

LIS-Berichte Nr. 28

Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland

Vorläufiger Bericht der Landesanstalt für
Immissionsschutz über Untersuchungen zur
Aufklärung der Waldschäden in der
Bundesrepublik Deutschland

Dr. B. Prinz · Dr. G. H. M. Krause
Prof. Dr. H. Stratmann



Herausgeber:

Landesanstalt für Immissionsschutz
des Landes Nordrhein-Westfalen

Wallneyer Straße 6
D-4300 Essen 1

1982

ISSN 0720-8499

Bei der hier vorgelegten Dokumentation handelt es sich um einen kurzfristig zusammengestellten Bericht über Erscheinungen und mögliche Ursachen der seit neuerer Zeit aufgetretenen Waldschäden. Sobald weitere Erkenntnisse vorliegen, wird die Berichterstattung fortgesetzt.

Folgende Mitarbeiter der Landesanstalt für Immissionsschutz waren neben den Autoren an der Erstellung des Berichtes bzw. an der Durchführung der diesem Bericht zugrundeliegenden Untersuchungen beteiligt: Dr. Bach, Dr. Bruckmann, Dr. Jung, Dipl. Met. Külske, Dr. Reusmann sowie Dr. Thiele.

Außerdem hat die Landesanstalt für Immissionsschutz zahlreiche Hilfestellungen von außerhalb erfahren. Es gilt namentlich zu danken den Herren FD Sponsel, Bodenmais, FD Dr. König, Stegen, OFR Ruff, Bad Peterstal, MR Rost, Düsseldorf, sowie FD Morgenroth, Paderborn, für die Einführung in die Schadensgebiete Bayerischer Wald, Süd- und Mittelschwarzwald und Eggegebirge, sowie FD Dertinger und OFR Andler für die Überlassung eines Versuchsplatzes im Forstbereich Staufeu, Präsident Dr. Praßler sowie Dr. Obländer, Karlsruhe, für die Überlassung von Meßergebnissen sowie Hilfestellung bei der Durchführung eigener Messungen, Dipl. Meteorologe Grosch, Frankfurt, für die Zustimmung zur Einsichtnahme in den Meßreihen des UBA, MR Dr. Seitscheck, München, für die Zustimmung zum Abdruck von Kartendarstellungen, Dipl.-Physiker Heise, München, für die Überlassung aktueller Meßergebnisse von der Meßstation Kleiner Arber, sowie Dr. Brockhaus, Düsseldorf, und Prof. Dr. Klockow, Dortmund, für die Durchführung von Analysen. Dank gilt auch den Herren Professor Georgii, Frankfurt, und Professor Höschele, Karlsruhe, für die anregende Diskussion.

Inhalt

1. Einführung	5
2. Umfang und Symptomatik der Waldschäden	6
3. Klimatische Situation in den Schadensgebieten	13
4. Immissionssituation	16
5. Experimentelle Untersuchungen zur Schadensaufklärung	28
6. Diskussion der Ergebnisse und Schlußfolgerungen	36
7. Zusammenfassung	46

1. Einführung

Seit Anfang der siebziger Jahre ist in Bayern das sogenannte Tannensterben augenfällig in Erscheinung getreten. Es hat sich seit 1976/77 in besorgniserregendem Maße verstärkt und dauert bis heute an. Seit Herbst 1980 werden in Bayern ebenso auffällige Schäden an der Fichte festgestellt [1]. Nach Angaben des Landes Baden-Württemberg [2] ist die Weißtanne in Baden-Württemberg seit Mitte der siebziger Jahre erkrankt. Ähnlich wie in Bayern haben sich Erkrankungserscheinungen an der Fichte in auffälliger Weise erst in den letzten Jahren mit deutlich zunehmender Tendenz eingestellt.

Das sogenannte Tannen- und Fichtensterben wurde sehr frühzeitig von einigen Wissenschaftlern mit dem sogenannten sauren Regen in Zusammenhang gebracht. In das allgemeine Bewußtsein kam dieser Zusammenhang vor allem durch die bekannte Spiegelserie „Das stille Sterben – Säureregen zerstört den deutschen Wald“ [3]. Obwohl vor allem in den beiden Bundesländern Bayern und Baden-Württemberg bereits kurz nach Auftreten der ersten Schadenssymptome Untersuchungen zur Aufklärung der Ursachen dieses Schadensbildes initiiert worden waren, konnten eindeutige Ergebnisse bislang nicht erzielt werden. Am 27. November 1981 faßte die Umweltministerkonferenz (UMK) den Beschluß, die Bundesregierung, vertreten durch den Bundesminister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, und den Länderausschuß für Immissionsschutz zu bitten, sich unter Hinzuziehung von Experten mit der Frage von Waldschäden infolge von Luftverunreinigungen zu befassen. Die Untersuchung sollte das Ziel haben, immissionsbedingte und nicht immissionsbedingte Schadensursachen wissenschaftlich fundiert zu unterscheiden, um die immissionsbedingten wirksam bekämpfen zu können.

Nach überwiegender Meinung der Forstexperten, u. a. auch der Experten, die in den entsprechend dem UMK-Beschluß eingesetzten Arbeitskreisen mitgewirkt haben, sind Luftverunreinigungen für die Auslösung der in den süddeutschen Waldgebieten beobachteten Schäden verantwortlich zu machen. Andererseits bringt der von der Bundesregierung und dem Länderausschuß für Immissionsschutz im Auftrage der UMK vorgelegte Bericht „Forstliche Schäden durch Luftverunreinigungen“ [4] in seinen Schlußfolgerungen klar zum Ausdruck, daß zwar die Luftverunreinigungen – wahrscheinlich vor allem Schwefeldioxid und deren Umwandlungsprodukte – eine wesentliche Ursache für die Waldschäden sind, gleichwohl z. Z. ein naturwissenschaftlicher Beweis hierfür jedoch nicht geführt werden kann. Dies war Anlaß für die Landesanstalt für Immissionsschutz, sich seit September diesen Jahres intensiv mit den seit einigen Jahren im süddeutschen Raum aufgetretenen Waldschäden zu befassen. Der Klarheit halber muß ausdrücklich erwähnt werden, daß diese Schäden sowohl von der Symptomatik als auch vom Ausmaß her bislang im Land Nordrhein-Westfalen nicht aufgetreten sind. Dies hat sich jedoch schlagartig seit etwa September ds. J. geändert, so daß das Problem der Waldschäden auch für das Land Nordrhein-Westfalen inzwischen eine ungleich größere Bedeutung als zuvor erhalten hat.

Die Landesanstalt für Immissionsschutz ist in den zurückliegenden drei Monaten einer Vielzahl von Spuren zur Ursachenaufklärung nachgegangen. Sie hat neben einer sorgfältigen Anamnese des Schadensbildes und der schadensbegleitenden möglichen Ursachenfaktoren gezielte Messungen, Beobachtungen und Experimente durchgeführt. Über die bisher erzielten Ergebnisse soll der vorliegende Bericht informieren. Naturgemäß war es in der Kürze der Zeit nicht möglich, alle Annahmen für die Verursachung der neuerdings aufgetretenen Waldschäden abschließend zu prüfen. Dennoch kann dem Bericht entnommen werden, welche Wege zur weiteren Verfolgung der Schadensaufklärung besonders erfolgversprechend sein dürften. Dabei ist jedoch ausdrücklich darauf hinzuweisen, daß die im Bericht dargestellten

Annahmen zur Schadensverursachung naturwissenschaftlich noch nicht ausreichend abgeprüft sind, um weitreichende, auch politisch relevante Schlußfolgerungen abzuleiten.

Für die Bewertung des Untersuchungsaufwandes ist zu bedenken, daß allein in Bayern zur Aufklärung der Schadensursachen für die forstlichen Untersuchungen und Forschungen bis heute 2,7 Millionen DM aufgewendet wurden. In gleicher Größenordnung bewegen sich die Aufwendungen für die Immissionsuntersuchungen. Zur Zeit laufen im Lande Bayern 19 Forschungsprojekte bei 9 Lehrstühlen der Universität München zur Ursachenforschung. Bei vergleichbaren Schäden in den kalifornischen Wäldern, die 1953 zum ersten Mal beobachtet wurden, wurden 1957 zunächst einmal Untersuchungen über einen möglichen Einfluß von Fluorimmissionen durchgeführt. 1960 wurden mit vierjähriger Dauer Pflanzversuche vorgenommen, um eine mögliche Virusursache abzuklären, während 1966 erstmals Ozon als die eigentliche Ursache dieser Waldschäden identifiziert werden konnte. Auch bei den hier zur Diskussion stehenden Waldschäden dürfte eine Ursachenklärung, um die sich bislang zahlreiche Wissenschaftler und wissenschaftliche Institutionen in der Bundesrepublik mehr oder weniger ergebnislos bemüht haben, nicht in aller kürzester Zeit möglich sein, falls nicht ein glücklicher Umstand zu Hilfe kommt. Dies war im Falle der zunächst ebenfalls rätselhaften Pflanzenschäden in der Umgebung der Firma Dyckerhoff in Lengerich ein äußerst spezifisches Schadbild sowie ein zufällig vorgefundenes Kaninchen mit Haarausfall, das schließlich den Hinweis auf die schadensverursachende Thallium-Emission des Zementwerkes gab [6, 7]. Im vorliegenden Fall ist zumindest das Schadbild außerordentlich spezifisch und mit bisher bekannten Immissionswirkungen nicht in Einklang zu bringen. Daher besteht auch hier die Hoffnung, die Schadensursache zumindest in absehbarer Zeit mit einer lückenlosen Beweiskette feststellen zu können.

2. Umfang und Symptomatik der Waldschäden

Nach den sehr informativen Darstellungen der Bayerischen Staatsregierung [1,2], den aus dem Land Baden-Württemberg vorliegenden verschiedenen Berichten sowie auf Grund eigener Beobachtungen im Bayerischen Wald, im Schwarzwald sowie im Eggegebirge im Lande Nordrhein-Westfalen ergibt sich zur Zeit folgendes Bild:

2.1. Schadensverlauf und räumliche Ausdehnung der Schäden

Von bayerischer Seite [2] wird berichtet, daß seit Anfang der siebziger Jahre auffällige Erkrankungen an der Tanne zu beobachten sind. Diese als sogenanntes Tannensterben bezeichnete Krankheit hat sich seit 1976/77 in besorgnis-

SCHADHOLZANFÄLLE IM BAYER. STAATSWALD 1981-Fi/Ta-(% des Gesamtschlages)

Vergleich stark und schwach immissionsbelasteter Räume

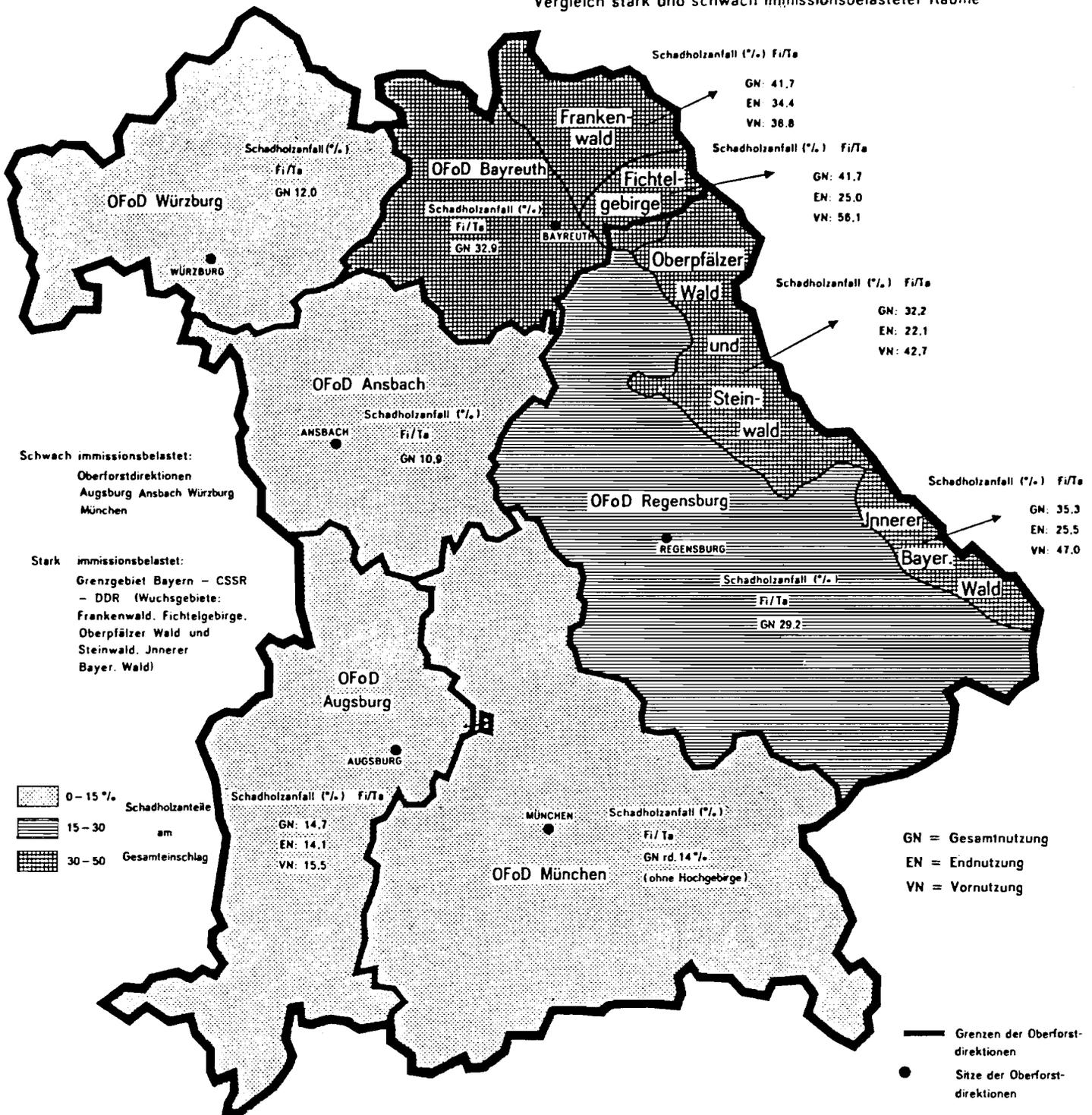


Abb. 2.1: Übersichtskarte zum Schadholzanfall an Fichten und Tannen im Bayerischen Staatswald (aus: Informationsschrift für die Angehörigen der Bayerischen Staatsforstverwaltung 3/82 [2])

erregendem Maße verstärkt und dauert bis zum jetzigen Zeitpunkt an. Seit Herbst 1980 werden mit ähnlichen Symptomen wie bei der Tanne Erkrankungserscheinungen an der Fichte beobachtet. Diese Schäden haben vor allem in der jüngsten Zeit deutlich zugenommen.

Aus dem Lande Baden-Württemberg wird berichtet [3], daß seit Mitte der siebziger Jahre die Weißtanne von der als Tannensterben bezeichneten Krankheit befallen ist. Das Ausmaß der Erkrankung hat vor allem in den letzten beiden Jahren dramatisch zugenommen. So sind nach den in [4] beschriebenen Kriterien an den von der forstlichen Versuchsanstalt im Lande Baden-Württemberg eingerichteten Beobachtungsflächen im Frühjahr 1982 im Mittel nur noch weniger als 5% der Tannen als gesund zu bezeichnen, während es im Herbst 1980 noch etwa 62% waren [5]. Übereinstimmend wird aus dem Schwarzwald berichtet [5,6], daß vor allem bei der Fichte die Schadensintensität und auch die räumliche Verbreitung erkrankter Bäume seit Herbst 1981 erschreckend zugenommen hat. Sowohl in Bayern als auch im Schwarzwald sind von den Schäden neuerdings auch die Douglasie sowie einzelne Laubbaumarten, vor allem Buche, Bergahorn, Eberesche und Erle betroffen.

Bei dem vom Bundesminister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten zusammen mit dem Länderausschuß für Immissionsschutz erstellten Bericht über forstliche Schäden durch Luftverunreinigungen [7] sind innerhalb der Bundesrepublik neben dem Bayerischen Wald und dem Schwarzwald zahlreiche weitere Schadflächen ausgewiesen. Sichergestellt ist jedoch nur für die Länder Bayern und Baden-Württemberg, daß es sich bei den gemeldeten Waldschäden um dieselbe Symptomatik handelt wie im Bayerischen Wald und im Schwarzwald. Nach Angaben der bayerischen Staatsregierung [2] sind vom Tannensterben neben dem Bayerischen Wald vor allem der Frankwald, der Oberpfälzer Wald, der südliche Jura, das Niederbayerische tertiäre Hügelland, aber auch Oberbayern, Mittelfranken und Schwaben betroffen. Vereinzelt sind Symptome des Tannensterbens auch im voralpinen Moränengebiet und Mittelschwaben zu beobachten. Im oberbayerischen Gebirgsraum und im Allgäu sind die Tannen im wesentlichen gesund.

Die räumliche Verteilung mit Angabe des Schadholz-anfalls geht aus Abb. 2.1 hervor. Massiert treten die Tannenverluste und Tannenschäden vor allem in Ost- und Nordostbayern auf. Hier liegen auch die Schwerpunkte der seit Herbst 1980 zu beobachtenden Fichtenschäden.

Im Lande Baden-Württemberg konzentrieren sich die Tannenschäden am Westabfall des Schwarzwaldes mit zwei deutlichen Schwerpunkten auf der Höhe von Freiburg sowie auf der Höhe von Straßburg/Kehl. Auch die Tanne im schwäbisch-fränkischen Wald zeigt vor allem im Westen deutliche Krankheitssymptome. Besonders stark ist hier das schwäbische Stufenland betroffen. Die vor allem seit 1980 aufgetretenen Schäden an der Fichte zeigen ähnliche Verbreitungsschwerpunkte.

