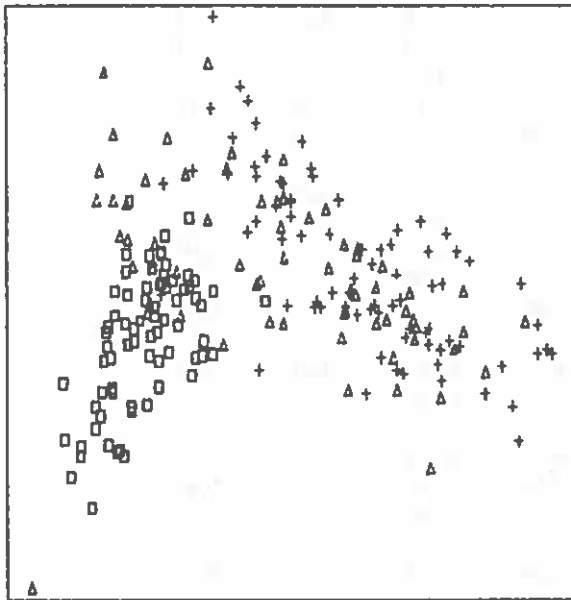
Clusteranalyse von Fichten dreier Projektgebiete Österreichs (Abbildung 3)

Derzeit wird der Versuch unternommen, mit explorativer Datenanalyse eine Differenzierung Fichtenwald-Ökosysteme belastender Komponenten mit Hilfe der Lipidparameter zu erreichen. Die statistische Auswertung umfaßt 13 Lipidparameter (10 Fettsäuren sowie die Triglyceride, Sterole und Sterolester) von insgesamt 220 Fichten in den drei Versuchsgebieten Österreichs.

In der gewählten "Hauptkomponentendarstellung" kommen die Objektähnlichkeiten in den Gebieten Schöneben/OÖ. und Glein/Stmk. zum Ausdruck, während die Fichten aus dem Untersuchungsraum Achenkirch einen eigenen Cluster bilden. Das bedeutet, daß sich der Untersuchungsraum Achenkirch hinsichtlich des Musters der Nadellipide von den beiden anderen Gebieten signifikant unterscheidet.

Abb.3: Clusteranalysen von Fichten dreier Gebiete Österreichs (□ Achenkirch, Δ Schöneben, + Glein)

x-Achse: Hauptkomponente PC1
y-Achse: Hauptkomponente PC2



Danksagung: Die Arbeiten wurden vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft unterstützt.

LITERATUR

- BRENNER R.R. 1984. Effect of unsaturated acids on membrane structure and enzyme kinetics. *Prog. Lipid Res.* 23, 69-96.
- CHRISTIE W.W. 1982. *Lipid analysis*. Handbook. 22. -Pergamon Press.
- DENEN L.L.M. 1972: Phospholipide - Beziehungen zwischen ihrer chemischen Struktur und Biomembranen. *Naturwissenschaften* 59, 485-491.
- DIEPENBROCK W. & FRENENTZEN M. 1988: *Membranlipide*. Handbuch, Paul Parey.
- EMMELOT P. & van HOEFEN R.P. 1975: Phospholipid unsaturation and plasma membrane organization. *Chem. Phys. Lipids* 14, 236-246.
- FORD R.C. & BARBER J. 1983: Incorporation of sterol into chloroplast thylakoid membranes. *Planta* 158, 35-41.
- GUDERIAN R. 1985: *Air pollution by phytochemical oxidants*. Springer Verlag.
- ÖQUIST G. 1982: Seasonally induced changes in acyl lipids and fatty acids of chloroplast thylakoids of *Pinus sylvestris*. *Plant Physiol.* 69, 869-875.
- PUCHINGER L. & STACHELBERGER H. 1988: Lipidmuster und Mikromorphologie von Fichtennadeln als Parameter zur Früherkennung von Waldschäden. *Fat. Sci. Technol.* 90.Jg., Mai 1988, 540-545.
- PUCHINGER L. & STACHELBERGER H. 1989a: Höhenprofil Zillertal - Lipiddynamik in Fichtennadeln. Endbericht. Projekt des BMWF (GZ. 30.257/2-23/88).
- PUCHINGER L. & STACHELBERGER H. 1989b: Standortabhängigkeit der Lipiddynamik von Fichtennadeln. *Phyton* 29 (3) 233-253.
- PUCHINGER L. & STACHELBERGER H. 1992a: Fallstudie Waldbewirtschaftungskonzept in stark belasteten Waldgebieten des Mühlviertels. Projektteil "Luftchemische Stresse". Bestimmung des Lipidmusters zum Nachweis streßbedingter Schäden an Fichtennadeln. Endbericht. Projekt des BMWF.
- PUCHINGER L. & STACHELBERGER H. 1992b: Bewertung des baumphysiologischen Zustands einer Auswahl von Fichten im Höhenprofil Achenkirch durch Bestimmung der Lipidzusammensetzung ihrer Nadeln. Zwischenbericht. Projekt des BMLF (GZ: 56.810/03-VA2/91).
- SANDERMANN H. 1983: *Membranbiochemie*. Handbuch. Springer-Verlag.
- SENER M. & BECK E. 1977: On the mechanisms of frost hardening of spruce chloroplasts. *Planta* 137, 195-201.
- SENER M. & BECK E. 1982a: Frost resistance in spruce: influence of photoperiod and temperature on the membrane lipids of needles. *Z. Pflanzenphysiol.* 108, 71-85.
- SENER M. & BECK E. 1982b: Frost resistance in spruce: seasonal changes in the phospho- and galactolipids of spruce needles. *Z. Pflanzenphysiol.* 105, 229-239.
- SENER M. & BECK E. 1982c: Frost resistance in spruce: the lipid composition of frost resistant and frost sensitive spruce chloroplasts. *Z. Pflanzenphysiol.* 105, 241-253.
- SENER M. & BECK E. 1984: Correlation of chloroplast ultrastructure and membrane lipid composition to the different degrees of frost resistance achieved in leaves of spinach, ivy and spruce. *J. Plant Physiol.* 117, 41-55.
- TEVINI M. & LICHTENTHALER H.K. 1977. *Lipids and lipid polymers in higher plants*. Handbuch. Springer-Verlag.
- THIELE U.W. 1979: *Lipide, Isoprenoide mit Steroiden*. Handbuch. Georg Thieme Verlag, Stuttgart.
- VARMUZA K. 1993: *PC-Programm*. Abteilung f. Chemo-metrie, TU Wien.

Tab. 1: Prozentuales Fettsäuremuster sowie Gehalt an Gesamtfettsäuren in Prozent Nadelrockensubstanz
(Probenahme 1991, NJ.2, Einzel- und Mittelwerte)

Probe- bäume	C12:0 (%)	C16:0 (%)	C18:1 (%)	C18:2 (%)	C18:2i (%)	C18:3 (%)	C18:3i (%)	FS-Sum. (% TS)
B1/1	4,09	16,58	15,97	20,30	6,98	21,74	4,57	0,78
B1/2	3,37	18,74	8,27	17,97	6,75	30,50	5,77	0,91
B1/3	4,54	20,09	11,23	17,73	6,70	24,01	4,34	0,78
B1/4	6,56	17,12	11,64	17,92	7,15	24,81	6,03	0,76
MW	4,64	18,13	11,78	18,48	6,90	25,27	5,18	0,81
B2/1	3,50	16,73	15,01	18,52	5,81	27,11	4,89	1,01
B2/2	5,25	18,50	18,31	19,36	6,42	19,40	3,51	0,70
B2/3	5,08	18,43	10,32	19,50	8,65	22,47	6,01	0,91
B2/4	3,05	16,73	10,73	21,01	7,07	26,06	4,56	0,88
MW	4,22	17,60	13,59	19,60	6,99	23,76	4,74	0,88
B3/1	2,91	17,44	11,12	19,83	6,43	27,43	4,84	0,71
B3/2	5,60	18,95	9,24	16,81	6,13	27,86	4,64	0,73
B3/3	2,09	20,53	7,96	17,97	5,21	30,20	4,45	0,69
B3/4	2,57	18,88	10,85	21,57	6,81	26,42	3,51	0,56
B3/5	2,64	14,59	13,99	20,99	7,54	26,50	5,04	0,81
MW	3,16	18,08	10,63	19,43	6,42	27,68	4,50	0,70
B4/1	3,01	14,84	13,13	23,44	6,56	27,08	4,43	0,91
B4/2	3,68	16,18	9,89	19,50	6,69	29,99	5,58	1,04
B4/3	3,22	18,08	11,86	19,49	5,61	24,18	3,01	0,57
B4/4	2,66	17,46	9,45	22,69	6,35	28,56	3,70	0,74
B4/5	3,10	19,80	11,05	20,96	7,10	23,51	3,99	0,71
MW	3,13	17,27	11,08	21,22	6,46	26,66	4,14	0,79
B5/1	1,52	17,43	15,27	24,25	6,56	24,59	4,01	1,15
B5/2	3,38	23,13	10,46	19,05	6,40	21,90	3,54	0,51
B5/3	1,95	24,41	6,93	17,17	6,76	25,91	3,81	0,51
B5/4	4,35	20,07	8,80	18,99	6,27	25,28	4,08	0,54
B5/5	3,51	16,52	12,01	21,03	6,68	26,95	4,69	0,81
MW	2,94	20,31	10,69	20,10	6,53	24,93	4,03	0,71
B6/1	1,76	23,80	9,07	17,83	6,13	26,90	3,41	0,70
B6/2	2,65	20,23	13,11	20,65	6,83	22,44	3,52	0,64
B6/3	2,96	17,70	10,43	20,57	6,99	27,60	4,85	0,69
B6/4	4,46	16,73	8,90	21,92	7,47	26,67	4,93	0,61
MW	2,96	19,62	10,38	20,24	6,86	25,90	4,18	0,66
B7/1	3,18	15,11	17,18	21,18	6,41	25,22	4,60	1,02
B7/2	6,67	15,51	14,01	18,85	6,05	26,30	5,20	0,88
B7/3	8,79	18,30	15,41	16,49	5,97	21,69	4,14	0,59
B7/4	4,73	18,14	12,34	20,02	8,07	23,33	5,31	0,63
B7/5	3,13	19,23	11,52	18,26	8,06	24,64	5,29	0,62
MW	5,30	17,26	14,09	18,96	6,91	24,24	4,91	0,75
B8/1	4,30	16,87	8,45	21,83	6,41	28,20	4,01	0,70
B8/2	4,13	17,70	8,05	19,93	5,70	29,19	3,54	0,54
B8/3	4,83	19,04	11,03	19,74	5,40	26,66	3,30	0,64
B8/4	2,24	17,67	11,18	24,65	8,03	24,35	4,41	0,87
B8/5	4,83	21,46	8,22	18,51	5,70	26,10	4,13	0,43
MW	4,07	18,55	9,39	20,93	6,25	26,90	3,88	0,64

Tab. 2: Prozentuales Fettsäuremuster sowie Gehalt an Gesamtfettsäuren in Prozent Nadel Trockensubstanz (Probenahme 1992, NJ. 2, Einzel- und Mittelwerte)

Probe- bäume	C12:0 (%)	C16:0 (%)	C18:1 (%)	C18:2 (%)	C18:2i (%)	C18:3 (%)	C18:3i (%)	FS-Sum. (%TS)
B1/1	2,73	14,70	17,12	22,49	5,88	25,60	4,47	0,61
B1/2	4,11	18,66	7,21	20,49	7,41	28,10	5,20	0,44
B1/3	3,39	17,32	11,95	19,61	6,09	29,54	5,09	0,56
B1/4	7,98	16,10	11,09	17,90	7,22	25,25	6,12	0,94
MW	4,55	16,70	11,84	20,12	6,65	27,12	5,22	0,64
B1A1	2,84	15,44	11,46	24,69	6,89	25,34	4,71	0,48
B1A2	2,68	18,90	13,15	18,81	5,78	27,34	5,74	0,43
B1A3	3,57	14,18	18,57	22,14	5,94	24,39	4,28	0,57
B1A4	1,32	14,19	17,84	22,95	7,44	25,09	4,43	0,58
B1A5	4,76	16,01	12,18	19,02	7,16	27,91	5,90	0,59
MW	3,03	15,75	14,64	21,52	6,64	26,01	5,01	0,53
B2/1	2,15	18,86	14,74	20,95	5,96	26,01	4,16	0,43
B2/2	3,76	18,66	17,82	18,94	6,01	22,99	4,68	0,37
B2/3	2,58	18,25	14,77	18,72	6,02	26,73	4,72	0,44
B2/4	3,39	18,99	7,83	18,72	6,50	28,99	5,20	0,37
MW	2,97	18,69	13,79	19,33	6,12	26,18	4,69	0,41
B3/1	2,91	17,61	11,07	19,84	6,76	27,02	4,72	0,39
B3/2	7,16	17,43	8,30	17,13	6,25	29,51	4,70	0,47
B3/3	1,61	20,32	8,64	20,04	5,68	28,93	4,40	0,44
B3/4	2,05	19,68	9,41	20,58	5,50	28,32	3,67	0,41
B3/5	4,22	15,02	12,40	18,12	6,39	29,84	5,17	0,45
MW	3,59	18,01	9,96	19,14	6,12	28,72	4,53	0,43
B4/1	3,30	14,94	14,25	23,24	6,16	26,51	3,42	0,34
B4/2	3,54	17,14	12,50	20,58	6,69	26,41	4,93	0,59
B4/3	2,45	19,06	10,20	22,55	6,09	29,09	3,55	0,41
B4/4	3,02	19,83	8,63	25,16	6,71	23,56	3,15	0,35
B4/5	2,59	18,28	8,67	20,05	6,54	29,46	5,02	0,47
MW	2,98	17,85	10,85	22,32	6,44	27,01	4,02	0,43
B5/1	1,87	18,32	8,71	20,35	6,78	29,61	5,03	0,59
B5/2	3,29	21,34	8,38	19,20	4,76	29,49	3,82	0,39
B5/3	1,95	24,01	7,18	18,18	7,99	26,94	4,40	0,39
B5/4	2,66	19,62	8,49	17,81	5,48	30,08	5,02	0,36
B5/5	5,46	20,88	9,36	18,74	6,87	21,97	5,02	0,37
MW	3,05	20,83	8,43	18,86	6,38	27,62	4,66	0,42
B6/1	1,23	26,80	9,94	18,12	6,71	21,82	3,79	0,32
B6/2	1,69	20,61	11,99	22,15	7,12	21,83	3,86	0,32
B6/3	2,07	21,56	8,30	19,51	7,08	26,36	4,98	0,34
B6/4	2,60	19,19	7,73	24,22	8,99	22,49	3,24	0,63
B6/5	5,94	17,87	7,72	19,83	5,83	29,42	4,02	0,40
MW	2,70	21,21	9,14	20,77	7,15	24,39	3,98	0,40
B7/1	11,59	15,52	9,39	18,22	6,57	25,18	4,95	0,70
B7/2	11,59	15,52	9,39	18,22	6,57	25,18	4,95	0,70
B7/3	8,71	19,80	11,99	16,62	5,79	22,52	5,01	0,45
B7/4	5,60	20,33	7,74	17,87	7,34	25,40	6,66	0,42
B7/5	2,95	22,85	12,45	19,66	6,83	21,61	4,65	0,24
MW	8,09	18,81	10,19	18,12	6,62	23,98	5,24	0,51
B8/1	4,05	20,71	8,36	19,06	5,70	25,61	4,50	0,39
B8/2	3,50	19,81	8,98	21,08	5,86	29,06	2,21	0,41
B8/3	3,35	17,83	9,92	19,54	5,58	30,48	3,91	0,42
B8/4	3,62	21,28	9,33	22,40	8,45	20,90	4,62	0,34
B8/5	6,26	26,11	8,05	16,55	4,68	20,98	4,15	0,27
MW	4,16	21,15	8,93	19,73	6,06	25,41	3,88	0,37

Tab. 3: Sterole (ST), Sterolester (STE) und Triglyceride (TG) in Prozent Nadelrockensubstanz (Probenahme 1991 und 1992, NJ. 2, Einzel- und Mittelwerte)

Probe- bäume	ST-Sum 1991	STE 1991	TG-Sum. 1991	ST-Sum 1992	STE 1992	TG-Sum. 1992
B1/1	0,42	0,13	0,84	0,43	0,11	1,06
B1/2	0,51	0,17	0,51	0,41	0,22	0,24
B1/3	0,41	0,16	0,43	0,45	0,15	0,55
B1/4	0,61	0,09	0,84	0,50	0,21	1,27
MW	0,49	0,14	0,66	0,45	0,17	0,78
B1A1				0,42	0,19	0,96
B1A2				0,45	0,12	0,46
B1A3				0,38	0,14	0,96
B1A4				0,40	0,12	1,04
B1A5				0,49	0,17	0,69
MW				0,43	0,15	0,82
B2/1	0,42	0,13	0,95	0,50	0,17	0,66
B2/2	0,44	0,10	0,59	0,42	0,13	0,74
B2/3	0,45	0,14	0,88	0,54	0,16	0,58
B2/4	0,38	0,16	0,64	0,32	0,12	0,32
MW	0,42	0,13	0,77	0,45	0,15	0,57
B3/1	0,49	0,17	0,52	0,45	0,22	0,34
B3/2	0,44	0,17	0,46	0,46	0,19	0,28
B3/3	0,36	0,14	0,33	0,40	0,18	0,26
B3/4	0,43	0,17	0,23	0,42	0,24	0,16
B3/5	0,42	0,16	0,77	0,41	0,15	0,42
MW	0,43	0,16	0,46	0,43	0,20	0,29
B4/1	0,42	0,12	0,86	0,38	0,14	0,55
B4/2	0,43	0,14	0,80	0,47	0,14	0,49
B4/3	0,47	0,10	0,37	0,42	0,09	0,50
B4/4	0,43	0,13	0,49	0,51	0,20	0,18
B4/5	0,38	0,14	0,49	0,30	0,19	0,36
MW	0,43	0,13	0,60	0,42	0,15	0,41
B5/1	0,36	0,14	0,38	0,37	0,26	0,53
B5/2	0,45	0,13	0,17	0,51	0,11	0,27
B5/3	0,38	0,10	0,08	0,58	0,14	0,18
B5/4	0,46	0,16	0,12	0,39	0,16	0,21
B5/5	0,47	0,14	0,60	0,48	0,22	0,12
MW	0,43	0,13	0,27	0,46	0,18	0,26
B6/1	0,54	0,12	0,39	0,36	0,13	0,12
B6/2	0,38	0,15	0,50	0,31	0,19	0,20
B6/3	0,39	0,11	0,61	0,41	0,17	0,26
B6/4	0,19	0,13	0,39	0,26	0,22	0,09
B6/5				0,42	0,17	0,23
MW	0,38	0,13	0,47	0,35	0,18	0,18
B7/1	0,39	0,14	1,27	0,36	0,27	0,65
B7/2	0,24	0,13	1,07	0,28	0,13	0,81
B7/3	0,32	0,10	0,61	0,28	0,13	0,39
B7/4	0,36	0,11	0,61	0,41	0,17	0,44
B7/5	0,35	0,15	0,62	0,33	0,18	0,42
MW	0,33	0,13	0,84	0,33	0,17	0,54
B8/1	0,38	0,17	0,39	0,47	0,24	0,22
B8/2	0,40	0,17	0,21	0,45	0,21	0,20
B8/3	0,47	0,14	0,31	0,44	0,22	0,20
B8/4	0,35	0,15	0,69	0,41	0,18	0,25
B8/5	0,52	0,09	0,20	0,51	0,12	0,10
MW	0,42	0,14	0,36	0,46	0,19	0,20

Photosynthetische Untersuchungen an Fichten ausgewählter Standorte in den Bergwäldern bei Achenkirch

C. LÜTZ, B. DODELL, E. RICKE

*Institut für Biochemische Pflanzenpathologie,
GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Neuherberg*

Kurzfassung

In vier verschiedenen Höhenstufen der Bergwälder bei Achenkirch wurden ein- bis dreijährige Fichtennadeln auf verschiedene Parameter der Photosynthese hin untersucht. Die forstlich als weitgehend gesund erscheinenden Fichtenbestände zeigten gute und nur durch den Sommer/Winter - Wechsel geprägte Reaktionen in der Quantenwirksamkeit des Photosystem II, in der photosynthetischen Sauerstoffproduktion intakter Nadeln sowie im Muster der Proteine, die die Thylakoidmembran aufbauen. Lediglich die Fichten des Schulterbergs scheinen Belastungen noch unbekannter Natur zu erfahren, da ihre photochemische Effizienz etwas reduziert erschien und in älteren Jahrgängen daher auch die Photosyntheseleistung eher als im Vergleich mit anderen Standorten reduziert wurde. Diese über 14 Monate erhobenen Beobachtungen müssen durch längere Untersuchungen und Korrelationen mit Ernährungs-, forstpathologischen und Klimadaten weitergeführt werden, um sie abzusichern.

Stichworte: Fichte, Chlorophyllfluoreszenz, Thylakoidproteine, Photosynthese, Luftschadstoffe

Abstract

Photosynthetic studies with spruce trees from selected research areas in the mountain forests near Achenkirch:

At four different altitudes the photosynthetic performance of different ages of spruce needles was studied. The trees mostly looked healthy and showed good reactions in primary photosynthesis, oxygen evolution and thylakoid membrane protein composition, changing only with adaptation to different seasons. However, trees from Schulterberg top area developed slightly less performance in photosystem II efficiency and in photosynthesis, as compared to comparable locations. As the research period of 14 months is still too short for a complete understanding of the indicated processes, but the work needs to be continued in cooperation with the fields of forest pathology, nutrition analysis and climate recording.

Key words: *Picea abies*, chlorophyll fluorescence, thylakoid proteins, photosynthesis, air pollutants

sondern ist von Gebiet zu Gebiet unterschiedlich. Für die Waldschäden werden vor allem Luftschadstoffe, Mineralmängel und Trockenstreß an Steilhängen verantwortlich gemacht, die oft in Kombination wirken. Die Aufklärung gerade anthropogener Belastungen ist von größter Wichtigkeit, denn nur hier bestehen Möglichkeiten, Belastungen zu verringern oder zu beseitigen. Es hat sich in den vergangenen Jahrzehnten von Wald- und Baumborschung allerdings herausgestellt, daß noch wenig über Leben und Resistenzmechanismen von Bäumen bekannt ist; noch weniger weiß man über die Beeinflussung von Waldbäumen durch das sie umgebende Ökosystem.

Im Projekt "Höhenprofil Achenkirch" ist die Chance gegeben, wesentlich zum Verständnis eines Bergwald - Ökosystems beizutragen. Es ist hervorzuheben, daß nicht ein schon stark geschädigtes Gebiet ausgesucht wurde, sondern die Forschungsareale in weitgehend vitalen Waldbeständen liegen, die allerdings mit den unterschiedlichsten Klima-, Boden-, Luft- und Waldwirtschafts-Belastungen fertig werden müssen. Erst auf der Basis des Verständnisses eines "normalen" Waldbestandes lassen sich Mechanismen der Streßbewältigung wirklich erkennen, wenn gleichzeitig ökologisch wirksame Einflüsse (Ozon, Trockenheit, Mineralmangel etc.) bekannt sind. Hier liegt ein weiterer Vorteil des Achenkirch-Projektes, da verschiedene Arbeitsrichtungen zusammengefaßt werden und sich ergänzen. Die Beschreibung des Projektes findet sich bei HERMAN (1992). Das neue Konzept "Achenkirch" orientiert sich an den im Projekt "Höhenprofil Zillertal" gemachten Erfahrungen in der Zusammensetzung der Forschungsaktivitäten und bietet längere Zeiträume an, die für solche Projekte essentiell sind.

Es ist zu erwarten, daß dieser integrierte Forschungsansatz, der ja noch mehrere Jahre fortgeführt wird, das Verständnis der Baumökologie und -physiologie wesentlich erweitert. Unsere Aktivitäten sollen einen kleinen Beitrag dazu leisten.

1 Einleitung

Seit Jahren zeigen die forstlichen Beobachtungen zum Zustand der Wälder, daß vor allem in den Bergregionen Österreichs, aber auch Deutschlands, mit fortschreitender Schadentwicklung gerechnet werden muß. Diese Entwicklung geht nicht homogen über alle Bergwälder hinweg,

2 Material und Methoden

Auswahl der Standorte und der Fichten

Die Probestämme für die geschilderten Messungen stammten aus drei Höhenstufen des Christlumprofils (PF 1/1A: 1420m/1400m, PF 3: 1240m, PF 6: 970m) sowie dem

Schulterberggipfel (PF 7; 1686m). Die Probestämme dieser Flächen wurden in Zusammenarbeit mit anderen Arbeitsgruppen bearbeitet.

Fluoreszenzmessungen

Die Fluoreszenzmessungen erfolgten mit dem Plant Efficiency Analyzer (PEA) von Hansatech (England). Das Meßgerät ist leicht transportierbar und deshalb sehr gut für den Einsatz im Gelände geeignet. Nach Vorverdunkelung der Nadeln in speziellen kleinen Meßkammern wurden sie mit Rotlicht von 650nm mittels sechs Hochintensitäts-LED's belichtet. Die Intensität wurde auf eine Bestrahlungsstärke von 1500 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\cdot\text{sec}$ eingestellt. Durch die LED's wird die volle Lichtintensität in Mikrosekunden erreicht. Damit die ersten schnellen photochemischen Reaktionen in der Photosynthese erfaßt werden können, wird das Fluoreszenzsignal der Probe mit Hilfe eines sehr schnellen Konverters digitalisiert. Dabei werden während der ersten 2 msec der Messung 100.000 Signale pro Sekunde aufgezeichnet, um den F_0 -Wert gut aufzulösen. Anschließend werden 500 Signale pro Sekunde gemessen und während des langsamen Abfalls des Fluoreszenzsignals noch 10 pro Sekunde. Ermittelt wurden die Parameter F_0 , F_m , F_v und F_v/F_m . Waren mehr als 70 Messungen vor Ort nötig, wurde der Speicher des Gerätes durch Datentransfer auf einen Notebook-Computer geleert; damit war auch eine erste Kontrolle der Meßkurven im Freiland möglich.

Beprobungen: August 1991, März 1992, August 1992 und Oktober 1992.

Messung der Photosynthese über die Sauerstoffproduktion

Als direkte Folge des photosynthetischen Elektronentransports wird Sauerstoff gebildet, der sich an intakten Blättern sehr gut mit der von DELIEU & WALKER (1981) entwickelten Elektrode messen läßt (Vertrieb: Hansatech/England; Bachofer/BRD). Dieses System wurde in Eigenentwicklung mit einem Auswertprogramm, das auch die Temperatur-Kammereffekte berücksichtigt, erweitert. Die Messungen konnten wegen der hohen Probenzahl und der nötigen Wiederholungsmessungen nur an den Nadeljährgängen 1990 und 1989 vorgenommen werden. Sie erfolgten stationär im Labor der GSF unter sättigenden Lichtbedingungen.

Beprobungen: August 1991, März 1992 und Oktober 1992.

Isolierung von Chloroplasten und von Thylakoiden aus Fichtennadeln

Aufgrund der benötigten Materialmenge wurde fast immer pro Fläche und Nadeljahrgang eine Mischprobe der Nadeln der ausgesuchten Bäume gewonnen (je 20-30g FG).

Durch Zerkleinern der Nadeln in einem mit Rasiermessern bestückten Homogenisator wurden die Plastiden durch differentielle und durch Dichtegradientenzentrifugation in Percoll gewonnen. Nach osmotischem Schock

der isolierten Plastiden wurden die Thylakoidmembranen durch Zentrifugation abgetrennt und dann in geeigneten Puffern entweder bei -50°C tiefgefroren oder sofort für die Elektrophorese aufgearbeitet. Das gesamte Verfahren wurde eingehend bei STEIGER (1990) beschrieben.

Beprobungen: August 1991, März 1992 und Oktober 1992.

Polyacrylamid-Gelelektrophorese der Membranproteine

Eindimensionale Trennungen

Die Elektrophorese mit Natriumdodecylsulfat (SDS) als Detergens wurde für die Trennung der Thylakoidproteine der Größe nach eingesetzt. Es wurden Gradientengele von 10% - 16% Acrylamid hergestellt; als Puffersystem wurde weitgehend dasjenige von NEVILLE und GLOSSMANN (1974) verwendet. Die Gelstärke betrug 1,5 mm, die Länge 14 cm.

Zweidimensionale Trennungen

Damit werden die Membranproteine vor der Trennung analog zu a) einer isoelektrischen Fokussierung unterworfen, um Proteine gleicher Größe nach ihrer elektrischen Ladung zu separieren, und b) dann nach Ladungsneutralisation durch Detergentien in einem Gel der Größe nach sortiert. Die 2D-PAGE wurde analog zu O'FARRELL (1975) und BERGWELER (1987) durchgeführt. Der pH-Gradient wurde von 3 bis 11 aufgebaut. Die Gele wurden nach Standardmethoden mit Coomassie-Blau angefärbt, fotografiert und dann getrocknet.

3 Ergebnisse

Bestimmung der schnellen Primärphotosynthese durch Fluoreszenz

Als charakteristischer Wert für die Effizienz der ersten Elektronentransportschritte in der Photosynthese ist das Verhältnis "Fv/Fm" seit längerem eingeführt. Es ist auch eher mit Literaturdaten vergleichbar als andere Werte aus der Fluoreszenzkinetik. Daher wird Fv/Fm hier beschrieben.

Zur besten Vegetationszeit, im August, liegt der Fv/Fm-Wert immer über 0,80 (Abbildung 1); dieser Bereich ist für gesunde und nicht unter Trockenstreß stehende Pflanzen typisch. Die Standardabweichung ist gering, d.h. die Einzelbaumwerte unterscheiden sich unter guten Bedingungen kaum. Dies trifft auch für die drei untersuchten Nadeljahrgänge zu. Dennoch ist eine leicht fallende Tendenz der Werte mit der Höhe zu beobachten (s.u.). Ein anderes Bild ergibt die Märzbeobachtung (Abbildungen 1 und 2): Die Werte von Fv/Fm sind auf ca. 0,60 bis 0,70 reduziert; die Streuung ist deutlich höher, ein Höhenstufenbezug wieder nicht sichtbar. Leider konnte der Schulterberg wegen Lawinengefahr nicht beprobt werden. Hier allerdings finden sich die niedrigsten Quotienten im jüngsten Nadeljahrgang. Unter winterlichen Bedingungen prägt sich die individuelle Reaktion der Bäume aus: die Werte schwanken deutlich stärker als im Sommer (Abbildung 2). Diese Unterschiede verschwinden wieder im nachfolgenden August (1992), der sich kaum vom Vorjahr unterscheidet (vgl. Abbildung 1 mit 3). Doch die Beprobung um

den 20.10.92 zeigt, wie mit Einsetzen kälteren Klimas auch wieder die Fv/Fm-Werte sinken; d.h. die Effizienz der primären Schritte in der Photosynthese sinkt deutlich - vor allem an den hochgelegenen Standorten, während die Talfläche 6 fast noch die normalen Werte um 0,80 aufweist (Abbildung 3).

Abb. 2: Einzelbaummessungen der Chlorophyll-Fluoreszenz im März 1992; Christlum Profil. Mittelwerte und Standardabweichung aus drei Messungen pro Baum

Abb. 1: Fluoreszenzmessungen an Fichtennadeln von drei Jahrgängen im Christlum-Höhenprofil, im August 1991 auch mit dem Schulterberg (1686m). Die Bäume einer Fläche sind zusammengefaßt. Oben: August 1991; unten: März 1992; vgl. auch Abb. 2.

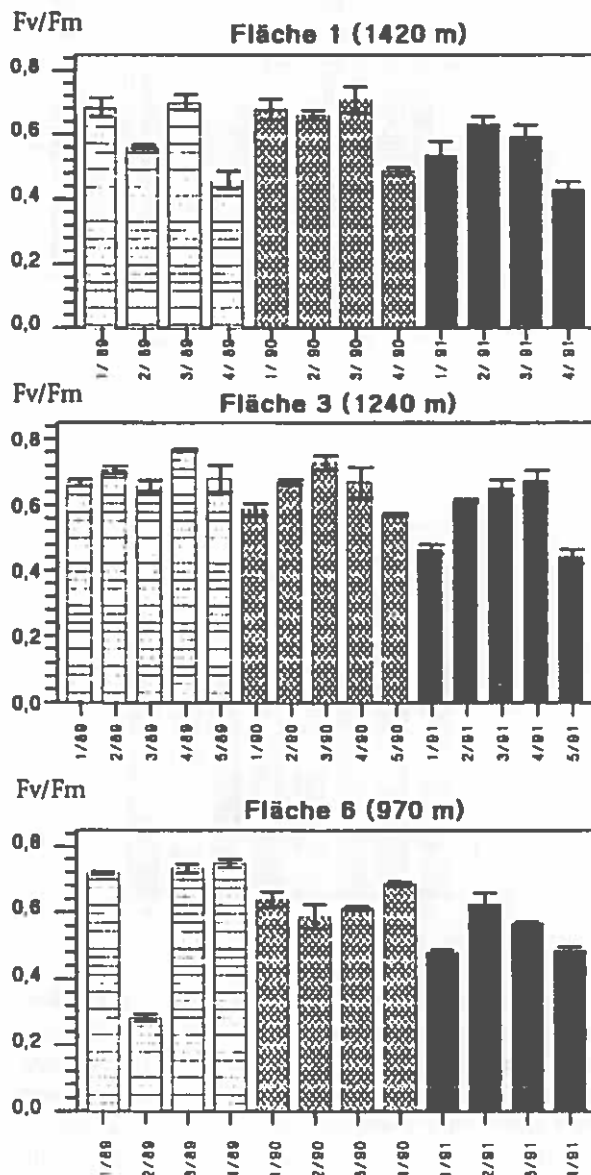
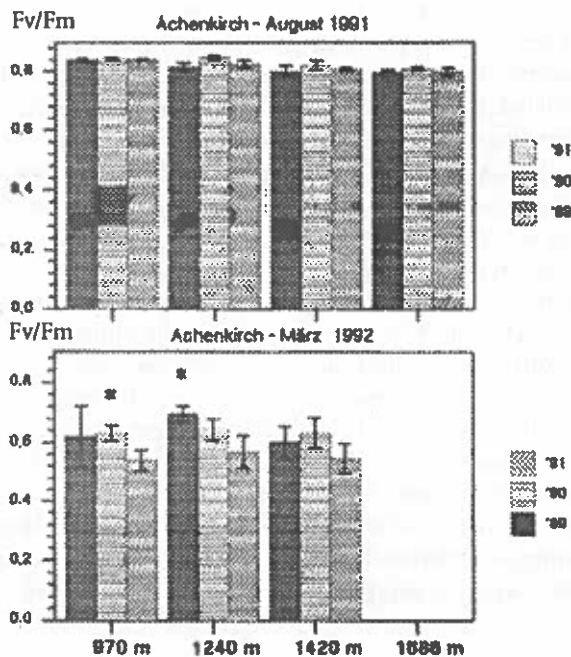
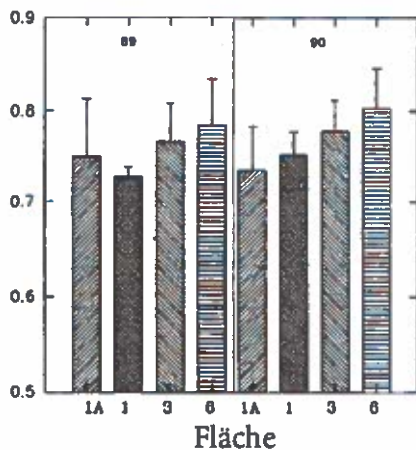
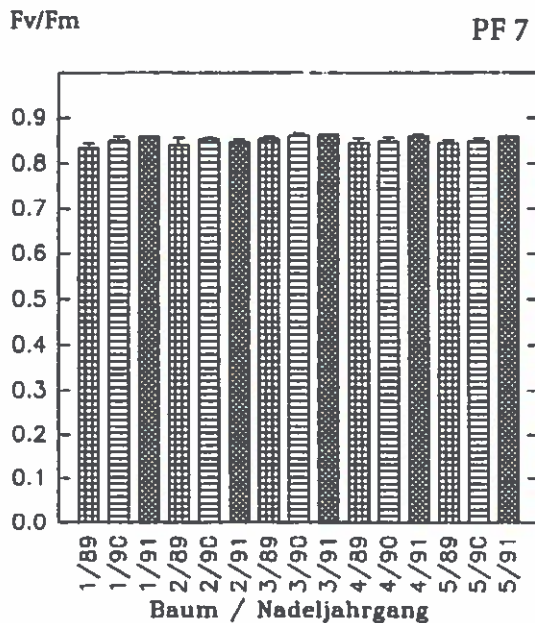
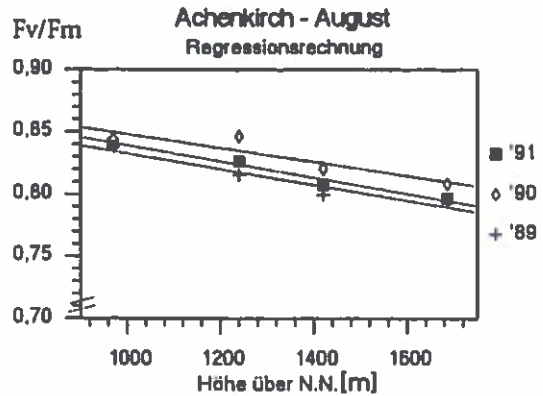


Abb. 3: Fluoreszenzmessungen im August (oben) und im Oktober (unten) 1992 (hier nur mit den Nadeljährgängen 1989 und -90). Hinzugekommen ist die Fläche 1A (nahe PF 1)



Versuchsweise wurde eine Korrelations- und Regressionsrechnung für den Termin "August 1991" durchgeführt. Der Quotient F_v/F_m korreliert auf dem 95%-Niveau signifikant mit der Seehöhe - dies gilt für alle drei Nadeljährgänge. Abbildung 4 zeigt das Ergebnis der Regressionsrechnung, das diesen Zusammenhang noch verdeutlicht: im Bereich der Waldgrenze ist die photochemische Effizienz im Photosystem II der untersuchten Nadeln etwas geringer als bei niedrigeren Standorten. Allerdings muß betont werden, daß die Quotienten auch am Schulterberg im August noch in der üblichen Bandbreite der physiologischen Reaktion liegen.

Abb. 4: Regressionsrechnung des F_v/F_m Quotienten für den August 1991: Höhenabhängigkeit für die drei Nadeljährgänge.



Aktivität der Nadelphotosynthese

Die Photosynthese wurde unter Laborbedingungen bei sättigender Beleuchtung in der Regel einen Tag nach der Probenahme gemessen; die feucht und kühl gehaltenen Zweige erfuhren keine Änderungen in den Aktivitäten, wie frühere Untersuchungen zeigten. Erfasst wurde die photosynthetische Sauerstoffproduktion von Nadelkollektiven; zur besseren Vergleichbarkeit mit Daten anderer Gruppen bzw. mit der Literatur wurden als Bezugssysteme sowohl Frischgewicht wie projizierte Oberfläche gewählt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 1 dargestellt. Witterungsbedingt konnten die Bäume des Schulterberg-Gipfels nur im August 1991 beprobt werden.

Ein erstaunlich einheitliches Bild bietet sich bei Betrachtung der Meßdaten. Gerade im Christlumprofil (PF 1 bis 6) sind die Photosyntheseaktivitäten sowohl zwischen den Höhenstufen, wie auch im Vergleich der beiden Nadeljährgänge sehr ähnlich. Dies trifft umso mehr zu als auch die im Bergwald gewachsenen Bäume eine große Individualstreuung aufweisen. Im Spätwinter reduziert sich die Aktivität naturgemäß auf etwa 50%; sie wird in der nachfolgenden Vegetationsperiode wieder voll etabliert.

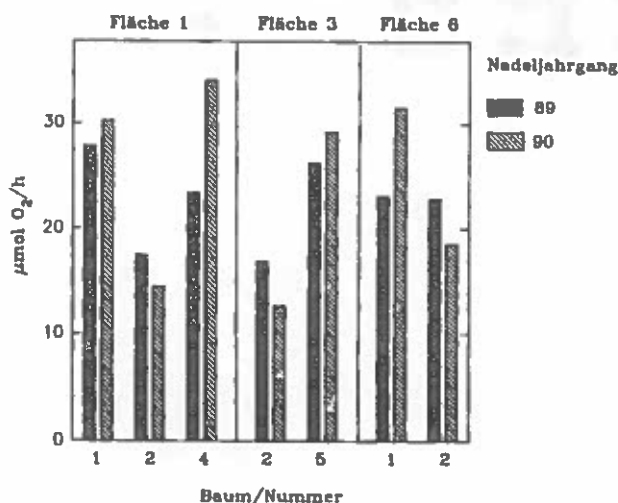
Deutlich geringere Aktivitäten finden sich bei den Schulterberg-Fichten im älteren Nadeljahrgang, auf dessen Kosten sich der jüngere Jahrgang versorgt. Allerdings ist in letzterem die abfallende Tendenz schon angedeutet, aber noch nicht absicherbar. Dies gilt für beide Bezugssysteme.

Die Daten in Tabelle 1 sind schon für die Atmungsverluste korrigiert; in Abbildung 5 findet sich exemplarisch eine Darstellung von Messungen der Atmungsaktivitäten einiger Einzelbäume der Märzbeurteilung. Trotz der beachtlichen Unterschiede in den Einzelwerten läßt sich auch hier keine Höhen- oder Altersabhängigkeit feststellen; wie bei der Photosynthese betragen diese Werte etwa die Hälfte der Sommeraktivitäten. Die Nadelproben vom Schulterberg fallen bei den Atmungsaktivitäten in gleicher Weise ab.

Tab. 1: Bruttophotosynthese der Fichtennadeln mit Bezug auf Frischgewicht und Oberfläche. PF1 bis 3: Christlump; PF 7: Schulterberg. Zu den drei Meßperioden wurden zwei Nadeljahrgänge von je drei Bäumen mindestens dreimal gemessen (SD = Standardabweichung)

		Brutto - Photosynthese					
		pro FG			pro OF		
		$\left(\frac{\mu\text{mol}}{\text{g} \cdot \text{s}}\right)$	SD		$\left(\frac{\mu\text{mol}}{\text{cm}^2 \cdot \text{s}}\right)$	SD	
August 1991	FL1 NJ '89	127	+/-	36,9	12,0	+/-	1,9
	FL3 NJ '89	135	+/-	59,7	11,4	+/-	4,8
	FL6 NJ '89	124	+/-	31,2	11,3	+/-	3,3
	FL7 NJ '89	67	+/-	22,8	5,4	+/-	2,0
	FL1 NJ '90	128	+/-	26,5	10,9	+/-	2,1
	FL3 NJ '90	113	+/-	56,2	10,3	+/-	4,8
	FL6 NJ '90	126	+/-	32,4	10,9	+/-	2,7
	FL7 NJ '90	101	+/-	68,1	9,4	+/-	6,7
März 1992	FL1 NJ '89	64	+/-	7	6,1	+/-	0,1
	FL3 NJ '89	61	+/-	4	7,4	+/-	0,5
	FL6 NJ '89	65	+/-	10	6,4	+/-	0,7
	FL1 NJ '90	70	+/-	12	6,0	+/-	0,6
	FL3 NJ '90	59	+/-	12	4,9	+/-	0,5
	FL6 NJ '90	64	+/-	25	6,6	+/-	2,3
Oktober 1992	FL1 NJ '89	116	+/-	42,2	6,6	+/-	2,0
	FL3 NJ '89	120	+/-	0,2	6,9	+/-	0,2
	FL6 NJ '89	96	+/-	45,4	7,4	+/-	3,3
	FL1 NJ '90	111	+/-	29,6	6,7	+/-	1,4
	FL3 NJ '90	132	+/-	17,0	9,8	+/-	0,4
	FL6 NJ '90	125	+/-	41,4	8,4	+/-	2,5

Abb. 5: Atmungsaktivitäten der Fichtennadeln, anhand einiger Einzelbaummessungen vom März 1992 dargestellt. Die Abweichungen von Individuum zu Individuum sind größer als die zwischen den Nadeljahrgängen oder den Höhenstufen



Das Spektrum der Thylakoidproteine

Die inneren Proteine der Thylakoidmembran tragen alle wesentlichen Funktionen der Photosynthese. Ein guter, empfindlicher Vergleich der Molekulargewichte von Membranproteinen kann mit eindimensionaler elektrophoretischer Trennung der Proteine nach ihrer Solubilisierung in Detergentien erfolgen ("1-D-PAGE"). Wird dieser Trennung eine Auftrennung der Proteine nach ihrem isoelektrischen Punkt vorgeschaltet ("2-D-PAGE"), so läßt sich eine noch feinere Beobachtung von Änderungen im Proteinspektrum erreichen. Allerdings eignet sich dieses aufwendigere System nicht für umfangreiche Routineanalysen.

Zunächst werden die beiden Herbstbeprobungen von 1991 und 1992 vorgestellt. Auch hier konnte der Schulterberg nur 1991 einbezogen werden.

In den Abbildung 6a und b sind die Proteinspektren der Thylakoide aus Fichtennadeln von den untersuchten Höhenstufen und Nadeljahrgängen wiedergegeben. Im oberen Molekulargewichtsbereich finden sich vor allem die großen Polypeptide von ATP-Synthase und RUBISCO, dazu einige Proteine vom Photosystem I. Die intensiveren Banden im mittleren Bereich repräsentieren weitgehend die Proteine, die die Pigmente des Lichtsammelkomplexes binden (LHC II). In schwächeren Banden darüber und darunter liegen Proteine aus dem Photosystem II. Geringe Molekulargewichte in der unteren Zone der Gele zeigen vor allem Cytochrome, aber auch noch einige Proteine beider Photosysteme.

Das Gesamtspektrum der Proteine entspricht völlig dem bei höheren Pflanzen gewohnten Bild (SUNDQVIST & RYBERG 1993). Nach der Auswertung mehrerer Proteintrennungen ergibt sich, daß zwischen den Höhenstufen und zwischen den beiden Nadeljahrgängen keine Unterschiede im Muster der Membranproteine auftreten. Kleinere Abweichungen bei schwach ausgeprägten Proteinen sind nicht absicherbar; sie entstehen, da einige Proteine weniger fest als andere gebunden sind und unterschiedlich leicht ausgewaschen werden können. Die Stabilität der Hauptproteine zeigt, daß der 89iger Jahrgang auch im Herbst 1992 noch keine Seneszenz erfährt.

Die Isolierung der Chloroplasten und dann der Membranen aus den Nadeln erfordert größere Materialmengen. Daher wurden Mischproben aus mindestens drei Bäumen einer Fläche hergestellt. Dies war erlaubt, da einige Einzelbaum-Analysen zeigten, daß erwartungsgemäß keine Baum-zu-Baum Variation der Membranproteine vorlag.

Dieses homogene Bild wird auch aus Abbildung 7 deutlich: hier sind Einzelbaumspektren zum Vergleich von Höhenstufen und den beiden Nadeljahrgängen dargestellt; die Probennahme erfolgte jedoch im Spätwinter (März) 1992. Im Vergleich zu den beiden Herbsterten (Abbildungen 6a und b) treten aber klare Unterschiede auf: Vor allem größere Proteine sind, relativ zum Gesamtspektrum betrachtet, deutlich vermindert. Dagegen findet sich eine sehr intensive Akkumulation von einem Protein mit etwa 17-18 kD Molekulargewicht. Hier kann es sich um eine

Komponente des Cytochrom/b₆-f Komplexes oder um ein Protein aus der Wasserspaltung vom PS II handeln. Erst Antikörper-Tests können die Identität klären.

Die in Abbildung 8 vorgestellte zweidimensionale Trennung der Thylakoidproteine beweist im Vergleich zur eindimensionalen Spur (=T), daß dort die meisten Banden mehrere Proteine enthalten können. Doch auch hier ergab

der Vergleich der beiden Herbstproben, daß keine klar abgezeichneten Unterschiede zu sehen sind. Leider reichte das Material aus dem März 1992 nicht für eine absicherbare 2-D-Darstellung aus.

Eine eindeutige Beeinflussung der photosynthetischen Membranproteine wird nach diesen ersten Analysen nur durch die Jahreszeit erreicht.

Abb. 6: Eindimensionale Polyacrylamid-Gelelektrophorese der Thylakoidproteine aus Fichtennadeln der Beprobungen vom August 1991 (6a) und vom Oktober 1992 (6b).

Abb. 6a: 1,2: Fläche (FL.) 1; 3,4: PF 3; 5,6: PF 6; 7,8: PF 7; 9: Standardproteine: A: 68 kD Molekulargewicht, B: 30 kD, C: 26 kD, D: 18 kD, E: 14 kD. 1989iger Nadeljahrgang: Nr. 1,3,5,7; 1990iger Jahrgang: Nr. 2,4,6,8.

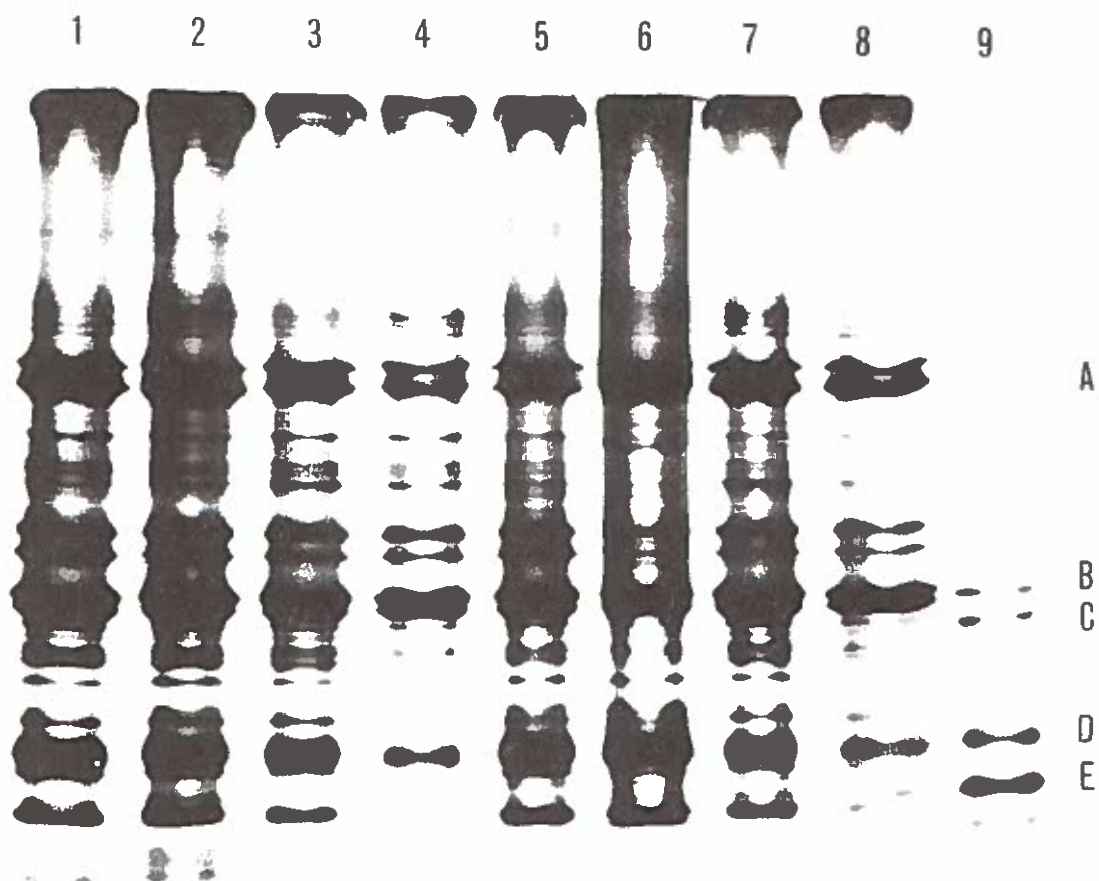


Abb. 6b: 1,5: PF 1a; 2,6: PF 1, 3; 7: PF 3, 4; 8: PF 6. Nadeljahrgang 1989: 1 - 4; Jahrgang 1990: 5 - 8.

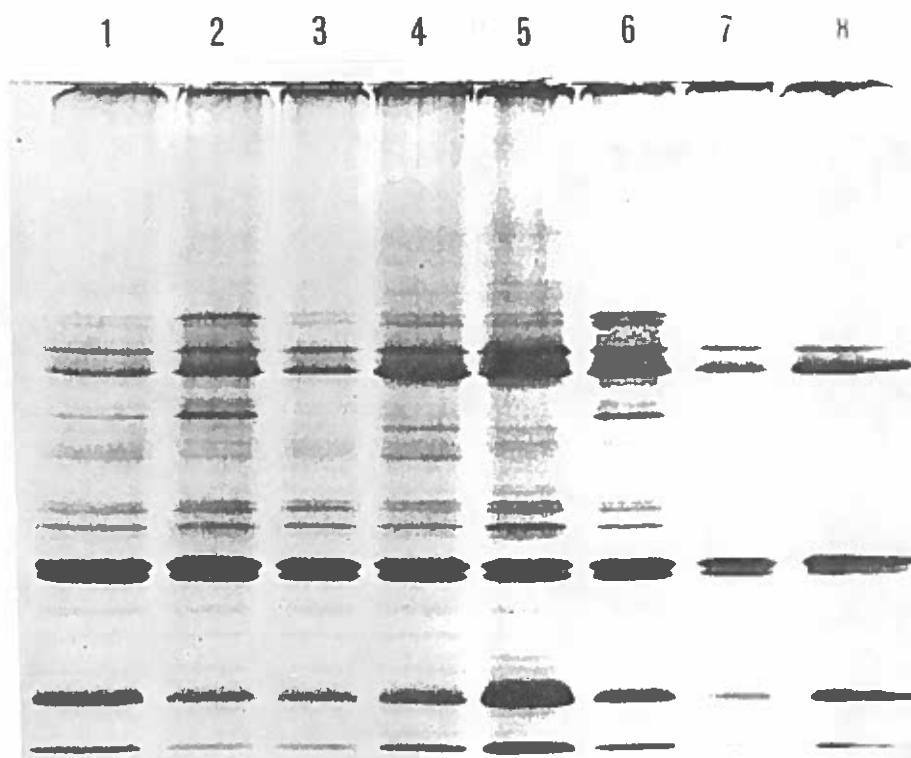


Abb. 7: Trennung wie in Abb. 6, aber ausgehend von der Beprobung im März 1992. Einzelbaumanalyse.

*: Molekulargewichtsbereich von 17-18 kD. 1,2: PF 1, Baum 1. 3,4: PF 3, Baum 3. 5,6: PF 6, Baum 1.- NJ 1989: Nr. 1,3,5. NJ 1990: Nr. 2,4,6.

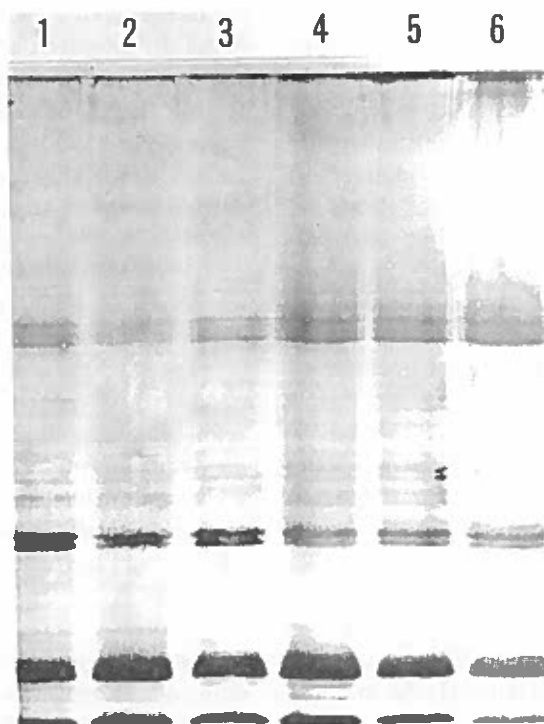
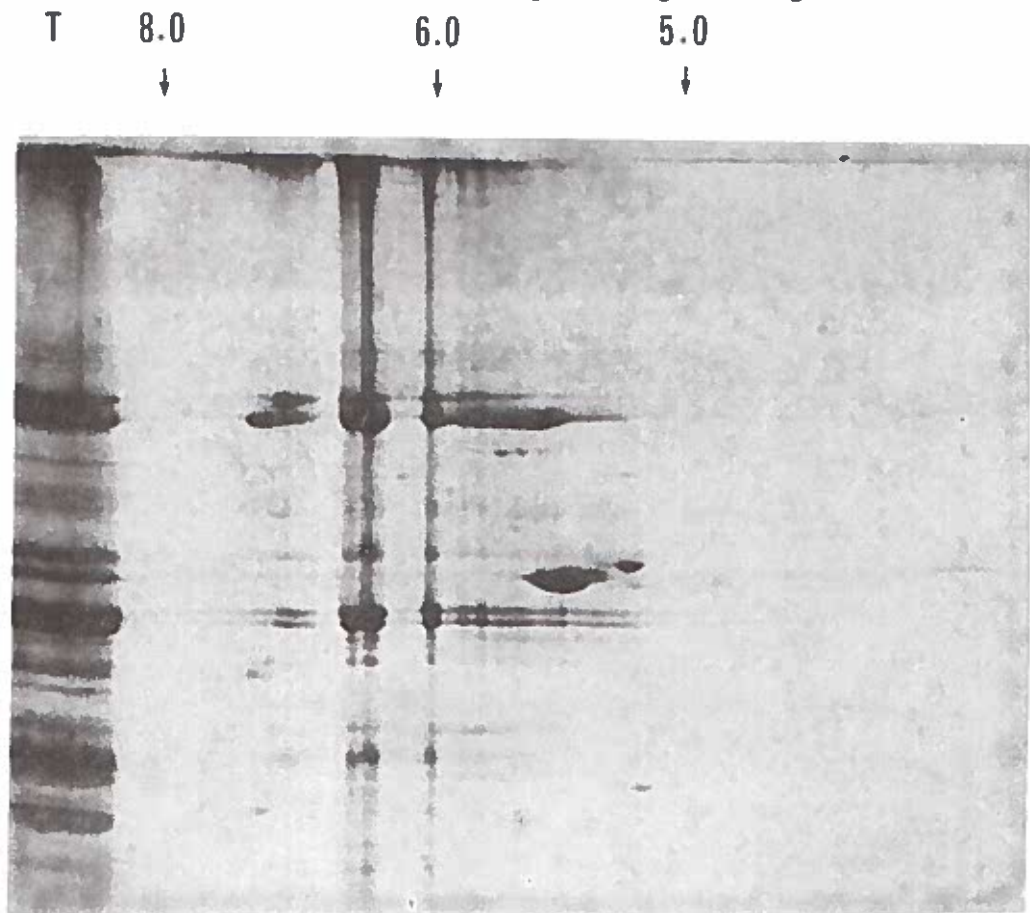


Abb. 8: Zweidimensionale Auftrennung der Thylakoidproteine einer Mischprobe von Nadeln der Fläche 1, Jahrgang 1989, aus dem August 1991 (Material wie in Abb. 6a). T= Eindimensionale Vergleichsspur der Proteine (Anordnung nach Größe). 8,0 - 5,0: pH - Gradient in der Fokussierung als erster Auftrennung (Anordnung nach Ladungszustand).