Seit September diesen Jahres treten an verschiedenen Stellen des Landes Nordrhein-Westfalen, u. a. im Eggegebirge, im Wittgensteiner Land sowie an bestimmten Stellen des Rothaargebirges und des Bergischen Landes Schäden an der Fichte mit ähnlichen Symptomen wie im Schwarzwald und im Bayerischen Wald auf [8]. Vereinzelt sind diese Schäden auch bereits im Sommer an bestimmten Stellen des Harzes von den Autoren beobachtet worden. Über das erste Auftreten dieser Symptome sowie den weiteren zeitlichen Verlauf liegen für den Harz jedoch keine eigenen Erkenntnisse vor. Nach allerneuesten Informationen sind seit Anfang Dezember diesen Jahres Schäden an Fichten mit entsprechenden Symptomen vereinzelt in der Umgebung von Zürich aufgetreten [18].

Ein auffallendes Gebiet mit stärksten Buchenschäden, bei denen die Blätter ähnlich wie bei der Tanne und Fichte sich intensiv gelb verfärben, zum Teil aber auch noch im grünen Zustand frühzeitig abfallen, findet sich im Bayerischen Wald im Forstamt Neureichenau. Auffallend ist, daß hier

Tanne und Fichte weniger geschädigt sind, während im Forstamt Bodenmais die Relation zwischen Ausmaß der Schäden an Tanne und Fichte einerseits und der Buche andererseits genau umgekehrt ist. Die Schäden an anderen Laubbaumarten, über die berichtet wird, sind mehr oder weniger uneinheitlich in der Ausprägung, so daß weitere Beobachtungen zur Bewertung dieser Schäden zunächst abgewartet werden müssen.

2.2. Kleinräumige Differenzierung der Schadensgebiete

Die kleinräumige Differenzierung der Schadensgebiete soll an dem verhältnismäßig gering gegliederten Gebirgszug des Bayerischen Waldes beispielhaft erläutert werden, wo sich die Schäden ähnlich wie im Schwarzwald sowie im schwäbisch-fränkischen Wald auf die Westhänge konzentrieren. Auffallend ist, daß sowohl bei den Fichten- und Tannenschäden im Forstamt Bodenmais als auch bei den Buchenschäden im Forstamt Neureichenau die Schadenszone in einer Höhenlage von etwa 800 bis 900 m beginnt. Die Schäden an der Ost- bzw. Nordostseite, d. h. in Richtung CSSR sind weit geringer bzw. haben z. B. im Bereich Lamer Winkel, auf der Nordostseite des Kammes des Inneren Bayerischen Waldes, z. B. an der Tanne zwei bis drei Jahre später begonnen als auf der Südwestseite [9].

Im Südschwarzwald beginnt die Schadenszone ebenfalls in einer Höhe von 800 bis 900 m über NN und steigt bis zur natürlichen Grenze in 1200 m Höhe über NN an [5]. Im Mittelschwarzwald liegt hingegen diese Grenze mit etwa 500 bis 600 m über NN auffallend niedriger [6]. Während bisher vor allem gegen Westen und Südwesten geöffnete Mulden-Lagen ab 600 m Höhe betroffen waren, dehnt sich das Schadensgebiet jetzt auch auf Hochlagenbestände auf Verebnungen über 900 m Höhe aus.

Sowohl im Bayerischen Wald als auch im Schwarzwald betrifft das Krankheitsbild bevorzugt die vorherrschenden Bäume, d. h. diejenigen, die über das Kronendach des Bestandes herausragen. Ferner sind die Bäume an Trauf-rändern häufiger geschädigt, als solche im Bestandesinnern, wobei sich innerhalb der Randbäume im allgemeinen klar zwischen den stark geschädigten Außenseiten und den gering geschädigten Kroneninnenseiten unterscheiden läßt, so daß sich der Eindruck von „Anschlagseiten“ ergibt. Bezüglich der räumlichen Abgrenzung der Schäden sind alle Übergänge möglich von eingestreuten geschädigten Bäu-



Abb. 2.2: Ballenförmige Schadzone innerhalb einer Fichtenkronen

men innerhalb eines größeren zusammenhängenden Bestandes über geschädigte benachbarte Bäume, wobei mitunter nur die sich mehr oder weniger durchdringenden Zweige auf der Innenseite von Baumpaaren geschädigt sind, während die Außenzweige noch gesund aussehen, bis hin zu ballen- oder ellipsoidförmig ausgeschnittenen Schadenszonen innerhalb einer Baumkrone, wobei in der Projektion auf einen einzelnen Zweig sich kreis- oder ellipsenförmige Abgrenzungen ergeben (s. Bild 2.2).

Von den Schäden sind nahezu alle Altersklassen von Fichten und Tannen betroffen, wobei sich jedoch in der Symptomatik gewisse Unterschiede ergeben, die unter 2.3 näher beschrieben werden. Bevorzugt treten die Schäden an den Innentraufen von kleinen Lichtungen bzw. von sonstigen Lücken im Bestand auf, wie an Wegkehrungen, Weggabelungen sowie an Wegen, an denen die Bäume an den Hängen etwas zurücktreten. Es entsteht der Eindruck, daß hier der „Schadstoff“ konzentrierter angreifen kann als unter dem Schutz dichter, im Kronendach geschlossener Bestände. Ganz allgemein ist festzustellen, daß innerhalb eines größeren Bestandes ganz besonders die in irgendeiner Weise „Licht“- und „Luft“- exponierten Bäume geschädigt sind. Dies trifft gleichermaßen für vorwüchsige Bäume als auch für Randbäume zu.

2.3. Art der Schadensausprägung

Obwohl sich die Krankheitssymptome an den betroffenen Arten Tanne, Fichte, Buche sowie den anderen Laubgehölzen in zahlreichen Einzelsymptomen unterscheiden, ist doch das Krankheitsbild, vor allem im fortgeschrittenen Stadium, vergleichbar.

a) TANNE

Die auffälligsten Krankheitssymptome bei der Tanne sind, daß die Nadeln von der Kronenbasis zur Kronenspitze und vom Kroneninnern zum Kronenäußeren, also an den ältesten Zweigen und innerhalb der Zweige an den ältesten Nadeln beginnend, sich zuerst chlorotisch grün aufhellen, wobei die Nadeln ein gelbgrünfleckiges Aussehen bekommen. Diese

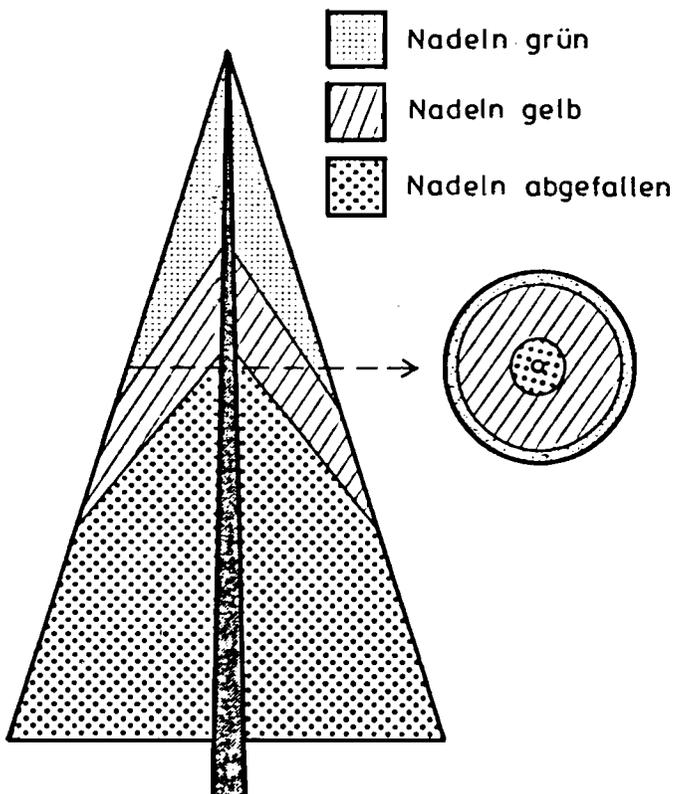


Abb. 2.3: Schematische Darstellung der Schadensausprägung an einem Nadelbaum

chlorotische Aufhellung schreitet mit der Zeit fort und geht in eine intensive Gelbfärbung über. Dabei läßt sich nicht einheitlich festlegen, ob die zum Schluß quittegelbe Verfärbung an der Nadelbasis, an der Nadelperipherie oder der Nadelspitze beginnt. Auffallend ist jedoch, daß häufig, selbst bei stärkstgeschädigten Nadeln die äußersten Doppelspitzen der Tannennadel noch grün sind.

Das Schema der vom Kroneninnern ausgehenden Nadelverfärbung bzw. Kronenverlichtung geht aus Abb. 2.3 hervor. Mit anderen Worten scheint eine systematische Abhängigkeit der Schadensintensität vom Nadelalter einerseits sowie vom Abstand der Nadel vom Stamm bzw. von der Kronenhierarchie gegeben zu sein. Dies äußert sich im typischen Fall dadurch, daß entsprechend Abb. 2.4 der Baum eine normal grüne Kronenspitze aufweist, auf die am Kronenrand ein grüner Saum folgt, während bei den weiter unten stehenden Zweigen die Nadeln braun bzw. in der ganzen Ausdehnung abgefallen sind. Im Bereich des grünen Saumes fallen vor allem die letztjährigen Nadeln auf, die zumindest noch im Spätsommer mit ihrer normalgrünen Farbe sich markant von den inzwischen gelb verfärbten vorjährigen Nadeln abheben. Es hat den Anschein, als ob sich nach neuesten Beobachtungen im Frühwinter diese Unterschiede zunehmend verwischen würden.

Das Wachstum des terminalen Triebes wird deutlich stärker reduziert als das der Seitentriebe, wodurch eine sogenannte Storchennestkrone entsteht (siehe Bild 2.5 und 2.6). Charakteristisch ist ferner die sogenannte Wasserreiserbildung, d. h. der Baum treibt aus den am Stamm befindlichen Adventivknospen (schlafenden Augen) Hilfstriebe im unteren bzw. mittleren Kronenteil aus.

Bei der Tanne ist vielfach ein sogenannter pathologischer Naßkern in der Stammbasis und den Wurzeln beobachtet worden [10], die zu einer Störung des Wassertransportes innerhalb des Baumes führen kann [11]. In diesem Bereich konnten ferner Bakterien nachgewiesen werden, deren Stoffwechselprodukte eindeutig zellschädigend wirken und zu einer weiteren Schwächung des erkrankten Baumes beitragen können.

Darüberhinaus wird berichtet, daß das Feinwurzelsystem der Tannen reduziert ist und die u. a. für die Nährstoffaufnahme wichtige Pilzhülle um die Feinwurzeln (Mykorrhiza) vermindert bzw. deren Regenerationsvermögen deutlich eingeschränkt ist [13].



Abb. 2.4: Nadelverfärbungen im Kronenbereich einer Fichte



Abb. 2.5: Typisches Beispiel für die Schädigung einer Tanne (*Abies alba*) im Kronenbereich (Storchennestkrone)

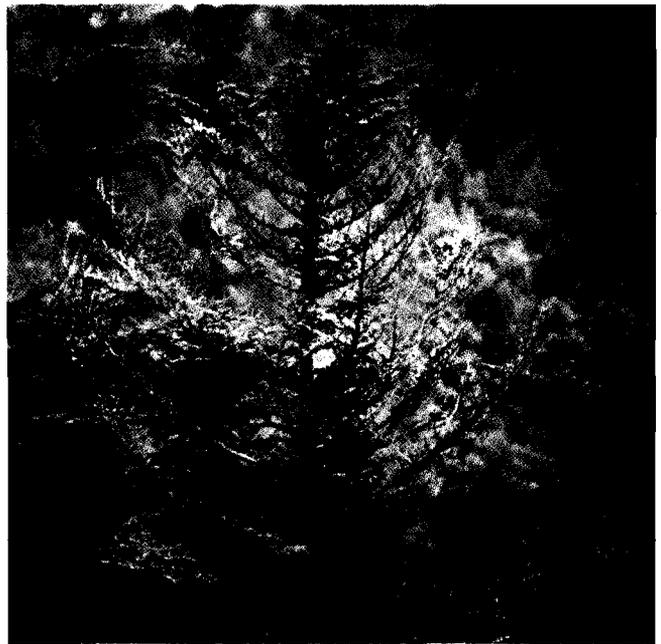


Abb. 2.6: Weitgehend abgestorbene Krone (Storchennestkrone) bei Tanne (*Abies alba*)



Abb. 2.7: Weitgehend normalgrüne Nadeln auf der Zweigunterseite (gleicher Zweig wie in Abb. 2.8)



Abb. 2.8: Stärkere Nadelverfärbung auf der Zweigoberseite (gleicher Zweig wie in Abb. 2.7)



Abb. 2.9: Abgeschatteter Zweigteil mit normalgrünen Nadeln, unter dem in Abb. 2.10 gezeigten mittleren Zweigteil liegend



Abb. 2.10: Zweig mit deutlicher Nadelverfärbung auf der Oberseite

b) FICHTE

Bei der Fichte beginnt, ähnlich wie bei der Tanne, die Schädigung an der Kronenbasis und schreitet zur Kronenspitze fort, wobei das oberste Drittel vielfach nicht, oder zumindest deutlich schwächer betroffen ist, als die darunter befindlichen Zweige. Ebenso wie bei der Tanne beginnt auch bei der Fichte die Schädigung an den ältesten Nadeln und dehnt sich zur Peripherie hin aus, wobei der diesjährige Nadeljahrgang zumindest im mittleren Kronenbereich einen äußerlich gesunden Eindruck macht. Im Gegensatz zur Tanne, bei der die vergilbten Nadeln sehr schnell abfallen, und daher vom Praktiker häufig gar nicht als Verfärbungen erkannt werden, bleiben die geschädigten Nadeln an der Fichte sehr lange erhalten, wodurch das insgesamt quittelgelbe Erscheinungsbild besonders deutlich ins Auge fällt. Wegen des stark verzögerten Nadelabfalls ist gerade bei der Fichte auch als weiteres wesentliches Charakteristikum feststellbar, daß die Zweigunterseiten deutlich stärker geschädigt sind, als die Zweigoberseiten (vgl. Bilder 2.7 und 2.8). Ferner kommt ein deutlicher Schattierungs- oder Abschirmungseffekt zum Tragen, der dazu führt, daß bei übereinander wachsenden Zweigteilen der darunter liegende Zweigteil noch weitgehend grün ist, während der darüber liegende sich bereits intensiv gelb verfärbt hat (vgl. Bilder 2.9 und 2.10).

Bei älteren Bäumen, die häufig eine Gelbverfärbung noch nicht erkennen lassen, äußern sich die typischen Schadenssymptome in der Weise, daß die Äste zweiter Ordnung

schlaff herunter hängen, wodurch der Baum im Gesamthabitus einen ausgekämmten oder ausgefransten Eindruck macht. Ähnlich wie bei der Tanne treten bei der erkrankten Fichte Verzweigungsanomalien auf, die sich ebenfalls in einer Storchennestkrone oder in hexenbesenartigen Veränderungen auswirken. Ebenfalls wird von einer deutlichen Schädigung des Feinwurzelsystems mit einem besonders hohen Todwurzelaanteil berichtet, was u. a. auf Störungen in der Mykorrhizabildung schließen läßt [14].

Die hier beschriebenen Fichtensymptome, für die neben der Regel natürlich auch Ausnahmen anzutreffen sind, gelten im wesentlichen für die Schadensgebiete des Bayerischen Waldes und des Schwarzwaldes. Bei den in jüngster Zeit aufgetretenen Schäden an den Fichten im Lande Nordrhein-Westfalen, z. B. im Eggegebirge, ist das Schadensbild ähnlich, wobei jedoch auch einige charakteristische Unterschiede festzustellen sind. Auch hier ist die Kronenspitze weniger betroffen als der mittlere und basale Teil der Krone, ebenfalls sind die Zweigunterseiten noch grün, während bereits Zweigoberseiten intensiv gelb verfärbt sind, und schließlich treten auch im Eggegebirge Schattierungs- oder Abschirmeffekte auf. Dennoch drängt sich der Eindruck auf, daß die schadensauslösende Noxe massiv und kurzfristig aufgetreten ist, wodurch ein besonders unruhiges Schadensbild entsteht. Dies äußert sich u. a. darin, daß die Unterschiede zwischen Zweigunter- und -oberseite sowie aufliegenden und darunter liegenden Zweigteilen weit stärker ausgeprägt sind als bei den Fichten im Bayerischen Wald

und im Schwarzwald. Außerdem sind im Eggegebirge mitunter gerade die letztjährigen Nadeln besonders stark betroffen.

Weiter ist auffallend, daß in besonders charakteristischer Weise der Schaden von der Nadelspitze ausgeht, während eine derartige Differenzierung bei den Fichten im süddeutschen Raum kaum zu erkennen ist. Die Nadelverfärbung geht zum Teil auch in eine rötlich-gelbe Verfärbung über, während die Fichtennadeln im Bayerischen Wald und im Schwarzwald in der Regel eine quittegelbe Farbe aufweisen. Schließlich sind die Unterschiede zwischen den Vergilbungen an diesjährigen und vorjährigen Nadeln nicht so stark ausgeprägt wie im Bayerischen Wald und im Schwarzwald.

c) BUCHE

Nach eigenen Beobachtungen zeichnen sich die kranken Buchen im Bayerischen Wald durch eine ebenfalls quittegelbe Verfärbung der Blätter aus. Durch den anschließenden Blattfall entsteht der Eindruck einer vorgezogenen Herbstfärbung bzw. eines herbstlichen Blattfalls, wobei jedoch im Gegensatz zum normalen herbstlichen Blattfall die Abstoßung der Blätter an den Zweigspitzen beginnt und sich zur Basis fortsetzt. Auffallend ist auch, daß neben diesen vergilbten Blättern nekrotisierte Blätter sowie noch grüne, äußerlich intakte Blätter von den Bäumen abgeworfen werden. Auch bei der Buche scheinen „Luft“- und „Licht“-exponierte Zweige, d. h. Zweige, die aus der Krone herausragen, zuerst betroffen zu sein. Ferner kommt es in noch stärkerem Maße als bei der Tanne und Fichte zur Bildung von Wasserreißern am Stamm. Dieses Erscheinungsbild wird auch als „Klebastmantel“ bezeichnet.