4 Diskussion

Die untersuchten Fichten sind 150 - 200 Jahre alt; keiner der Bäume zeigt deutliche Schäden. Der durchschnittliche Verlichtungsgrad liegt zwischen 1,7 und 2,3 (bei einer Skala von 1 bis 5), wobei PF 6 (970m) die deutlichsten Verlichtungen zeigt (okulare forstpathologische Taxation 9/91 durch die FBVA Wien).

Fluoreszenzmessungen eignen sich gut, um rasch Aufschlüsse über die Quantenausbeute in der Photosynthese auch im Freiland zu ermitteln. Sie zeigen also die aktuellen Bedingungen am Standort an. Die kurze Meßzeit ermöglicht die Untersuchung vieler Standorte bei einer ausreichenden Anzahl von Parallelproben.

Sommer- und Herbstmessungen der Fichten bei Achenkirch sowie vergleichende Messungen am Höhenprofil des Wank bei Garmisch zeigten keine großen Unterschiede in ihren Quantenausbeuten. Alle ermittelten Werte von Fv/Fm lagen innerhalb des natürlichen Schwankungsbereichs von 0,75 - 0,85 für gesunde Fichten (BOLHAR-NORDENKAMPF et al. 1989). Auch der für den August 1991 gefundene leichte Höhengradient liegt noch in diesem Rahmen. Die zu Winterbeginn (Ende Oktober) oder im März (Spätwinter) gemessenen niedrigen Werte sind ein Maß

für die generell gehemmte Photosynthese, die ja auch durch die mehrfach beschriebene Strukturänderung der Chloroplasten ("Winterplastiden") erklärbar wird (SENER & BECK, 1977). Bemerkenswert war bei der Märzbeurteilung, daß der Nadeljahrgang 1991 die geringsten Werte aufwies, vielleicht haben die jüngsten Nadeln in ihrem ersten Winter noch Anpassungsprobleme. Man kann davon ausgehen, daß die im Winter auf allen Versuchsflächen ermittelten reduzierten Verhältnisse Fv/Fm ein Ausdruck von reversibler Photoinhibition sind, die durch die Kombination von Starklicht mit Frosttagen entsteht. KRAUSE & SOMERSALO (1989) ermittelten reduzierte Werte bei Spinat, wenn Starklicht bei +4°C gegeben wird. ÖGREN (1991) erkennt Photoinhibition an einer Erniedrigung von Fm, was zur Reduktion von Fv/Fm führt.

Die untersuchten Fichten in Achenkirch besitzen photosynthetisch vitale Nadeln, ihre Aktivität bestätigt den Jahresgang, wie er von BOLHAR-NORDENKAMPF & LECHNER (1988) für den Fv/Fm-Wert bei Fichten beschrieben wurde.

Diese recht gute Vitalität wird auch durch die Bestimmung der Photosynthese über die Sauerstoffproduktion dokumentiert. Im Christlumpprofil liegen die Mittelwerte

alle in einem recht engen Bereich, unabhängig von Bezugsgröße oder Jahrgang. Erst bei deutlich älteren Nadeln wäre eine Reduktion dieser Aktivitäten zu erwarten. Der winterliche Abfall ist für die Photosynthese verschiedentlich beschrieben worden und beruht einmal auf der strukturellen Umstellung der Plastiden (Reduktion der Thylakoidmembranen), sowie auf temperaturbedingt geringeren Aktivitäten der Zellen - auch wenn die Messungen bei 25°C erfolgten, da die Meßzeit zu kurz zu einer Adaption ist. Im Rahmen der hier gewonnen Einzelbeobachtungen ist es noch nicht möglich, einen interessanten Unterschied zu begründen: von der Höhenlage her sind die Flächen 1 und 7 vergleichbar, doch in der Photosyntheseleistung scheinen die Schulterberg-Fichten schwächer zu sein; die Fluoreszenz-Daten weisen in die gleiche Richtung. Doch erst langfristig könnte sich eine Vitalitätseinbuße zeigen; die vorliegenden Schadansprachen begründen diese Vermutung noch nicht. Da der Gesamtkohlenstoffgewinn des Baumes letztlich entscheidend ist, würde eine geringe Erhöhung der Nadelmasse eine leicht reduzierte Photosynthese ausgleichen. Doch die bei Bäumen der PF 7 festgestellte relativ geringere Atmungsaktivität läßt auf einen verringerten Kohlenstoffpool schließen. Die künftigen Messungen im Schulterbergprofil sollen diese noch ungesicherten Beobachtungen überprüfen.

Neben den Lipiden sind die Proteine die wichtigsten Bau- und Funktionselemente von Biomembranen. Allgemein wiesen die Nadeln der untersuchten Jahrgänge die gleichen Spektren auf. Da im Winter der gesamte Chloroplast sich den kalten Verhältnissen anpaßt und vor allem die Thylakoide umgebaut und in der Menge reduziert werden, verwundert die beobachtete Änderung im Proteinmuster nicht. Sie entspricht der normalen Klimabelastung. Die aufwendige 2-D-Analyse ergab zwar für einige schwächere Proteine ansatzweise Änderungen im Vergleich der Höhenstufen, doch hier sind langfristige Vergleiche nötig. Frühe Änderungen im Proteinmuster von Thylakoiden betreffen meist das D-1-Protein aus dem Photosystem II, das an der Wasserspaltung beteiligt ist; aufgrund seiner geringen Konzentration und seines hohen turnovers läßt es sich aber nur mit Immunblotting quantifizieren. Dieses wichtige Protein und auch die Aktivität der Photosynthese können durch 80ppb Ozon deutlich verändert werden, vor allem wenn Mineralmängel vorliegen (LÜTZ et al. 1992). Ohne eine genaue Nährelementanalyse der Nadeln können Luftschadstoffwirkungen daher nicht sicher angesprochen werden. Eine Beeinträchtigung der Membranprotein-Komposition würde ernste physiologische Folgen nach sich ziehen; werden Proteinänderungen festgestellt, muß mit gravierenden Streßbelastungen gerechnet werden; dies konnte hier noch nicht festgestellt werden.

Auch wenn die Fichten an den ausgewählten Standorten im Bereich Achenkirch nicht stark geschädigt erscheinen und ihr Photosynthesestoffwechsel mit den anthropogenen Einflüssen offenbar noch fertig wird, dürfen chronische Wirkungen von Luftschadstoffen, insbesondere von Ozon, nicht ausgeschlossen werden. Ozon-Grenzwert-

überschreitungen sind auf PF 1 in den Jahren 1990 und 1991 häufig festgestellt worden (SMIDT & LEITNER 1992). Sie kommen langfristig dort besonders zum Tragen, wo, wie in den alpinen Bergwäldern, Klima und Boden ein empfindliches Ökosystem mit aufbauen. Erste Effekte könnten sich auf PF 7 zeigen, die im Vergleich mit PF 1 wohl stärker von nördlichen, oft ozonhaltigen Luftströmungen betroffen ist und trotz vergleichbarer Höhenlage in der Photosynthese einzelner Nadeln leicht geschwächt erscheint. Solche Trends lassen sich nur durch langfristige Beobachtungen untersuchen: FUHRER et al. (1990) konnten erst nach 12 Monaten in einem Simulationsexperiment bei erhöhten, aber freilandrelevanten Ozonbelastungen signifikante Änderungen in der Photosynthesekapazität von Fichten nachweisen.

Danksagung: Die Arbeiten wurden vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft unterstützt.

LITERATUR

- BERGWEILER P. 1987: Charakterisierung von Bau und Funktion der Photosynthesemembranen ausgewählter Pflanzen unter den Extrembedingungen des Hochgebirges. Dissertation, Univ. Köln.
- BOLHAR-NORDENKAMPF H. & LECHNER E. 1988: Temperature and light dependent modifications of chlorophyll fluorescence kinetics in spruce needles during winter. *Photosynth. Res.* 18, 287-298.
- BOLHAR-NORDENKAMPF H., LONG S. & LECHNER E. 1989: Die Bestimmung der Photosynthesekapazität über die Chlorophyllfluoreszenz als Maß für die Streßbelastung von Bäumen. *Phyton* 29 (3), 119-135.
- DELIEU T. & WALKER D. 1981: Polarographic measurement of photosynthetic oxygen evolution by leaf discs. *New Phytol.* 89, 165-178.
- FUHRER G., DUNKL M., KNOPPIK D., SELINGER H., BLANK L., PAYER H. & LANGE O. 1990: Effects of low level long term ozone fumigation and acid mist on photosynthesis and stomata of clonal norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst). *Environ. Pollut.* 64, 279-293.
- HERMAN F. 1992: Höhenprofile Achenkirch - Ökosystemare Studien im Kalkalpin. FBVA-Berichte 70, 5-11.
- KRAUSE G. & SOMERSALO S. 1989: Fluorescence as a tool in photosynthesis research: application in studies of photoinhibition, cold acclimation and freezing stress. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 323, 281-293.
- LÜTZ, C. STEIGER A. & GODDE D. 1992: Influence of air pollutants and nutrient deficiency on D-1 protein content and photosynthesis in young spruce trees. *Physiol. Plant.* 85, 611-617.
- NEVILLE D. & GLOSSMANN H. 1974: Molecular weight determination of membrane protein and glycoprotein subunits by discontinuous gel electrophoresis in dodecyl sulfate. *Methods in Enzymology* 22, 92-102.
- O'FARRELL P. 1975: High resolution two-dimensional electrophoresis of proteins. *J. Biol. Chem.* 250, 4007-4021.

- ÖGREN E. 1991: Prediction of photoinhibition of photosynthesis from measurements of fluorescence quenching components. *Planta* 184, 538-544.
- SENER M. & BECK E. 1977: On the mechanism of frost injury and frost hardening of spruce chloroplasts. *Planta* 137, 195-201.
- SMIDT S. & LEITNER J. 1992: Luftschadstoffmessungen im Bereich der Höhenprofile Achenkirch. FBVA-Berichte 70, 25-33.
- STEIGER A. 1990: Biochemische Grundlagen zur Nadelvergilbung bei Fichten (*Picea abies*) unter dem Einfluß von Luftschadstoffen. Dissertation, LMU München.
- SUNDQVIST C. & RYBERG M. 1993. Pigment protein complexes in plastids. Synthesis and assembly. Kap. 12 und 13. Academic Press, London. ISBN 0-12-6769605.

Aufnahme und Verbleib von leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen und Trichloressigsäure

Erste Untersuchungsergebnisse zu Fichtennadeln am Christlumpprofil

J. PLÜMACHER ¹⁾ & P. SCHRÖDER ²⁾

¹⁾ Institut für Landschaftsbau, Technische Universität Berlin

²⁾ Fraunhofer Institut für Atmosphärische Umweltforschung, Garmisch-Partenkirchen

Kurzfassung

Die im Christlump-Profil gefundenen Konzentrationen von leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen (LCKW) in den Fichtennadeln entsprechen den in Berlin zeitgleich gemessenen Gehalten in Kiefern (März 1992). Dagegen liegen die Trichloressigsäuregehalte (TCA) in Achenkirch deutlich niedriger. Wie auch in den Kiefernadeln sind die LCKW-Gehalte in dieser Jahreszeit häufig im jüngsten, die TCA-Gehalte hingegen im ältesten der untersuchten Nadeljahrgänge am höchsten (1.-3. Nadeljahrgang). Im Höhenprofil weisen die LCKW maximale Anreicherungen bei 1050m auf (Fläche 5). Gleichzeitig hat das Entgiftungsenzym Glutathion S-Transferase (GST), mit Ausnahme des 3. Nadeljahrganges, die geringste Aktivität in dieser Höhe. Es gibt Zusammenhänge zwischen den Konzentrationen der LCKW und TCA und der GST-Aktivität; neben einem Höhenprofil deuten sich Beziehungen mit dem Nadelalter an. Aufgrund der geringen Probenzahl sind diese Ergebnisse jedoch als vorläufig zu betrachten; weitere Untersuchungen mit größerem Stichprobenumfang sollten zu statistisch gesicherten Aussagen führen.

Stichworte: Höhenprofil, Fichtennadeln, flüchtige Chlorkohlenwasserstoffe, mögliche Entgiftung, Glutathion-S-Transferase

Abstract

Uptake and fate of volatile chlorinated hydrocarbons and trichloroacetic acid:

The concentrations of volatile chlorocarbons (VCH) as well as one of their main degradation products, the trichloroacetic acid (TCA) were measured in spruce needles (*Picea abies*) harvested in October 1991 and March 1992 from the Christlump profile (Achenkirch). While the VCH were in the same range with concentrations of pine needles from the urban area of Berlin, TCA accumulation was significantly lower in Achenkirch. As has also been observed for pine during this season, the VCH content is often decreasing with needle age, whereas TCA is increasing. In the profile, maximum VCH concentrations in the spruce needles were measured at 1050m above sea level (sample area 5). At the same time (March 1992), the detoxification enzyme for VCH, the glutathione S-transferase (GST), has its lowest activity, except for the oldest needles, at an altitude of 1050m. VCH and TCA concentrations seem to be intercorrelated with GST activities in the needles; but statistical testing has to be performed with larger sample numbers.

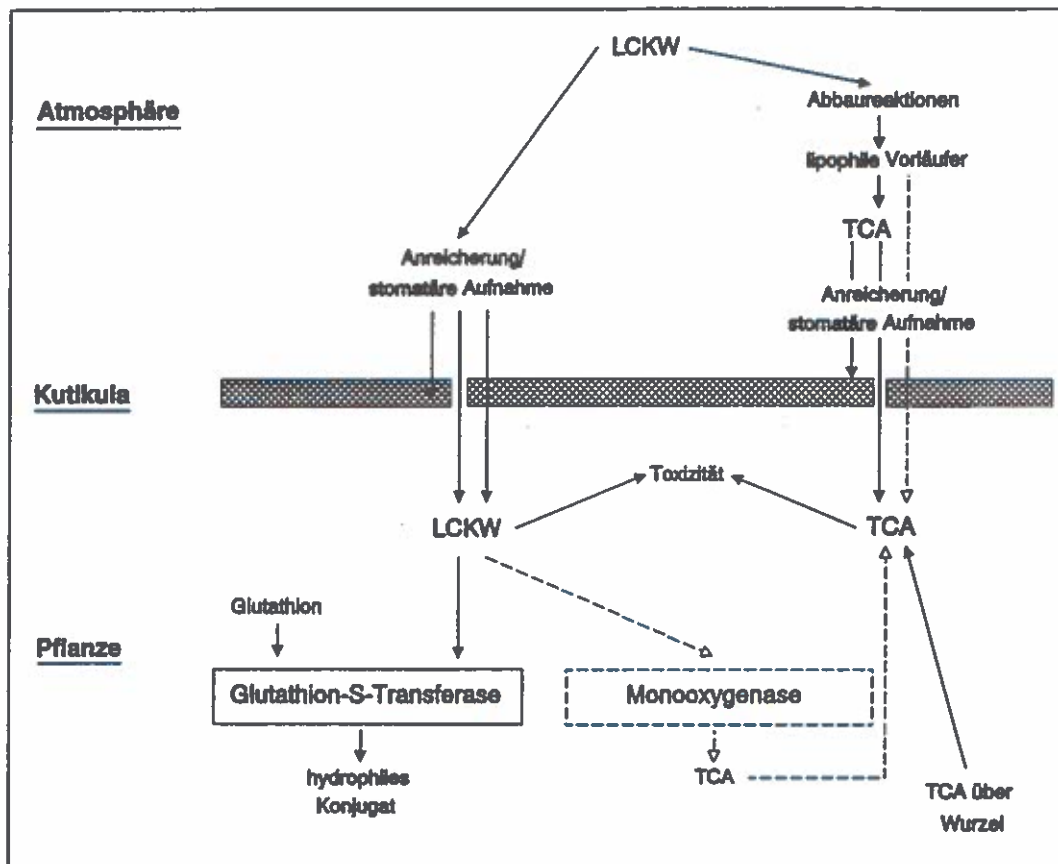
Key words: Altitude profile, spruce needles, volatile chlorinated hydrocarbons, trichloroacetic acid, possible detoxification, glutathione S-transferases

1 Einleitung

Organische Verbindungen werden vor allem in den Industrieländern der nördlichen Hemisphäre in großen Mengen in die Atmosphäre abgegeben. Die Gesamtemission flüchtiger Organika in der Bundesrepublik entsprach 1989 mit 2,5 Millionen Tonnen etwa der Menge an emittiertem NO_x. Allein 40% der organischen Luftschadstoffe stammen aus der Verwendung von Lösungsmitteln (Umweltbundesamt 1992). In der Atmosphäre besitzen einige dieser Verbindungen lange Lebensdauern, was z.B. zur kontinuierlichen Anreicherung von 1,1,1-Trichlorethan führt. Andere, wie beispielsweise Trichlorethen, werden relativ schnell atmosphärenchemisch abgebaut. Dabei entstehen jedoch toxische Reaktionsprodukte wie Phosgen oder chlorierte Essigsäuren (Class 1989, Polzer & Bachmann 1989, Vogel et al. 1987).

Die Aufnahme lipophiler, organischer Verbindungen in Pflanzen kann direkt stomatär oder über eine Anreicherung in der Kutikula stattfinden (Gaggi & Bacci 1985, Frank & Frank 1989, Figge 1990). Besonders hohe Anreicherungen findet man in Blättern immergrüner Pflanzen, vor allem in Koniferennadeln (Gaggi et al. 1985). Über stressende Wirkungen und die Phytotoxizität der leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffe (LCKW) ist relativ wenig bekannt. Mögliche Folgen für pflanzliche Zellen sind z.B. Schädigungen im Membranbereich, Hemmung von Enzymsystemen oder der Abbau von Photosynthesepigmenten (Bowen & Rohatgi 1953, Frank & Frank 1986, Frank 1991). Das Spektrum möglicher Belastungspfade und Schadwirkungen wird häufig erweitert, wenn die flüchtigen Organika in der Atmosphäre oder den Pflanzen zu reaktiven Zwischenprodukten abgebaut bzw. metabolisiert werden (vgl. Abbildung 1). Wasserlösliche Reaktionsprodukte (z.B. Trichloressigsäure, TCA) können so außer über den oberirdischen Eintragspfad auch mit dem Transpirationsstrom in die Pflanzen gelangen. Für die in der Vergangenheit häufig als Herbizid eingesetzte TCA sind neben ihrer proteinfällenden Direktwirkung das Auftreten von Chlorosen, Wachstumshemmungen sowie Störungen der Kutikulaentwicklung bekannt (Audus 1976, Heitefuss 1987).

Abb.1: Aufnahme und Verbleib von LCKW und TCA (gestrichelte Linie: vermutete Zusammenhänge)



Um gegen Angriffe durch organische Xenobiotika bestehen zu können, ist es für Pflanzen essentiell, toxische Verbindungen, die bereits in die Zellen eingedrungen sind, zu entgiften und in unschädliche Produkte umzuwandeln. Eine derartige Entgiftung kann durch enzymatische Umsetzung oder Konjugation der Schadstoffe erfolgen. Prinzipiell läuft hierbei stets, wie bei der Entgiftung von Herbiziden, eine dreiphasige Reaktion ab (COUPLAND 1991):

- Phase I: *Oxidation, Reduktion, Hydrolyse*
- Phase II: *Konjugation (Glucose, Glutathion)*
- Phase III: *Metabolismus/Transport*

Möglicherweise stellt die in unterschiedlichen Koniferenarten nachweisbare TCA bereits das Produkt einer Abbaureaktion von LCKW in den Nadeln dar. Denkbar ist hier die Aktion von P-450 Monooxygenasen, wie sie für Tiere, Mikroorganismen und einzelne Pflanzen schon beschrieben wurden (MORRISON & COHEN 1980; WHO 1984 und 1985; RITTER & WERNER 1991). Während Phase I-Reaktionen zur Bildung toxischer Zwischenprodukte führen können, besitzen Pflanzen auch echte Entgiftungsenzyme (in der eigentlichen Bedeutung des Wortes), wie die Glutathion S-Transferasen (GST). Diese Enzyme sind in der La-

ge, organische Schadstoffe mit dem Tripeptid Glutathion zu einem wasserlöslichen Konjugat zu verbinden; derartige Konjugate können in der Pflanze transportiert werden und unterliegen einem schnellen Metabolismus (SCHRODER & DEBUS 1991, SCHRODER & WEISS 1991).

Ziel der vorliegenden Untersuchungen war es, (a) die luftbürtigen CKW und ihr Abbauprodukt TCA in den Fichtennadeln des "Höhenprofil Achenkirch" zu quantifizieren, (b) die Aktivität von Xenobiotika entgiftenden Enzymen, den Glutathion S-Transferasen, in Fichtennadeln zu untersuchen und (c) eventuell Hinweise über mögliche Zusammenhänge zwischen den LCKW- bzw. TCA-Konzentrationen und der GST-Aktivität in den Nadeln zu erhalten.

2 Material und Methode

Material

Die auf ihren Gehalt an LCKW und TCA untersuchten Fichtennadeln des Christlumprofils stammten vom Oktober 1991 und März 1992 (zwei Probestämme pro Probestfläche, 1.-3. Nadeljahrgang). In dem Material der zweiten

Probenahme (März 1992) wurde parallel dazu die GST-Aktivität bestimmt (Bäume B1-B6). Eine weitere Messung der GST-Aktivität folgte im August 1992. Direkt vergleichen lassen sich damit die LCKW- bzw. TCA-Konzentrationen und die GST-Aktivität der zweiten Beerntung (März 1992).

LCKW- und TCA-Bestimmung

In situ auftretende Konzentrationen ausgewählter leichtflüchtiger Chlorkohlenwasserstoffe (LCKW) werden in den Fichtennadeln mit der Kapillar-Gaschromatographie im Headspace-Verfahren und ECD bestimmt (DANI HSS 2950, Perkin Elmer 8500, FS-SE-54 50 x 0,25 x 1 µm). Dies ist auch für die weniger flüchtige und wasserlösliche Trichloressigsäure mit unveränderter Meßtechnik möglich. Hierzu läßt sich die thermische Decarboxylierung der TCA zu Trichlormethan und CO₂ ausnutzen.

Nach dem Transport der Proben in aluminiumkaschierten Schraubdeckelgläsern (bei 0-5°C) werden je 2,5g der Nadeln in 23 ml Headspace-Ampullen eingewogen, mit PTFE-beschichteten Septa verschlossen und im Probengeber bei 65°C konditioniert. Nach Einstellen der LCKW-Verteilungsgleichgewichte (3h) zwischen Probe und Kopfraum wird zum ersten Mal ein Aliquot der Gasphase gaschromatographisch analysiert und die Probe weiter konditioniert (Bestimmung der LCKW). Nach Ablauf der vollständigen TCA-Decarboxylierung (> 72h) folgt die zweite Injektion. Aus der Differenz beider Trichlormethanwerte läßt sich dann der TCA-Gehalt (Faktor für das Molekulargewicht: 1,369) berechnen. Ein modifiziertes Standardadditions-Verfahren dient der Quantifizierung aller untersuchten Verbindungen; die Erfassungsgrenzen betragen 10-50 ng/kg Frischgewicht (FG) Nadeln für die einzelnen LCKW und 200 ng/kg FG Nadeln für TCA (PLUMACHER & RENNER 1993).

Extraktion und Aktivitätsmessung der GST

Nach der Ernte werden die Fichtennadeln in flüssigen Stickstoff getaucht und für die Extraktion der GST mit Mörser und Pistill in flüssigem Stickstoff zu einem feinen Pulver zerrieben. Das 10-fache Volumen (w/v) eines 100 mM Tris/HCl-Puffers (pH 7,8), der zusätzlich 1% Polyvinylpyrrolidon (PVP) K30, 5mM EDTA und 0,25 % Nonidet™ P40 (Puffer A) enthält, werden hinzugefügt. Der so gewonnen Rohextrakt wird homogenisiert (Ultra-Turrax, 3 x 20sec.), 15 Minuten stehengelassen und dann 30 Minuten bei 48.000 x g zentrifugiert. Die Proteine des gefilterten Überstands werden bei 4°C durch Ammoniumsulfatfällungen von 0-40% und von 40-80% präzipitiert und der Extrakt auf pH 7,5-7,8 eingestellt. Nach 60 Minuten wird die Lösung bei 48.000 x g zentrifugiert. Das Pellet der 40-80% Fraktion enthält den Hauptteil der GST-Aktivität; es wird in Tris/HCl-Puffer, 25mM mit pH 7,8 (Puffer B) aufgenommen und über PD-10 Säulen entsalzt. Die Proteinbestimmung in den Nadelextrakten wird nach der Methode von BRADFORD (1976) mit BSA (bull serum albumine) als Standard durchgeführt. GST-Aktivität wird bei

340nm und 25°C nach HABIG et al. (1974) an einem Zweistrahlphotometer gemessen. Der Testansatz von 1,2ml Gesamtvolumen enthält: Tris/HCl-Puffer 0,1M, pH 6,4, 1mM Chloronitrobenzol (CDNB, $\epsilon_{340\text{nm}}$ [mM⁻¹cm⁻¹] = 9,6) in Ethanol abs. gelöst, 1mM GSH. Die Reaktion wird durch Zugabe variierender Mengen von Enzym gestartet. Kontrollreaktionen ohne Enzym oder GSH werden gemessen, um die spontane Reaktion von GSH und CDNB zu bestimmen (SCHRODER et al. 1990).

3 Ergebnisse und Diskussion

Die Fichtennadeln wurden auf ihren Gehalt an Trichlormethan (TCM, CHCl₃), 1,1,1-Trichlorethan (TCE, CH₃-CCl₃), Tetrachlormethan (TET, CCl₄), Trichlorethen (TRI, ClCH=CCl₂), Tetrachlorethen (PER, CCl₂=CCl₂) und Trichloressigsäure (TCA, CCl₃-COOH) untersucht. Die Trichlorethenkonzentrationen lagen in der Regel unterhalb der Erfassungsgrenze. Mit hohen TCA-Konzentrationen treten meist auch hohe Trichlormethangehalte in den Nadeln auf. Diese lassen sich zum Teil aus der eingesetzten Methode erklären (ein Teil der TCA [3-5%] ist bereits bei der ersten Messung nach 3h zu TCM abgebaut), stammen in der Hauptsache aber wahrscheinlich aus in situ stattfindenden Abbaureaktionen der TCA.

Die LCKW-Konzentrationen der im März 1992 beprobten Fichten sind, auch unter Berücksichtigung baumartenspezifischer Anreicherungen (PLUMACHER & RENNER 1991), vergleichbar mit Gehalten, die zur selben Zeit in Berliner Kiefernadeln auftraten (0,1 - 2,3 µg/kg FG). Im Gegensatz dazu liegen die TCA-Gehalte mit durchschnittlich 7 µg/kg in den Nadeln der Fichten gegenüber 34 µg/kg in Kiefernadeln (Berlin) auf einem deutlich niedrigerem Niveau. Hier spielen möglicherweise stärker reduzierte atmosphärische oder biotische Abbaureaktionen aufgrund der Höhenlage eine Rolle.

Interessant sind die mit einigen Ausnahmen bei Tetrachlormethan höheren LCKW-Konzentrationen in den jüngeren Nadeln, wohingegen die TCA-Gehalte mit dem Nadelalter zunehmen (siehe Abbildungen 2ab). Diese Verhältnisse stimmen mit Ergebnissen kontinuierlicher Untersuchungen in Berlin überein: Auch in Kiefernadeln ist eine nadelaltersbedingte Akkumulation der TCA festzustellen; dabei finden jedoch im Winter Einbrüche in der Konzentrationsentwicklung statt.

Die LCKW scheinen sich demgegenüber nicht kontinuierlich anzureichern, sondern vornehmlich die aktuellen Immissionskonzentrationen widerzuspiegeln. Im Winterhalbjahr (Oktober bis April) treten in den jüngeren Nadeln meist höhere 1,1,1-Trichlorethan- und Tetrachlorethen-Konzentrationen auf, was sich als verminderte Aufnahmekapazität oder veränderte Umsatzrate in den älteren Nadeln deuten läßt (PLUMACHER & RENNER 1991). Die LCKW-Konzentrationen in den Fichtennadeln des Christlums-Profiles liegen zu beiden Terminen (Oktober 1991/März 1992) in vergleichbaren Konzentrationen vor.

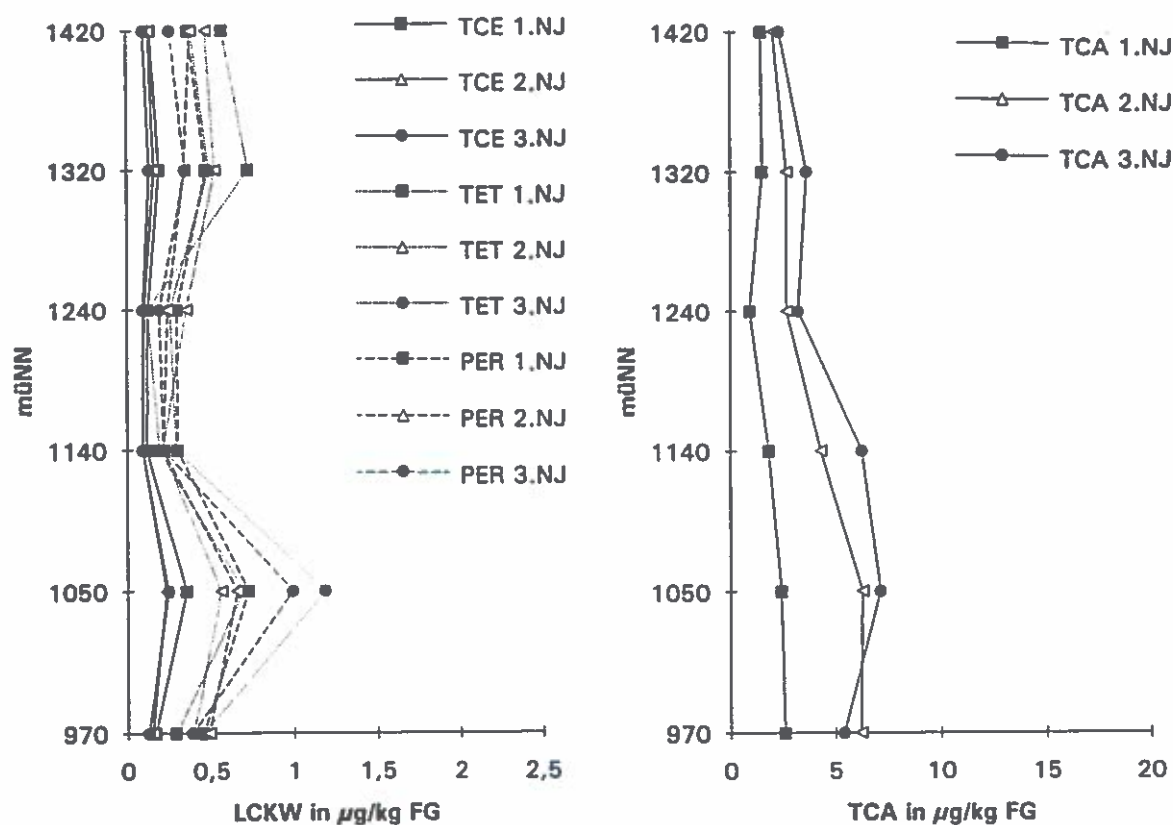


Abb. 2a: LCKW/TCA-Konzentrationen in Fichtennadeln des Christlum-Profiles im Oktober 1991

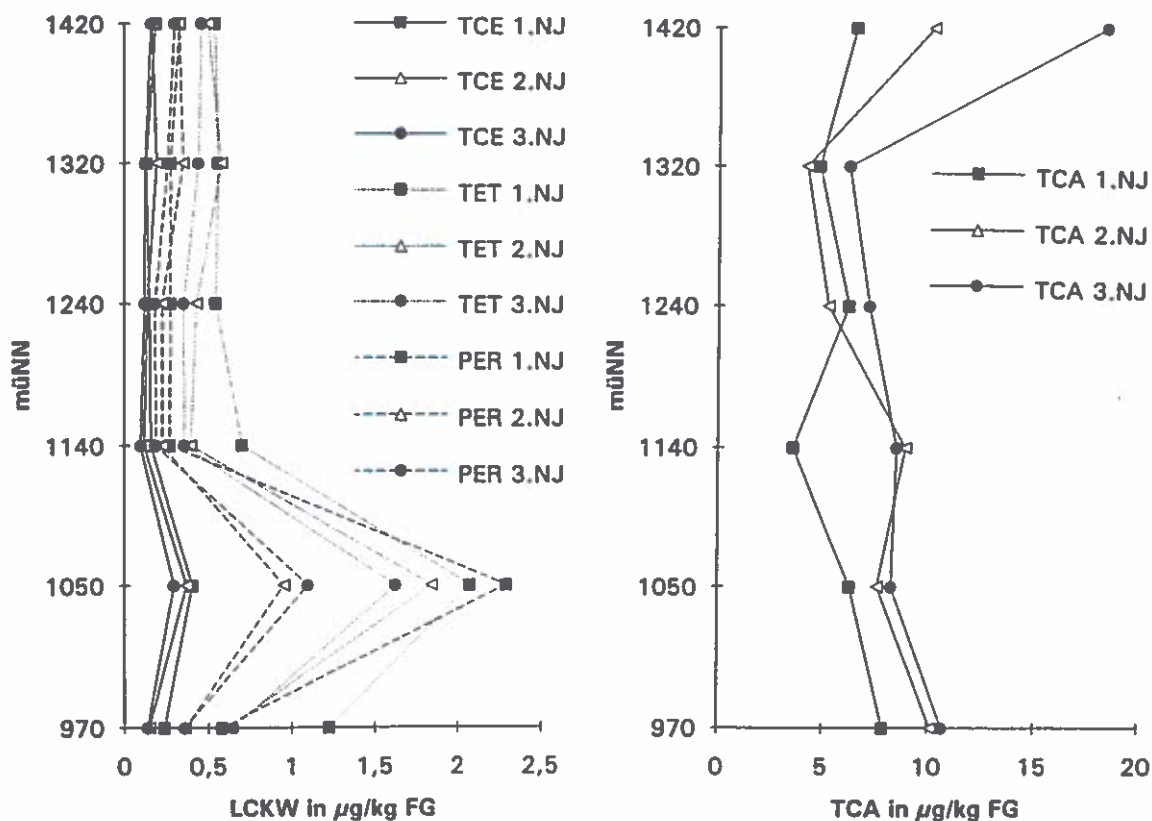


Abb. 2b: LCKW/TCA-Konzentrationen in Fichtennadeln des Christlum-Profiles im März 1992

Dagegen lassen die im März 1992 im Vergleich zum Oktober des Vorjahres etwa doppelt so hohen TCA-Gehalte auf stärkere LCKW-Abbauprozesse schließen. FRANK et al. (1990) beschreiben die saisonale Entwicklung der TCA-Konzentrationen für unterschiedlich stark geschädigte Fichten des Schwarzwaldes (32% bzw. 20% Nadelverluste). Die am Christlum-Profil vorgefundenen TCA-Konzentrationen entsprechen etwa denen der geringer geschädigten Fichten des Schwarzwaldes (3 - 20 µg/kg FG).

Im Höhenprofil weisen die LCKW beider Probenahmen und die der TCA im Oktober 1991 übereinstimmend höhere Werte in 1050m Höhe auf (Fläche 5). Dies könnte in Verbindung zu den in dieser Höhe häufig beobachteten Inversionen stehen, aber auch einer unterschiedlichen Aufnahme oder Metabolisierungsaktivität der Bäume entsprechen.

Die Aktivität des Enzyms Glutathion S-Transferase wurde in Proteinextrakten der Nadeln der Beprobungstermine März 1992 und August 1992 gemessen. Die Daten des Märztermins können noch nicht als repräsentativ betrachtet werden, da die Probenahme während einer Schlechtwetterphase nach einer längeren Schönwetterperiode durchgeführt werden mußte. Der Temperatursturz und der Schneefall könnten zu einer Veränderung der Enzymaktivität geführt haben, die nicht mit der generell im Frühjahr zu beobachtenden Stoffwechselaktivität korrelieren. Die Probenahme im August zeigt demgegenüber ein stabiles Bild, wie es auch an anderen Standorten (Wank, Garmisch-Partenkirchen) zu beobachten war.

LCKW-Akkumulation und GST-Aktivität lassen dennoch auf Zusammenhänge zwischen der Belastungssituation und dem Entgiftungsstoffwechsel schließen. Im Gegensatz zu den LCKW-Konzentrationen hat das Entgiftungsenzym Glutathion S-Transferase, mit Ausnahme vom 3. Nadeljahrgang, in der Höhe von 1050m über N.N. die geringste Aktivität (Abbildung 3a, März 1992). Da GST nicht nur durch Xenobiotika induziert, sondern auch inhibiert werden kann (SCHRODER et al. 1992), könnte die LCKW-Belastung auch die Entgiftungskapazität der Bäume einschränken und so zu möglichen Schäden führen. Im März 1992 weicht der Höhenverlauf der TCA von dem der Ausgangsstoffe ab. Die höchsten Konzentrationen werden in der Gipfel- und der Talregion beobachtet (Abbildungen 2ab). Da auch die GST-Aktivität der älteren Nadeln in diesen Höhen am stärksten ist, sollte eine Beteiligung dieses Enzyms an der Entgiftung der Chlorkohlenwasserstoffe und der Bildung von TCA nicht ausgeschlossen werden. Ergebnisse anderer Arbeitsgruppen zeigen, daß einige pflanzliche Metabolite und Enzyme ein ähnliches Profil aufweisen. Maxima treten bei 1420m auf, Minima bei 1050m und 1140m über N.N. (Peroxidasen, Thiole, Ascorbinsäure, STABENTHEINER in HERMAN et al. 1992).

In Tabelle 1 sind die Korrelationskoeffizienten (r) und p -Werte für mögliche lineare Zusammenhänge zwischen den Schadstoffkonzentrationen in den Nadeln und der GST-Aktivität aufgeführt. Die GST-Aktivität korreliert im 1. Nadeljahrgang negativ mit den LCKW-, und gleichzeitig

im 3. Nadeljahrgang positiv mit den TCA-Gehalten ($r = -0,78$ bis $0,89$ bzw. $r=0,74$; $p < 0,10$). Dieser Vorzeichenwechsel der Korrelationskoeffizienten könnte in einem nadelaltersbedingt veränderten Enzymmuster seine Erklärung finden. Ein ähnlicher Effekt wurde bei Begasungsexperimenten mit Tri- und Tetrachlorethen in Fichtennadeln beobachtet (SCHRODER & WEISS 1991).

Die Proteingehalte zeigen im Höhenprofil für jeden Nadeljahrgang inverse Muster zur TCA-Akkumulation. Davon signifikant ist der Zusammenhang in den jüngsten Nadeln ($r = -0,87$ und $p < 0,05$).

Ob dieser Effekt mit der von HERTEFUS (1987) beschriebenen proteinfällenden Eigenschaft der TCA zusammenhängt, konnte bislang nicht geklärt werden. Da TCA allerdings lange Zeit als Herbizid mit Breitbandwirkung eingesetzt worden ist, könnte die Akkumulation in den Nadeln nun neuerlich zu proteinbiosynthesehemmender Wirkung führen und den Stoffwechsel der Fichten am Standort negativ beeinflussen.

Tab.1: Korrelationen zwischen LCKW/TCA-Konzentrationen (µg/kg FG) und der GST-Aktivität (nkat/g FG) in Fichtennadeln des Christlum-Profiles (März 1992); angegeben sind PEARSON-Korrelationskoeffizienten und p -Werte

n: Anzahl der Probebäume

	1: CH ₃ CCl ₃ /GST	2: CCl ₄ /GST	3: C ₂ Cl ₄ /GST	4: TCA/GST	5: TCA/Protein
	1	2	3	4	5
1. NJ	-0,89	-0,78	-0,81	-0,43	-0,87
n=6	0,02	0,07	0,05	0,39	0,02
2. NJ	-0,61	-0,72	-0,69	-0,21	-0,15
n=6	0,20	0,10	0,13	0,69	0,78
3. NJ	0,11	0,04	0,06	0,74	-0,32
n=6	0,83	0,93	0,92	0,09	0,54

Die Werte in Tabelle 2 deuten mögliche Zusammenhänge zwischen den untersuchten Schadstoffen und der Entgiftungskapazität der Fichten an. Die Ergebnisse stellen allerdings nur eine Momentaufnahme dar und sind als vorläufig zu werten. Das wird deutlich, wenn man die GST-Meßergebnisse der Probenahme im August 1992 betrachtet (Abbildung 3b): Die Rangfolge der Nadeljahrgänge und der Verlauf des Höhenprofils ähneln denen der LCKW- und TCA-Konzentrationen des Vorjahres (Oktober 1991). Hier können nur weitere Untersuchungen Aufschluß geben, die mit größerem Stichprobenumfang zu statistisch gesicherten Aussagen führen.

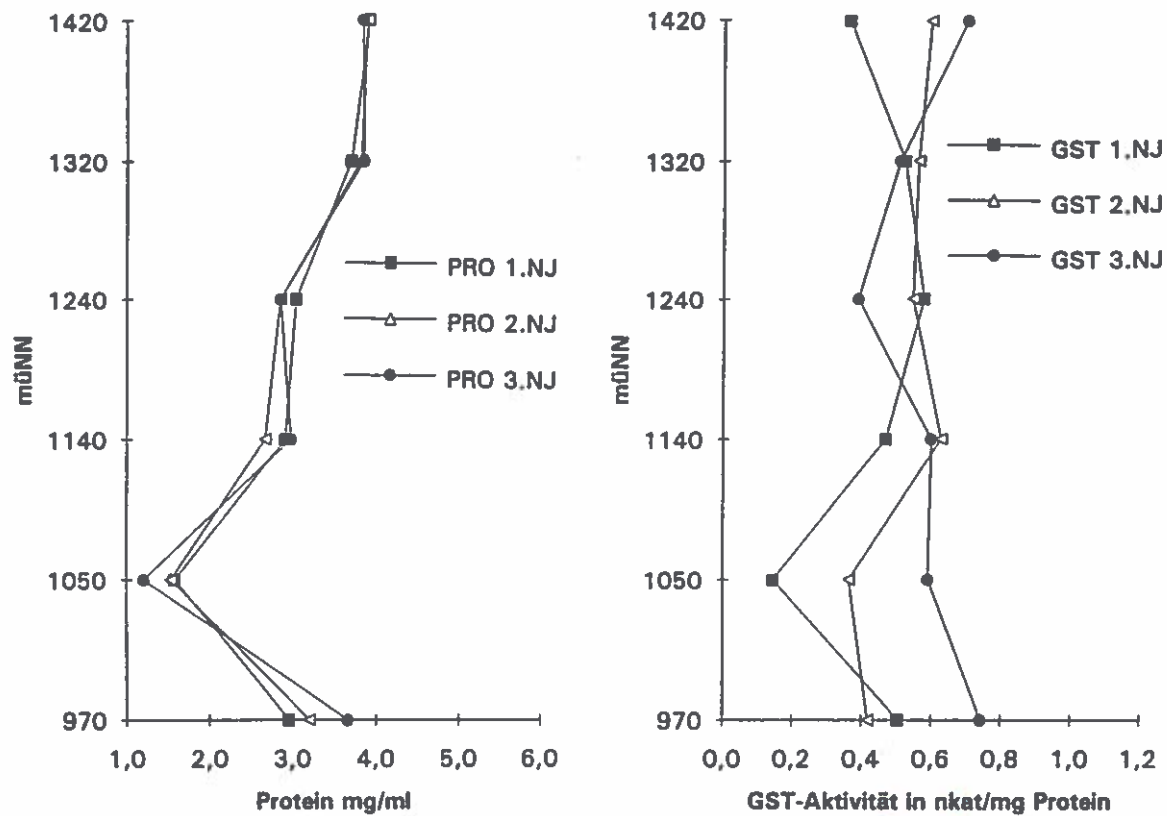


Abb. 3a: Proteingehalt und GST-Aktivität in Fichtennadeln des Christlum-Profiles März 1992

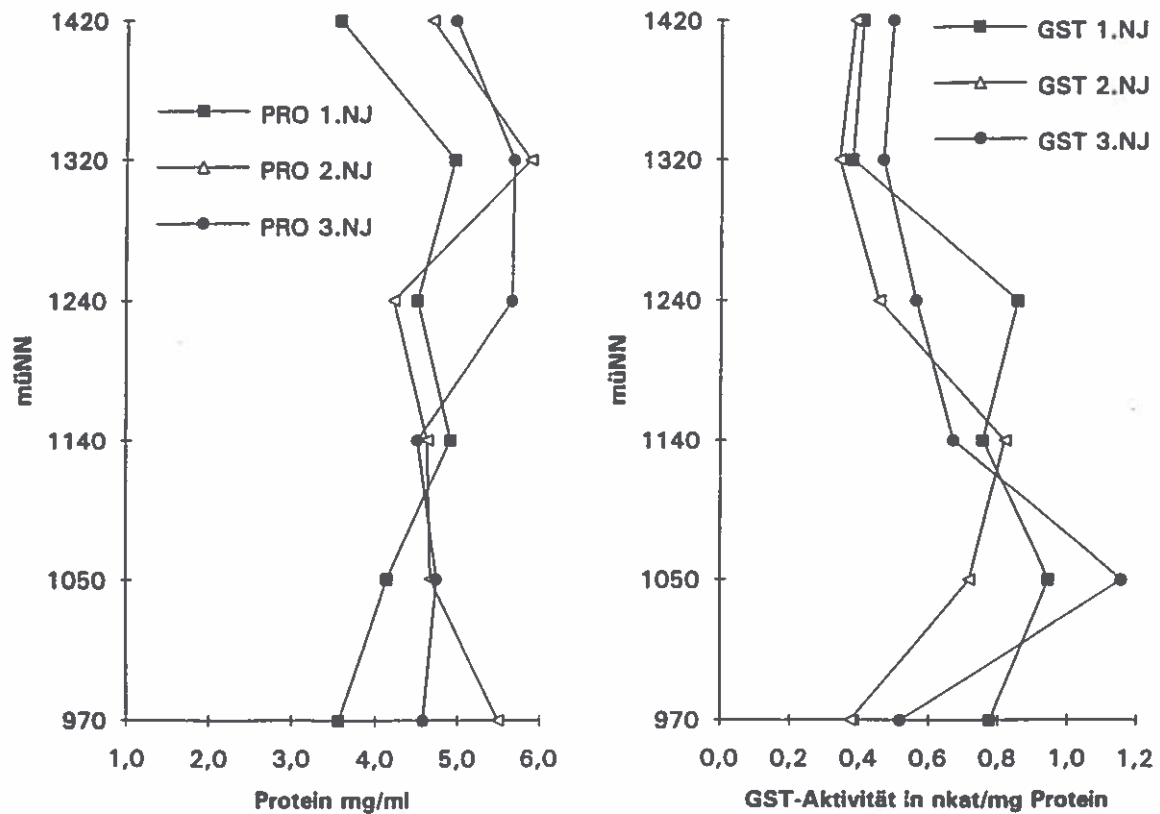


Abb. 3b: Proteingehalt und GST-Aktivität in Fichtennadeln des Christlum-Profiles August 1992

Schlußfolgerungen

- TCA kann als Indikator für die ubiquitäre Belastung von Koniferen mit leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen dienen,
- Konzentrationsprofile der LCKW und/oder TCA scheinen denen anderer Schadstoffe bzw. Metaboliten zu ähneln,
- LCKW und TCA führen zu Streßreaktionen in den Pflanzen; einige Stoffe wirken möglicherweise hemmend auf Proteinbiosynthese und Entgiftungsmechanismen, während andere durch Entgiftungsreaktionen kompensiert werden können,
- weitere Untersuchungen sind erforderlich, um zu einem besseren Verständnis der Zusammenhänge zwischen Belastung, Akkumulation, Streßreaktionen, Entgiftung und Metabolismus zu gelangen.

Danksagung: Die Arbeiten wurden vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft unterstützt.

LITERATUR

- AUDUS L.J. (ed.) 1976: Herbicides, Vol.1. London, Academic Press.
- BOWEN E.J. & ROHATGI K. 1953: Photochemistry of anthracene. II. The photochemical reaction of anthracene with carbon tetrachloride. Discussions Faraday Soc. 14: 146-150.
- BRADFORD M.M. 1976: A rapid and sensitive method for the quantification of microgram quantities of proteins utilizing the principle of protein. Anal. Biochem. 72: 248-254.
- CLASS T. 1989: Occurrence and global distribution of C_1/C_2 -halocarbons. Fresenius Z. Anal. Chem. 333: 700-701.
- COUPLAND H. 1991: The role of compartmentation of herbicides and their metabolites in resistance mechanisms. In: CASELEY, J.C. et al. (eds.): Herbicide resistance in weeds and crops. London, Butterworth Heinemann.
- FIGGE K. 1990: Luftgetragene, organische Stoffe in Blattorganen. UWSF-Z. Umweltchem. Ökotox. 2: 200-207.
- FRANK H. & FRANK W. 1986: Photochemical activation of chloroethenes leading to destruction of photosynthetic pigments. Experientia 42: 1267-1269.
- FRANK H. & FRANK W. 1989: Uptake of airborne tetrachloroethene by spruce needles. Environ. Sci. Technol. 23: 365-367.
- FRANK H., VINCON A., REISS J. & SCHOLL H. 1990: TCA in the foliage of forest trees. J. High Resol. Chrom. 13, 733-736.
- FRANK H. 1991: Airborne chlorocarbons, photooxidants and forest decline. Ambio 20/a: 13-18.
- GAGGI C. et al. 1985: Chlorinated hydrocarbons in plant foliage: an indication of the tropospheric contamination level. Chemosphere 14: 1673-1686.
- GAGGI C. & BACCI E. 1985: Accumulation of chlorinated hydrocarbon vapours in pine needles. Chemosphere 14: 451-456.
- HABIG W.H. et al. 1974: Glutathione S-Transferases: The first step in enzymatic mercapturic acid formation. J. Bio. Chem. 249: 7130-7139.
- HEITFUSS R. 1987: Pflanzenschutz. Grundlagen der praktischen Phytomedizin. Stuttgart, Thieme.
- HERMAN F. et al. 1992: Höhenprofile verschiedener Untersuchungsparameter. Poster, Symposium "Ökosystemare Waldforschung in Achenkirch", Nov. 19, 1992, Achenkirch.
- MORRISON I.N. & COHEN A.S. 1980: Plant uptake, transport and metabolism. In: HUTZINGER O. (Hrsg.): The Handbook of Environmental Chemistry, Vol. 2A, Berlin, Springer.
- PLUMACHER J. & RENNER I. 1991: Biomonitoring von Immissionsbelastungen mit der Bestimmung von leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen und Trichloressigsäure in Koniferennadeln. VDI-Berichte 901: 217-233.
- PLUMACHER J. & RENNER I. 1993: Determination of volatile chlorinated hydrocarbons and trichloroacetic acid in conifer needles by headspace gas chromatography. Fresenius Z. Anal. Chem., im Druck.
- POLZER J. & BACHMANN K. 1989: Untersuchungen von Abbauprodukten chlorierter Kohlenwasserstoffe in der Atmosphäre. VDI-Berichte 745: 147-151.
- RITTER R.A. & WERNER P. 1991: HKW-Abbau im Boden: Abbau und Biotransformation von leichtflüchtigen Halogenkohlenwasserstoffen im Untergrund. Landsberg am Lech, ecomed.
- SCHRODER P. et al. 1990: Glutathione S-transferase activity in spruce needles. Pestic Biochem. Physiol. 37, 211-218.
- SCHRODER P. & DEBUS R. 1991: Response of spruce trees (*Picea abies* [L.] Karst.) to fumigation with Halon 1211 - first results of a pilot study. In: GORSUCH J.W. et al. (Hrsg.): Plants for toxicity assessment. Philadelphia, ASTM.
- SCHRODER P. & WEISS A. 1991: Uptake and detoxification of chlorinated hydrocarbons by spruce trees. In: SCHWARTZ, S.E. et al. (eds.): Precipitation scavenging and atmosphere surface exchange: Hemisphere Publ.
- SCHRODER P. et al. 1990: Glutathione S-transferase activity in spruce needles. Pestic. Biochem. Physiol. 37: 211-218.
- SCHRODER P. et al. 1992: The induction of glutathione S-transferase and C-S lyase in the needles of spruce trees. Phyton 32: 127-132.
- UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) 1992: Daten zur Umwelt 1990/91. Erich Schmidt, Berlin.
- VOGEL T.M. et al. 1987: Transformations of halogenated aliphatic compounds. Environ. Sci. Technol. 21: 722-736.
- WHO 1984: Tetrachlorethylene, Environmental Health Criteria 31, Geneva.

WHO 1985: Trichloroethylene, Environmental Health Criteria 50, Geneva.

Genetische Analyse autochthoner und naturnaher Fichtenbestände am Schulterberg

M. BREITENBACH-DORFER

Institut für Immissionsforschung und Forstchemie, Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien

Kurzfassung

Isoenzymanalysen von haploidem Endosperm von 56 Fichten von drei verschiedenen Standorten des Schulterberges wurden durchgeführt. Die Probestellen befinden sich in 1030m, 1220m und 1686m Seehöhe. Elf Enzymsysteme, die 21 Loci entsprechen, wurden untersucht. 16 der 21 Loci waren zumindest an einem der Standorte polymorph. Die Zahl der polymorphen Gene nimmt mit steigender Höhe ab. Die Zahl der heterozygoten Gene pro Baum ist auf den tiefergelegenen Probestellen größer. Es konnte kein nennenswertes Heterozygotendefizit aufgrund von Inzucht gefunden werden. Die Ergebnisse zeigen, daß nur eine geringe Differenzierung zwischen den Subpopulationen existiert. Unterschiede in den Genotypen wurden jedoch gefunden.

Stichworte: Isoenzyme, Genotypen, Heterozygotiegrad

Abstract

Genetic analyses of autochthonous and nature conforming spruce stands at the Schulterberg

Isoenzyme analysis of haploid endosperm tissue was carried out on 56 spruce trees from 3 different stands at Schulterberg. The sites are located at altitudes of 1030m, 1220m, and 1686m a.s.l., respectively. 11 enzyme systems, corresponding to 21 loci were investigated. 16 out of these 21 loci, were found to be polymorphic at least at one of the sites. The number of polymorphic genes decreases with altitude. The number of heterozygous genes per individual tree is higher at the lower sites. There is no significant deficiency of heterozygotes due to local inbreeding. The results indicate little genetic differentiation among subpopulations with respect to allele frequencies, but differences at the genotypic level.

Key words: isoenzymes, genotypes, heterozygosity,

1 Einleitung

Isoenzymuntersuchungen liefern neben anderen Methoden die Grundlagen zur Untersuchung der genetischen Variabilität von Waldbaumpopulationen. Mit ihrer Hilfe können die Abgrenzung von Herkunftsgebieten, Herkunftsidentifizierung, Saatgutsertifikation, Klonidentifikation usw. durchgeführt werden. Weiters liefern Isoenzymuntersuchungen Aufschlüsse über Paarungssystem, Inzucht, Migration, Selektion und Genkoppelung.

Biotischer, abiotischer und anthropogener Streß kann die genetische Struktur von Waldbaumpopulationen ver-

ändern. Auch in völlig unbelasteten Gebieten laufen ständig Selektionsprozesse ab. Ständig entstehen durch Mutation nachteilige Allele, deren Häufigkeitszunahme der natürlichen Selektion entgegenwirkt. Trotzdem müssen nachteilige Allele nicht unbedingt aus einer Population eliminiert werden. Einerseits besteht die Möglichkeit, daß an sich nachteilige Allele dem Träger dieses Allels in einem bestimmten Entwicklungsstadium Vorteile bringen können. Andererseits kann ein nachteiliges Allel, falls es mit einem vorteilhaften Allel gekoppelt ist (d.h. wenn es in enger Nachbarschaft auf dem Chromosom zu einem vorteilhaften Allel liegt) trotz seines Nachteiles über viele Generationen weitergegeben werden und sogar an Häufigkeit zunehmen. Eine zeitliche Umweltheterogenität bewirkt, daß Individuen im Laufe ihres Lebens einer Vielzahl sehr unterschiedlicher Umweltbedingungen ausgesetzt sind. Jene Individuen, die eine größere genetische Vielfalt besitzen, sind unter solchen Bedingungen begünstigt (GREGORIUS et al. 1985).

Die Anpassungsfähigkeit einer Population bzw. eines Individuums hängt von seiner genetischen Zusammensetzung ab. Es muß dabei zwischen der physiologischen Anpassungsfähigkeit und der evolutionär wirksamen Anpassungsfähigkeit unterschieden werden (BERGMANN et al. 1990). Eine Pflanzenpopulation ist angepaßt, wenn sie die für die gerade herrschende Umweltsituation günstigsten Allele besitzt (BERGMANN 1978). Unter sich ändernden Umweltbedingungen werden aber gerade jene Individuen, die nur die vorher optimalen Allele besitzen, möglicherweise benachteiligt sein. Individuen, die an einem Genort verschiedene Allele besitzen, haben potentiell eine größere physiologische Plastizität.

Für die Anpassungsfähigkeit zukünftiger Waldbaumpopulationen an geänderte Umweltbedingungen ist das latente genetische Potential der Altbestände maßgeblich (BERGMANN et al. 1990). Dieses wird - vereinfacht dargestellt - durch seltenere Allele repräsentiert, die ein Potential zur Anpassung an geänderte Umweltbedingungen für zukünftige Baumgenerationen sind.

Untersuchungen haben gezeigt, daß Unterschiede in der genetischen Struktur zwischen immissionsstresstoleranten und -sensitiven Fichten bestehen. Begasungsversuche an Fichtenklonen mit SO₂, HF und O₃ und Untersuchungen geschädigter Freilandbestände zeigten, daß am Glucose 6-phosphat Dehydrogenase Genlocus das Allel A₁ im sensitiven Kollektiv häufiger vertreten war als im toleranten. Nur für O₃ konnte ein solcher Zusammenhang nicht gefunden

werden. An drei weiteren Genorten sind die Heterozygoten im toleranten Kollektiv häufiger zu finden (BERGMANN & SCHOLZ 1987; SCHOLZ & F. BERGMANN 1984). Dagegen konnten LOCHELT & FRANKE (1993) an 24 Waldschadensdauerbeobachtungsflächen in Baden-Württemberg zwar Unterschiede in Allel- und Genotypenhäufigkeiten, dem Heterozygotiegrad, der genetischen Vielfalt und der Diversität finden, jedoch waren diese Unterschiede nicht gerichtet. Das heißt, die Zahlenwerte der diversen Größen wie z.B. der Heterozygotiegrad oder die Diversität sind in einem Bestand beim sensitiven Kollektiv größer als beim toleranten, in einem anderen Bestand ist es umgekehrt. Bei Buche waren der Heterozygotiegrad und die Diversität bei den immissionstoleranten Bäumen deutlich höher als bei den sensitiven. Beim Vergleich der überlebenden Junggeneration zur keimenden Ausgangsgeneration stieg der Heterozygotiegrad der Junggeneration an. Die genetische Vielfalt nahm aber im Vergleich zur Ausgangsgeneration auf Grund von Allelverlust ab (MÜLLER-STARCK & HATTEMER 1989). Bei Tanne war am Got-3 Genlocus das Allel C_3 im sensitiven Kollektiv signifikant häufiger vertreten als im toleranten. Der homozygote Genotyp C_3/C_3 wurde überhaupt nur im sensitiven Kollektiv gefunden (KONNERT 1992).