Die Schädigung nimmt einen ungewöhnlich schnellen Verlauf, so daß innerhalb eines Jahres nach Erscheinen der ersten Symptome der Baum absterben kann, wobei die Borke der abgestorbenen Bäume sich außerordentlich kurzfristig ablöst und in Stücken zu Boden fällt.

2.4. Weitere Beobachtungen

a) FLECHTEN

Ein weiterer wichtiger Hinweis für die Einordnung des Schadensbildes ist, daß an nahezu allen betroffenen Standorten in Bayern und Baden-Württemberg, wo die entspre-

chenden klimatologischen und orographischen Voraussetzungen vorliegen, eine üppige Flechtenvegetation auftritt. Beispielsweise im Forstbezirk Staufen und hier im Bereich der Kälbelescheuer finden sich u. a. die folgenden Arten: *Hypogymnia physodes*, *Pseudovernia furfuracea*, *Platismatia glauca*, *Usnea c. f. filipendula*. Es wird berichtet, daß sowohl in Bayern als auch in Baden-Württemberg die Bartflechten offenbar im Laufe der letzten Jahre abgenommen haben, während die übrige Flechtenflora anscheinend zugenommen hat. Dennoch ist auch die Bartflechte selbst in stark geschädigten Baumbeständen bei entsprechender Höhenlage noch anzutreffen. Von der Baden-Württembergischen Forstverwaltung wird die starke Flechtenbesiedelung geradezu als Schädigungsmerkmal herangezogen. Ohne die Ursache angeben zu können, ist mit Regelmäßigkeit innerhalb eines Bestandes der geschädigte Baum stärker mit Flechten besiedelt, als der ungeschädigte sowie innerhalb eines Baumes die geschädigten Zweige stärker als die ungeschädigten (vgl. Bild 2.11 und 2.12). Auch die Baumstämme weisen mitten innerhalb stärkster geschädigter Bestände ein extrem üppiges Flechtenwachstum auf. Dies betrifft auch die Flechtenart *Hypogymnia physodes*, die im Lande Nordrhein-Westfalen seit vielen Jahren, u. a. auch im Rahmen des Wirkungskatasters der LIS, als äußerst empfindlicher Indikator für die Belastung der Luft durch Schwefeldioxid, Chlorwasserstoff, Fluorwasserstoff und Schwermetalle benutzt wird.

b) CHEMISCHE PFLANZENANALYSE

Vor allem in Bayern ist im Rahmen eines umfangreichen Bioindikatornetzes der Schwefelgehalt in Fichtennadeln bestimmt worden. Die räumliche Verteilung der Ergebnisse geht aus Abb. 2.13 hervor. Der Vergleich mit Abb. 2.1 weist zwar aus, daß in Ost-Oberfranken sowohl der Schadholzanfall, als auch die Schwefelbelastung in den Nadeln relativ hoch sind. Ein korrelativer Zusammenhang in dem Sinne, daß systematisch Schadholzanfall und Schwefelgehalt in den Nadeln einhergehen, ist jedoch nicht gegeben. Vor allem im südöstlichen Teil des Bayerischen Waldes, in dem z. B. die Buchenschäden besonders gravierend sich auswirken, wurde der niedrigste Schwefelgehalt in den Fichtennadeln ermittelt.

Auch Eichbaum [15] weist darauf hin, daß für den Bereich

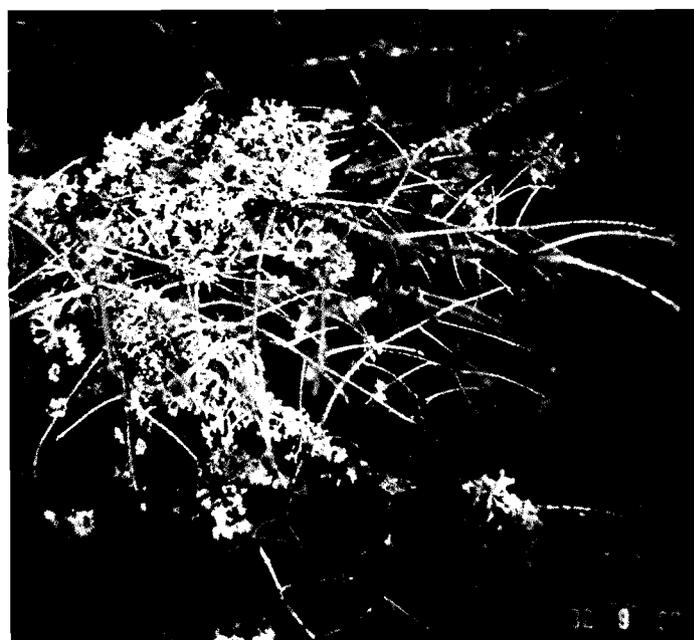


Abb. 2.11: Flechtenbesiedlung an einem geschädigten Zweig

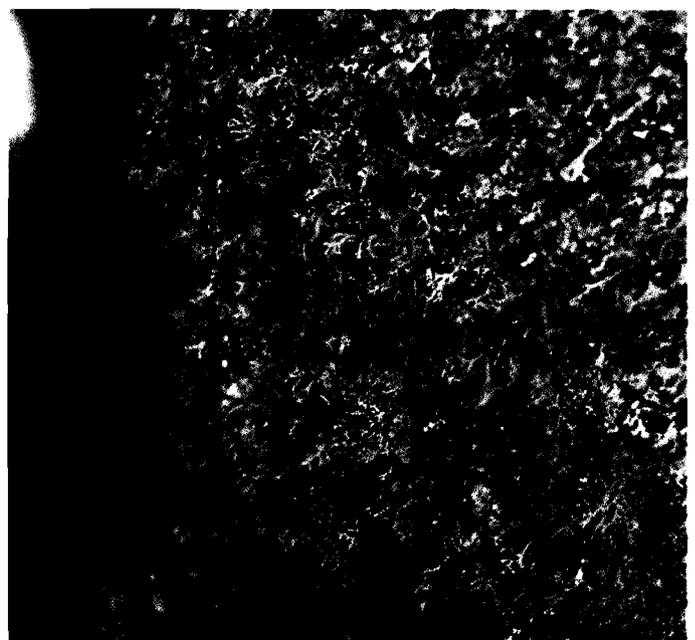


Abb. 2.12: Flechtenbesiedlung am Stamm eines geschädigten Baumes

Auswertung der Bioindikatoren 1979
 Schwefelgehalt in Fichtennadeln in $\mu\text{g/g}$ Trockensubstanz

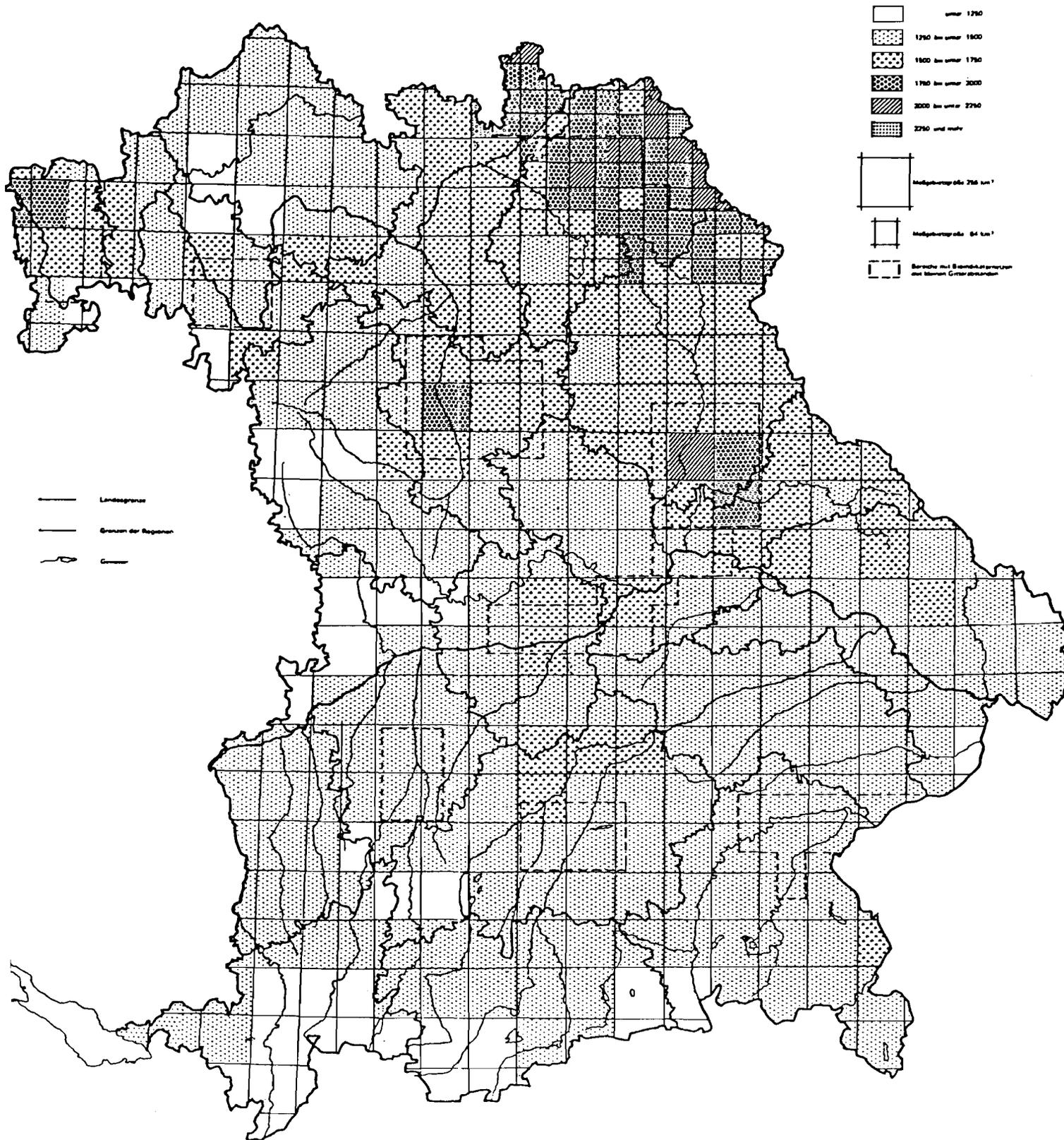


Abb. 2.13: Räumliche Verteilung des Schwefelgehaltes in Fichtennadeln in Bayern (aus: Informationsschrift für die Angehörigen der Bayerischen Staatsforstverwaltung 3/82 [2])

des Bayerischen Waldes in Tannen- und Fichtennadeln keine gravierenden Anreicherungen an Fluor- und Gesamtschwefel mit Unterscheidung zwischen geschädigten und ungeschädigten Bäumen nachzuweisen ist. Der Autor schließt daraus, daß eine nennenswerte Belastung an Fluorwasserstoff und Schwefeldioxid nicht vorgelegen haben kann. Eigene chemische Untersuchungen von Fichtennadeln aus den Jahren 1978 bis 1982 haben für einen Standort im Forstamt Staufen ebenfalls keine nennenswerten Anreicherungen an Fluor, Schwefel, Chlor sowie den Schwermetallen Zink, Blei, Cadmium und Kupfer sowie Arsen ergeben. Im großen und ganzen läßt sich sagen, daß die Werte für Schwefel, Chlor und Fluor im Mittel aller Nadeljahrgänge bei 1400 µg S/g TS,* 2,0 µg F/g TS, 600 µg Cl/g TS, die Gehalte der Schwermetalle bei 20 µg Zn/g TS, 3,4 µg Pb/g TS, 0,35 µg Cd/g TS und 3,5 µg Cu/g TS sowie die Arsengehalte unter 0,1 µg/g TS gelegen haben. Die Maximalwerte betragen für Schwefel 1570 µg/g TS (Nadeln des Jahres 1978), 2,6 µg Fluor/g TS (Nadeln des Jahres 1980), 1070 µg Cl/g TS (Nadeln des Jahres 1981). Für die Schwermetalle ergaben sich die höchsten Werte jeweils in den ältesten Nadeln mit 24,0 µg Zn/g TS, 4,9 µg Pb/g TS sowie 0,4 µg Cd/g TS. Für Kupfer wurde der höchste Wert mit 4,3 µg/g TS im jüngsten Nadeljahrgang ermittelt.

Im Zusammenhang mit den bislang diskutierten Mechanismen der Schadensverursachung spielt naturgemäß der Boden, insbesondere seine Basensättigung und damit seine Pufferkapazität, eine besondere Rolle. In der Dokumentation der Bayerischen Staatsregierung zum Baumsterben in

*) TS – Trockensubstanz

Bayern [2] wird ausdrücklich darauf hingewiesen, daß die Schäden an Tanne und Fichte sowohl auf den Urgesteinsverwitterungsböden des Bayerischen Waldes als auch auf den Kalkverwitterungsstandorten des Jura vorkommen. Auch im tertiären Hügelland liegen Böden mit einer vergleichsweise hohen Basensättigung vor.

Das Schwarzwaldmassiv enthält neben Tiefengestein ein im wesentlichen aus Gneis bestehendes Grundgebirge, das im Mittelschwarzwald bis ca. 700 m Höhe reicht, und darüber das Deckengebirge aus Buntsandstein. Die Schadenszone geht aber gerade in diesem Gebiet ohne sichtbaren Einfluß des nährstoffhaltigeren und mit basischen Kationen stärker gesättigten Gneis-Untergrundes bzw. des nährstoffärmeren und geringer gepufferten Buntsandsteins über diese Grenze bis auf 500 – 600 m herunter. Es ist ferner bekannt, daß gravierende Schäden auch auf Dauerdüngeflächen auftreten, während andererseits stark degradierte und dementsprechend saure, mit Fichten bestandene Böden völlig gesunde Bäume aufweisen [7]. Um kalkreiche und damit stark gepufferte Böden handelt es sich auch in der Schwäbischen Alb sowie im Schwäbischen Stufenland mit Jurakalk bzw. Muschelkalk, wobei insbesondere im Schwäbischen Stufenland Schäden an den Tannen besonders stark ausgeprägt sind. Gleichwohl wird von Evers [16] als auch von Rehfuess et al. [17] darauf hingewiesen, daß im Zusammenhang mit den unter Abschnitt 5 diskutierten Calcium- und Magnesium-Mangelsymptomen ein Calcium- und Magnesium-reicher Standort zwar nicht unbedingt Schäden an Tanne und Fichte verhindert, wohl aber unter Umständen die Schadensausprägung stark herabsetzt.

3. Klimatische Situation in den Schadensgebieten

3.1. Nebel und Niederschlag

Die deutliche Höhenabhängigkeit sowie die überwiegende Westorientierung der geschädigten Waldbestände zwingt zu einer besonderen Beachtung solcher Klimaelemente, die eine charakteristische Höhenabhängigkeit und Richtungsorientierung aufweisen.

Dazu gehören vornehmlich die Niederschlagsverteilung, das Auftreten von Nebellagen sowie Transportphänomene für Luftverunreinigungen, die in akzeptorfernen Gebieten emittiert werden und auf ihrem Trartransportweg gegebenenfalls thermischen oder fotochemischen Umsetzungen unterliegen. Nach den Klimaatlantanten des Deutschen Wetterdienstes für Baden-Württemberg [1] und für Bayern [2] ergeben sich für die Schadensgebiete im Schwarzwald, im Bereich der Schwäbischen Waldberge sowie im Bayerischen und Böhmer Wald charakteristische höhenabhängige Niederschlagsverteilungen. Die Höhenabhängigkeit des Niederschlages ist besonders stark in den Wintermonaten ausgeprägt. Allerdings gehen die Linien gleicher Niederschlagsmenge (Isohyeten) nicht streng mit den Höhenschichtlinien parallel, da die Lage in Luv oder Lee entscheidend für die Niederschlagshöhe ist. Hierbei können infolge kleinräumiger Stauerscheinungen lokale Abweichungen von der großräumigen Verteilung auftreten.

Die niederschlagreichsten Gebiete von Baden-Württemberg stellen die höchsten Lagen des Nord-, Mittel- und Südschwarzwaldes dar mit mehr als 2000 mm pro Jahr. Im vorgelagerten Rheintal, im Trockengebiet westlich des Kaiserstuhls, fallen dagegen weniger als 600 mm. Die stärkste Stauwirkung hat der Nordteil des Schwarzwaldes, der von nördlichen bis westlichen Winden weitgehend ungehindert erreicht wird, während sich die anderen Teile des Schwarzwaldes häufiger im Lee der Vogesen befinden.

Interessant ist, daß im Bereich des mittleren Schwarzwaldes auf der Ostseite des Schwarzwaldes – östlich des Kinzigtals – eine Ausweitung der Isohyeten bis über den Neckar festzustellen ist. Ursache dafür sind Stauerscheinungen östlich des Kinzigtals. In das westöstlich verlaufende

Tal können die Luftmassen aus Westen ziemlich ungehindert einströmen, wobei sie infolge der Einengung durch die beiderseitigen Höhen Düseneffekt erhalten. Die Umbiegung des Tales auf der Ostseite des Schwarzwaldes auf nord-südliche Richtung und die östlich davon den Talschluß bildenden Höhen bewirken Stauerscheinungen [1].