Für die Stabilität des Ökosystems Wald mit seinen Baumpopulationen ist eine hohe genetische Vielfalt bzw. Diversität und ein hoher Heterozygotiegrad die Voraussetzung für ihre Anpassungsfähigkeit (GREGORIUS et al. 1985).

Ziel dieser Untersuchung ist die Abklärung der genetischen Strukturen der Fichtenpopulationen im Untersuchungsgebiet und eventueller Zusammenhänge dieser Strukturen mit diversen Parametern der Streßindikation, die von anderen Arbeitsgruppen ermittelt werden.

2 Material und Methoden

Von den drei Probestellen des Schulterberges ist der Bestand auf Probestelle 7 (1686m) mit hoher Wahrscheinlichkeit autochthon. Die Bestände auf den beiden tiefer gelegenen Probestellen (Probestelle 9: 1220m, Probestelle 10: 1030m) sind weitgehend naturnahe.

Von drei Probestellen des Höhenprofils am Schulterberg wurden Zweige und, soweit vorhanden, auch Zapfen von insgesamt 56 Fichten in der 2. Novemberwoche 1992 einzelbaumweise gewonnen. Die Zahl der untersuchten Bäume betrug 21 auf Probestelle 10, 20 auf Probestelle 9, und 15 auf Probestelle 7. Die ruhenden Knospen wurden zwei bis vier Tage nach der Beerntung in flüssigen Stickstoff eingefroren und bei -80°C bis zur Analyse aufbewahrt. Die Zapfen wurden drei Wochen lang bei Zimmertemperatur gelagert und dann weitere drei Tage lang bei 37°C getrocknet. Die Samen wurden bis zur Analyse bei $+4^{\circ}\text{C}$ gelagert.

Für die Elektrophorese wurde sowohl haploides Endosperm der Samen als auch diploides Knospengewebe ver-

wendet. Das Probenmaterial wurde in einem Extraktionspuffer homogenisiert. Das Homogenat wurde mittels Filterpapierstreifen aufgesaugt und auf das Trennmedium aufgetragen. Die Auftrennung der gelösten Proteine erfolgte in einem 11%igen horizontalen Stärkegel. Die Elektrophoresebedingungen waren unterschiedlich, je nachdem welche Enzymsysteme nachgewiesen werden sollten. Folgende vier Elektrophoresepuffersysteme fanden Anwendung: Tris/Citrat/EDTA, Tris/Citrat, Tris/Citrat-Na/Borat und Tris/Citrat-Li/Borat. Die Elektrophoresebedingungen und Färbemethoden wurden im wesentlichen nach BREITENBACH-DORFER et al. (1992) und KONNERT (1992) durchgeführt. Nach erfolgter Elektrophorese wurde das Stärkegel in horizontale Schichten geschnitten. Die im Gel getrennten Enzyme wurden mit einer geeigneten Farbreaktion nachgewiesen, bei der an Orten enzymatischer Aktivität unlösliche gefärbte Banden auf dem Gel entstehen.

Folgende 11 Enzymsysteme wurden analysiert: Malat Dehydrogenase (MDH, EC 1.1.1.37), Phosphoenolpyruvat Carboxylase (PEPCase, EC 4.1.1.31), Isocitrat Dehydrogenase (IDH, EC 1.1.1.42), Glucose 6-phosphat Dehydrogenase (G6PDH, EC 1.1.1.49), Shikimat Dehydrogenase (SKDH, EC 1.1.1.25), 6-Phosphogluconat Dehydrogenase (6-PGDH, EC 1.1.1.44), Glutamat Dehydrogenase (GDH, EC 1.4.1.2), Phosphoglucomutase (PGM, EC 2.7.5.1), Glutamat-oxalacetat Transaminase (GOT, EC 2.6.1.1), Phosphoglucose Isomerase (PGI, EC 5.3.1.9) und Leucinamino Peptidase (LAP, EC 3.4.11.1).

3 Ergebnisse und Diskussion

Die für die genetische Analyse zur Verfügung stehende Individuenzahl (56) ist noch zu gering, um allgemeine populationsgenetische Aussagen zu machen. Doch zeigen die bis jetzt vorliegenden Resultate gewisse Trends an, für deren Absicherung eine Erhöhung der Stichprobenzahl erforderlich ist.

Die 11 untersuchten Enzymsysteme entsprechen 21 auswertbaren Genorten. Bei einigen Enzymsystemen, z.B. PGM, existieren noch weitere polymorphe Genorte, doch wurde auf Grund nicht reproduzierbarer Färbungen auf ihre Auswertung verzichtet. Von den 21 auswertbaren Loci waren 16 zumindest auf einer der drei Probestellen polymorph. Für fünf Genorte konnte auf keiner Fläche Polymorphismus gefunden werden (Tabelle 1). Wie aus dieser Tabelle hervorgeht, nimmt die Zahl der polymorphen Loci mit zunehmender Seehöhe ab. Die Zahl der untersuchten Bäume ist zwar auf der höchsten Probestelle um ca. 1/3 geringer als auf den beiden tiefergelegenen Flächen, doch ist der Effekt so deutlich (6 monomorphe Loci auf Fläche 10 und 12 auf Fläche 7), daß zu erwarten ist, daß dieser Unterschied, wenn auch nicht so ausgeprägt, auch bei gleich großer Stichprobenzahl bestehen bleibt.

Tab. 1: Überblick über Zahl der monomorphe Loci an den betreffenden Enzymgenorten

	Zahl der monomorphen Loci	Enzymgenorte
alle Probestflächen	5	Mdh-A, Idh-B, Gdh, Got-B, Lap-A
auf PF 10	6	Mdh-A, Idh-B, Gdh, Got-B, Lap-A, Idh-A
auf PF 9	8	Mdh-A, Idh-B, Gdh, Got-B, Lap-A, Mdh-B, 6-Pgdh-A, Got-A
auf PF 7	12	Mdh-A, Idh-B, Gdh, Got-B, Lap-A, Mdh-B, Idh-A, G-6-pdh, Skdh-B, 6-Pgdh-A, Pgm-A, Got-A

Für die meisten der untersuchten polymorphen Enzymsysteme liegt ein Minorpolymorphismus vor, d.h. ein bestimmtes Allel ist auf allen drei Probestflächen vorherrschend (85-95%) und eines oder mehrere Allele treten mit geringeren Häufigkeiten (2,5-10,0%) auf. Lediglich für die Genorte 6-PGDH-B, 6-PGDH-C und GOT-C kann ein Majorpolymorphismus mit zwei annähernd gleich häufig vorkommenden Allelen beobachtet werden.

Die höchste Zahl von Allelen, nämlich vier, wurde an den Loci MDH-C, SKDH-A und LAP-B gefunden. Auf der Probestfläche 7 traten an den Loci MDH-B, IDH-A, SKDH-B, 6-PGDH-A, PGM-A und GOT-A keine seltenen Allele auf, was eventuell durch die geringere Stichprobenzahl bedingt sein könnte. Bemerkenswerterweise wurde aber nur auf dieser Fläche am MDH-C Locus zusätzlich zu den anderen seltenen Allelen das Allel 170 mit einer Häufigkeit von 6,7% gefunden. Es gibt Hinweise (KONNERT, pers. Mitt.), daß dieses Allel in autochthonen Alpenhochlagenbeständen generell mit einer größeren Häufigkeit vorkommt (Tabelle 2).

Tab. 2: Allelhäufigkeiten an den untersuchten Genorten

n: Zahl der untersuchten Bäume,
2n: Zahl der untersuchten Gene

Enzym	Allel	PF-10 (1030m)	PF-9 (1220m)	PF-7 (1686m)	gesamt
Mdh-A	100	1.000	1.000	1.000	1.000
Mdh-B	80	.048	—	—	.018
	100	.952	1.000	1.000	.982
Mdh-C	100	.905	.900	.833	.884
	122	.071	.025	.067	.054
	140	.024	.075	.033	.045
	170	—	—	.067	.018
Pepca	100	.857	.875	.933	.884
	106	.143	.125	.067	.116
Idh-A	80	—	.025	—	.009
	90	—	.025	—	.009
	100	1.000	.950	1.000	.982
Idh-B	100	1.000	1.000	1.000	1.000
G-6-pdh	85	.119	.050	—	.063
	100	.881	.950	1.000	.938
Skdh-A	70	.048	.025	.033	.036
	80	.071	.025	.067	.054
	100	.833	.925	.867	.875
	110	.048	.025	.033	.036
Skdh-B	90	.024	.050	—	.027
	100	.976	.950	1.000	.973
6-Pgdh-A	95	.024	—	—	.009
	100	.976	1.000	1.000	.991
6-Pgdh-B	75	.357	.050	.233	.214
	85	.024	—	—	.009
	100	.619	.950	.767	.777
6-Pgdh-C	65	.452	.425	.667	.500
	100	.548	.575	.333	.500
Gdh	100	1.000	1.000	1.000	1.000
Pgm-A	96	.024	.075	—	.036
	100	.976	.925	1.000	.964
Got-A	100	.952	1.000	1.000	.982
	104	.048	—	—	.018
Got-B	100	1.000	1.000	1.000	1.000
Got-C	60	.071	.075	.033	.063
	100	.500	.425	.667	.518
	145	.429	.500	.300	.420
Pgi-A	100	.952	.975	.933	.955
	104	.048	.025	.067	.045
Pgi-B	100	.833	.850	.733	.813
	125	.167	.150	.267	.188
Lap-A	100	1.000	1.000	1.000	1.000
Lap-B	100	.881	.875	.867	.875
	105	.071	.125	.100	.098
	112	.024	—	—	.009
	912	.024	—	.033	.018
2n		42	40	30	112

Die Allelhäufigkeiten an den drei Probestflächen unterscheiden sich nur geringfügig voneinander. Lediglich die Allelfrequenzen am 6-PGDH-B Locus zeigen signifikante Unterschiede ($p < 0,05$). Eine gerichtete Änderung der Allelhäufigkeit mit der Seehöhe kann für diesen Genort allerdings nicht festgestellt werden. Für das Allel 85 der Glucose 6-phosphat Dehydrogenase könnte aber ein solcher Klin existieren. In 1030m Seehöhe ist dieses Allel mit einer Häu-

figkeit von 11,9% vorhanden, bei den Proben der Fläche 9 in 1220m Seehöhe kommt es noch zu 5% vor, und auf der Fläche 7 (1686m) wurde dieses Allel bis jetzt überhaupt noch nicht gefunden.

Der gefundene Heterozyotiegrad der 16 polymorphen Loci zeigt für einige Genorte sehr geringe Zahlenwerte (Tabelle 3). Trotzdem stellen diese Werte hier oft den maximal möglichen Wert dar, da einige der sehr seltenen Allele bis jetzt nur heterozygot, d.h. in Kombination mit einem anderen Allel gefunden wurden. Ein Vergleich des gefundenen Heterozyotiegrades mit dem erwarteten zeigt für die einzelnen Genorte und Probestflächen eine unterschiedliche Tendenz. Bei manchen Loci ist der gefundene Heterozyotiegrad größer als der erwartete, bei manchen kleiner oder auch gleich groß. Auch die Vorzeichen der Abweichungen der gefundenen Werte von den Erwartungswerten ist auf den drei Flächen oft unterschiedlich. Die Mittelwerte des gefundenen Heterozyotiegrades sind auf den Probestflächen 9 und 10 annähernd gleich oder größer als die Erwartungswerte. Auf der Fläche 7 ist dagegen ein leichtes Heterozyotendefizit vorhanden, wie auch aus dem Inzuchtkoeffizienten ($F_{IS}=0,09$) ersichtlich ist. Aus diesen Daten können allerdings noch keinerlei Rückschlüsse auf tatsächlich auftretende Inzucht gezogen werden. Das Heterozyotendefizit als Folge von Subpopulationsdifferenzierung ($F_{ST}=0,03$) ist gering.

Tabelle 3: Heterozyotiegrade gefunden - erwartet (16 polymorphe Loci)

- x Locus ist auf dieser Fläche monomorph
- o keine wesentlichen Abweichungen zwischen gefundenem und erwarteten Heterozyotiegrad ($<0,05$)
- beobachteter Heterozyotiegrad ist niedriger als der Erwartungswert
- + beobachteter Heterozyotiegrad ist höher als der Erwartungswert

Enzym	PF-10 (1030 m)	PF-9 (1220 m)	PF-7 (1686 m)
Mdh-B	o	x	x
Mdh-C	+	+	-
Pepca	-	+	+
Idh-A	x	o	x
G-6-pdh	+	o	x
Skdh-A	-	+	+
Skdh-B	o	x	x
6-Pgdh-A	o	x	x
6-Pgdh-B	+	o	+
6-Pgdh-C	+	+	-
Pgm-A	o	-	x
Got-A	-	x	x
Got-C	o	+	-
Pgi-A	o	o	+
Pgi-B	-	+	-
Lap-B	-	+	+
Mittelwert gefunden	.159	.133	.117
Mittelwert erwartet	.161	.126	.128
Inzuchtkoeffizient (F_{IS})	.012	-.056	.086

Es wurde der Anteil der heterozygoten Genorte pro Baum untersucht. Auf der Fläche 10 (1030m) ist der höchste Anteil der Bäume (ca. 43%) an vier Loci heterozygot. Auf der Fläche 9 (1220m) sind 70% der beprobten Bäume an drei Loci heterozygot und auf der Probestfläche 7 (1686m) sind annähernd 47% an drei Genorten polymorph. Im Durchschnitt ist auf der Fläche 10 jeder Baum an 3,3 Loci, auf der Fläche 9 an 2,8 und auf der Fläche 7 an 2,5 Loci heterozygot (Tabelle 4). Der individuelle Heterozyotiegrad nimmt somit mit steigender Seehöhe ab.

Tabelle 4: Heterozygote Bäume (%)

n: Zahl der untersuchten Bäume

Zahl der heterozygoten Loci	PF-10 (1030 m)	PF-9 (1220 m)	PF-7 (1686 m)
n	21	20	15
0	4.8	—	13.3
1	4.8	10.0	—
2	19.0	15.0	33.3
3	14.3	70.0	46.7
4	42.9	—	—
5	9.5	—	—
6	4.8	5.0	6.7
Mittelwert	3.33	2.80	2.47

Zusätzlich zu den 21 untersuchten Loci konnte die Wirkung eines weiteren Genortes, eines sogenannten Modifier Locus, gefunden werden. Modifier Loci zeigen Wirkung auf ein anderes Gen (zB. posttranslatorische Modifikationen). Im hier vorliegenden Fall werden die R_M -Werte (R_M =relative mobility), d.h. die Wanderungsweiten der MDH-B und MDH-C Isoenzyme verändert. MDH-B100 wird bei Anwesenheit des modifizierenden Allels zu R_M 105, MDH-C100 zu R_M 112, MDH-C122 zu R_M 136 und MDH-C140 zu R_M 156 verändert.

Bei der Analyse von haploidem Endosperm eines Baumes, der homozygot am MDH-B Locus und heterozygot am MDH-C Locus ist, wurden statt der zu erwartenden zwei elektrophoretischen Phänotypen vier unterscheidbare Phänotypen gefunden. Dieser experimentelle Befund wird der Wirkung eines weiteren Genortes, nämlich des Modifier-Genortes, zugeschrieben, der die Genprodukte der MDH-B und MDH-C Loci in ihrer Wanderungsweite verändert.

Das modifizierende Allel ist rezessiv, d.h. im heterozygoten diploiden Material (Knospen, Embryos) tritt nur der nicht modifizierte Phänotyp auf (BREITENBACH-DORFER & GEBUREK, in Vorbereitung). Homozygote für das modifizierende Allel zeigen auch im diploiden Material den modifizierten Phänotyp. Somit steht fest, daß das modifizierende Allel auch in homozygoter Form vorkommt und nicht letal ist.

Das modifizierende Allel wurde bis jetzt nur auf den Flächen 9 und 10 gefunden. Auf der Fläche 10 ist der Baum 10/16 homozygot und ein weiterer Baum heterozygot für dieses Allel. Beim homozygoten Baum 10/16 zeigten alle Samen ($n>30$) und die diploide Knospe den modifizierten

Phänotyp. Auf der Fläche 9 sind die Bäume 9/16 und 9/20 heterozygot für das modifizierende Allel. Die Häufigkeit dieses modifizierenden Allels (>5%) ist relativ hoch, verglichen mit einer Population aus dem Sengsengebirge/NÖ. (<0,5%; BREITENBACH-DORFER & GEBUREK, in Vorbereitung).

Wie aus der gegenwärtigen Untersuchung hervorgeht, sind zwischen den drei Probestellen des Höhenprofils Schulterberg genetische Unterschiede festzustellen. Wegen der geringen Stichprobengröße können zwar noch keine detaillierteren populationsgenetischen Aussagen gemacht werden, es erscheint jedoch sinnvoll, die beobachteten Trends im Rahmen einer umfangreicheren Untersuchung abzusichern. Für jeden Einzelbaum wurde der Genotyp an 21 Enzymgenorten bestimmt (siehe Anhang Genotypen). Somit besteht die Möglichkeit, mittels der - von anderen an diesem Projekt beteiligten Arbeitsgruppen - ermittelten Daten der Streßindikation zu prüfen, ob eine genetisch bedingte unterschiedliche Streßdisposition im Untersuchungsgebiet bestehen könnte.

LITERATUR

- BERGMANN F. 1978: The allelic distribution at an acid phosphatase locus in Norway spruce (*Picea abies*) along similar climatic gradients. Theor. Appl. Genet., 52, 57-64.
- BERGMANN F. & SCHOLZ F. 1987: The impact of air pollution on the genetic structure of Norway spruce. Silvae Genetica, 36(2), 80-83.
- BERGMANN F., GREGORIUS H.R. & LARSEN J.B. 1990: Levels of genetic variation in European silver fir (*Abies alba*). Genetica, 82, 1-10.
- BREITENBACH-DORFER M., PINSKER W., HACKER R. & MÜLLER F. 1992: Clone identification and clinal allozyme variation in populations of *Abies alba* from the Eastern Alps (Austria). Pl. Syst. Evol., 181, 109-120.
- GREGORIUS H.R., HATTEMER H.H., BERGMANN F. & MÜLLER-STARCK G. 1985: Umweltbelastung und Anpassungsfähigkeit von Baumpopulationen. Silvae Genetica, 36(2), 230-241.
- KONNERT M. 1992: Genetische Untersuchungen in geschädigten Weißtannenbeständen (*Abies alba* Mill.) Südwestdeutschlands.-Dissertation, Univ. Göttingen, 119 S.
- LOCHELT S. & FRANKE A. 1993: Bestimmung der genetischen Konstitution von Waldbäumen mit unterschiedlichen Schadsymptomen auf baden-württembergischen Dauerbeobachtungsfächen zur Walderkrankung.-Forschungsbericht KfK-PEF 108, Projekt Europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen zur Luftreinhaltung (PEF), 115 S.
- MÜLLER-STARCK G. & HATTEMER H.H. 1987: Genetische Auswirkungen von Umweltstreß auf Altbestände und Jungwuchs der Buche (*Fagus sylvatica* L.). Forstarchiv, 60. Jahrgang, 17-22.
- SCHOLZ F. & BERGMANN F. 1984: Selection pressure by air pollution as studied by isozyme-gene-systems in norway spruce exposed to sulphur dioxide. Silvae Genetica, 33(6), 238-241.

GLOSSAR

- ALLELE: verschiedene Varianten eines Gens.
- DNA: desoxyribonucleic acid = Desoxyribonukleinsäure, molekularer Träger der Erbsubstanz
- GENLOCUS: ein Abschnitt auf der DNA, der für ein Protein (Strukturgen) kodiert, oder ein DNA-Abschnitt, der Regulationsfunktion hat.
- HETEROZYGOT: die im diploiden Individuum vorhandenen Allele eines Genlocus sind verschieden.
- HOMOZYGOT: die im diploiden Individuum vorhandenen Allele eines Genlocus sind gleich.
- ISOENZYME: Enzyme mit gleicher oder ähnlicher enzymatischer Aktivität, die im selben Organismus vorkommen.
- MONOMORPHE GENLOCI: Genorte, für die nur ein Allel gefunden wurde.
- POLYMORPHE GENLOCI: Genorte, für die zwei oder mehrere Allele gefunden wurden.

Anhang: Genotypen auf den einzelnen Probeflächen

Probefläche 10 (1030m)

Klon	Mdh-A	Mdh-B	Mdh-C	Pepca	Idh-A	Idh-B	G-6-pdh	Skdh-A	Skdh-B	6-Pgdh-A	6-Pgdh-B	6-Pgdh-C	Gdh
10-1	100	100	100	100	100	100	100	100/110	100	100	75/100	65	100
10-2	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	75/100	65/100	100
10-3	100	100	100/122	100	100	100	100	100	100	100	100	65/100	100
10-4	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
10-5	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	75/100	65	100
10-6	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	65/100	100
10-7	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	75/100	65/100	100
10-7a	100	100	100/140	100	100	100	100	100	100	100	75/100	100	100
10-7b	100	100	100/122	100	100	100	100	100	100	95/100	75/100	65/100	100
10-8	100	100	100	100/106	100	100	100	100	100	100	75/100	65	100
10-9	100	100	100	100/106	100	100	100	100	100	100	75/100	100	100
10-10	100	100	100	106	100	100	100	100	100	100	75/100	65	100
10-11	100	80/100	100	100	100	100	85/100	100	100	100	75/100	65/100	100
10-13	100	100	100	100	100	100	85/100	100	100	100	100	65/100	100
10-14	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	75/85	65/100	100
10-15	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	65/100	100
10-16	100	100	100/122	100/106	100	100	100	70/100	90/100	100	100	100	100
10-17	100	80/100	100	100/106	100	100	85/100	80/110	100	100	75/100	65/100	100
10-18	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	75	100	100
10-19	100	100	100	100	100	100	85/100	80/100	100	100	100	65/100	100
10-20	100	100	100	100	100	100	85/100	70/80	100	100	75/100	100	100

Klon	Pgm-A	Got-A	Got-B	Got-C	Pgi-A	Pgi-B	Lap-A	Lap-B
10-1	100	100	100	145	100	100	100	100
10-2	100	100	100	100/145	100	100/125	100	100
10-3	100	100	100	100	100/104	100	100	100/105
10-4	100	100	100	145	100	100	100	100
10-5	100	100	100	100/145	100/104	100	100	100
10-6	100	100	100	60/100	100	100/125	100	100/105
10-7	100	100	100	100/145	100	100	100	100
10-7a	100	104	100	100/145	100	100	100	100
10-7b	100	100	100	145	100	100	100	100
10-8	100	100	100	100	100	100	100	100
10-9	100	100	100	100/145	100	100/125	100	100/112
10-10	100	100	100	100/145	100	100	100	100
10-11	100	100	100	100	100	100	100	100
10-13	100	100	100	100/145	100	100/125	100	100
10-14	100	100	100	100/145	100	100	100	105/912
10-15	100	100	100	100/145	100	100	100	100
10-16	100	100	100	60/100	100	100	100	100
10-17	100	100	100	100	100	100	100	100
10-18	96/100	100	100	100	100	100	100	100
10-19	100	100	100	145	100	100/125	100	100
10-20	100	100	100	60/145	100	125	100	100

Anhang: Genotypen auf den einzelnen Probeflächen

Probefläche 9 (1220m)

Klon	Mdh-A	Mdh-B	Mdh-C	Pepca	ldh-A	ldh-B	G-6-pdh	Skdh-A	Skdh-B	6-Pgdh-A	6-Pgdh-B	6-Pgdh-C	Gdh
9-1	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	65/100	100
9-2	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	65/100	100
9-3	100	100	100/122	100	100	100	100	100	100	100	100	65	100
9-4	100	100	100	100	100	100	85/100	100	100	100	100	65/100	100
9-5	100	100	100	100/106	100	100	100	100	100	100	100	65/100	100
9-6	100	100	100	100	90/100	100	100	80/100	100	100	100	65/100	100
9-7	100	100	100	100/106	100	100	100	70/100	90/100	100	100	65/100	100
9-8	100	100	100	100	100	100	100	100/110	100	100	100	100	100
9-9	100	100	100	100/106	100	100	100	100	100	100	100	100	100
9-10	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	75/100	65/100	100
9-11	100	100	100	100/106	100	100	100	100	100	100	100	65	100
9-12	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	65/100	100
9-13	100	100	100	100	100	100	100	100	90/100	100	100	65/100	100
9-14	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	65/100	100
9-15	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
9-16	100	100	100/140	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
9-17	100	100	100	100	80/100	100	100	100	100	100	100	100	100
9-18	100	100	100/140	100/106	100	100	100	100	100	100	100	65/100	100
9-19	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	75/100	65	100
9-20	100	100	100/140	100	100	100	85/100	100	100	100	100	100	100

Klon	Pgm-A	Got-A	Got-B	Got-C	Pgi-A	Pgi-B	Lap-A	Lap-B
9-1	100	100	100	100/145	100	100	100	100/105
9-2	100	100	100	100/145	100	100	100	100/105
9-3	100	100	100	100	100	100/125	100	100
9-4	100	100	100	145	100	100/125	100	100
9-5	100	100	100	100/145	100	100	100	100
9-6	96	100	100	145	100	100	100	100
9-7	100	100	100	100/145	100	100/125	100	100
9-8	100	100	100	60/145	100/104	100	100	100
9-9	100	100	100	145	100	100	100	100
9-10	100	100	100	145	100	100/125	100	100
9-11	100	100	100	100/145	100	100/125	100	100
9-12	100	100	100	60/145	100	100	100	100
9-13	96/100	100	100	100	100	100	100	100
9-14	100	100	100	100/145	100	100/125	100	100
9-15	100	100	100	60/145	100	100	100	100/105
9-16	100	100	100	100/145	100	100	100	100/105
9-17	100	100	100	100/145	100	100	100	100/105
9-18	100	100	100	100	100	100	100	100
9-19	100	100	100	100	100	100	100	100
9-20	100	100	100	100/145	100	100	100	100

Anhang: Genotypen auf den einzelnen Probeflächen

Probefläche 7 (1686m)

Klon	Mdh-A	Mdh-B	Mdh-C	Pepca	Idh-A	Idh-B	G-6-pdh	Skdh-A	Skdh-B	6-Pgdh-A	6-Pgdh-B	6-Pgdh-C	Gdh
B-7-1	100	100	100	100/106	100	100	100	100	100	100	100	65/100	100
B-7-2	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	65/100	100
B-7-3	100	100	100	100	100	100	100	100/110	100	100	100	65	100
B-7-4	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	65/100	100
B-7-5	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	75/100	65	100
S-1	100	100	140/170	100	100	100	100	100	100	100	75/100	65	100
S-2	100	100	100	100	100	100	100	80/100	100	100	75/100	100	100
S-3	100	100	100/122	100	100	100	100	100	100	100	75/100	65	100
S-4	100	100	100/122	100	100	100	100	100	100	100	100	65/100	100
S-5	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
S-6	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	65	100
S-7	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	75/100	65	100
S-8	100	100	100	100	100	100	100	80/100	100	100	100	100	100
S-9	100	100	100/170	100/106	100	100	100	70/100	100	100	75/100	65	100
S-10	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	75/100	65	100

Klon	Pgm-A	Got-A	Got-B	Got-C	Pgi-A	Pgi-B	Lap-A	Lap-B
B-7-1	100	100	100	100	100	100	100	100/105
B-7-2	100	100	100	100	100	100/125	100	100
B-7-3	100	100	100	100/145	100/104	125	100	100
B-7-4	100	100	100	100/145	100	100	100	100/912
B-7-5	100	100	100	60/100	100	100	100	100
S-1	100	100	100	145	100	100	100	100
S-2	100	100	100	145	100	100	100	100
S-3	100	100	100	100/145	100	125	100	100
S-4	100	100	100	100	100	100/125	100	100
S-5	100	100	100	100	100	100	100	100
S-6	100	100	100	100	100	100	100	100
S-7	100	100	100	100	100/104	100/125	100	100
S-8	100	100	100	100/145	100	100	100	100/105
S-9	100	100	100	100	100	100/125	100	100/105
S-10	100	100	100	100/145	100	100	100	100

Epikutikularwachse von Fichtennadeln an den "Höhenprofilen Achenkirch"

E. BERMADINGER - STABENTHEINER

Institut für Pflanzenphysiologie, Karl-Franzens-Universität Graz

Kurzfassung

Nadeloberflächen von Fichten aus den "Höhenprofil Achenkirch" wurden rasterelektronenmikroskopisch untersucht. Die deutlichsten Wachsveränderungen, die sich in Verschmelzungen der Wachsrohren im Bereich der Spaltöffnungen äußern, und die stärksten Staubauflagerungen finden sich an der talnahen Probestelle 6, was den Schluß auf eine Beeinflussung durch saure Depositionen zuläßt. Die in 1100m - 1200m Seehöhe gelegenen Probestellen weisen die geringsten Wachsveränderungen auf, während alle übrigen Probestellen bei den älteren Nadeln eine etwas über das natürliche Altersmaß hinausgehende Beeinflussung zeigen.

Stichworte: Fichtennadeln, Epikutikularwachse, Rasterelektronenmikroskopie, Höhenprofile

Abstract

Epicuticular waxes from the "Altitude Profiles Achenkirch":

The epicuticular wax structures of spruce from the "Altitude Profiles Achenkirch" were investigated by means of scanning electron microscopy. The most serious changes in the wax structures, appearing in the form of fusions of the wax rods in the stomatal antechambers and the most significant dust depositions, can be observed at sample area 6 (970m a.s.l.), located near the valley bottom, which allows the conclusion that acid depositions affect wax structures.

The wax structures from the altitude region between 1100m and 1200m a.s.l. show no influence at all, while needles from all other sites have slightly influenced wax structures.

Key words: Spruce needles, epicuticular wax structures, scanning electron microscopy, altitude profiles

1 Einleitung

Die Nadeln vieler Koniferen sind mit kristallinen Wachsstrukturen bedeckt (GRILL 1973, BERMADINGER et al. 1988a, b). Sie haben wesentliche Funktionen im Zusammenhang mit der Transpiration und der Photosynthese (JEFFREE et al. 1971) und bieten der Pflanze Schutz vor Schädlingen (MATHIE 1985). Da diese epikutikuläre Wachsschicht in der Kontaktzone Pflanze - Umwelt liegt, ist sie auch der erste Angriffspunkt für alle von außen kommenden Einflüsse. Es ist bekannt, daß verschiedene Luftschadstoffe die Wachsstrukturen zum Teil beträchtlich beeinflussen können (z.B. Schwefeldioxid: GRILL 1973, HUTTUNEN & LAINE 1983, RIDING & PERCY 1985, GRILL et al. 1987; alkalische Feinstäube: BERMADINGER et al. 1987, 1988a, b). Photooxidantien hin-

gegen schädigen die Wachsstrukturen kaum (BERMADINGER et al. 1988b).

In der vorliegenden Arbeit werden die ersten, vorläufigen Ergebnisse der rasterelektronenmikroskopischen Untersuchungen an Nadeln aus dem Höhenprofil Achenkirch dargestellt.

2 Material und Methodik

Die Probenahmen am Achenkirch-Profil erfolgten im August 1991 und 1992 und im September 1992 (vgl. BERMADINGER-STABENTHEINER 1994).

Mit Hilfe eines Baumsteigers wurden Astproben aus dem oberen Kronenbereich entnommen. Direkt am Standort wurden kleine Zweige in einer Kühltasche locker gelagert, um mechanische und thermische Beeinflussungen zu verhindern.

Für die rasterelektronenmikroskopischen Untersuchungen wurden luftgetrocknete Nadeln mittels Doppelklebendes auf Kupferteller montiert. Für die Untersuchung der Wachsstrukturen wurde die Oberfläche durch Kathodenzerstäubung von Gold leitfähig gemacht, für die Untersuchungen mittels Mikrosonde (Elektronenstrahlmikroanalyse) erfolgte eine Kohlenstoffbedampfung (BERMADINGER et al. 1987). Die Untersuchungen wurden an einem Leitz AMR-1000 Rasterelektronenmikroskop am Zentrum für Elektronenmikroskopie in Graz durchgeführt.

3 Ergebnisse

Untersuchungen von Staubauflagerungen

Bei der Elektronenstrahlmikroanalyse (mittels Mikrosonde) werden die durch die primären Elektronen in der Probe erzeugten Röntgenstrahlen für eine Elementaranalyse herangezogen. Damit ist eine Aussage über die Zusammensetzung von verunreinigenden Partikeln (Staub) auf den Nadeloberflächen möglich.

Der Großteil der Staubpartikel auf den Nadeln aus dem Höhenprofil besteht aus Silizium, Aluminium, Kalium und Calcium und kann somit dem Untergrund zugerechnet werden. Nur die talnahen Probestellen 5 und 6 des Christlun-Profiles weisen etwas vermehrt Spuren von Schwefel und Chlor als Bestandteile der Staubpartikel auf.

Untersuchungen der epikutikulären Wachsstrukturen

Die Epikutikularwachse der jungen, erst einige Monate alten Nadeln aller Standorte in Achenkirch zeigen die für Fichtennadeln typischen röhrenförmigen Wachskristalle, die die Vorhöfe der eingesenkten Spaltöffnungen mit einem dichtmaschigen Netz ausfüllen und zum Teil auch die umgebende Oberfläche sehr dicht bedecken (Abbildungen 1 und 2). Die Menge des Wachses in der Umgebung der Spaltöffnungen ist sehr variabel, wobei eine sehr dichte Bedeckung überwiegt (vgl. Abbildung 1), kommen allerdings auf fast jedem Standort auch Nadeln mit nur relativ spärlicher Wachsbedeckung vor.

Bei den jungen Nadeln sind keine Unterschiede zwischen den Standorten erkennbar, während die vorläufigen Untersuchungsergebnisse der älteren Nadeln (2. und 3. Nadeljahrgang) eine Standortsdifferenzierung zulassen.

Die Bäume der Probestflächen PF 3 und PF 4 des Christlums-Profiles weisen nur geringfügige Veränderungen an den Wachskristallen auf, die nicht über das Maß einer natürlichen Alterung hinausgehen. Beim 2. Nadeljahrgang ist im Spaltöffnungsbereich noch keine (vgl. Abbildung 2), beim 3. Nadeljahrgang eine geringfügige Veränderung an den Wachsstrukturen festzustellen: Die Wachsröhrchen beginnen an den Spitzen miteinander zu verschmelzen (Abbildung 3).

Die Nadeln der PF 1, 2, 5, 7 und 8 weisen etwas stärkere Wachsveränderungen auf. Hier sind leichte Verschmelzungen der Wachsröhrchen spitzen bereits im 2. Nadeljahrgang erkennbar (vgl. Abbildung 3), die beim 3. Nadeljahrgang etwas stärker ausgeprägt sind (Abbildung 4).

Während sich die Wachsstrukturen des 2. Nadeljahrgang von PF 6 nicht von den übrigen Standorten unterscheiden, sind die Verschmelzungen der Wachsröhrchen beim 3. Nadeljahrgang am weitesten fortgeschritten (Abbildung 5).

4 Diskussion

Die weitreichendsten Verschmelzungen der Wachsröhrchen finden sich bei den älteren Nadeln (3. Nadeljahrgang) an der talnahen PF 6 des Christlums-Profiles. In diesem Bereich sind in den Staubauflagerungen auch etwas vermehrt Schwefel und Chlor zu finden. Von Schwefeldioxid ist die schädigende Wirkung auf die Wachse gut bekannt (GRILL 1973, GRILL et al. 1987, BERMADINGER et al. 1988b). Bei der PF 6 sind daher vermutlich lokale, saure Immissionen für die Wachsveränderungen verantwortlich zu machen. Dieses Ergebnis stimmt auch sehr gut mit der Flechtenkartierung von HOFMANN (1992) überein: Die PF 6 wird dort der Zone 3 mit mittlerer Belastung zugeordnet. Die ebenfalls talnahen Bäume vom Mühleggerköpfl (PF 8) weisen im Vergleich zur nahezu auf gleicher Seehöhe gelegenen PF 6 etwas geringere Beeinflussungen der Wachsstrukturen auf. Nach HOFMANN (1992) ist dieser Bereich auch bereits der Flechtenzone 2 mit nur schwacher Belastung zuzuordnen.

Auch die höher gelegenen Standorte zeigen, mit Ausnahme von PF 3 und PF 4, bei den älteren Nadeln Beeinflussungen der Wachse, die etwas über das Maß einer natürlichen Alterung hinausgehen. Da die Bäume dieser Probestflächen relativ frei stehen, können hier verstärkt Witterungseinflüsse (Wind, Regen, Schnee, etc.) auf die Wachsstrukturen wirksam werden. Ein zusätzlicher schädigender Einfluß von sauren Niederschlägen ist allerdings nicht auszuschließen.

Die Bäume der PF 3 und 4, die etwas geschützt im Bestand stehen, weisen die geringsten Wachsveränderungen aller hier untersuchten Bäume auf. Die wenig beeinflussten Wachsstrukturen schließen aus, daß die dort zu beobachtenden Veränderungen im antioxidativen Schutzsystem (BERMADINGER-STABENTHEINER 1994) auf den Einfluß saurer Luftschadstoffe zurückgehen, während Photooxidantien die Wachsstrukturen nicht beeinflussen (BERMADINGER et al. 1988b).

Danksagung: Die rasterelektronenmikroskopischen Arbeiten wurden am Zentrum für Elektronenmikroskopie, Graz, durchgeführt. Allen Mitarbeitern sei für die sorgfältige Durchführung der Arbeiten gedankt. Danken möchte ich auch Prof. Dr. Donaubaue und Dr. Cech, FBVA Wien, die mir die Benutzung des REM an der FBVA ermöglichten. Herrn Brandstätter gebührt ein herzlicher Dank für die Hilfe bei den Untersuchungen. Diese Arbeiten wurden vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft finanziell unterstützt.

LITERATUR

- BERMADINGER E., GRILL D. & GOLOB P. 1987: Einfluß von Magnesitstäuben auf Fichtennadelwachse. *Phyton (Austria)* 27: 15 - 29.
- BERMADINGER E., GRILL D. & GOLOB P. 1988a: The different influence of magnesite emissions on the surface of Norway spruce and silver fir. *Can. J. Bot.* 66: 125 - 129.
- BERMADINGER E., GRILL D. & GOLOB P. 1988b: Influence of different air pollutants on the structure of needle wax of spruce (*Picea abies* [L.] Karst.). *GeoJournal* 17/2, 289 - 293.
- BERMADINGER-STABENTHEINER E. 1994: Untersuchungen zum antioxidativen Schutzsystem am Höhenprofil Achenkirch. *FBVA-Berichte* 78, 73-82.
- GRILL D. 1973: Rasterelektronenmikroskopische Untersuchungen an SO₂-belasteten Fichtennadeln. *Phytopath. Z.* 78: 75 - 80.
- GRILL D., PFEIFHOFFER H., HALBWACHS G. & WALTINGER H. 1987: Investigations on epicuticular waxes of differently damaged spruce needles. *Eur. J. For. Path.* 17: 246 - 255.
- HOFMANN P. 1992: Immissionsökologisch orientierte Flechtenkartierung im Raum Achenkirch. *FBVA-Berichte* 70, 91-101.

- HUTTUNEN S. & LAINE K. 1983: Effects of air borne pollutants on the surface wax structures of *Pinus sylvestris* needles. Ann. Bot. Fennici 20: 79 - 86.
- JEFFREE C.E., JOHNSON R.P.C. & JARVIS P.G. 1971. Epicuticular wax in the stomatal antechamber of Sitka spruce and its effect on the diffusion of water vapour and carbon dioxide. Planta (Berl.) 98: 1 - 10.
- MATHE P. 1985. Mitwirkung von Epibiosen in belasteten Waldökosystemen. Allg. Forstz. 27: 674 - 675.
- RIDING R.T. & PERCY K.E. 1985. Effects of SO₂ and other air pollutants on the morphology of epicuticular waxes on needles of *Pinus strobus* and *Pinus banksiana*. New Phytol. 99: 555 - 563.

Abbildungen

Abb.1: Spaltöffnung mit dichter Wachsbedeckung, der Vorhof der eingesunkenen Spaltöffnung ist als kleine Vertiefung in der Bildmitte zu erkennen. Der Maßstrich entspricht 1µm

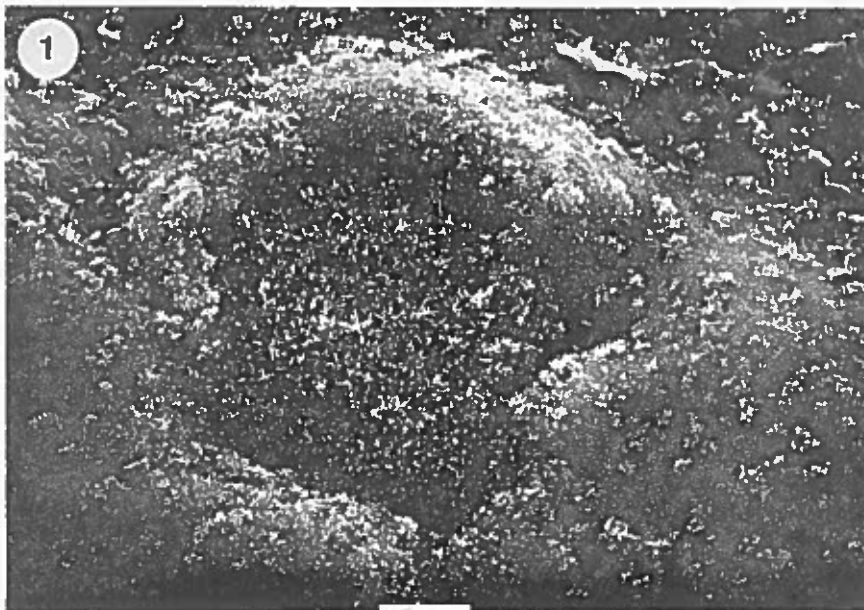


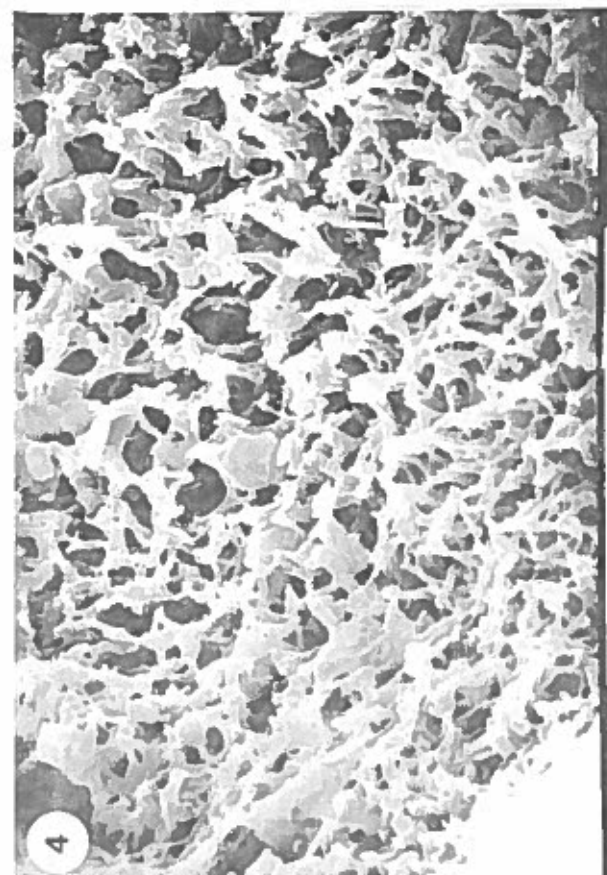
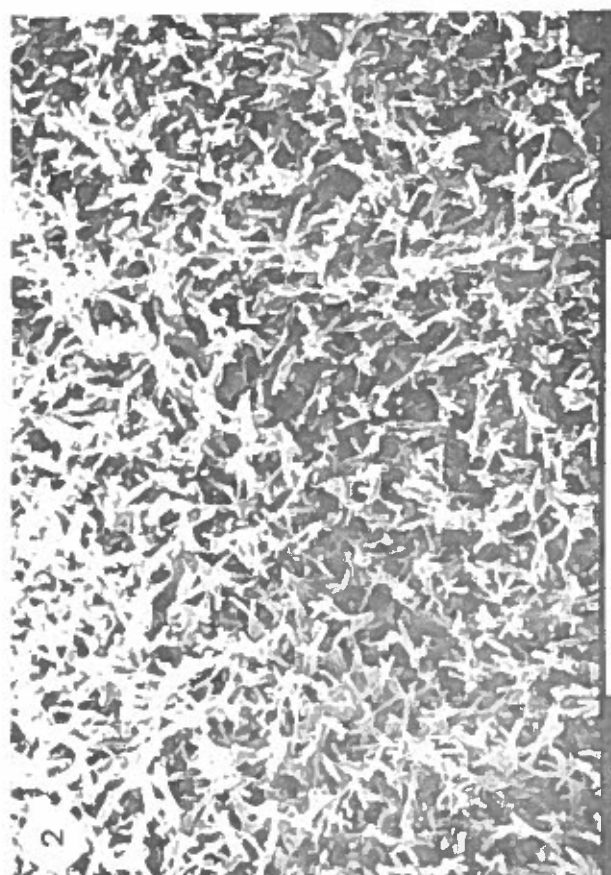
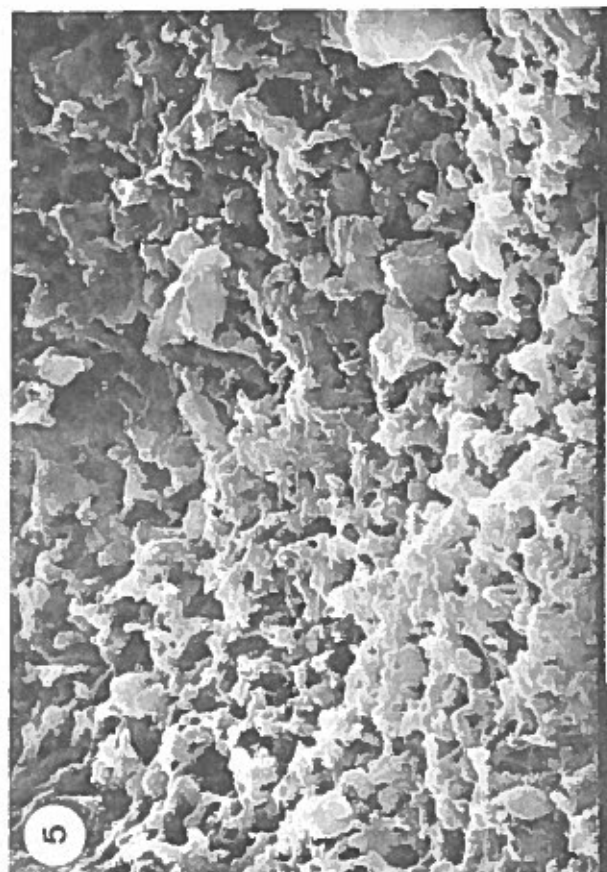
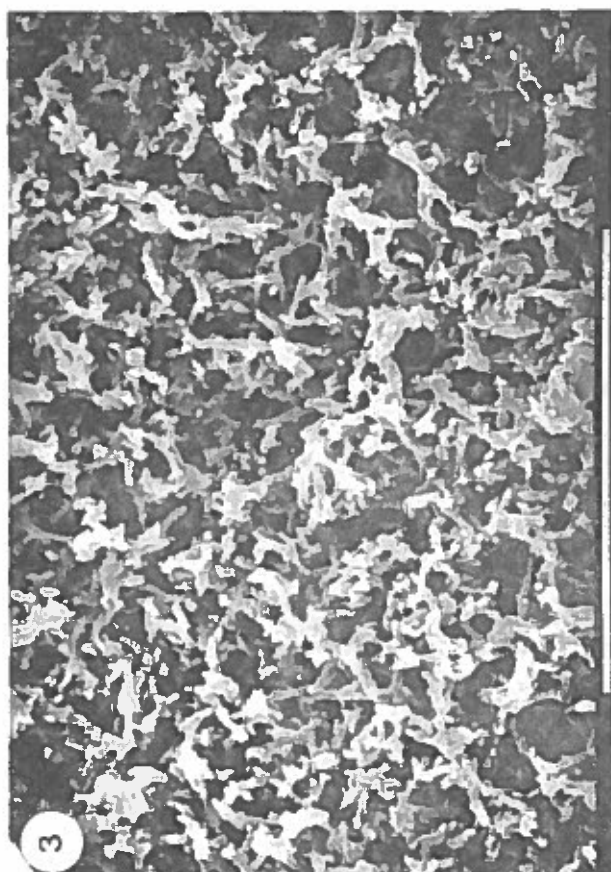
Abb.2-5 (nächste Seite): Wachse im Vorhof einer Spaltöffnung. Der Maßstrich entspricht 1µm.

Abb.2: Völlig unbeeinflusste Wachsröhrchen

Abb.3: Die Wachsröhrchen beginnen an den Spitzen miteinander zu verschmelzen

Abb.4: Etwas stärkere Verschmelzungen der Wachsröhrchen

Abb.5: Weitreichende Verschmelzung der Wachsröhrchen



Zusammenschau aus den Bereichen: Integrated Monitoring, Bioindikatoren und Zeigerwerte zur Charakterisierung des physiologischen Zustandes der Bäume

F. HERMAN & S. SMIDT

Institut für Immissionsforschung und Forstchemie, Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien

Kurzfassung

Auf Grund der bisherigen Erhebungen stellt im Untersuchungsgebiet die Ozonkonzentration, die mit der Seehöhe zunimmt, einen Belastungsfaktor für das Ökosystem dar, ebenso wie die Schwermetalleinträge, die in höheren Lagen deutlich erhöht sind und deshalb auf Immissionseinwirkungen schließen lassen. Die Luftschadstoffsituation wurde nicht nur durch dauerregistrierende Meßserien und die Auswertung derselben nach den bestehenden Kriterien bewertet, sondern ebenso durch Bioindikationsverfahren beschrieben. Die Reaktionen des Ökosystems auf die Umweltsituation wurde mit Zeigerwerten, die zur Beschreibung des physiologischen Zustandes dienen getestet.

Eine Beeinflussung des Waldökosystems durch die geringen SO₂- und NO_x-Konzentrationen kann auf der Basis einer Betrachtung als Einzelkomponente und der derzeit gültigen Immissionsgrenzkonzentrationen verneint werden. Offen ist jedoch die Frage des Zusammenwirkens verschiedener Luftschadstoffkomponenten und der sich daraus ergebenden synergistische Effekte und eine mögliche Änderung in der Bewertung der Belastungssituation unter Mitberücksichtigung weiterer Streßfaktoren.

Die Ionenkonzentrationen in nassen Depositionen waren gering, Säurestreß als Ursache der Walderkrankung kann, auch bedingt durch das karbonatbeeinflusste Gebiet, nicht abgeleitet werden (unbekannt sind die Änderungen der Eintragsverhältnisse unter Mitberücksichtigung der bis dato nicht erfaßten okkulten Deposition).

Im Gegensatz zur Luftschadstoff- und Eintragssituation weisen Komponenten des antioxidativen Systems, die Wachstumsstrukturen und das Vorhandensein von Flechengesellschaften auf saure Immissionen im Tal hin.

Der Eintrag von leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen, Pestiziden und Trichloressigsäure wurde in nassen Depositionen und in Nadelproben nachgewiesen; unbekannt ist derzeit jedoch die Bedeutung dieser Schadstoffe für das Ökosystem und die Ursache für die Anreicherung in Nadeln in bestimmten Seehöhen.

Aus den bisherigen Ergebnissen läßt sich ableiten, daß im Untersuchungsgebiet der Trockenheit als Stressor keine Bedeutung zukommt und daß bei einer Bewertung des Zustandes der Bäume in höheren Lagen die genetische Disposition mitberücksichtigt werden muß.

Stichworte: Waldökosystemforschung, "neuartige" Waldschäden, inneralpine Täler, Höhenprofile

Abstract

Results from the fields of Integrated Monitoring, bioindicators and indicator values for the characterization of the physiological condition of trees:

As a result of a more profound knowledge, the ways and means of investigation forest damage in Central Europe have markedly changed during the last years. Today we know that there is no cause-effect relationship which can be generally held responsible for such damage and we also know that both the regional and the time-related causes of damage are much more complex than we had originally expected. However, it is certain that forest damage is frequently the physiological response of the trees to severe disturbances of flux and energy flow.

One of the basic conditions of successful forest conservation is to know how the series of effects which cause changes in the "normal condition" of trees are inter-connected. We need a screening of telling biochemical and physiological parameters, reflecting the loads on, and the vitality of, ecosystems, to be able to alleviate anthropogenic stress factors before they cause visible damage, and, if required, to provide for socio-economic and forest management measures.

The project "Studies of Ecosystems in the Limestone Alps - Achenkirch Altitude Profile" is based on the results gained from the Zillertal studies and was started in 1990. Research in the limestone Alps proved necessary in consequence of the results of the Forest Condition Surveys executed during the last years, which showed a substantial thinning of the crowns in the protective forests of the northern limestone Alps in the Tyrol.

The altitude profiles established in the research area include autochthonous, nature-conforming, and non-autochthonous mixedwood stands which are to different degrees exposed to the influence of residential districts, to tourism, traffic, and forest pasture management. The way in which these altitude profiles are arranged renders possible the continuous investigation of most different parameters. As, for the area of the limestone Alps, there is little information available about the actual stress caused by air pollutants with long-term effect, and as no basic data is available on the metabolism of such systems, it is necessary to collect basic data so as to be in a position to evaluate potential effects of the current environmental situation on the vegetation.

The subject-matter project focuses on the following topics:

- Integrated Monitoring;
- Examination of established, and working out of new, methods of bioindication;
- Deduction of indicator values for the characterization of the physiological condition of the trees;

- Extension of knowledge through contribution on protective forests in Alpine uplands;
- Contribution on forest pastures;
- Working out contributions for legislative measures.

Apart from the Federal Forest Research Centre, which coordinates the individual projects, numerous German and Austrian institutions and/or institutes take part in the execution of parts of projects. First results of the project are available. The following contribution offers a summary of the results from the fields of Integrated Monitoring, Bioindicators, and Indicating Values as well as an evaluation of their usability for environmental control and for the description of the physiological condition of trees.

Former investigations have shown that, in the research area, the ozone concentration, which increases with rising altitude, is a stress factor for the ecosystem, as is the input of heavy metals, which proves to be greatly increased in higher altitudes so that immission inputs can be interfered. The air quality was described with bioindication methods and the reactions of the ecosystem to the environmental situation was tested by means of bioindicator values, which serve to describe the physiological condition. Viewing the low SO₂ and NO_x concentrations as individual components and evaluating them on the basis of the relevant threshold levels that are currently applicable, the question whether or not the forest ecosystem is influenced thereby can be negated. However, the combined influence of the air pollutants, and the resulting synergistic effects, are not yet clear; nor is the question whether the stress situation would have to be re-evaluated if additional stress factors were taken into consideration.

The ion concentrations in wet depositions were low; consequently, acid stress cannot be called a cause of forest damage, not even as a result of the area being influenced by carbonado (it is not clear how inputs would change if the occult deposition not investigated so far were also accounted for).

As opposed to air pollutants and inputs, the antioxidative system, the wax structures, and the existence of lichen biomes are indicative of acid deposition in the valley.

Volatile chlorinated hydrocarbons, pesticides, and trichloroacetic acid were detected in wet depositions and in foliage samples; however, we do not know by now how important these pollutants are for the ecosystem and why they are found in bigger concentrations in needles of certain altitudes.

It can be concluded from the results gained so far by dryness is not a relevant stressor in the research area and that the genetic disposition of the trees has to be taken into consideration when it comes to an evaluation of the condition of trees in higher altitudes.

Key words: Forest ecosystem research, "new type of forest decline", inneralpine valleys, altitude profiles

1 Einleitung

Als Folge zunehmender Erkenntnisse haben sich die Ansätze zur Erforschung von Waldschäden in Mitteleuropa in den letzten Jahren stark verändert. Der Stand des Wissens ist heute, daß es keine allgemein gültige Ursachen-Wirkungsbeziehung für Waldschädigungen gibt und daß die

regionale und zeitliche Vielfalt von Schädigungsursachen noch wesentlich komplexer ist, als ursprünglich angenommen wurde. Fest steht jedoch, daß Waldschädigungen oft die baumphysiologische Konsequenz schwerer Störungen der Stoff- und Energieflüsse sind.

Eine der Grundlagen für die Erhaltung des Waldes ist die Kenntnis über die Zusammenhänge der Wirkungsketten, die zu Veränderungen des "Normalzustandes" der Bäume führen. Erst ein Screening aussagekräftiger Parameter auf biochemischer und physiologischer Ebene, welche die Belastungen und den Gesundheitszustand von Ökosystemen widerspiegelt, kann es ermöglichen, noch vor dem Auftreten sichtbarer Schädigungen eine Reduktion anthropogen bedingter Stressoren zu veranlassen und im Bedarfsfall sozio-ökonomische und forstwirtschaftliche Maßnahmen vorzuschreiben.

Das Projekt "Ökosystemare Studien im Kalkalpin - Höhenprofile Achenkirch" baut auf den Erkenntnissen aus den Arbeiten im Zillertal auf (FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT 1992a) und wurde 1990 begonnen (HERMAN 1992). Der Forschungsbedarf im Kalkalpin ist durch die Waldzustandsinventuren der letzten Jahre begründet, welche die Schutzwaldbestände in den nördlichen Kalkalpen Tirols mit ausgeprägten Kronenverlichtungen, welche deutlich über dem Landesdurchschnitt lagen, auswiesen (AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1989 und 1991a). Im Untersuchungsgebiet Achenkirch wurden die Kronenverlichtungen von KREHAN & TOMICZEK (1992) als gering bis mittelstark taxiert, jedoch sind diese im Vergleich zu den Ergebnissen der Österreichischen Waldzustandsinventur und des Waldschadens-Beobachtungs-Systems in Gesamtösterreich bzw. in Tirol deutlich höher.

Die im Untersuchungsgebiet eingerichteten Höhenprofile schließen autochthone, naturnahe und nicht autochthone Mischwaldbestände mit ein, welche in unterschiedlichem Maße durch den Siedlungsraum, den Tourismus, den Verkehr und die Waldweidewirtschaft belastet sind. Die Anordnung der Höhenprofile erlaubt eine kontinuierliche Erhebung verschiedenster Parameter. Da für den kalkalpinen Raum nur wenig Information über die tatsächliche Belastungssituation durch langzeitwirksame Luftschadstoffe zur Verfügung steht und auch keinerlei Basisdaten über den Stoffhaushalt solcher Systeme vorliegen, ist es notwendig, grundlegende Daten zu erheben um mögliche Auswirkungen der aktuellen Umweltsituation auf die Vegetationen zu bewerten. Die Beschreibung der Advektion von Schadstoffen und die Analyse der meteorologischen Verhältnisse für inneralpine Täler sollten durch die unterschiedliche Exposition der Profile ermöglicht werden.

2 Themenschwerpunkte

Das gegenständliche Projekt beinhaltet folgende Themenschwerpunkte:

- Integrated Monitoring,

- Prüfung bekannter und Erarbeitung neuer Bioindikationsmethoden,
- Ableitung von Zeigerwerten zur Charakterisierung des physiologischen Zustandes der Bäume,
- Erweiterung des Kenntnisstandes zu Fragen des Schutzwaldes und der Hochlagen,
- Beiträge zu Fragen der Waldweide,
- Erarbeitung von Beiträgen für legislative Maßnahmen.