Erhöhte Niederschläge treten weiter im Bereich der Schwäbischen Alb sowie der Schwäbischen Waldberge auf. Die Schwäbischen Waldberge werden von westlichen Strömungen noch ungehindert erreicht, so daß sich hier Stauerscheinungen auswirken können. Die Alb liegt im Winter im Lee des Schwarzwaldes, ihre relativ hohen Niederschläge kommen durch sommerliche Stauerscheinungen bei Strömungen aus Nordwest zustande. Neben dem Schwarzwald ist der Bereich der Schwäbischen Waldberge als größeres Schadensgebiet ausgewiesen.

Für Bayern ergeben sich die höchsten Niederschlagssummen in den Alpen (über 2500 mm/Jahr) und zwar in den Allgäuer, Chiemgauer und Berchtesgadener Alpen sowie auf dem Wetterstein. Zwar weist der Schwarzwald im Winter etwas höhere Summen als die Alpen auf, in den Alpen sind jedoch die Sommerniederschläge höher.

Der Böhmer Wald (1800 – 2000 mm/Jahr) sowie der Bayerische Wald (1400 – 1500 mm/Jahr) sind gleichfalls Gebiete mit stark erhöhtem Niederschlag. Während für die Alpen die regenbringenden Winde überwiegend aus Nordwesten bis Norden kommen – diese Strömung tritt am häufigsten im Sommer auf und führt zu Steigungsregen – kommen die wichtigsten regenbringenden und zu kräftigen Stauerscheinungen führenden Winde des Bayerischen und Böhmer Waldes aus Südwesten.

Werden die Niederschlagsmengen mit einem Schadstoffeintrag in Verbindung gebracht, so ist zu beachten, daß nicht nur die Regenmenge, sondern auch der u. U. variierende Schadstoffgehalt des Regens von Bedeutung ist. Nach Untersuchungen von B. C. Scott [3] können Niederschläge, deren Bildungsprozeß nicht über die Eisphase läuft, Sulfatgehalte haben, die um den Faktor 2 bis 10 über

dem Gehalt der Niederschläge liegen, die über die Eisphase entstanden sind. Steigungsregen am Stau der Gebirge bzw. von Erhebungen entstehen überwiegend nicht über die Eisphase.

Genauere Daten über den Schadstoffeintrag durch Niederschläge in den unterschiedlichen Höhenlagen sowie in den einzelnen Schadensgebieten können nur durch systematische Untersuchungen erhalten werden.

Ein Schadstoffeintrag kann jedoch auch durch den direkten Einfluß der Wolken über das Wolkenwasser auf die Waldbestände erfolgen. Eine Orientierung ermöglichen die Karten der Klimaatlanten über die mittlere Zahl der Tage mit Nebel bzw. über die mittlere Bewölkung. Dabei ist zu beachten, daß die Nebel in den Niederungen und auf den Bergen meist nicht gleichzeitig auftreten und verschiedenem Wetter zugehören. So entstehen die Talnebel vorwiegend bei Hochdruckwetterlagen in der Nacht. Sie werden in den Vormittagsstunden für gewöhnlich aufgelöst. Die Bergnebel dagegen sind Wolken, die im Gebirge aufliegen. Es können Stauwolken sein, die am Gebirge durch die adiabatische Abkühlung des zum Aufsteigen gezwungenen Luftstromes entstehen oder tiefe Schichtwolken. Die Bergnebel treten oft gemeinsam mit starken Winden auf, im Bereich der Talnebel dagegen herrscht überwiegend Windstille [1].

Generell nimmt die Zahl der Nebeltage mit der Höhe zu. Über 200 Tage mit Nebel im Jahr werden auf den großen Erhebungen des Nord- wie des Südschwarzwaldes sowie der Allgäuer Alpen beobachtet. Im Bayerischen Wald und im Böhmer Wald beträgt die Nebelhäufigkeit bis zu 150 Tagen

im Jahr. Der Oktober ist neben dem November der nebelreichste Monat. Im Bereich des Schwarzwaldes steigt im Oktober die Untergrenze der Zone mit über 8 Nebeltagen von Nord nach Süd an. Im Nordschwarzwald liegt sie in rund 600 – 700 m Höhe, im Südschwarzwald in 700 – 800 m Höhe. Dies korreliert mit der Verschiebung der Höhenlage der Schadfläche von Nord nach Süd.

Auf der Westseite des Schwarzwaldes reicht die Zone tiefer hinab als auf der Ostseite. Die oberen Täler auf der Südseite des Schwarzwaldes sind durch geringe Nebelhäufigkeit ausgezeichnet.

Weitere Hinweise geben die Karten über die mittlere Bewölkung. So sind im Sommer (August) die Westseite und die Höhen des Schwarzwaldes besonders bewölkungsreich (über 6/10). Hier bilden sich bei westlichen Luftströmungen häufig Stauwolken, die sich auf der Ostseite des Schwarzwaldes in einzelne Wolken auflösen und teilweise ganz verschwinden. So entsteht im Leegebiet des Schwarzwaldes eine Minimumzone der Bewölkung, die sich noch über die Schwäbische Alb ausdehnt. Im Winter (Dezember) kann der Stau effekt an den Gebirgen überdeckt sein durch ausgedehnte Nebel- und Hochnebeldecken, die tagelang anhalten können, während die Höhen über die Nebelmeere hinausragen.

Die mittlere relative Feuchte spiegelt gleichfalls die unterschiedlichen Verhältnisse an der West- und Ostseite des Schwarzwaldes wider. Die vorherrschenden Südwest- und Westwinde bedingen durch den Stau beim erzwungenen Aufsteigen eine höhere Luftfeuchtigkeit an der West-

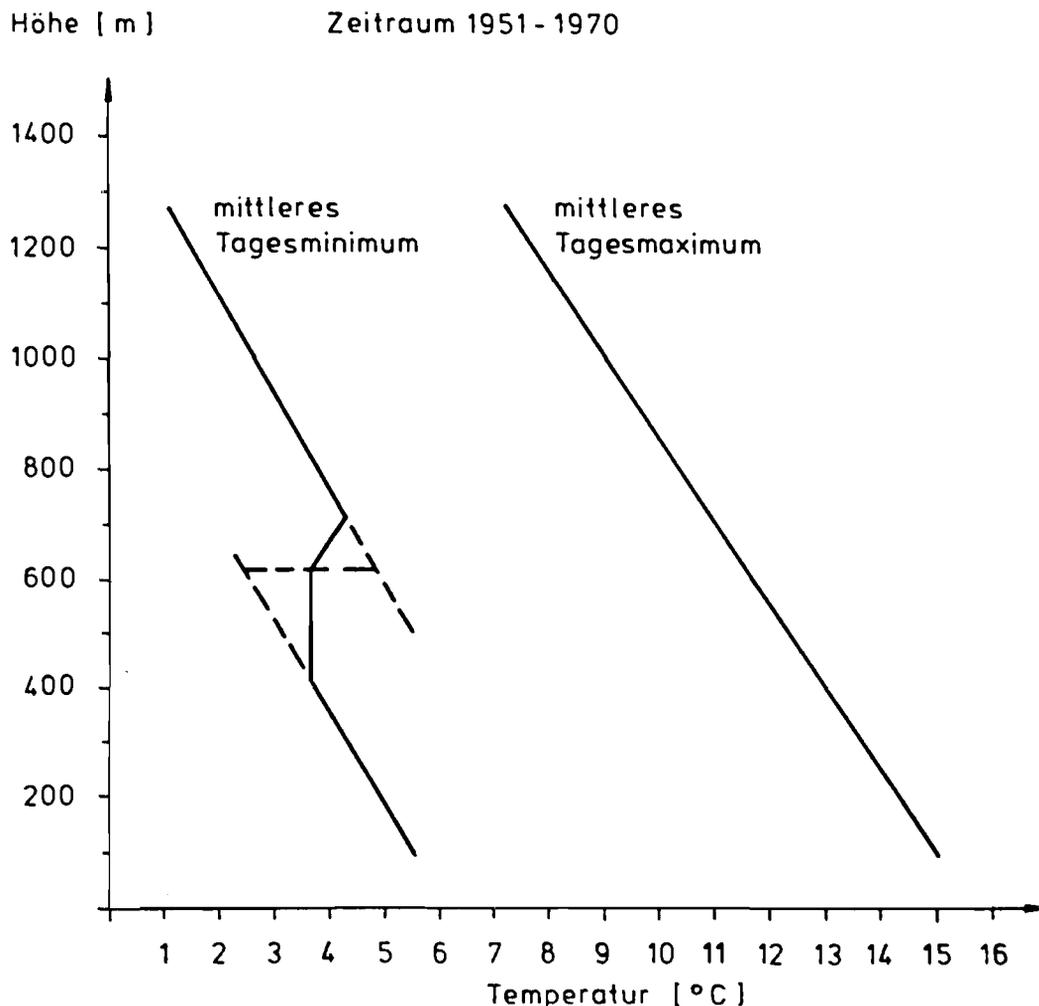


Abb. 3.1: Über den Zeitraum 1951–1970 gemittelte Maxima bzw. Minima der Tagestemperatur in Abhängigkeit von der Höhe aus Meßdaten verschiedener Klimastationen im Schwarzwald (nach M. Kalb [4])

seite, während beim Absteigen hinter dem Gebirge ein Föhnneffekt auftritt. Dadurch weisen im allgemeinen die Ostseiten eine geringere Feuchte als gleiche Höhenlagen auf der Westseite auf.

3.2. Transportphänomene

Entscheidend für den Herantransport von Schadstoffen ist die Windrichtungsverteilung. Abgesehen von örtlichen Besonderheiten bleibt Südwest oder West in allen Monaten die Hauptwindrichtung. Bemerkenswert ist im mittleren jährlichen Gang aber die Zunahme der westlichen Winde im Frühjahr, zu der im Sommer eine Zunahme der Winde aus Nordwest und Nord kommt. Im Laufe des Herbstes erfolgt dann wieder ein Rückdrehen des Windes, so daß im Winter die Südkomponente stärker hervortritt. Nach der Häufigkeit geordnet ergeben sich für das Jahr folgende Windrichtungen: Südwest, West, Nordwest/Nordost [1].

Von Bedeutung für die Transportmechanismen ist weiterhin die Höhe der Austauschschicht (Durchmischungshöhe) bzw. die Höhererstreckung von Inversionsschichten. Kalb [4] wertete im Bereich zwischen südlichem Kraichgau und den nördlichen Schwarzwaldrandhöhen Temperaturmeßdaten von Klimastationen mit unterschiedlichen Höhenlagen aus. Aus der Auswertung der täglichen Temperaturminima ergibt sich im Jahresmittel während der Nacht eine Temperaturzunahme zwischen 400 und 700 m ü. NN, die als nächtliche Sperrschicht in dieser Höhe gedeutet werden kann (Abb. 3.1). Die Übertragung dieses Befundes auf den südlichen Oberrheingraben dürfte in erster Näherung möglich sein. U. U. liegt die Sperrschicht dort wegen des zunehmenden Geländeanstieges höher.

Nach Geiger [5] wird auch am großen Arber (Bayerischer Wald) vor allem bei Kontinentalluft regelmäßig eine sogenannte warme Hangzone (Inversion) während der Nacht festgestellt. Die warme Hangzone liegt hier im Mittel bei 800 m Höhe.

An dieser und in dieser Inversionsschicht können Schadstoffe angereichert und relativ gering verdünnt auf die Bergänge treffen.

Für die Zeit des Temperaturmaximums – im allgemeinen am frühen Nachmittag – ergab die Untersuchung von Kalb [4] keine Temperaturzunahme mit der Höhe, so daß zumindest im Jahresmittel eine Sperrschicht z. Z. des Temperaturmaximums in der Schicht bis 1200 m Höhe nicht vorliegt.

Nach Untersuchungen von Giebel [6], die im Ruhrgebiet durchgeführt wurden, ist im Winter am Tage häufig mit einer Sperrschichthöhe um 500 – 600 m zu rechnen. In den übrigen Monaten des Jahres beträgt die mittlere Sperrschichthöhe gegen 15.00 Uhr ca. 1500 m. In der Regel steigt die Sperrschicht von 500 m um 8.00 Uhr im Laufe des Tages auf die Höhe von 1500 m um 15.00 Uhr an. Diese Daten geben auch eine erste Orientierung für den Oberrheingraben.

Ein weiteres charakteristisches Merkmal für die Transportmechanismen an den Rändern der Gebirge und damit auch am Rande des Schwarzwaldes und anderer Höhenzüge sind das Berg-Tal-Windsystem bzw. das Hangwind-System. Diese tagesperiodischen Windsysteme entstehen als Ausgleichswinde durch die unterschiedliche Erwärmung von Tälern und Berghängen. Tagsüber treten diese Winde als Bergaufwind bzw. Hangaufwind in Erscheinung. In der Nacht handelt es sich um Kaltluftflüsse von den Bergen und Hängen ins Tal. Man spricht von Berg- und Hangabwinden [7]. Die Windsysteme werden weitgehend von der Sonneneinstrahlung gesteuert. So ist das Hangwindsystem wegen der stärkeren Sonneneinstrahlung besonders gut an Süd- und Südwest-Hängen entwickelt. An Nordhängen ist das Windsystem sehr schwach ausgeprägt. Der Hangaufwind beginnt etwa 1 Stunde nach Sonnenaufgang und erreicht seine größte Intensität z. Z. der maximalen Sonneneinstrahlung, d. h. um die Mittagszeit. Abends nach Sonnenuntergang setzt der Hangabwind ein.

Die Intensität des Hangaufwindes variiert stark mit lokalen Differenzen in der Hangsteigung und der Exposition zur

Sonne. Selbst vorübergehende Abschattungen des Hanges durch Wolkenbildung verursachen unmittelbare Abschwächungen des Windsystems. Die Winde werden selten in reiner Form beobachtet, sondern sind oft abgeschwächt oder verstärkt durch die überlagerte großräumigere Strömung.

Nach Messungen im Inntal bei Innsbruck [7] beträgt die Dicke der Hangaufwindsschicht bis zu 260 m, im Mittel 100 – 200 m. Die Windsysteme sind besonders gut an Rinnen und Schluchten der Hänge ausgebildet.

Hangwindzirkulationen im Rheintal wurden von Henne-muth und Semmler meßtechnisch untersucht [8]. Die Untersuchungen betrafen den Hangabfall der Haardt ins Rheintal (Osthang). Am 19. 9. 79, an einem Schönwettertag mit intensiver Einstrahlung und einer westlichen Strömung in Kammhöhe von etwa 10 m/s, hatte sich um 10.00 Uhr ein Hangaufwind ausgebildet. Die Hangaufwindsschicht war nur 50 m dick. In der Mittagszeit und am frühen Nachmittag hatte der Hangaufwind eine Mächtigkeit von 150 m. Die Windgeschwindigkeit betrug 2 m/s. Um 18.00 Uhr ging der Hangaufwind in einen Hangabwind über. Dieses Beispiel belegt, daß sich ein Hangwindssystem auch gegen eine kräftige Überströmung durchsetzen kann.

Untersuchungen einer interdisziplinären Arbeitsgruppe über die klimatischen und lufthygienischen Verhältnisse der Stadt Freiburg i. Br. [9] weisen auf ein Berg-Tal-Windsystem am Westabhang des Schwarzwaldes hin, das besonders bei Hochdruckwetterlagen, die im Jahresmittel zu etwa 25 % der Zeit auftreten und häufig mit schwachen Nordwinden verbunden sind, ausgebildet ist. Bekannt ist besonders der hochreichende und kräftige Hangabwind, der sogenannte „Höllentäler“.

Für den Transport von Schadstoffen in die Waldbestände an den Hängen und auf den Kuppen ist der Hangaufwind ohne Frage von Bedeutung. Die im Tal entstehenden Luftverunreinigungen können in dies Windsystem einbezogen und allerdings unter Verdünnung hangaufwärts transportiert werden.

Nach Untersuchungen von Edinger [10] wird dem Hangwindssystem in den San Bernardino Bergen bei Los Angeles in Californien eine entscheidende Bedeutung für den Transport von Ozon in die Waldbestände im Gebirge beigemessen. Das Windsystem ist in diesem Gebiet häufig gekoppelt mit einer auch am Tage bestehenden kräftigen und niedrig gelegenen Höheninversion, die zu einer starken Ozon-Anreicherung unter und an dieser Schicht beiträgt und damit zu einem starken Ozonstrom mit dem Hangaufwind führt.

Die meteorologischen Bedingungen der Los Angeles Bucht sind auf den Oberrhein-Graben nicht übertragbar. Es fehlt hier z. B. eine auch am Tage bestehende starke Sperrschicht in niedriger Höhe. Trotzdem dürfte mit dem Hangaufwind auch hier u. a. bodennah im Tal gebildetes Ozon in die Höhe geführt werden.

Als weiterer Transportmechanismus ist der Ferntransport zu betrachten. Wie bekannt, werden Luftverunreinigungen über weite Strecken transportiert. Vor allem an und in Sperrschichten können Schichten von Schadstoffen mit erhöhter Konzentration, verursacht durch entfernte Emittenten, vorliegen, die dann gegen die Hänge geführt werden. Dies betrifft sowohl Ozon als gegebenenfalls auch andere Schadstoffe.

4. Immissionsituation

Folgende Luftverunreinigungen werden der Reihe nach in Betracht gezogen: Schwefeldioxid, Schwefeltrioxid bzw. Schwefelsäureaerosole, Sulfat-Niederschlag, Kohlenwasserstoffe, Ozon und Peroxyacetylnitrat.

a) SCHWEFELDIOXID

Langjährige, kontinuierliche SO₂-Messungen wurden an den Reinluftstationen des Umweltbundesamtes Schauinsland und Brotjacklriegel durchgeführt [1]. Außerdem liegen kontinuierliche Messungen der Bayerischen Landesanstalt für Umweltschutz vom Kleinen Arber vor [12].

Der langjährige Mittelwert (Mittel über die letzten 5 Jahre) ist mit 9 µg/m³ (Schauinsland) bzw. 20 µg/m³ (Brotjacklriegel) als niedrig einzustufen. Der höchste bisher beobachtete Spitzenwert am Schauinsland betrug 120 µg/m³. Dabei ist aber zu berücksichtigen, daß besonders im Winter die Meßstation auf dem Schauinsland oft bereits außerhalb der Mischungsschicht liegt.

Die Tendenz der SO₂-Jahresmittelwerte an der Meßstation Schauinsland war in den letzten Jahren eher fallend (Meßreihe seit 1973) [1]. Dies gilt aber nicht generell an Reinluftstationen, da die Belastung an den Meßstellen Deuselbach (Hunsrück) und Langenbrügge (Lüneburger Heide) leicht anstieg [1]. Der Anstieg ist auf das vermehrte Vorkommen höherer Spitzenwerte in den letzten Jahren zurückzuführen. Dies gilt auch für bayerische Stationen nahe der Grenze zur DDR und CSSR, an denen im Januar 1982 Spitzenwerte bis 1500 µg/m³ gemessen wurden [1].

Die Meßergebnisse vom Kleinen Arber sind in Tab. 4.1 zusammengefaßt.

Monat	Mittelwert	Höchstwert (1/2 h)	95 %-Wert
Januar 1982	14,5	131	46
Februar 1982	20,2	216	72
März 1982	20,5	144	72
April 1982	—	131	—
Mai 1982	14,6	203	39
Juni 1982	—	—	—
Juli 1982	13,1	189	33

Tab. 4.1: Monatsmittel, Höchstwerte und 95 %-Werte der SO₂-Konzentrationen am Kleinen Arber, Bayerischer Wald [12]. Angaben in µg/m³

Beurteilungsfläche, Raum:	Zahl der Meßpunkte	Zahl der Messungen	Mittelwert in µg/m ³	97,5-Perzentile in µg/m ³ für vorgegebene Sicherheiten von		
				25 % (I ₀)	50 % (I)	75 % (I ₀)
Oberkirch	2	44	36	129	165	> 189*)
Oberkirch	6	110	17	55	67	88
Balingen	4	67	17	63	67	72
Balingen	3	57	19	78	136	161
Freiburg	6	124	24	115	132	154
Staufen	4	47	12	42	45	> 47*)
Bad Säckingen	4	92	33	149	154	178
Müllheim	3	72	24	66	102	126

*) Wegen der geringen Zahl der Messungen können diese Werte nicht genau angegeben werden. Die Sicherheiten für die genannten Werte sind bei Oberkirch 68 % und bei Freiburg 70 %.

Tab. 4.2: Auswertung diskontinuierlicher SO₂-Messungen in Reinluftgebieten Baden-Württembergs. Mittelwerte und 97,5-Perzentile (aus [2] entnommen)

Die Monatsmittelwerte sind mit den am Brotjacklriegel gemessenen Jahresmitteln gut vergleichbar. Wie Tab. 4.1 weiter zeigt, konnten in der Meßperiode keine besonders hohen Spitzenwerte beobachtet werden.

Die Ergebnisse diskontinuierlicher SO₂-Messungen liegen aus Reinluftgebieten in Baden-Württemberg vor. Sie zeigen mit Jahresmitteln von 17–36 µg/m³ pro Meßfläche [2] höhere Belastungen als die Station Schauinsland. Wegen der bereits erwähnten Tatsache, daß der Schauinsland im Winter oft bereits außerhalb der Mischungsschicht liegt, ist dies aber nicht überraschend.

Auskunft über die aufgetretenen Spitzenbelastungen geben die 97,5-Perzentile in Tab. 4.2 aus dem Meßjahr 1980/1981, die ebenfalls in Reinluftgebieten Baden-Württembergs von der LfU, Baden-Württemberg, gemessen wurden. Die Tab. 4.2 wurde aus [2] übernommen. Die Ergebnisse zeigen, daß auch in sog. Reinluftgebieten durchaus höhere Spitzenwerte vorkommen können, die aber immer noch erheblich unter den Verhältnissen in den Belastungsgebieten liegen [3].

Zusammenfassend kann gesagt werden, daß die Jahresmittelwerte der SO₂-Belastung in den Reinluftgebieten von 10–36 µg/m³ deutlich geringer sind als im Rhein-Ruhrgebiet (70 µg/m³ [3]). Allerdings ist der deutliche Konzentrationsabfall des SO₂, der im Rhein-Ruhrgebiet [2] und anderen Industriegebieten seit 1965 beobachtet wurde [3], in Reinluftgebieten nicht zu verzeichnen. Die Mehrzahl der Stationen zeigt eher einen, allerdings nur geringen Anstieg der Belastung.

b) SCHWEFELTRIOXID bzw. SCHWEFELSÄUREAEROSOLE

Es liegen keine Meßergebnisse aus Reinluftgebieten vor.

c) SULFATGEHALT IM SCHWEBSTAUB UND NASSE DEPOSITION VON SULFAT

Langjährige Messungen des Schwefelgehaltes im Schwebstaub wurden an den Reinluftmeßstationen des Umweltbundesamtes durchgeführt [1]. Die Schwefelgehalte liegen im Bereich von 1–3 µg/m³. Die jährlichen Schwankungen spiegeln nicht den SO₂-Trend wider. An der Meßstation Schauinsland ergibt sich z. B. ein steigender Trend des Schwefelgehaltes, im Gegensatz zum fallenden SO₂-Trend. Dies zeigt, daß die Konzentrationen von SO₂ und Sulfat im Schwebstaub durch die unterschiedlichen Quellen-Senken-Prozesse in der Atmosphäre weitgehend entkoppelt sind.

Ähnliches trifft für die nasse Deposition an Sulfat (und auch Nitrat) zu, die ebenfalls nicht die starken Konzentra-

tionsunterschiede zwischen belasteten Gebieten und Reinluftstationen wie die gasförmigen Luftverunreinigungen zeigt. Nach Messungen von Georgii et al. [4] unterscheiden sich die Schwefelgehalte im Regen nur um den Faktor 2 zwischen Reinluft- und Industriegebieten (z. B. 1,9 mg S/l im Ruhrgebiet, 0,7–1 mg S/l in Reinluftgebieten). In Verbindung mit höheren Niederschlägen an Berghängen (Steigungsregen) können die Konzentrationsunterschiede sogar kompensiert werden, so daß die nasse Deposition dort die gleiche Größenordnung erreicht wie in Industriegebieten.

Die trockene Deposition allerdings, die eine direkte Funktion der Gasphasen-Konzentration ist, ist beim SO₂ um ca. eine halbe Größenordnung höher in Industriegebieten als in Reinluftgebieten [5].

d) pH-WERT DES NIEDERSCHLAGS

pH-Wert Messungen des Niederschlags in Reinluftgebieten wurden ebenfalls an den Meßstellen des Umweltbundesamtes vorgenommen [1]. Wie Tabelle 4.3 zeigt, sind Monatsproben mit pH-Werten < 4 und > 5 sehr selten; die Hauptmenge der Beobachtungen liegt zwischen pH 4 und pH 5 (Meßstelle Schauinsland) bzw. zwischen pH 4 und pH 4,5

an den übrigen Meßstationen. Der pH-Trend ist nicht einheitlich. Während die Meßstation Schauinsland seit 1976 eher einen steigenden pH-Wert (d. h. niedrigere H⁺-Konzentration) aufweist, ist der Trend an den anderen Stationen gleichbleibend bzw. sogar fallend (Deuselbach, Langenbrügge) [1]. Eine eindeutige Tendenz zunehmender Versauerung des Niederschlags an den Stationen ist aber nicht zu erkennen.

e) STICKOXIDE

Stickoxide, bestehend aus NO und NO₂, werden primär überwiegend als NO emittiert. In der Atmosphäre erfolgt eine Oxidation zum NO₂, in erster Linie durch O₃. Dies hat zur Folge, daß in der Nähe der Quellen (z. B. Kraftwerke, KFZ) der Anteil an NO überwiegt, während in Reinluftgebieten die Stickoxide vor allem als NO₂ vorkommen (ca. 80% NO₂ von NO_x). Die Oxidation verläuft nicht hundertprozentig, da während der Tagesstunden ein gewisser NO₂-Anteil photolytisiert wird unter Rückbildung von NO.

Die vorstehende Betrachtung zeigt, daß in Reinluftgebieten es vor allem auf die Komponente NO₂ ankommt. Langjährige NO₂-Messungen liegen wiederum vom Reinluft-

JAHR	JAN	FEB	MRZ	APR	MAI	JUN	JUL	AUG	SEP	OKT	NOV	DEZ
1976	4.0	4.0	4.1	4.2	4.3	4.1	4.2	4.0	4.4	4.4	4.3	4.4
1977	4.4	4.1	4.4	4.3	4.6	4.4	4.5	4.4	4.2	4.6	4.6	4.6
1978	4.4	4.3	4.8	4.3	4.3	4.5	4.6	4.4	4.7	4.2	4.4	4.9
1979	4.6	4.5	4.6	4.3	4.7	4.3	4.4	4.5	4.3	4.3	4.6	4.9
1980	4.7	4.7	4.6	4.1	4.5	4.5	4.4	4.8	4.8	4.5	4.6	4.9
1981	4.6	4.5	4.8	4.3	4.7	4.7	4.4	4.6	5.1	4.8	4.7	4.8

pH-Werte in Monatsproben des nassen Niederschlags an der Meßstelle Schauinsland

JAHR	JAN	FEB	MRZ	APR	MAI	JUN	JUL	AUG	SEP	OKT	NOV	DEZ
1977	4.3	4.5	4.2	4.1	4.0	4.2	4.6	4.1	4.0	4.4	4.4	4.4
1978	4.4	4.8	4.5	3.9	3.9	4.1	4.1	4.1	4.3	4.3	4.3	4.5
1979	4.0	4.3	4.3	4.1	4.6	4.0	4.1	4.2	4.2	4.1	4.1	4.4
1980	4.3	4.1	4.3	4.2	3.9	4.1	4.1	4.3	4.2	4.3	4.4	4.4
1981	4.4	4.2	4.5	4.0	4.1	4.1	4.0	4.0	4.4	4.4	4.3	4.4

pH-Werte in Monatsproben des nassen Niederschlags an der Meßstelle Deuselbach

JAHR	JAN	FEB	MRZ	APR	MAI	JUN	JUL	AUG	SEP	OKT	NOV	DEZ
1976	4.3	4.5	4.3	4.2	4.2	4.2	4.2	4.6	4.3	4.4	4.3	4.3
1977	4.2	4.3	4.3	4.2	4.1	4.3	4.4	4.2	4.2	4.5	4.6	4.1
1978	4.2	4.0	4.1	4.1	4.1	4.3	4.4	4.4	4.2	4.3	4.5	4.6
1979	4.3	4.2	3.9					4.2	4.3	4.2	4.4	4.3
1980	4.2	4.3	4.2	4.1	4.0	4.3	4.1	4.4	5.3	4.2	4.4	4.4
1981				4.3	4.3	4.4	4.4	5.1		4.8	4.5	4.5

pH-Werte in Monatsproben des nassen Niederschlags an der Meßstelle Brotjackriegel

JAHR	JAN	FEB	MRZ	APR	MAI	JUN	JUL	AUG	SEP	OKT	NOV	DEZ
1976	4.2	4.0	4.0	4.1	4.0	4.1	4.3	4.3	4.2	4.3	4.2	4.1
1977	4.1	4.1	4.5	4.2	3.9	4.7	4.0	4.2	4.0	4.2	4.4	4.3
1978	4.4	4.0	4.3	4.1	4.0	4.1	4.2	4.1	4.2	3.9		
1979				4.1	4.7	5.2	4.1	4.3	3.8	4.0	4.2	4.2
1980	3.9	3.9		4.2	3.9	4.2	4.0	4.5	4.3	4.2	4.0	4.2
1981	4.1	3.8	4.1		4.1	4.1	4.1	4.2	4.3	4.2	4.2	4.1

pH-Werte in Monatsproben des nassen Niederschlags an der Meßstelle Langenbrügge

Tabelle 4.3: pH-Meßwerte der UBA-Meßstellen, die am BAPMon-Programm der WMO beteiligt sind. Das monatsweise exponierte Sammelsystem wird nur bei Niederschlag geöffnet (aus [1] entnommen)

meßnetz des Umweltbundesamtes vor [1]. Am Schauinsland sind die Jahresmittelwerte der NO₂-Konzentration mit 2–3 µg/m³ äußerst niedrig, während andere Reinluftstationen wie Deuselbach und Langenbrügge, die nicht im hohen Bergland liegen, mit 10–15 µg/m³ stärker belastet sind. Diese Konzentrationen sind jedoch ebenfalls erheblich niedriger als die NO₂-Konzentration in Ballungsgebieten [3] (30–60 µg/m³). Dazu kommt noch ungefähr der gleiche Anteil an NO, da das Verhältnis zwischen NO und NO₂ im Mittel in den Belastungsgebieten sich wie 1:1 verhält [3].

Der Trend der NO₂-Konzentration an den Reinluftstationen (Messungen seit 1968) ist eindeutig steigend [1]. Damit ist NO₂ die einzige der bislang betrachteten Luftverunreinigungen, deren Pegel in Reinluftgebieten an allen Stationen zugenommen hat. Das gleiche gilt für Stationen in Stadtgebieten, die unter Kfz-Einfluß stehen, wie z. B. die Station des Umweltbundesamtes in Frankfurt [6]. Im Gegensatz dazu haben sich die flächenbezogenen NO₂-Belastungen im Ruhrgebiet seit 1965/66 nicht signifikant verändert [3]. Der Grund dürfte darin zu suchen sein, daß die steigende NO_x-Belastung in Kfz-beeinflußten Stationen und in Reinluftgebieten stark von der stetigen Zunahme des Kfz-Verkehrs beeinflußt wird, der durch seine flächenhaft weite Verbreitung auch die Reinluftgebiete erreicht. Im Gegensatz dazu haben sich möglicherweise in den Ballungsgebieten der steigende Kfz-Anteil mit den fallenden industriell bedingten Immissionen (Verbesserungen der Ausbreitungsbedingungen) gegenseitig kompensiert.

f) PEROXYACETYLNITRAT (PAN)

PAN-Messungen aus Reinluftgebieten in Deutschland liegen nicht vor. Die Spitzenkonzentrationen im Rhein-Ruhrgebiet betragen in den Sommern 1978–1980 nach Messungen der LIS 6,1 ppb an der Station Köln-Rodenkirchen sowie 3,6 ppb an der Station Essen [7, 8]. Die mittleren Belastungen sind sehr niedrig, so betragen der 50%-Wert der Summenhäufigkeit der PAN-Messungen in Köln im Sommer 1979 lediglich 0,85 ppb und der 95%-Wert 2,7 ppb. Wegen des Bildungs-Mechanismus von PAN sowie des thermischen Gleichgewichts zwischen NO₂ und Peroxyacetylradikalen [9] ist aber nicht anzunehmen, daß in Reinluftgebieten höhere Konzentrationen an PAN als in Ballungsgebieten auftreten, so daß die hier angegebenen PAN-Konzentrationen in erster Näherung auch auf Reinluftgebiete als obere Grenzwerte übertragen werden können.

g) ORGANISCHE KOMPONENTEN

Von der Analytik müssen bei den organischen Komponenten die leichtflüchtigen Verbindungen in der Gasphase,

die Verbindungen mit hohem Siedepunkt in der Partikelphase und gegebenenfalls vorkommende hydrophile Verbindungen im Regen- bzw. Nebelniederschlag unterschieden werden.

Die große Anzahl von über 4 Millionen organischer Verbindungen macht eine vollständige analytische Erfassung von vornherein unmöglich. Es können nur gewisse Teilbereiche untersucht werden, wie z. B. Kohlenwasserstoffe in der Gasphase, schwerflüchtige Halogenverbindungen in der Partikelphase etc. Dies gilt insbesondere auch deshalb, weil Probenahme und Probenaufbereitung stark von der zu untersuchenden Substanzklasse abhängen.

Da über das Vorkommen organischer Verbindungen in Reinluftgebieten sehr wenig bekannt ist, führte die LIS im September 1982 eine orientierende Meßkampagne zur Messung von Ozon (vgl. Kap. h) und 16 Kohlenwasserstoffen im Siedebereich C₁-C₉ im südlichen Schwarzwald durch. Die Probenahme erfolgte mit Gasmäusen nach VDI 3482; das gaschromatographische Meßverfahren wurde bereits eingehend in der Literatur beschrieben [10, 11]. Es wurde auf verschiedenen Höhengniveaus auf Waldwegen im Raum Münstertal (Forstbezirk Staufen) gemessen. Die Ergebnisse sind in Tab. 4.4 zusammengestellt. Der Vergleich mit Literaturangaben aus anderen Reinluftgebieten zeigt, daß die Kohlenwasserstoffbelastung im Meßgebiet derjenigen entspricht, die in sog. immissionsfreien Gebieten vorliegt. An allen Meßpunkten kann die Belastung an Kohlenwasserstoffen als äußerst niedrig eingestuft werden. Eine systematische Abnahme der Kohlenwasserstoffkonzentration mit der Höhe ist nicht klar erkennbar, wenn auch die Talwerte durchgängig die höchsten sind. Das Ergebnis im 1100-m-Niveau wird möglicherweise von einem Wanderparkplatz und einer nahegelegenen Straße beeinflusst. Unter Berücksichtigung der Kürze der Meßperiode (5 Tage) geben die Meßwerte keinerlei Hinweise darauf, daß aus dem Rheintal oder ferner liegenden Quellen verstärkt Kohlenwasserstoffe in den Schwarzwald transportiert werden oder sich dort anreichern.