An der Durchführung der Teilprojekte sind neben der Forstlichen Bundesversuchsanstalt, welche die Einzelprojekte koordiniert, zahlreiche Institutionen bzw. Institute aus Österreich und Deutschland beteiligt (HERMAN 1993). Erste Ergebnisse aus diesem Projekt liegen vor (FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT 1992b, HERMAN et al. 1993). Im folgenden Bericht werden die Ergebnisse - welche von den an diesem Projekt beteiligten Gruppen erarbeitet wurden - aus den Bereichen Integrated Monitoring, Bioindikatoren und Zeigerwerte zusammengefaßt und ihre Einsetzbarkeit zur Umweltkontrolle und zur Beschreibung des physiologischen Zustandes bewertet.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Integrated Monitoring

Durch ein Integrated Monitoring ist es möglich, im Rahmen langfristiger kontinuierlicher Erhebungen einerseits den momentanen Zustand des Ökosystems und des Gebietes und die Änderung über den Beobachtungszeitraum, andererseits Stoff-Flüsse und deren Veränderungen zu erkennen. Die Belastung und die Belastbarkeit des Untersuchungsgebietes sollen an Hand gültiger Grenzwerte, Richtwerte und Zielvorstellungen für Grenzwerte beschrieben und bewertet werden.

Niederschlagsverhältnisse

Die Auswertung von Langzeitmeßreihen ergab, daß auf Grund der Niederschlags- und Abflußverhältnisse das ganze Jahr hindurch Trockenphasen im Boden auszuschließen sind. Die Jahresniederschläge betrugen im langjährigen Durchschnitt (1961-1990) 1420mm mit einem Maximum von 201mm im Juli und einem Minimum von 73mm im März. Bemerkenswert erscheint, daß die Jahresniederschläge ab 1980 sieben Jahre unter dem langjährigen Mittel lagen; die 1992 mit den Regensammeln gemessenen Niederschlagshöhen lagen ebenfalls unter dem Langzeitmittel. Aus der Berechnung der monatsweisen Evapotranspiration läßt sich jedoch kein Wassermangel ableiten. Die verminderten Niederschläge der letzten Jahre sind im Untersuchungsgebiet daher nicht als Stressor anzusehen.

Gasförmige Luftschadstoffe

Die Registrierungen der gasförmigen Luftschadstoffe NO₂ und SO₂ ergaben Konzentrationen, die - gemessen

an den derzeit gültigen Immissionsgrenzkonzentrationen - als gering zu bezeichnen sind. Auf der Basis der erhobenen Meßwerte ist eine Gefährdung der Vegetation durch SO₂ und NO₂ als Einzelkomponenten im Untersuchungsgebiet auszuschließen. Selbst an der verkehrsnahen gelegenen Station Mühleggerköpfl, die 100 Höhenmeter über dem verkehrsbelasteten Grenzübergang Achenwald steht, waren die Monatsmittelwerte gering. Eine Beeinflussung der Vegetation durch synergistische Effekte kann jedoch nicht ausgeschlossen werden (KRUPA & ARNDT 1990).

Im Gegensatz zum SO₂ und NO_x führten die Ozonkonzentrationen vor allem oberhalb des Talbodens zu häufigen Überschreitungen wirkungsbezogener Grenzkonzentrationen. Diese weisen auf eine potentielle Gefährdung empfindlicher Pflanzenspezies oberhalb des Talbodens während des ganzen Jahres hin, eine Gefährdung der ozon-toleranten Baumart Fichte ist jedoch nicht anzunehmen.

Auf Grund bisheriger Untersuchungen nehmen in alpinen Tälern der Klimastreiß, die mittlere Ozonkonzentration und Ozoneinträge mit der Seehöhe zu (HERMAN & STEFAN 1992). Demgegenüber nehmen die mittleren Konzentrationen von Schwefeldioxid und Stickstoffoxiden je nach den Entfernungen zu den jeweiligen Emittenten ab. Dies wurde auch für den Raum Achenkirch bestätigt, wobei aber zum Unterschied von anderen alpinen Räumen wie dem Inntal (AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1991b), dem Bereich der Tauernautobahn (BRANDTNER et al. 1989) und dem Loisachtal (REITER 1988) die SO₂- und NO_x-Konzentrationen bereits am Talboden gering waren und sich somit keine prägnante Abnahme mit der Seehöhe ergab.

Nasse Depositionen

Die Messungen der nassen Depositionen an den drei Bulk-Meßstellen des Christlumprofils ergaben im Vergleich zu anderen Höhenprofilen des Alpenraumes geringe Ionenkonzentrationen. Auch die Jahreseinträge waren gering. Nach SMIDT & MUTSCH (1993) lagen die Einträge (4-Jahresmittel) im Alpenraum in folgenden Bereichen:

0,05 - 0,32	kg H/ha.a
7-15	kg SO ₄ -S/ha.a und
7-17,5	kg N/ha.a.

In Achenkirch (Meßjahr 1992) wurden an den drei Bulk-Meßstellen folgende Einträge ermittelt:

0,08 - 0,22	kg H/ha,
4,3 - 5,5	kg S/ha, und
5,5 - 6,8	kg N/ha.

Die Gegenüberstellung der Bandbreiten zeigt, daß die H-Einträge in Achenkirch im unteren Bereich lagen, die Schwefel- und Stickstoffeinträge hingegen noch geringer waren als die zitierten Minimalwerte der Bandbreiten.

Tabelle 1 gibt, um die Vergleichsbasis zu erweitern, einen Überblick über die Critical Loads für empfindlichste Stan-

dorte, Obergrenzen für nasse Depositionen in Hintergrundgebieten und die Jahresminimalwerte des nassen Depositionen in Österreich.

Tab. 1: Critical Loads für sehr empfindliche Standorte (Quarz- bzw. Feldspat; Mineralien, Granit und Quarzit-Grundgestein) und gemessene Werte (Freilanddepositionen) für Protonen-, Schwefel- und Stickstoffeinträge (kg/ha.a)

	H	S	N
Critical Loads für Gesamteinträge und sehr empfindliche Standorte (UN-ECE 1988)	<0,2	<3	5
Hintergrundwerte und Obergrenzen nasser Depositionen, abgeleitet von Meßergebnissen aus dem Zillertal (HERMAN & STEFAN 1992)	0,5	12	12
Jahres-Minimalwerte nasser Depositionen in Österreich (KOVAR & PUXBAUM 1992)	0,0	4	4

Im Raum Achenkirch werden durch die nasse Freilanddeposition die Critical Loads für Schwefel und Stickstoff für sehr empfindliche Standorte überschritten, was auch für das Untersuchungsgebiet Zillertal festgestellt wurde. Da man davon ausgehen kann, daß nasse Niederschläge im Durchschnitt rund 2/3 des Gesamteintrages repräsentieren (VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE 1983) - wobei der trockene Anteil der Gesamtd deposition in Reinluftgebieten geringer als in immissionsbelasteten Gebieten ist - ist erkennbar, daß auch in gering belasteten Gebieten die kritischen Schwefel- und Stickstoffeinträge für sehr empfindliche Standorte durch den nassen Anteil der Absatzdeposition alleine überschritten werden. Die Protoneneinträge können jenen Wert erreichen, welcher für sehr empfindliche Standorte ausgewiesen wird. Daraus läßt sich aber für das karbonatbeeinflusste Untersuchungsgebiet keine Gefährdung ableiten, da dort die Protonen in hohem Maße abgepuffert werden. Auch aus den Kronentraufmessungen von BERGER et al. (1993) läßt sich für das Untersuchungsgebiet kein Säurestreß ableiten. Hinsichtlich der Schwefel- und Stickstoffeinträge können Aussagen über eine Gefährdung erst getroffen werden, wenn Bodenanalysedaten vorliegen.

"Höhengradienten" der Einträge im Untersuchungsgebiet waren - wie auch an anderen Höhenprofilen - beim Schwefel und Stickstoff fast nicht ausgeprägt, da in höheren Lagen die Schwefel- und Stickstoffkonzentrationen durch die Niederschlagsmengen kompensiert werden. Hinsichtlich des Protoneneintrages ergaben sich in Achenkirch - trotz geringer Gesamteinträge oberhalb des Talbodens - deutlich höhere Werte als im Tal. Ergänzend muß auf den bisher im Projektgebiet nicht erhobenen Eintrag durch okkulte Deposition (Nebel) hingewiesen werden, der einer-

seits mengenmäßig zu berücksichtigen ist, andererseits (wie langjährige Meßserien zeigen) mit der Seehöhe zunehmen kann (KRUGMANN & WINKLER 1989, LIN & SAXENA 1991, MILLER et al. 1993, WINKLER & PAHL 1993). Durch zusätzliche Erfassung der okkulten Deposition könnte sich der Höhengradient der Schadstoffeinträge prägnanter darstellen und eine deutlich stärkere Belastungssituation in höheren Lagen ergeben. Außerdem sei auf die erhöhten Schadstoffeinträge im Bestand gegenüber den Freiflächen verwiesen: So ergab sich auf einer Fichtenprobestfläche im Raum Achenkirch, welche von 1984 bis 1987 durch das Amt der Tiroler Landesregierung beprobt wurde, im Vergleich zu anderen Meßflächen in Österreich ein hoher Sulfat-Schwefeleintrag, wogegen der Stickstoffeintrag als weniger bedeutsam eingestuft wurde (AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1989).

Neben den Hauptionen wurden zur weiteren Beschreibung der Belastungssituation die Schwermetall-, Pestizid- und Trichloressigsäuregehalte in nassen Niederschlägen analysiert. Die mittleren jährlichen Schwermetalleinträge (Meßstelle Mühleggerköpfl) lagen in den vom VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE (1983) aufgelisteten Bandbreiten. Die Wirkstoffe Atrazin und Alchlor (Herbizide) bzw. Lindan (Insektizid) wurden nachgewiesen und quantitativ bestimmt. Die Werte lagen in vergleichbaren Größenordnungen mit Angaben aus der Literatur (GATH et al. 1993, SCHARF et al. 1992, UMWELTBUNDESAMT 1992). Hinsichtlich der Trichloressigsäuregehalte war bemerkenswert, daß diese mit jenen aus Berlin vergleichbar sind (PLUMACHER & RENNER 1991). Da diese Wirkstoffe im Nahbereich der Probestflächen nicht ausgebracht wurden (DONAUBAUER, pers. Mitt.), muß auf einen Ferntransport dieser Komponenten geschlossen werden.

Makroskopisch-morphologische Untersuchungen an Fichtennadeln

Die Untersuchungen ergaben keinen Hinweis auf chronische oder akute Belastung durch saure Luftschadstoffe. Für alle Probestflächen gilt, daß die Benadelungsprozente erst bei älteren Jahrgängen rückläufig waren. Die Ergebnisse müssen baumweise mit den anderen Parametern interpretiert werden, da sich auf den einzelnen Flächen an den Einzelprobestäumen im Bezug auf die morphologischen Merkmale gelegentlich vom Gesamtkollektiv abweichende Ergebnisse zeigten.

Nährstoffgehalte der Fichtennadeln

Die Ernährung der Nadeln mit Stickstoff lag im mangelhaften oder nicht ausreichenden Bereich. Eine Abnahme der ohnedies schon geringen Stickstoffgehalte ergab sich 1992 gegenüber dem Beprobungsjahr 1991. Eine Verschlechterung der Nährstoffversorgung war auch auf einzelnen Flächen hinsichtlich Phosphor und Kalium zu konstatieren. Die Calciumversorgung war ausreichend, ebenso wie jene mit Magnesium (mit Ausnahme der höchstgelegenen Probestfläche).

Aufgrund der großen Bandbreite der Nährstoffgehalte innerhalb der einzelnen Probestflächen ergibt sich die Notwendigkeit, die Nährstoffsituation jedes einzelnen Baumes beim interdisziplinären Vergleich hinsichtlich der Erarbeitung physiologischer Parameter zu berücksichtigen.

3.2 Bioindikationsmethoden

Biomonitore sind ein Instrumentarium der Umweltkontrolle, mit dem Schadstoffbelastungen charakterisiert werden. Im Rahmen dieses Projektes werden neben der Fichte (Nadel, Borke), den Flechtengesellschaften und den Moosen auch eine Reihe weiterer Verfahren auf ihre Eignung geprüft:

- Pilze als Akkumulationsindikatoren für Schwermetalle und als Zeiger für Umweltveränderungen auf der Basis des Artenreichtums,
- Vitalität, Dichte, Häufigkeit und Typenvielfalt von Mykorrhizen und Feinwurzeln,
- Artenreichtum und quantitative Analyse vorhandener Pilzspezies im Boden,
- cytogenetische Untersuchungen zur Vitalitätsprüfung von Fichten,
- Chlorkohlenwasserstoffe und TCA-Gehalte der Fichtennadeln.

Im vorliegenden Bericht werden die Ergebnisse folgender Bereiche beschrieben:

- Schwefel-, Schwermetall-, leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoff- und TCA-Gehalte der Fichtennadeln,
- Schwermetallgehalte der Fichtenborken,
- Schwermetallgehalte der Moose.

Die Ergebnisse der immissionsökologischen Kartierung der Flechtenflora im Untersuchungsgebiet wurden publiziert (HOFMANN 1992).

Schadstoffgehalte der Fichtennadeln

Die in Fichtennadeln akkumulierbaren Schadstoffe Schwefel und Blei gaben keine Hinweise auf Immissionseinwirkungen: die Schwefelgrenzwerte der 2. Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen wurden nicht überschritten und die Bleigehalte waren geringer als jene im von KNABE (1984) aufgestellten Beurteilungsschema. Die Cadmiumgehalte waren überwiegend gering, lediglich im Nadelmaterial der höchstgelegenen Probestflächen kann nach dem Klassifizierungsvorschlag von GULDER & KOLBEL (1993) eine beginnende Beeinträchtigung vermutet werden.

Die leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffe scheinen sich nicht kontinuierlich anzureichern, sondern vornehmlich die aktuelle Immissionskonzentration widerzuspiegeln, wobei Gehalte - vergleichbar mit jenen in Kiefernadeln aus dem Großstadtbereich Berlin - nachgewiesen wurden. Dies ist umso bemerkenswerter, als die "klassischen" Luftschadstoffe Schwefeldioxid und Stickstoffoxide im Untersuchungsgebiet in Konzentrationen vorlagen, welche dieses Untersuchungsgebiet nach den derzeit gültigen Bewertungskriterien als nicht belastet ausweist, durch den Nach-

weis weiterer Schadstoffkomponenten in der Luft die Bewertung jedoch verändert werden könnte.

Die leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffgehalte zeigten auffallend hohe Werte auf der Probestfläche in 1050m Seehöhe, gleichzeitig hatte das Entgiftungssystem Glutathion-S-Transferase im 3. Nadeljahrgang die geringste Aktivität im Probenmaterial dieser Seehöhe. Da es sich hierbei um ein Entgiftungsenzym handelt, kann die Aktivität dieses Enzyms mit den vorhandenen leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffkonzentrationen in Beziehung gesetzt werden. (Einschränkend muß darauf hingewiesen werden, daß das Enzym durch Xenobiotica nicht nur induziert, sondern auch inhibiert werden kann). Die weitere Bedeutung der leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffe liegt in ihrer Umwandlung in zum Teil noch phytotoxischere Verbindungen. So werden z.B. C2-Chlorkohlenwasserstoffe im Zuge photochemischer Umwandlungen zu Chloressigsäuren, z.B. Trichloressigsäure, umgewandelt, wobei letztere herbizidwirksam ist und im Gegensatz zu leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen in Nadeln kontinuierlich angereichert wird. Trichloressigsäure dient als Indikator für die ubiquitäre Belastung von Koniferen mit leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen. Die am Christlumprofil gefundenen Konzentrationen entsprechen etwa jenen der geringer geschädigten Fichten des Schwarzwaldes.

Blei- und Cadmiumgehalte der Fichtenborken

Die Bleigehalte der Borken ergaben, bei großer Schwankungsbreite, Hinweise auf Immissionseinwirkung, vor allem an den höchstgelegenen Probestflächen. Die Cadmiumgehalte waren an der höchstgelegenen Probestfläche im Vergleich zum gesamten Probenmaterial deutlich erhöht und zeigten eine Immissionseinwirkung auf.

Schwermetallgehalte der Moose

Die Schwermetallgehalte der Moose zeigten Maximalwerte im Frühsommer und eine deutliche Zunahme der deponierten Schwermetallmengen mit der Seehöhe. Die Cadmium- und Bleidurchschnittswerte lagen sehr deutlich über jenen anderer Beprobungsgebiete Österreichs.

Flechtengesellschaften

Die immissionsbezogene Flechtenkartierung wies die talnahen Bereiche als eine Zone mit dauernder mittlerer Belastung mit sauren Luftschadstoffkomponenten aus. Im Vergleich zu Kartierungsergebnissen aus Zentralalpenreichen reichen die belasteten Zonen im Untersuchungsgebiet etwa 200-300 Höhenmeter weiter hinauf. Es fehlen jedoch die stark und sehr stark belasteten Zonen, wie sie z.B. für das Inntal ausgewiesen wurden.

Gegenüberstellung der Ergebnisse der Bioindikationsmethoden

Auf der Basis der bisher getesteten Bioindikatoren und der Kenntnis der Luftschadstoff- bzw. Depositionssituation ergaben sich einerseits divergierende (Schwefelgehalte), andererseits übereinstimmende Ergebnisse (Schwermetallge-

halte) und offene Fragen (leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe):

Schwefelgehalte: Die Diskrepanz ergibt sich dadurch, daß bei der Auswertung der Ergebnisse der talnahe gelegenen Untersuchungsbereiche keine erhöhten Schwefelgehalte in Fichtennadeln und keine Überschreitung der SO_2 -Grenzwerte festgestellt wurden, die durch nasse Depositionen eingetragenen Schwefelmengen lediglich über den Critical Loads für empfindlichste Standorte und den angegebenen Jahresminimalwerten lagen, aber immer geringer waren als die für Hintergrundstationen genannten Bereiche, demgegenüber jedoch Komponenten des antioxidativen Systems (Thiole, Ascorbinsäure) in Fichtennadeln erhöhte Gehalte zeigten und die Veränderungen der Epikutikularwachsstrukturen im Talbereich auf eine Beeinflussung durch lokale saure Immissionen hinwies. Auf Grund der Flechtenkartierung kann ebenfalls auf Belastungen durch saure Komponenten im Tal geschlossen werden, wogegen die Ergebnisse der morphologisch-anatomischen Untersuchungen keine Beeinflussungen ergaben. Die Übereinstimmung der Ergebnisse der Flechtenkartierung mit den Komponenten des antioxidativen Systems, welche Hinweise auf Immissionseinfluß gaben, ist aus einem weiteren Ergebnis deutlich erkennbar: die talnahe stockenden Bäume der Probestfläche Mühleggerköpfl wiesen im Vergleich zur nahezu auf gleicher Seehöhe gelegenen Probestfläche des Christlumpfils etwas geringere Beeinflussungen der Wachsstrukturen auf. Dieser Bereich ist bereits der Flechtenzone mit schwacher Belastung zuzuordnen. Die Erklärung für die Diskrepanz zwischen den geringen gemessenen Schwefeleinträgen und Konzentrationen, den nicht erhöhten Schwefelgehalten in den Nadeln und den deutlichen Hinweisen auf Immissionseinfluß auf der Basis von ökosystemaren Zeigerwerten wird sein, daß sowohl Flechten als auch biochemische Parameter und Wachsstrukturen der Fichtennadeln empfindlichere Kenngrößen zur Beschreibung von geringsten Immissionseinwirkungen durch saure Luftschadstoffkomponenten sind.

Schwermetallgehalte: Die Blei- und Cadmiumgehalte der Fichtennadeln und -borken, der Moose und der nassen Depositionen sind aus Tabelle 2 ersichtlich.

Tab. 2: Bandbreiten der Blei- und Cadmiumgehalte (Probejahre 1991 und 1992)

Konzentrationen	Pb ppm	Cd ppm
Fichtennadeln (1992, ppm)	0,1-1,6	0,01-0,39
Fichtenborke (ppm)	1,0-27,0	0,03-1,80
Moose (ppm)	3,8-60,4	0,3-2,0
nasse Deposition ($\mu\text{g/l}$)	< 1-24	< 0,1-0,8

Die Bleigehalte der Fichtennadeln gaben keinen Hinweis auf Immissionseinwirkung, die Cadmiumgehalte waren mit Ausnahme der höchst gelegenen Probestfläche immer gering. In den Nadeln dieser Probestflächen waren die Cad-

miumgehalte so deutlich erhöht, daß eine Immissionseinwirkung angenommen werden kann. Auch die Cadmiumgehalte der Borken dieser Probestfläche wiesen auf Immissionseinwirkung hin. Die geringen Belastungen der talnahen Probestflächen mit Schwermetallen spiegeln sich auch in den Ergebnissen der Wet-only-Depositionen wieder: die Blei- und Cadmiumgehalte lagen unter jenen, welche vom VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE (1983) für eine Reihe von Meßstationen zitiert wurden. Die Blei- und Cadmiumgehalte in den Moosen zeigten einen deutlichen Höhengradienten und im Vergleich zu anderen Probestflächen in Österreich hohe Werte.

Wenn ein Zusammenhang zwischen Schwermetallgehalten in Nadeln (und Böden) und dem Ferntransport besteht, sollten die Schwermetallanreicherungen umso höher sein, je exponierter ein Standort ist, d.h. von je mehr Niederschlägen und Luftströmungen ein Standort betroffen ist. Blei- und Cadmumeinträge korrelieren mit Niederschlagssummen. Da diese mit der Seehöhe zunehmen, müßten höher gelegene Regionen stärker belastet sein als tiefliegende. Insbesondere sollte dies für die nord- bis west-exponierten Prallhänge des Alpennordrandes zutreffen (MUTSCH 1992). Unter diesem Aspekt wären die im Untersuchungsgebiet mit der Seehöhe zunehmenden Schwermetallgehalte in Nadeln und Borken zu diskutieren, wobei die relativ geringen Konzentrationen in Nadeln im Vergleich zu anderen Untersuchungsgebieten durch den Kalkstandort bedingt sein könnten.

Leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe: Der Frage der Anreicherung mit leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen und Trichloressigsäure besonders in 1050m Seehöhe und dem Zusammenhang mit Inversionen wird durch umfangreiche meteorologische Erhebungen nachgegangen. Bereits im Zillertal wurde die Tages- und jahreszeitliche Dynamik des Inversionsauf- bzw. Abbaues beschrieben (KAISER 1994), woraus sich ein Zusammenhang zwischen Immissionskonzentrationen und meteorologischen Gegebenheiten und dem für Alpentäler typischen "Eigenleben" der Talatmosphäre ableiten ließ. Durch die Fortsetzung der Analyse der vertikalen Temperatur- und Windstruktur und die Bewertung des Einflusses auf die Immissionskonzentrationen im Raum Achenkirch wird sich der oben postulierte Zusammenhang verifizieren lassen.

3.3 Zeigerwerte zur Charakterisierung des physiologischen Zustandes

Das Ziel dieses Teiles der ökosystemaren Studie ist die Erarbeitung von Diagnosemethoden, die auch in der Praxis mit einem angemessenen Aufwand durchgeführt werden können und von denen sich Zahlenwerte ableiten lassen, die eine Abschätzung bzw. Klassifizierung der Streßgefährdung erlauben. Für eine exakte Identifizierung der Streßursachen ist es erforderlich, eine Vielzahl von Parametern zu berücksichtigen und gemeinsam auszuwerten. Mit Hilfe von biochemischen, physiologischen und enzymatischen Untersuchungsmethoden kann die Streßbelastung von

Waldbäumen im Talbereich und in höheren Lagen bis zur Waldgrenze erfaßt werden.

Folgende Parameter der Fichtennadeln wurden getestet:

- Komponenten des antioxidativen Systems (Ascorbinsäure und Thiole) und Entgiftungsenzyme (Gluthation-S-Transferase und Peroxidasen),
- Epikutikularwachsstrukturen,
- Lipidgehalte,
- Chlorophyllfluoreszenz, photosynthetische Sauerstoffproduktion, Spektrum der Thylakoidproteine.

Antioxidatives System und Entgiftungssysteme

Die höchsten Gehalte an Thiolen und Ascorbinsäure fanden sich immer in den Nadeln der höchstgelegenen Standorte, was sich aus der insgesamt höheren Streßbelastung dieser Standorte (niedrigere Temperaturen, höhere Einstrahlung, höhere Belastung mit Ozon) erklären läßt.

Die im talnahen Bereich höheren Thiolgehalte lassen sich durch eine geringe Beeinflussung mit SO₂ erklären. Sowohl im Zillertal, als auch (in beiden Untersuchungsjahren) in Achenkirch waren dagegen im mittleren Profilbereich sehr geringe Thiol- und Ascorbinsäuregehalte zu finden, während die Peroxidase dort ein Aktivitätsmaximum aufwies.

Die Bandbreiten von Gehalten bzw. Aktivitäten von organischen Inhaltsstoffen in Fichtennadeln wurden auf der Basis langjähriger Untersuchungen beschrieben und sind aus Tabelle 3 zu ersehen (FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT 1992c).

Tab. 3: Bandbreiten von Gehalten bzw. Aktivitäten von organischen Inhaltsstoffen in Fichtennadeln

Komponenten bzw. Aktivitäten	Werte für den 1. NJ.
Thiole	0,1-1,2 µmol/g FG
Ascorbinsäure	0,0 - 5 mg/g FG
Peroxidaseaktivität	bis 40 Units/g FG
Gluthation-S-Transferase	0,1-1,0 nkat/mg Protein

Alle im Raum Achenkirch gefundenen Werte lagen innerhalb der in Tabelle 3 angegebenen Bandbreiten.

Bei einer Bewertung der Komponenten des antioxidativen Schutzsystems im Hinblick auf eine Belastungsdiagnose für Fichten zeigte sich die Notwendigkeit, die Ergebnisse mit anderen Erhebungen vernetzt zu interpretieren. So zeigte sich ein Zusammenhang zwischen antioxidativen Komponenten und Nährstoffgehalten: höhere Stickstoffgehalte gingen häufig mit höheren Antioxidantiengehalten parallel, wogegen eine Korrelation von hohen Magnesiumgehalten mit niedrigen Antioxidantiengehalten gefunden wurde. Das weist darauf hin, daß der Nährstoffversorgung Bedeutung hinsichtlich des physiologischen Zustandes zukommt. Untersuchungen bezüglich des Entgiftungssystems Gluthation-S-Transferase wurden vorgenommen, wobei

sich ein Zusammenhang zwischen leichtflüchtigen Chlor-kohlenwasserstoffen, Trichloressigsäure und der Gluthation-S-Transferase Aktivität aufzeigen ließ.

Die Möglichkeit des Hinweises auf saure Immissionen wurde durch Veränderung der Struktur der Wachsschicht beschrieben.

Lipide

Die Clusteranalyse ergab für die gemessenen Lipidparameter eine deutliche Abgrenzung des Untersuchungsgebietes Achenkirch zu zwei anderen Projektgebieten (Schöneben/OÖ. und Gleinalm/Stmk.), was auf eine unterschiedliche Belastungssituation hinweist. Der Fettsäure- und Triglyceridgehalt sowie der Anteil der Gruppe der ungesättigten Fettsäuren lagen in Achenkirch signifikant höher, was nach dem bisherigen Bewertungsschema einen klaren Hinweis auf einen besseren physiologischen Zustand der dort stockenden Fichten gibt.

Auf der Basis der bisherigen Untersuchungen lassen sich die in Tabelle 4 wiedergegeben Bandbreiten aufstellen, welche eine physiologische Bewertung der Nadeldisposition erlauben.

Tab. 4: Gehalte an lipoiden Substanzen in Fichtennadeln

Parameter	"physiologischer Nadelbefund"		
	unter-	+/- durchschnittlich	über-
	(Normalwert)		
Gesamtfettsäuren (%TS)	<0,6	0,6-0,8	>0,8
ungesätt. Fettsäuren (%)	<50	50-60	>60
Linolensäure (%)	<25	25-30	>30
Ölsäure (%)	>8	8	<8
Sterole (%TS)	<0,25	0,25-0,35	>0,35
Triglyceride (%TS)	<0,15	0,15-0,25	>0,25

Bei der Festlegung der Normbereiche ist es ebenso wie bei den antioxidativen Komponenten notwendig, natürliche und anthropogene Faktoren mit zu erfassen, um ihren Einfluß auf die Lipidzusammensetzung zu berücksichtigen. Es zeigte sich aus den bisherigen Ergebnissen, daß ein positiver Zusammenhang zwischen forstökologischen und ernährungsphysiologischen Kenngrößen einerseits und dem Fettsäuregehalt andererseits besteht: bei Calcium, Magnesium und Stickstoffmangel sinkt der Fettsäurespiegel sehr stark, hingegen erhöht eine plötzlich günstige, in ausgewogenen Mengenverhältnissen vorliegende Nährstoffversorgung - zumindest vorübergehend - den Fettsäuregehalt.

Photosynthetische Untersuchungen

Der charakteristische Wert der Chlorophyllfluoreszenz der Nadeln des Untersuchungsgebietes Achenkirch lag in einem Bereich, der für gesunde und nicht unter Trockenstreß stehende Pflanzen typisch ist (Tabelle 5).

Tab. 5: Richtwerte für die photosynthetische Kapazität (Fv/Fm) und die Grundfluoreszenz (Fo) nach BOLHAR-NORDENKAMPF & GÖTZL (1992)

Bezeichnung	Fv/Fm	Fo
"normal"	0,85 (100%)	0,18 (0%)
Untergrenze der nat. Variation	0,72 (85%)	0,14 (+22%)
Bereich starker, jedoch reversibler Störungen	> 0,6 (70%)	0,28 (-55%)
Bereich schwerer, auch struktureller Störungen	> 0,3 (35%)	0,10 (+44%)

Mit der Seehöhe war eine leicht fallende Tendenz der Werte zu beobachten, wobei betont werden muß, daß die Quotienten noch in dem normalen Bereich, welcher für physiologische Reaktionen angegeben wird, lagen. Diese recht gute Vitalität wurde auch durch die Bestimmung der Photosynthese über die Sauerstoffproduktion dokumentiert.