Um gegebenenfalls vorkommende organische Substanzen im Nebelwasser nachzuweisen, wurde eine Probe eines Nebelkondensates, das im Raum Münstertal/Schwarzwald gewonnen worden war, mit Pentan extrahiert und der Pentanextrakt in der LIS mit Hilfe einer GCMS-Kopplung untersucht. Die Aufarbeitung durch Extraktion mit Pentan ist auf Halogen-Kohlenwasserstoffe zugeschnitten, eine Reihe von Substanzklassen (z. B. Carbonsäure, niedere Aldehyde) wird dadurch nicht erfaßt. Im Pentanextrakt konnten nur geringste Spuren organischer Verbindungen nachgewiesen werden, die wegen der geringen Konzentration durch das MS nicht identifiziert werden konnten.

Meßort	Ethen	Propan	Propen	n-Butan	Ethin	i-Pentan	n-Hexan	Benzol	Toluol	Xylole
300 m (n=15)	2,3	1,0	0,2	1,0	3,3	1,2	0,2	0,8	0,9	<0,3
600 m (n=15)	1,3	0,7	<0,1	0,7	2,1	0,7	<0,2	0,5	0,4	<0,3
900 m (n=16)	1,1	0,8	<0,1	0,7	2,9	0,8	<0,2	0,5	0,3	<0,3
1100 m (n=11)	1,9	0,9	<0,1	0,8	2,3	0,9	<0,2	0,7	0,5	<0,3
Kälbe- scheuer (n=7)	0,8	0,4	<0,1	0,2	0,7	0,3	<0,2	0,3	0,2	<0,3
Eifel, Som- merwerte [13]	0,1-0,3	0,8	0,1-0,5	0,5	0,7	0,3				
Tanus [14]	4	0,8	0,7	1,0	3,0	2,0				

Tabelle 4.4: Kohlenwasserstoffkonzentrationen (in ppb) in verschiedenen Höhengniveaus des Münstertals und Vergleich mit Literaturergebnissen

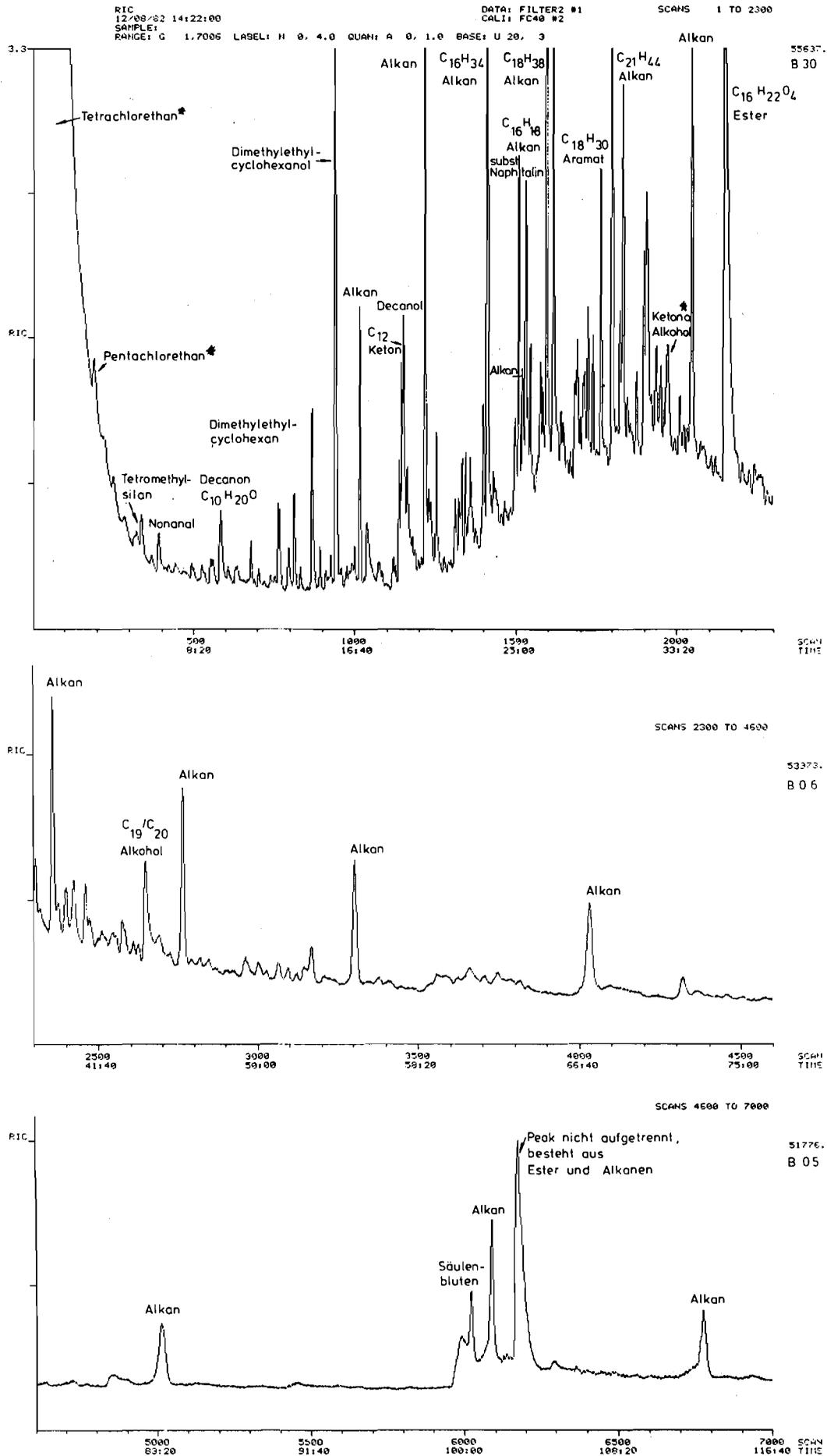


Abb. 4.1: Chromatogramm organischer Komponenten mit massenspektrometrischer Identifikation der Hauptkomponenten eines Filterextraktes (LIB-Gerät, Filter über 460 h belegt, Station Kälbelescheuer, Schwarzwald)

Schließlich wurde der organische Anteil des Aerosols, das auf einem Glasfaserfilter an einer Meßstelle im Forstbezirk Staufen (Kälbelescheuer) über 19 Tage gesammelt worden war, untersucht. Das Filter wurde 18 h in einem Soxhlet-Extraktor mit Methylenchlorid extrahiert. Der Extrakt wurde auf 100 µl eingengt und in einer GCMS-Kopplung auf organische Bestandteile untersucht (Trennsäule: 50 m OV101 Kapillare, Ionisierungsenergie: 70 eV). Das Chromatogramm enthielt eine Vielzahl von Peaks, von denen die Hauptkomponenten mit Hilfe ihrer Massenspektren identifiziert wurden (Abb. 4.1). Die Hauptmenge des organischen Anteils des Aerosols bilden höhere Alkane (C₁₆–C₃₀), die natürlichen Ursprungs sind. Dazu kommen Ester, Alkohole, Ketone und Alkene, die ebenfalls natürlichen Ursprung haben. Anthropogen verursacht dürfte das substituierte Naphthalinderivat C₁₆H₁₈ und möglicherweise der aromatische Kohlenwasserstoff C₁₈H₃₀ sein, deren genaue Identifizierung ohne Vergleichssubstanzen nicht möglich ist. Um sicherzustellen, daß sich in dem komplexen Stoffgemisch keine möglicherweise phytotoxischen Halogenkohlenwasserstoffe verbergen, wurde der Extrakt auch auf einem GC mit ECD (für elektronenaffine Verbindungen spezifischer Detektor) untersucht. Auf der ECD-Spur des Chromatogramms konnten 3 Peaks festgestellt werden, die daraufhin nochmals im GCMS-Lauf aufgesucht und über die Massenspektren identifiziert wurden (mit * versehene Peaks in Abb. 4.1). Es handelt sich um Tetrachlor- und Pentachloroethan (vermutlich Spuren aus dem Extraktionsmittel Dichlormethan) sowie um eine Oxoverbindung (Keton oder Alkohol). Hinweise auf phytotoxische organische Verbindungen wurden nicht gefunden.

h) ANORGANISCHE BESTANDTEILE DES NEBELKONDENSATS

Das im Raum Münstertal/Schwarzwald gewonnene Nebelkondensat (Probenahmezeitraum: 27.10.82 – 16.11.82) wurde außer auf organische Spuren auch auf anorganische Inhaltsstoffe untersucht. Tabelle 4.5 enthält das Analyseergebnis.

Interessant ist, daß die Nebelprobe trotz vergleichbarem pH-Wert bis zum 10fachen der Konzentration anorganischer Spurenstoffe enthält, wie Regenanalysen in Reinluftgebieten. Dies steht in Übereinstimmung mit Literaturergebnissen [25].

pH	4,1	NH ₄ ⁺	377 ^{a)}	Pb	< 1,5
SO ₄ ²⁻	199,5	Mg ²⁺	16,9	Zn	< 2,5
NO ₃ ⁻	390 ^{a)}	Na ⁺	269,7	Cd	0,03
Cl ⁻	147 ^{a)}	K ⁺	43,2	Cu	< 0,6
F ⁻	1,6 ^{b)}	Ca ²⁺	109,5		

Tabelle 4.5: Anorganische Spurenstoffe des Nebelkondensats, Angaben in µ mol/l

a) Persönliche Mitteilung von Prof. Klockow, Dortmund

b) Persönliche Mitteilung von Prof. Brockhaus, Düsseldorf

i) OZON

Ozon ist nicht nur ein natürliches Spurengas der Atmosphäre, sondern wird als sekundäre Luftverunreinigung auch photochemisch aus den primär emittierten Schadstoffen Stickoxiden und Kohlenwasserstoffen gebildet. Über den Bildungsmechanismus liegen ausgezeichnete Übersichtsartikel vor [15], so daß hier nur ein verkürzter, stark vereinfachter Abriß gegeben werden soll, soweit er zum Verständnis des Folgenden notwendig ist.

Die Ozonbildung beginnt primär mit der Photolyse von NO₂ zu NO und O(³P) Atomen, die in der Atmosphäre bei Wellenlängen zwischen 290 und 420 nm (dem UV-Anteil des Sonnenlichts) abläuft. Die entstehenden Sauerstoff-

atome reagieren mit dem Luftsauerstoff und einem Stoßpartner zu Ozon. Da aber die Rückreaktion zwischen NO und O₃ zu NO₂ und O₂ sehr schnell ist (dies stellt den wichtigsten Oxidationsmechanismus für NO in der Atmosphäre dar), kann sich Ozon ohne zusätzliche Reaktionen, die ständig NO zu NO₂ aufoxidieren, nicht anreichern. Diese Reaktionen fehlen in einer Reinluftatmosphäre weitgehend. Zwischen O₃, NO und NO₂ stellt sich rasch ein Gleichgewicht ein, und es kommt zu keiner nennenswerten Ozonproduktion. In einer mit Stickoxiden und Kohlenwasserstoffen belasteten Atmosphäre laufen unter dem Einfluß des Sonnenlichtes dagegen ständig Radikalkettenreaktionen ab, die über organische Peroxyradikale verlaufen, und die im Ergebnis NO zu NO₂ oxidieren. Das Verhältnis NO/NO₂ wird dabei zu Gunsten des NO₂ verschoben und Ozon kann sich durch vermehrte Photolyse des NO₂ bilden. Daneben entstehen eine ganze Reihe weiterer sog. Photooxidantien, wie z. B. das Peroxyacetylnitrat (PAN), H₂O₂, etc., und auch Abbauprodukte von Kohlenwasserstoffen, wie Aldehyde, Carbonsäuren etc. Ozon stellt für dieses Gemisch eine leicht zu messende Leitkomponente dar.

Die kurz skizzierte photochemische Ozonbildung braucht in einem Kohlenwasserstoff/Luft/NO_x-Gemisch mehrere Stunden bis zu 1–2 Tagen (je nach Reaktivität der Kohlenwasserstoffe), um zum Maximum zu gelangen. Deshalb befinden sich die Ozonmaxima oft nicht in unmittelbarer Quellnähe der Vorläuferstoffe, sondern in einigem Abstand davon (typischerweise einige Kilometer und mehr, je nach Windgeschwindigkeit). Dies ist kennzeichnend für sekundäre Luftverunreinigungen.

Durch Transportprozesse kann Ozon über Hunderte von Kilometern transportiert werden, so daß es zum regionalen Problem wird [16]. Im Verlauf sommerlicher Schönwetterperioden wurden über weite Regionen Europas sich erstreckende erhöhte Ozonkonzentrationen festgestellt, denen lokal Inseln mit besonders hohen Konzentrationen aufgeproppft sein können (z. B. in der Umgebung petrochemischer Anlagen oder in Lee von Ballungsgebieten). Die Transportvorgänge sorgen dafür, daß in Reinluftgebieten, die Ballungszentren benachbart sind, ebenso hohe Ozonmaxima auftreten können wie am Rand der Ballungsgebiete selbst.

Da die Ozonbildung an den kurzwelligen Anteil der Sonnenstrahlung gekoppelt ist, ergeben sich ausgeprägte Jahres- und Tagesgänge der Ozonkonzentrationen und eine starke Abhängigkeit von meteorologischen Bedingungen [17]. Die höchsten Konzentrationen treten in der Regel in den Nachmittagsstunden strahlungsreicher Sommertage auf.

Die Tagesgänge der O₃-Konzentrationen in Ballungsgebieten und in Reinluftgebieten unterscheiden sich systematisch voneinander. Die Unterschiede können anhand von Abbildung 4.2 plausibel gemacht werden. Abb. 4.2 zeigt O₃-Tagesgänge, die am 18.9.82 sowohl im Ballungsgebiet (Köln) als auch im Reinluftgebiet (Schwarzwald, Kälbelescheuer) aufgenommen wurden. Der O₃-Tagesgang in Köln zeigt ein scharfes Maximum in den frühen Nachmittagsstunden und sehr geringe Konzentrationen in den Nachtstunden. Die nächtlichen Minima sind dadurch zu erklären, daß die photochemische O₃-Produktion zum Erliegen kommt und gleichzeitig das „alte“ O₃ vom Vortage in der sich ausbildenden nächtlichen Bodeninversion mit dem in Ballungsgebieten im Überschuß vorhandenen NO abreagiert. In den Morgenstunden wird die nächtliche Bodeninversion aufgebrochen, die photochemische O₃-Produktion beginnt und gleichzeitig gelangen ozonhaltige höhere Luftschichten aus dem Reservoir des Vortages in Bodennähe, so daß es zu dem scharfen Maximum kommt.

Die nächtliche Inversionsschicht in den Ballungsgebieten sorgt nicht nur für den Abbau des bodennahen Ozons, sondern schützt andererseits das Ozon in etwas höheren Luftschichten (ca. 200–2000 m) vor der Abreaktion mit NO oder an der Erdoberfläche. In der Höhe und auch in Reinluftgebieten ist deshalb ein ganz anderer Tagesgang zu

erwarten, der wesentlich ausgeglichener ist, da das Ozonreservoir die Nacht „überlebt“. Genau das zeigt der Tagesgang an der Meßstation Kälbelescheuer mit nur geringen Maxima am Tage. Die Ozonspitzenkonzentrationen sind dabei in Reinluftgebieten oftmals geringer als in Ballungsgebieten, da die photochemische Produktion des O₃ ja lokal kaum stattfindet und das aus den Ballungsgebieten hertransportierte O₃ einer gewissen Verdünnung unterliegt. So sind die Ozonmaxima in Reinluftgebieten oftmals geringer, höchstens aber gleich denen in den benachbarten Ballungsräumen. Die Tagesmittelwerte sind aber in Reinluftgebieten systematisch höher als in den Ballungsräumen, da im Verlauf der Nachtstunden nahezu gleich hohe Konzentrationen wie am Tage auftreten.

Der Tagesgang der Station Freiburg [18] liegt zwischen dem in Köln und dem im Hochschwarzwald. Es ergibt sich wie in Köln ein ausgeprägtes, jedoch breiteres Maximum von 210 µg/m³, jedoch wird O₃ in der Nacht nicht vollständig durch NO abgebaut. Das zueinander komplementäre Verhalten von O₃ und NO im Verlauf der Nachtstunden ist sehr schön am gleichzeitig registrierten NO_x-Tagesgang in Freiburg zu verfolgen. Daß O₃ in Freiburg nicht vollständig während der Nacht abgebaut wird, liegt einmal am geringeren NO-Gehalt der Luft in Freiburg, verglichen mit Köln. Zum anderen werden durch Berg-Tal-Zirkulationen im Verlauf der Nacht ozonreichere Luftmassen aus dem nahen Schwarzwald nach Freiburg transportiert.

Nach einem kurzen Abriß der Phänomenologie sollen nun die vorliegenden O₃-Meßergebnisse erläutert werden, die im Zusammenhang mit den Waldschadensgebieten relevant sind.

Die Messungen wurden gegen Ende einer ausgeprägten, spätsommerlichen Hochdruckwetterlage mit hohen Temperaturen (Tagesmax. im Tal ≥ 25° C) und trotz der fortgeschrittenen Jahreszeit beträchtlicher Sonneneinstrahlung (Sonnenscheindauern ca. 10 Stunden) durchgeführt, so daß die meteorologischen Voraussetzungen für Photooxidantienbildung [17] noch gegeben waren. Allerdings liegen Mitte September die maximal möglichen Einstrahlungen im photochemisch wirksamen Wellenbereich des Sonnenlichts mit 95 Watt/m² bereits deutlich unter den Sommerhöchstwerten (125 Watt/m²) [16]. Die Tagesmaxima in Tab. 4.6 zeigen aber gleichwohl, daß vom 15.9. bis 19.9.82 im Rheintal ausgeprägte Photooxidantienbildung zu beobachten war.

Wegen der Ausdehnung der Hochdruckwetterlage über weite Teile Mitteleuropas kam es auch in Köln zu verstärkter Ozonbildung, jedoch lagen die Tagesmaxima in Freiburg etwas höher.

Die Ozonmaxima des Rheintals wurden an der Meßstation Kälbelescheuer nicht erreicht, jedoch lagen auch hier die Ozonmaxima deutlich über dem durchschnittlichen Ozonpegel der Atmosphäre in Reinluftgebieten, der mit 60 µg/m³ [16] bis 90 µg/m³ [19] angenommen werden kann.

Datum	Maximalwerte			Tagesmittelwerte		
	Frei.	Kälb.	K	Frei.	Kälb.	K
Mi, 15.9.82	264					
Do, 16.9.82	272					
Fr, 17.9.82	281	180*	213	122	150*	57
Sa, 18.9.82	210	154	219	102	133	40
So, 19.9.82	192	158	166	109	123	51
Mo, 20.9.82	126	110	51	83	100*	21

*) Datensatz unvollständig durch Meßwertausfälle.

Tabelle 4.6: Maximalwerte und Tagesmittelwerte von Ozon in µg/m³ auf der Basis von Halbstundemittelwerten an drei verschiedenen Meßstationen (Frei. = Freiburg, Kälb. = Kälbelescheuer, K = Köln)

1. Orientierende Messungen der LIS im Südschwarzwald

Mitte September 1982 wurden von der LIS orientierende Ozonmessungen im Raum Münstertal, Schwarzwald, zwischen 300 m (Talstation) und 1400 m Höhe (Belchenhaus) durchgeführt. Da die Waldschäden bevorzugt in einem Höhenniveau von 700 m bis 1100 auftreten, sollte auch geprüft werden, inwieweit sich Unterschiede der Immission in verschiedenen Höhen ergeben.

In dem betreffenden Gebiet befindet sich in 910 m Höhe in einem Gebiet mit ausgeprägten Waldschäden eine Meßstation der Forstverwaltung und der LfU Baden-Württemberg. Diese Station, im folgenden „Kälbelescheuer“ genannt, wurde mit einem Ozongerät bestückt und diente als Hauptstützpunkt. Meßergebnisse, die die großräumige Belastung

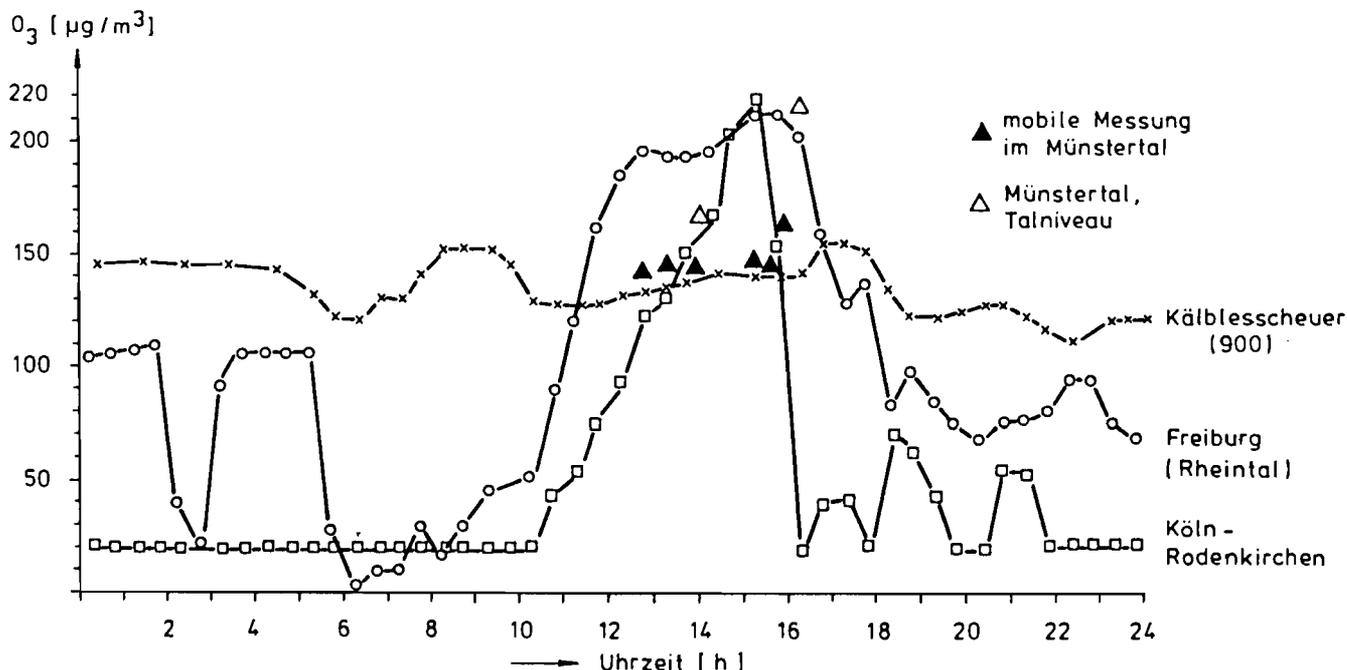


Abb. 4.2: Ozontagesgänge von Stunden- bzw. Halbstundemittelwerten gemessen an verschiedenen Stationen vom 18.9.1982

des Rheintals charakterisierten, wurden uns für die Station Freiburg freundlicherweise von der LfU zur Verfügung gestellt. Daneben wurden mit einem Meßwagen mobile Ozon- und Kohlenwasserstoffmessungen durchgeführt. Die Meßpunkte, die mit dem Meßwagen angefahren wurden, lassen sich wie folgt beschreiben: A4 : 310 m Höhe, Talniveau, ca. 100 m von Bundesstraße entfernt. A3 : 550 m Höhe, Westhang, Waldweg, nach Westen offen durch Wiesenhang. A2 : 900 m Höhe, Waldweg, Nordwesthang. A1 : Sattel, 1125 m Höhe, Wanderparkplatz, Teerstraße, ca. 50 m entfernt. Zusätzlich wurden Stichprobenmessungen an der Autobahn Freiburg-Basel und am Belchenhaus, 1363 m Höhe, vorgenommen.

Die Ozonbelastung an Episodentagen läßt sich durch den Maximalwert und den Tagesmittelwert (vgl. Tab. 4.6) hinreichend charakterisieren. So gibt Tabelle 4.6 einen Überblick der gemessenen Ozonkonzentrationen im Verlauf der betrachteten Episode. Dabei wird neben den Stationen Freiburg (Frei.) und Kälbelescheuer (Kälb.) auch die Station Köln-Rodenkirchen (K) zu Vergleichszwecken herangezogen.

Die Tagesmittelwerte zeigten ein abweichendes Bild. Die Meßstation Kälbelescheuer wies durchgängig die höchsten Tagesmittelwerte auf, die 20–30% über den Tagesmittelwerten in Freiburg und etwa um den Faktor 3 höher als in Köln lagen.

Der Grund für das unterschiedliche Verhalten der Tagesmittel ist bereits bei der Diskussion der Tagesgänge in Abbildung 4.2 genannt worden.

Die während der Nacht sehr unterschiedlichen Ozonpegel in Bodennähe und in einigen hundert Metern über Grund waren bereits bei Flugzeugmessungen [20] beobachtet worden.

Zusätzlich zu den Stationsmessungen wurden mobile Profilmessungen an den oben genannten Standorten durchgeführt (Abb. 4.3). Die Ergebnisse bestätigten die Schlußfolgerungen aus den Tagesgängen in Abb. 4.2. Die Höhenprofile hingen stark von der Tageszeit ab. Am Nachmittag des 18.9. wurde die höchste Ozonkonzentration im Rheintal gemessen. Das Maximum stimmte sehr gut überein mit dem zu gleicher Zeit in Freiburg gemessenen Wert, so daß es als repräsentativ für das Talniveau angesehen werden kann. In größeren Höhen nahm das Ozon erst ab und blieb ab ca. 600 m konstant. In den Morgenstunden des 18.9.82 zeigte das Profil genau den entgegengesetzten Verlauf mit

niedrigen Konzentrationen im Tal und deutlich höheren Werten in 900 m Höhe. In den späteren Vormittagsstunden und gegen Mittag war das Profil sehr ausgeglichen, lediglich in größerer Höhe (oberhalb der ersten Sperrschicht?) deutete sich eine Konzentrationsabnahme an (Abb. 4.3). Die Erklärung für die unterschiedlichen Höhenprofile wurde bereits bei der Diskussion der Tagesgänge gegeben.

Die am 18.9. erhaltenen Ozonwerte der mobilen Messungen wurden zusätzlich in Abb. 4.2 eingetragen. Sie liegen wie zu erwarten, zwischen den Messungen der Tal- und der Bergstation.

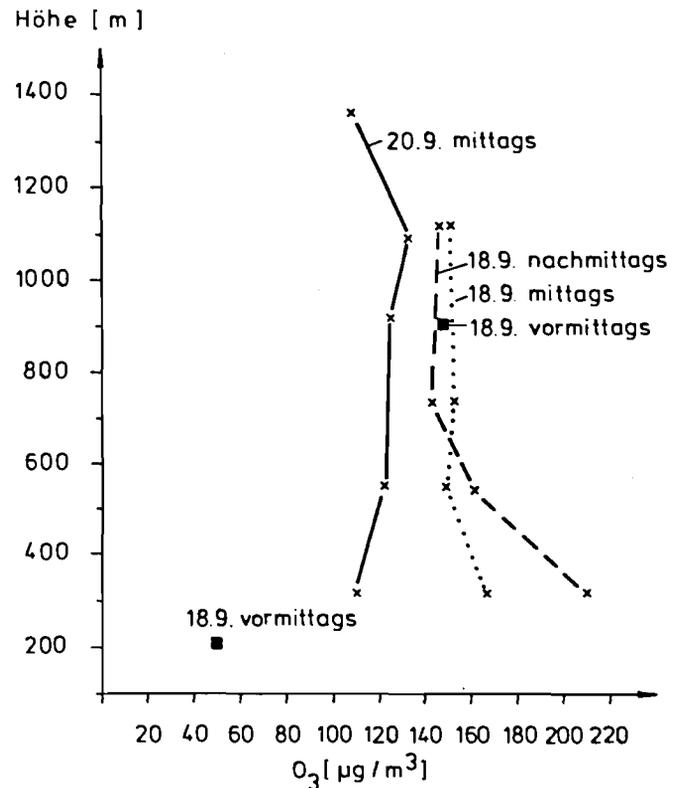


Abb. 4.3: Ozon-Höhenprofile zu verschiedenen Tageszeiten im Münstertal vom 18. und 20.9.1982

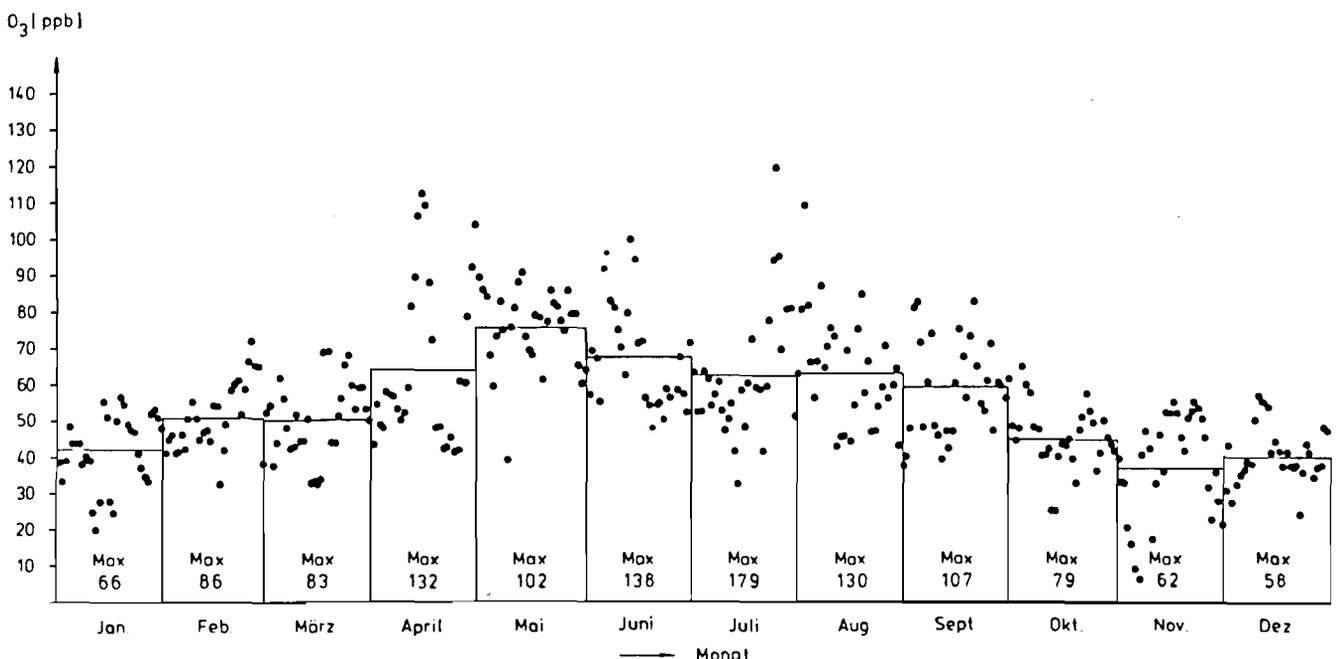


Abb. 4.4: Ergebnisse von Ozonmessungen am Schauinsland im Jahre 1980, dargestellt als Tagesmittelwerte, Monatsmittelwerte und Angabe des maximalen Stundenmittelwertes im Monat

STATION: Brotjacklriegel (1016 m)

Zeitraum		Anzahl der Stundenwerte (\geq)				Maximalwert	Anzahl der Tage mit Stundenwerten (\geq)				
		150	200	250	300		50	100	150	200	250
Januar	1980	0	–	–	–	90	20 (v28)	0	0	0	
Februar	„	0	–	–	–	90	28	0	0	0	
März	„	0	–	–	–	104	31	1	0	0	
April	„	0	–	–	–	136	30	8	0	0	
Mai	„	0	–	–	–	110	31	7	0	0	
Juni	„	0	–	–	–	124	30	8	0	0	
Juli	„	6	–	–	–	162	22	6	1	0	
August	„	0	–	–	–	136	31	22	0	0	
September	„	1	–	–	–	154	29	6	1	0	
Oktober	„	0	–	–	–	74	24	0	0	0	
November	„	0	–	–	–	70	6 (v12)	0	0	0	
Dezember	„	0	–	–	–	54	11 (v16)	0	0	0	
Januar	1981	0	–	–	–	74	22	0	0	0	
Februar	„	0	–	–	–	106	16	3	0	0	
März	„	0	–	–	–	130	29	7	0	0	
April	„	6	–	–	–	154	30	26	2	0	
Mai	„	25	–	–	–	162	31	28	3	0	
Juni	„	39	–	–	–	194	30	27	7	0	
Juli	„	37	–	–	–	176	31	21	7	0	
August	„	73	–	–	–	180	31	22	10	0	
September	„	14	–	–	–	168	30	18	2	0	
Oktober	„	0	–	–	–	122	31	5	0	0	
November	„	0	–	–	–	88	29	0	0	0	
Dezember	„	0	–	–	–	92	26	0	0	0	
Januar	1982	0	0	–	–	104	30	1	0	0	
Februar	„	6	0	–	–	144	28	14	2	0	
März	„	15	0	–	–	194	31	13	2	0	
April	„	10	0	–	–	196	30	24	2	0	
Mai	„	116	0	–	–	202	31	29	12	1	
Juni	„	99	6	–	–	208	30	28	12	1	
Juli	„	173	2	–	–	190	31	29	12	0	
August	„	0	0	–	–	142	31	15	0	0	

Tabelle 4.7: Überschreitungshäufigkeiten von O₃-Konzentrationen (alle Angaben in µg/m³) [22]

2. Flugzeugmessungen

Die Ergebnisse von Flugzeugmessungen [19] bestätigen das im vorigen Abschnitt wiedergegebene Bild über die Vertikalverteilung von Photooxidantien. Höhenprofile, die während der frühen Morgenstunden durchgeführt wurden [19], zeigten eindeutig das Vorhandensein einer „Speicherschicht“ für O₃ oberhalb der Bodeninversion, die nahezu die gleichen Ozonkonzentrationen aufwies, wie sie am Vortag gemessen wurden. Auch am Tage wurden auf mehreren Meßflügen Luftmassen in 400 bzw. 1200 m Höhe [19] angetroffen, die noch höhere Konzentrationen aufwiesen wie die Bodenmeßstationen zur gleichen Zeit. Diese „Ozonwolken“, die sich über 30 km erstrecken können [19], wurden allerdings nur im näheren Umkreis von Quellgebieten der Vorläuferstoffe angetroffen (Beispiele: Petrochemie im Köln-Bonner Raum oder im Raum Mannheim-Karlsruhe). Auch ein großstädtischer Ballungsraum kann die Rolle eines Quellgebietes von Vorläuferstoffen übernehmen. Es ist nicht aus-

zuschließen, daß ein Transport derartiger Luftmassen mit besonders hohen O₃-Konzentrationen in benachbarten Reinluftgebieten zu sehr hohen O₃-Spitzenkonzentrationen (> 300 µg/m³) führen kann. Nach den bislang vorliegenden Meßergebnissen (vgl. Abschnitt 3) aus Reinluftgebieten handelt es sich hierbei jedoch um seltene Einzelfälle (an ca. 1–2 Tagen pro Jahr).