Zwischen den Höhenstufen und den untersuchten Nadeljahrgängen wurden keine absicherbaren Unterschiede in den Mustern der Membranproteine gefunden, eine eindeutige Beeinflussung der photosynthetischen Membranproteine wird nach ersten Analysen nur durch die Jahreszeit erreicht.

LITERATUR

- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1989: Zustand der Tiroler Wälder - Bericht an den Tiroler Landtag, 135S.
- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1991a: Zustand der Tiroler Wälder - Bericht an den Tiroler Landtag, 121S.
- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1991b: Auswirkungen des Straßenverkehrs auf die Umwelt, 95 S.
- BERGER T.W., KATZENSTEINER K., GLATZEL G. & SIEGHARDT M. 1993: Eintrag und Umsatz langzeitwirksamer Luftschadstoffe in Waldökosystemen der Nordtiroler-Kalkalpen, Zwischenbericht.
- BOLHAR-NORDENKAMPF H. & GÖTZL M. 1992: Chlorophyllfluoreszenz als Indikator der mit der Höhenlage zunehmenden Streßbelastung von Fichtennadeln. FBVA-Berichte 67, 119-132.
- BRANDTNER B., PUXBAUM H., BIEBL P., GLASER O. & MAHRINGER W. 1989: Luftschadstoffuntersuchungen entlang der Tauernautobahn. Technische Universität Wien, Bericht 5/89.
- FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT 1992a: Ökosystemare Studien in einem inneralpinen Tal. Ergebnisse aus dem Projekt "Höhenprofil Zillertal". FBVA-Bericht 67, 152 S.
- FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT 1992b: Ökosystemare Studien im Kalkalpin. Erste Ergebnisse aus dem Projekt "Höhenprofile Achenkirch". FBVA-Bericht 70, 101 S.
- FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT 1992c: Tagungsunterlagen zum Achenkirchtag 19.XI.1992.
- GATH B., JÄSCHKE W., KUBIAK R., RICKER I., SCHMIDER F. & ZIETZ E. 1993: Eintrag von Pflanzenschutzmitteln durch nasse Deposition auf dem Kleinen Feldberg/Taunus. Aus: Stoffeinträge aus der Atmosphäre und Waldbodenbelastung in den Ländern von ARGE ALP und ALPEN ADRIA. GSF-Bericht 39/93, 460-464.
- GULDER H.J. & KOLBEL M. 1993: Waldbodeninventur in Bayern. Forstl.Forschungsberichte München, 192, 241 S.
- HERMAN F. 1992: Ökosystemare Studien im Kalkalpin. FBVA-Berichte 70, 5-12.
- HERMAN F. 1993: Ökosystemare Studien im Kalkalpin. Aus: Stoffeinträge aus der Atmosphäre und Waldbodenbelastung in den Ländern von ARGE ALP und ALPEN ADRIA. GSF-Bericht 39/93, 406-413.
- HERMAN F. & STEFAN K. 1992: Zusammenschau: Ökosystemare Studien im Zillertal. FBVA-Berichte 67, 139-147.
- HERMAN F., LEITNER J. & SMIDT S. 1993: "Höhenprofile Achenkirch"-Meßbericht 1992. Forstliche Bundesversuchsanstalt, Bericht G3-1/1993.
- HOFMANN P. 1992: Immissionsökologisch orientierte Flechtenkartierung im Raum Achenkirch. FBVA-Berichte 70, 91-101.
- KAISER A. 1994: Analyse der vertikalen Temperatur und Windstruktur und ihr Einfluß auf die Immissionskonzentration. FBVA-Bericht 77, im Druck.
- KNABE W. 1984: Merkblatt zur Entnahme von Blatt- und Nadelproben für chemische Analysen. Allg.Forstzeitschr., 847-848.
- KREHAN H. & TOMICZEK C. 1992: Forstliche Beschreibung der Probestämme an den Höhenprofilen Achenkirch. FBVA-Berichte 70, 19-24 S.
- KOVAR A. & PUXBAUM H. 1992: Nasse Depositionen im Ostalpenraum. Berichte der TU-IAC 14/92.
- KRUGMANN G. & WINKLER P. 1989: Abschätzung der feuchten Deposition durch Nebel aufgrund gemessener chemischer und meteorologischer Parameter. Deutscher Wetterdienst, 112 S.
- KRUPA S.V. & ARNDT U. 1990: The Hohenheim long-term experiment. Environmental Pollut. Vol. 68, 481. Elsevier Applied Science.
- LIN N.H. & SAXENA V.K. 1991: Interannual variability in acidic deposition on the Mt. Mitchell Area Forest. Atmos. Environment 25A, 2, 517-524.
- MILLER E.K. et al. 1993: Atmospheric deposition to forests along an elevational gradient at Whiteface Mountain, NY, USA. Atmos. Environment 27A, 14, 2121-2136.
- MUTSCH F. 1992: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur. Ergebnisse Waldbodenbericht. Teil VI: Schwermetalle. Mitt. d. Forstl. BVA 168/II, 145-188.

- ÖSTERREICHISCHE AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN 1989: Luftqualitätskriterien Ozon. Bundesministerium für Umwelt, Jugend- und Familie.
- PLUMACHER J. & RENNER I. 1991: Biomonitoring von Immissionsbelastungen mit der Bestimmung von leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen und Trichloressigsäure in Koniferennadeln. VDI-Berichte 901, 217-233.
- REITER R. 1988: Meßreihen atmosphärischer Spurenstoffe an alpinen Stationen Südbayerns zwischen 0,7 und 3km Höhe. Wetter und Leben 40, 1-30.
- SCHARF J., WIESIOLLEK R. & BACHMANN K. 1992: Pesticides in the atmosphere. Fresenius J. Z. Anal. Chem. 342, 813-816.
- SMIDT S. & MUTSCH F. 1993: Messung nasser Freilanddepositionen an alpinen Höhenprofilen. Proceedings "Stoffeinträge aus der Atmosphäre und Waldbodenbelastung in den Ländern von ARGE ALP und ALPEN ADRIA". GSF-Bericht 39/93, 21-29.
- UMWELTBUNDESAMT 1992: Pestizide im Niederschlag - eine Zwischenbilanz. UBA-Info, November 1992.
- UN-ECE 1988: Critical Loads Workshop. 19.24.3.1988. Skokloster (Schweden).
- VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE 1983: Säurehaltige Niederschläge-Entstehung und Wirkung auf terrestrische Ökosysteme. VDI Kommission Reinhaltung der Luft.
- WINKLER P. & PAHL S. 1993: Spurenstoffeintrag in Nadelwälder durch Nebelinterzeption in Schwarzwaldhochlagen. Forschungsbericht KfK-PEF, 56 S.

Publikationen aus dem Untersuchungsgebiet

- AICHINGER H. & BAUMANN R. 1985: Schadstoffimmissionen an österreichischen Hintergrundstationen.- 10 Jahre NÖ. Umweltschutzanstalt 1975-1985, Maria Enzersdorf am Gebirge / Südstadt, 84-86.
- AICHINGER H. 1986: Schadstoffimmission an österreichischen Hintergrundmeßstationen.- Schriftenreihe Luftgüteuntersuchung (Amt der Salzburger Landesregierung, Abt. 16), Band 12: Workshop "Saure Depositionen", Salzburg 16.-17.9. 1985, 17-22.
- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1986-1992: Zustand der Tiroler Wälder, Berichte an den Tiroler Landtag für die Jahre 1985-1991.
- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1985: Immissionsmessungen "Nasser Niederschlag" in Tirol (Untersuchungszeitraum Oktober 1983 bis September 1984), H. PUXBAUM, M. PIMMINGER & A. KOVAR (Inst. f. Analyt. Chemie, Techn. Univ. Wien); I. PACK & A. WEBER (Landesforstdirektion Tirol).- Bericht 3F/85 der Abt. f. Umweltanalytik.
- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG 1985: Immissionsmessungen "Nasser Niederschlag" in Tirol (Untersuchungszeitraum Oktober 1984 bis September 1985), A. KOVAR & H. PUXBAUM (Inst. f. Analyt. Chemie, Techn. Univ. Wien); I. PACK & A. WEBER (Landesforstdirektion Tirol).- Bericht 3F/86 der Abt. f. Umweltanalytik.
- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG, ABTEILUNG FÜR UMWELTANALYTIK (Institut für Analytische Chemie der TU Wien) 1987: Immissionsmessungen "Nasse Deposition" im Bundesland Tirol, Untersuchungszeitraum Oktober 85 - September 86 (Bericht 15/87), A. KOVAR, H. PUXBAUM, G. MIRTH, I. PACK & A. WEBER.
- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG, ABTEILUNG FÜR UMWELTANALYTIK (Institut für Analytische Chemie der TU Wien) 1987: Immissionsmessungen "Nasse Deposition" im Bundesland Tirol, Untersuchungszeitraum Oktober 86 - März 87 (Bericht 17/87), G. MIRTH, A. KOVAR, H. PUXBAUM, I. PACK & A. WEBER.
- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG, ABTEILUNG FÜR UMWELTANALYTIK (Institut für Analytische Chemie der TU Wien) 1990: Immissionsmessungen "Nasse Deposition" im Bundesland Tirol, Untersuchungszeitraum Oktober 88 - September 89, A. KOVAR, H. PUXBAUM, M. KALINA, I. PACK & A. WEBER.
- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG, ABTEILUNG FÜR UMWELTANALYTIK (Institut für Analytische Chemie der TU Wien) 1989: Immissionsmessungen "Nasse Deposition" im Bundesland Tirol, Untersuchungszeitraum Oktober 87 - September 88 (Bericht 1/89), A. KOVAR, H. PUXBAUM, I. PACK & A. WEBER.
- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG, ABTEILUNG FÜR UMWELTANALYTIK (Institut für Analytische Chemie der TU Wien) 1993: Immissionsmessungen "Nasse Deposition" im Bundesland Tirol, Untersuchungszeitraum Oktober 91 - September 92 (Bericht 12/93), A. KOVAR, H. PUXBAUM, A. WEBER & I. PACK &.
- ANONYM 1983: Das FUST-Projekt in Achenkirch - Kurzbericht über die Arbeiten 1970-1983 (unveröffentlicht), mit Publikationsliste (51 Zitate).
- DONAUBAUER E. & ABBAS-ESMAILI S. 1986: Fallstudie zur Wassergüte im Raum Achenkirch.- Beiträge zur Umweltgestaltung, Berlin, Nr. A110/I, 261-274.
- ENGLISCH M. 1992: Standörtliche Grundlagen im Bereich der Höhenprofile Achenkirch. FBVA-Berichte 70, 13-18.
- FRISCHMANN H. 1990: Kartierung der potentiellen Vegetation im Raum Achenkirch - Endbericht. Forschungsverein für Umweltstudien.
- GLATTES F. & TOMICZEK C. 1984: Klärschlammausbringung - eine mögliche Ursache für erhöhte Schwermetallgehalte forstlicher Ökosysteme sowie freilebender Tiere.- Allg. Forstztg., Informationsdienst, 224. Folge.
- GLATTES F. 1986: Schwermetall- und Ozongehalte in Waldökosystemen.- Alpine Umweltprobleme, Facharbeitstagung Achenkirch "Der Wald als Lebensraum", 77-87. Erich Schmidt Verlag.
- HAUDEK S.B., KREUZINGER N., PODEU R., GÖBL F., GRUBER F. & KUBICEK C.P. 1993: Detection and identification of mycorrhizal fungi by PCR. 9. NACOM GUELPH, Canada, August 1993.
- HERMAN F. 1991: Schwermetallgehalte von Fichtenborke als Indikator für anthropogene Luftverunreinigungen.- VDI-Berichte 901, 375-389.
- HERMAN F. 1992: Höhenprofile Achenkirch - Ökosystemare Studien im Kalkalpin. FBVA-Berichte 70, 5-12.
- HERMAN F. 1992: Nährstoffgehalte von Fichtennadeln sowie Schadstoffgehalte in Fichtennadel- und -borkenproben des Untersuchungsgebietes Achenkirch. FBVA-

Berichte 70, 83-90.

HERMAN F. & S. SMIDT 1992: Gesetzliche Regelungen, Grenzkonzentrationen und Beurteilungskriterien für Luft, Boden, und Blattorgane. Poster zur Veranstaltung "Ökosystemare Waldforschung in Achenkirch" am 19.11.1992.

HERMAN F., J. LEITNER, C. LÜTZ, J. PLATTNER, J. PLÜMACHER, P. SCHRÖDER, S. SMIDT & E. STABENTHEINER 1992: Höhenprofile Achenkirch - Höhenverläufe verschiedener Untersuchungsparameter. Poster zur Veranstaltung "Ökosystemare Waldforschung in Achenkirch" am 19.11.1992.

HERMAN F., J. LEITNER & S. SMIDT 1993: Höhenprofile Achenkirch - Meßbericht 1992. Bericht G3-1/1993.

HERMAN F. et al. 1993: Ökosystemare Studien im Kalkalpin. Gemeinschaftsposter zum Int. GSF-Symposium "Stoffeinträge aus der Atmosphäre und Waldbodenbelastung in den Ländern von ARGE ALP und ALPEN-ADRIA", 27.-29.4.1993.

HERMAN F. & SMIDT S. 1993: Ökosystemare Studien im Kalkalpin.- Poster zur 23. Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie, 6. - 9. 9. 1993 in Innsbruck.

HERMAN F. 1993: Ökosystemare Studien im Kalkalpin - "Höhenprofile Achenkirch". 23. Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie, 6.-9.9.1993 in Innsbruck, Tagungsband.

HERMAN F. & SMIDT S. 1993: Oxidants and plant physiology in Alpine valleys - some results of the projects "Altitude Profile Zillertal" & "Altitude Profiles Achenkirch" (Tyrol, Austria). Poster zur Int. Konferenz "Oxygen and environmental stress in plants", University of St. Andrews (Scotland), 6.-10.September 1993.

HERMAN F. & SMIDT S. 1993: Forest ecosystem research in Tyrol / Austria ("Altitude Profile Zillertal & "Altitude Profiles Achenkirch"). Poster zur Int. Konferenz "Oxygen and environmental stress in plants", University of St. Andrews (Scotland), 6.-10.September 1993.

HERMAN F.: Ökosystemare Studien im Kalkalpin. GSF-Bericht 39/93, 406-415.

HOFMANN P. 1992: Immissionsökologisch orientierte Flechtenkartierung im Raum Achenkirch. FBVA-Berichte 70, 91-101.

KREHAN H. & TOMICZEK C. 1992: Forstliche Beschreibung der Probestflächen und Kronenzustände der Probestämme an den Höhenprofilen Achenkirch. FBVA-Berichte 70, 19-24.

KREUZINGER N. 1993: Isolierung, Charakterisierung und Vergleich des gdp-Gens aus den Mykorrhizapilzen *Amantia muscaria*, *Boletus edulis* und *Lactarius deterrimus*.

Diplomarbeit Technische Universität Wien, Inst. f. Biochemische Technologie und Mikrobiologie.

KREUZINGER N., PODEU R., HAUDEK S., GRUBER F., GÖBL F. & KUBICEK C.P. 1993: Detection of mycorrhizal fungi via PCR. 23. Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie, 6.-9.9.1993 in Innsbruck, Tagungsband.

MEISTER I. 1992: Vergleich der Schwermetallkonzentrationen in Flechten und in Organen von Wildtieren im selben Biotop.- Diplomarbeit Veterinärmed. Univ.

MUTSCH F. & S. SMIDT 1993: Waldbodenzustandsinventur und Protoneneinträge. Poster zum Int. GSF-Symposium "Stoffeinträge aus der Atmosphäre und Waldbodenbelastung in den Ländern von ARGE ALP und ALPEN-ADRIA", 27.-29.4.1993.

ONDERSCHAEKA K., TATARUCH F. & STEINECK T. 1991a: Überprüfung des Ernährungsstoffwechsels des Rot-, Reh- und Gamswildes im Lebensraum Achenkirch einschließlich der Belastung dieser Tiere mit Umweltschadstoffen.- Veterinärmedizinische Universität, Abschlußbericht an das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft.

ONDERSCHAEKA K., I. VAVRA, E. KLANSEK 1991b: Ergebnisse der botanischen Analyse der Paneninhalte bei Gams-, Reh- und Rotwild im FUST-Revier Achenkirch (1989-1991). Eigenverlag Forsch. Inst. f. Wildtierkunde und Ökologie.

PEINTNER U. & MOSER M. 1993: Pilze als Bioindikatoren für Blei und Cadmium. 23. Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie, 6.-9.9.1993 in Innsbruck, Tagungsband.

PLÜMACHER J. & SCHRÖDER P. 1993: Accumulation and fate of C1/C2-chlorocarbons and TCA in spruce needles from an Austrian mountain site. Poster, präsentiert bei der Dioxin-Tagung, TU Wien, 20.-24.9.1993.

PODEU R. 1993: Nicht radioaktive DNA Hybridisierungsverfahren als Werkzeug zum Nachweis und zur Unterscheidung von Mykorrhizapilzen. Diplomarbeit Technische Universität Wien, Inst. f. Biochemische Technologie und Mikrobiologie.

PUCHINGER L. & H. STACHELBERGER 1993: Bioindikation von Pflanzenstreß anhand des Lipidmusters. Poster zur 49. DGF-Tagung in Karlsruhe, 1. - 2. 9. 1993.

PUCHINGER L. & H. STACHELBERGER 1993: Lipide Substanzen als Streßmarker von Fichtennadeln. Poster zur 49. DGF-Tagung in Karlsruhe, 1. - 2. 9. 1993.

PUCHINGER L. & H. STACHELBERGER 1993: Anatomisch-biochemische Untersuchungen von Fichtennadeln. Poster.

- RANGGER A., INSAM H. & HASELWANDTER 1993: Mikrobielle Aktivitäten und Biomasse entlang eines Höhengradienten in den nördlichen Kalkalpen. 23. Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie, 6.-9.9.1993 in Innsbruck, Tagungsband.
- SMIDT S. 1982: Untersuchungen über das Auftreten von Ozon, seine kombinierte Wirkung mit SO₂ auf Fichte und das Vorkommen von sauren Niederschlägen in Österreich.- Dissertation Universität für Bodenkultur Wien.
- SMIDT S. 1983a: Untersuchungen über das Auftreten von sauren Niederschlägen in österreichischen Waldgebieten.- Allg. Forstztg., 94. Jg. (1), Informationsdienst, 216. Folge.
- SMIDT S. 1983b: Untersuchungen über das Auftreten von sauren Niederschlägen in Österreich.- Mitt. Forstl. Bundesvers. Anst. 150.
- SMIDT S. 1984a: Analysen von Niederschlagsproben aus Waldgebieten Österreichs.- Allg. Forstztg., 95. Jg. (1) Informationsdienst 221. Folge, 13-15.
- SMIDT S. 1984b: Analysen von Niederschlagsproben aus Waldgebieten Österreichs.- Allg. Forstztg., 95. Jg. (12) Informationsdienst 227. Folge.
- SMIDT S. 1985: Schadstoffeintrag durch nasse Deposition in verschiedenen Höhenlagen.- FÜHRER (Hrsg.): Forschungsinitiative gegen das Waldsterben, Bericht 1985, 120-129.
- SMIDT S. 1986a: 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. 1986b: Depositionsmessungen in verschiedenen Höhenlagen.- Beiträge zur Umweltgestaltung, Heft A 98: Alpine Umweltprobleme, Facharbeitstagung Achenkirch "Der Wald als Lebensraum", 88-97, Erich Schmidt Verlag.
- SMIDT S. 1986c: Niederschlagsmessungen in Tirol.- Tiroler Forstdienst, 29 (3), 9-10.
- SMIDT S. 1986d: Bulk-Niederschlagsmessungen in Waldgebieten Österreichs, Ergebnisse 1984 und 1985. - Allg. Forstztg., 97. Jg., 236. Folge, 339-341.
- SMIDT S. 1986e: Bulkmessungen in Waldgebieten Österreichs.- FBVA-Berichte Nr. 13.
- SMIDT S. 1988a. Messungen der nassen Deposition in Österreich.- FBVA-Berichte Nr. 27.
- SMIDT S. 1988b: Luftschadstoffmonitoring in österreichischen Waldgebieten.- Forschungsinitiative gegen das Waldsterben, Symposium 27./28.10.1988, Univ. f. Bodenkultur, Tagungsband 39-59.
- SMIDT S. 1989: Messungen der nassen Depositionen und der Ozonkonzentrationen im Raum Achenkirch.- Alpine Umweltprobleme 110/1, 277-296.
- SMIDT S. 1991: Immissionsmessung nasse Depositionen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt.- FBVA-Berichte Nr. 50, 90 Seiten.
- SMIDT S. & LEITNER J. 1992: Luftschadstoffmessungen im Bereich der Höhenprofile Achenkirch. FBVA-Berichte 70, 25-75.
- SMIDT S. 1992: Analysen nasser Depositionen im Bereich der Höhenprofile Achenkirch. FBVA-Berichte 70, 77-81.
- SMIDT S. 1992: Luftschadstoffmessungen im Raum Achenkirch.- Poster zur Veranstaltung "Ökosystemare Waldforschung in Achenkirch" am 19.11.1992.
- SMIDT S. & F. HERMAN 1992a: Möglichkeiten der Feststellung der Belastung von Waldökosystemen. Poster zur Veranstaltung "Ökosystemare Waldforschung in Achenkirch" am 19.11.1992.
- SMIDT S. & F. HERMAN 1992b: Streßbelastung alpiner Waldökosysteme. Poster zur Veranstaltung "Ökosystemare Waldforschung in Achenkirch" am 19.11.1992.
- SMIDT S. & F. HERMAN 1992: Ecosystem studies at different elevations in an Alpine valley - The Altitude Profile Zillertal (Tyrol/Austria). Phytos 32 (2), 177-200 (1992).
- SMIDT S. 1993a: Reaktionen von Forstbäumen auf kombinierte Einwirkungen von Luftschadstoffen in Begasungsversuchen.- Forstliche Bundesversuchsanstalt, Bericht XIb - 1/1993.
- SMIDT S. 1993b: Die Ozonsituation in alpinen Tälern Österreichs. Centralblatt f. d. Gesamte Forstwesen 110, 205-220.
- SMIDT S. 1993c: Messungen der nassen Freilanddepositionen an alpinen Höhenprofilen.- Int. GSF-Symposium "Stoffeinträge aus der Atmosphäre und Waldbodenbelastung in den Ländern von ARGE ALP und ALPEN-ADRIA", 27.-29.4.1993, Tagungsunterlage (Summary).
- SMIDT S. & F. MUTSCH 1993: Messungen der nassen Freilanddepositionen an alpinen Höhenprofilen.- Tagungsband Int. GSF-Symposium "Stoffeinträge aus der Atmosphäre und Waldbodenbelastung in den Ländern von ARGE ALP und ALPEN-ADRIA". GSF-Bericht 39/93, 21-29.
- SMIDT S. & F. MUTSCH 1993: Messungen der nassen Freilanddepositionen an alpinen Höhenprofilen.- Poster zum Int. GSF-Symposium "Stoffeinträge aus der Atmos-

phäre und Waldbodenbelastung in den Ländern von AR-GE ALP und ALPEN-ADRIA", 27.-29.4.1993.

SMIDT S. & HERMAN F. 1994: Waldökosystemforschung in inneralpinen Tälern Tirols. - Z. Umweltchemie und Ökotoxikologie, im Druck

STAGL W.G. & HACKER R. 1991: Weiden als Proßhölzer zur Äsungsverbesserung.- FBVA-Berichte Nr. 58.

STEFAN K. 1983: Schadstoffbelastung von Schnee – Ergebnisse der bundesweiten Stichprobenuntersuchungen 1983.- Forstliche Bundesversuchsanstalt, Interner Bericht.

TATARUCH F. 1993: Vergleichende Untersuchungen zur Schwermetallbelastung von Rot-, Reh- und Gamswild. Z. Jagdwiss. 39, 190-200.

WEBER A., I. PACK & H. GASSEBNER 1985: Nasse Deposition und Waldzustand in Tirol.- Tiroler Forstdienst 28. Jg., Dezember, 2-3.

WEBER D., I. PACK & H. GASSEBNER 1986: Nasse Deposition und Waldzustand in Tirol.- Schriftenreihe Luftgüteuntersuchung (Amt der Salzburger Landesregierung, Abt. 16), Band 12: „Workshop“ Saure Depositionen“, Salzburg 16.-17.9. 1985, 229-232.

Schriftenreihe Alpine Umweltprobleme, Beiträge zur Umweltgestaltung, Erich Schmidt Verlag:

Alpen – Umwelt ohne Zukunft - Entwicklung und Zwischenergebnisse des Forschungsprojektes Achenkirch, Band A37,

Ergebnisse des Forschungsprojekts Achenkirch, Teil I-IV, Band A62 (1977),

Ergebnisse des Forschungsprojekts Achenkirch, Teil V und VI, Band A67 (1978),

Ergebnisse des Forschungsprojekts Achenkirch, Band A78,

Facharbeitstagung Achenkirch "Der Wald als Lebensraum", Band A98 (1986),

Ergebnisse des Forschungsprojekts Achenkirch, Teil XXIX, Band 110/1 (1989).

FBVA-BERICHTE
Schriftenreihe der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien

- | | | |
|------|--------------|---|
| 1991 | 55 | <p>Wiesinger, Rudolf; Rys, Johannes: Waldzustandsinventur: Untersuchung der Zuwachsverhältnisse an Wald- und Bestandesrändern.</p> <p>Preis ÖS 60.— 60 S.</p> |
| 1991 | 56 | <p>Rachoy, Werner; Exner, Robert: Erhaltung und Verjüngung von Hochlagenbeständen.</p> <p>Preis ÖS 95.— 93 S.</p> |
| 1991 | 57 | <p>Smidt, Stefan; Herman, Friedl; Leitner, Johann: Höhenprofil Zillertal. Meßbericht 1989/90.</p> <p>Preis ÖS 30.— 28 S.</p> |
| 1991 | 58 | <p>Stagl, Wolfgang; Hacker, Robert: Weiden als Prosshölzer zur Äsungsverbesserung.</p> <p>Preis ÖS 60.— 56 S.</p> |
| 1991 | 59 | <p>Holzer, Kurt; Ohene-Coffie, F.; Schultze, Ulrich: Vegetative Vermehrung von Fichte für Hochlagenaufforstungen. Physiologische und phänologische Probleme der Anpassung.</p> <p>Preis ÖS 75.— 73 S.</p> |
| 1991 | 60 | <p>Holzschuh, Carolus: Neue Bockkäfer aus Asien II.
 63 neue Bockkäfer aus Asien, vorwiegend aus China und Thailand, (Coleoptera: Disteniidae und Cerambycidae).</p> <p>Preis ÖS 140.— 71 S.</p> |
| 1992 | 61 | <p>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".</p> <p>Preis ÖS 105.— 62 S.</p> |
| 1992 | 62 | <p>Jeglitsch, Friedrich: Wildbachereignisse in Österreich 1983-1985.</p> <p>Preis ÖS 75.— 72 S.</p> |
| 1992 | 63 | <p>Fürst, Alfred: Blatt- und nadelanalytische Untersuchungen im Rahmen des Waldschaden - Beobachtungssystems. Ergebnisse 1989.</p> <p>Preis ÖS 40.— 37 S.</p> |
| 1992 | Sonderheft 1 | <p>Dragovic, Nada: Terminologie für die Wildbachverbauung. Fachwörterbuch deutsch - serbokroatisch. Terminologija Uredjenja Bujicnih Tokova. Recnik Strucnih Termina Srpskohrvatsko - Nemacki.</p> <p>Preis ÖS 50.— 43 S.</p> |
| 1992 | 64 | <p>Jeglitsch, Friedrich: Wildbachereignisse in Österreich 1986-1988.</p> <p>Preis ÖS 95.— 91 S.</p> |
| 1992 | 65 | <p>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.</p> <p>Preis ÖS 200.— 180 S.</p> |

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.
1992	68	Luzian, Roland: Lawinenereignisse und Witterungsablauf in Österreich. Winter 1987/88, 1988/89, 1989/90, 1990/91. Preis ÖS 200.— 188 S.
1992	69	Holzschuh, Carolus: Neue Bockkäfer aus Asien III. 57 neue Bockkäfer aus Asien. Vorwiegend aus China, Thailand und Vietnam (Coleoptera, Cerambycidae). Preis ÖS 120.— 63 S.
1992	70	Ökosystemare Studien im Kalkalpin. Erste Ergebnisse aus dem Projekt "Höhenprofile Achenkirch". Preis ÖS 100.— 103 S.
1992	71	Österreichisches Waldschaden-Beobachtungssystem. Beiträge zum WBS-Seminar vom 23. April 1992. Preis ÖS 115.— 111 S.
1992	72	Voshmgir, D. (Bearb.). Das Schrifttum der Forstlichen Bundesversuchsanstalt. Teil IV: 1974 bis 1990. Preis ÖS 80.— 115 S.
1993	73	Müller, F. Auswahl und waldbauliche Behandlung von Gen-Erhaltungswäldern. Preis ÖS 25.- 24 S.
1993	74	Lawinenbericht 1991/92. Dokumentation und Fachbeiträge. Preis ÖS 80.- 110 S.
1993	75	Holzschuh, C. Neue Bockkäfer aus Europa und Asien IV. 60 neue Bockkäfer aus Asien, vorwiegend aus China und Thailand (Coleoptera: Cerambycidae). Preis ÖS 100.- 63 S.
1994	78	Herman, Friedl; Smidt, Stefan: Ökosystemare Studien im Kalkalpin. Höhenprofil Achenkirch. Ergebnisse aus dem Bereich Phyllosphäre Preis ÖS 120,- 134 S.