3. Meßergebnisse aus Reinluftgebieten im Vergleich mit Messungen im Rhein-Ruhrgebiet

Die Ergebnisse kontinuierlicher O₃-Messungen aus Reinluftgebieten liegen von den Pilotstationen des Umweltbundesamtes Schauinsland (1205 m) und Brotjacklriegel (1016 m) vor. Sie sind in den Tabellen 4.7 und 4.8 sowie den Abbildungen 4.4 und 4.5 zusammengefaßt. Sie werden mit den Ergebnissen von Ozonmessungen der LIS verglichen, die im Rhein-Ruhrgebiet durchgeführt wurden [21] (Tabellen 4.9 und 4.10). Ein Vergleich der Tagesmittelwerte

STATION: Schauinsland (1205 m)

Zeitraum	Anzahl der Stundenwerte (\geq)				Maximalwert	Anzahl der Tage mit Stundenwerten (\geq)						
	150	200	250	300		50	100	150	200	250	300	
Januar	1980	0	0	0	0	122	31	11	0	0	0	0
Februar	„	13	0	0	0	172	29	21	2	0	0	0
März	„	17	0	0	0	166	31	25	4	0	0	0
April	„	196	87	3	0	264	30	30	11	7	1	0
Mai	„	427	6	0	0	204	31	31	29	3	0	0
Juni	„	197	43	4	0	276	30	30	18	6	2	0
Juli	„	134	34	7	6	358	31	28	13	5	1	1
August	„	252	30	2	0	260	31	30	16	4	1	0
September	„	111	4	0	0	214	30	27	10	1	0	0
Oktober	„	4	0	0	0	158	31	20	1	0	0	0
November	„	0	0	0	0	124	27	13	0	0	0	0
Dezember	„	0	–	0	0	116	31	5	0	0	0	0
Januar	1981	0	0	0	0	118	28	6	0	0	0	0
Februar	„	4	0	0	0	156	28	15	1	0	0	0
März	„	32	0	0	0	188	31	21	2	0	0	0
April	„	8	0	0	0	180	30	19	1	0	0	0
Nov. (ab 12)	„	0	0	0	0	108	19	2	0	0	0	0
Dezember	„	0	0	0	0	82	29	0	0	0	0	0
Januar	1982	0	0	0	0	102	31	29	0	0	0	0
Februar	„	0	0	0	0	128	28	18	0	0	0	0
März	„	8	0	0	0	166	31	9	2	0	0	0
April	„	0	0	0	0	146	30	24	0	0	0	0
Mai	„	113	0	0	0	198	31	29	10	0	0	0
Juni	„	133	16	1	0	254	30	25	10	5	1	0
Juli	„	146	27	1	0	266	31	29	16	6	1	0
August	„	2	0	0	0	158	31	27	1	0	0	0
September	„	61	0	0	0	182	30	18	8	0	0	0

Tabelle 4.8: Überschreitungshäufigkeiten von O₃-Konzentrationen [22] (alle Angaben in µg/m³)

(Abb. 4.4 und Tabelle 4.9) zwischen Reinluftstation und Ballungsgebiet zeigt deutlich, daß die O₃-Tagesmittel im Reinluftgebiet erheblich höher liegen.

Während im Ballungsgebiet Tagesmittelwerte > 100 µg/m³ die Ausnahme sind (nur wenige Tage pro Jahr), liegt die Mehrzahl der Tagesmittel am Schauinsland über 50 ppb. Einige Tagesmittel überschreiten sogar 200 µg/m³. Niedrige Tagesmittel unter 50 µg/m³, die im Ballungsgebiet die Regel darstellen, bilden im Reinluftgebiet die Ausnahme.

Eher umgekehrt verhalten sich die Spitzenkonzentrationen. In den Tabellen 4.7 und 4.8 sind Überschreitungshäufigkeiten vorgegebener Konzentrationen und maximale Stundenmittel der O₃-Konzentration an den Reinluftstationen für die Jahre 1980–82 angegeben. Tabelle 4.9 zeigt entsprechende Überschreitungshäufigkeiten aus den Messungen der LIS in den Belastungsgebieten [21]. Während Überschreitungen des Schwellenwertes von 240 µg/m³ in den Ballungsgebieten häufiger beobachtet werden, kommen solche Meßwerte am Brotjacklriegel gar nicht und am Schauinsland recht selten vor. Nur 1 Tag in drei Jahren brachte höhere Meßwerte am Schauinsland als 300 µg/m³.

Interessant ist ein Vergleich der Überschreitungshäufigkeiten am Brotjacklriegel und am Schauinsland. Die Station Schauinsland ist deutlich stärker belastet. 253 Stundenwerte

mit O₃-Konzentration > 200 µg/m³ wurden hier gemessen, gegenüber nur 8 am Brotjacklriegel im gleichen Untersuchungszeitraum. Hier zeigt sich deutlich der stärkere Einfluß anthropogen erzeugten Ozons am Schauinsland, der Ballungsräumen mit petrochemischer Industrie viel näher liegt als der Brotjacklriegel. Auch besondere orographische und klimatische Verhältnisse im Rheintal können hier eine Rolle spielen.

Abbildung 4.4 und die Tabellen 4.7 und 4.8 zeigen ferner, daß Tagesmittel von 100–120 µg/m³ auch noch im Winterhalbjahr auftreten können, im ausgeprägten Gegensatz zum Ballungsgebiet, wo die Tagesmittel im Winter bei 20–40 µg/m³ liegen. Allerdings wurden Spitzenwerte \geq 180 µg/m³ im Winterhalbjahr nicht beobachtet.

4. Zeitliche Entwicklung der Ozonbelastung

Im Zusammenhang mit der zeitlichen Entwicklung der Waldschäden ist auch die Frage von Interesse, wie sich die Ozonbelastung in den letzten Jahren entwickelt hat. Wegen der gestiegenen NO_x-Emissionen und der zumindest gleichbleibenden Kohlenwasserstoffbelastung sollte grundsätzlich ein steigender Trend unterstellt werden können. Allerdings wird wegen der Abhängigkeit der O₃-Bildung von der Mete-

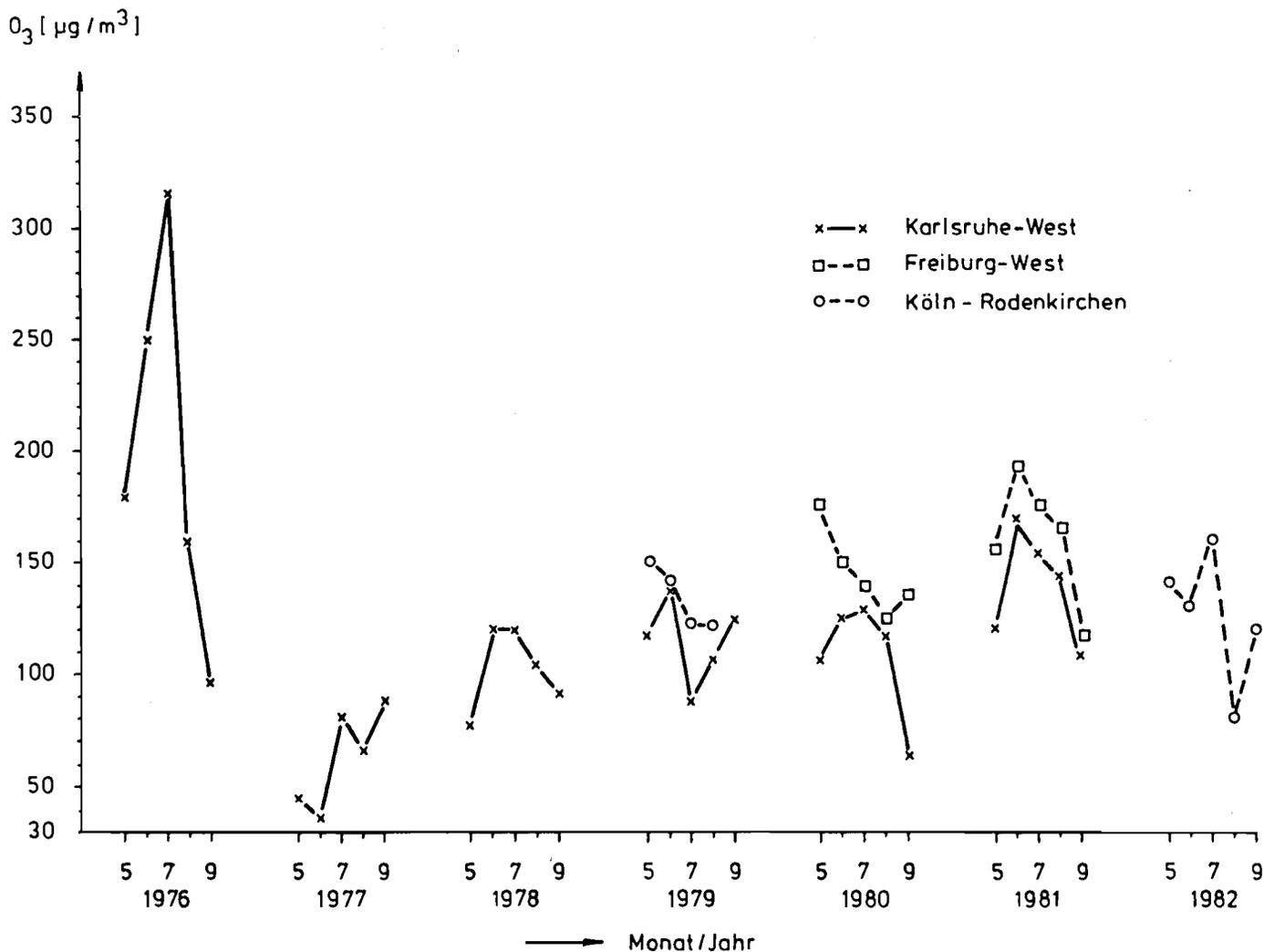


Abb. 4.7: Trend für die 95-Perzentile von O₃-Meßwerten aus den Sommermonaten der Jahre 1976 – 1982 an den Meßstationen Karlsruhe, Freiburg und Köln-Rodenkirchen (Halbstundenmittelwerte)

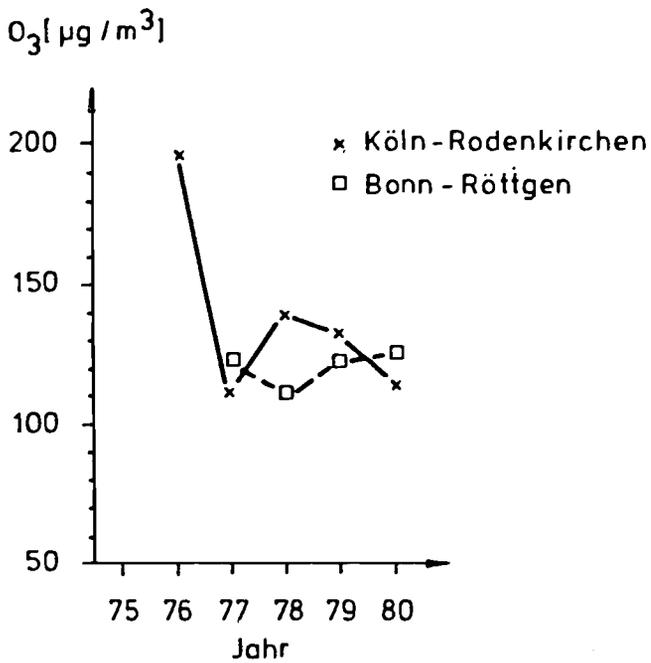
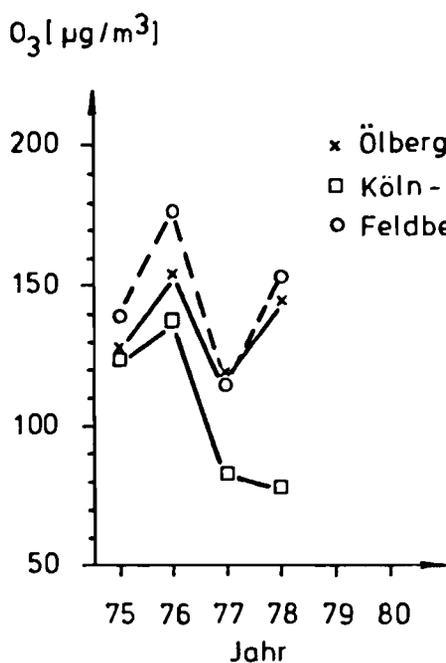


Abb. 4.8: Trend für die 95-Perzentile von O₃-Meßwerten der zusammengefaßten Sommerhalbjahre von 1975 – 1980 an fünf verschiedenen Meßstationen (Halbstundenmittelwerte)

Meß-Station	Meß-zeitraum	Anzahl der Halbstundenwerte \geq				Maximalwert $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Anzahl der Tage mit Halbstundenwerten \geq			
		150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	240 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$		150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	240 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Bonn 1	5.7. – 30.9.77	26 (1,0%)	5	4	0	291	3	1	1	0
	11.4. – 30.9.78	106 (1,4%)	31	6	3	318	14	5	2	1
	1.4. – 30.9.79	54 (0,6%)	0	0	0	188	12	0	0	0
	1.4. – 30.9.80	100 (1,2%)	29	5	0	274	10	4	2	0
Bonn 2	11.7. – 30.9.77	85 (2,7%)	38	20	4	392	12	8	4	3
	23.5. – 30.9.78	113 (1,8%)	40	8	1	306	17	7	3	1
	1.4. – 30.9.79	216 (2,5%)	10	0	0	234	27	4	0	0
	10.4. – 30.9.80	207 (2,5%)	56	24	1	302	22	5	4	1
Bonn 3	15.8. – 28.9.77	0	0	0	0	134	0	0	0	0
	1.4. – 30.9.78	92 (1,2%)	11	4	2	359	14	6	1	1
	1.4. – 30.9.79	51 (0,9%)	7	0	0	221	11	1	0	0
Köln	15.4. – 18.8.77	102 (1,7%)	11	6	4	410	15	3	2	1
	1.6. – 30.9.78	137 (4,2%)	71	35	9	326	20	6	3	3
	14.5. – 13.9.79	137 (3,0%)	19	1	0	244	19	4	1	0
	22.5. – 12.9.80	104 (2,1%)	33	5	0	274	11	4	1	0
	21.5. – 22.7.76*)	402 (14%)	132	68	8	370				
Essen	1.6. – 30.9.78	104 (2,5%)	17	0	0	226	12	3	0	0
	14.5. – 13.9.79	104 (2,0%)	16	5	0	270	18	3	1	0

*) zum Vergleich

Tabelle 4.9: Überschreitungshäufigkeiten der angegebenen Schwellenwerte durch die gemessenen Halbstundenwerte der Sommerhalbjahre 1976 – 1980

orologie die jährliche Belastung stark von der Witterung des Sommerhalbjahrs beeinflußt, so daß diese Schwankungen einen Trend vollständig überlagern können. Die Abbildungen 4.6 - 4.8 zeigen den Trend der 95-Perzentile der O_3 -Belastung in den Sommerhalbjahren 1975 – 1982 an den Stationen Mannheim [23], Karlsruhe [23], Freiburg [23], Köln/Bonn [21] sowie an den Reinluftstationen Ölberg und Taunus [24]. Das 95-Perzentil wurde gewählt, um die Spitzenbelastungen zu repräsentieren; nur in 5% der Meßzeit treten noch höhere Werte auf. In Abb. 4.6, 4.7 und 4.8 kommt übereinstimmend die Sonderrolle des Jahres 1976 mit besonders hohen O_3 -Werten zum Ausdruck, die in den Folgejahren nicht annähernd erreicht wurden. Ein besonders schlechtes Oxidantienjahr war offensichtlich der verregnete Sommer 1977. Überraschenderweise zeigt aber auch der Sommer 1982 (relativ sonnenscheinreich) bei weitem nicht die O_3 -Spitzen wie der „Rekordsommer“ 1976. An den Stadtstationen treten die Unterschiede zwischen den Sommern übrigens deutlicher in Erscheinung als an den Reinluftstationen. Insgesamt reichen die vorliegenden 7 Meßjahre für eine Trendaussage wegen der starken Schwankungen von Jahr zu Jahr nicht aus. Tatsache ist aber, daß sich die besonders hohen O_3 -Werte des Sommers 1976 in den Folgejahren nicht wiederholt haben.

Dies gilt primär für den süddeutschen Raum, während in der Köln-Bonner-Bucht 1982 die Verhältnisse ähnlich waren wie 1976 (s. Kap. 6).

An der Reinluftstation Hohenpeissenberg liegen Messungen des bodennahen Ozongehalts bereits seit 1967 vor, so daß hier eine Trendaussage möglich ist. Nach den Messungen von Attmannspacher [26] konnte in Bodennähe (1000 m über NN) ein deutlich ansteigender Ozontrend beobachtet werden, während im gleichen Zeitraum der gleichzeitig gemessene Ozongehalt der Stratosphäre leicht zurückging.

Tagesmittel $[\mu\text{g}/\text{m}^3]$	Köln				Essen 1978
	1976	1977	1978	1980	
0 - 25	525	28	22	31	} 68
25 - 50	955	36	50	38	
50 - 75	11	27	12	17	11
75 - 100	11	15	2	3	4
> 100	13	3	3	3	2
Maximalwert $[\mu\text{g}/\text{m}^3]$	189	141	159	122	130
p*)	71	36	21	24	20

*) p = %-Werte > MIK

Tabelle 4.10: Häufigkeitsverteilungen gemessener Ozon-Tagesmittelwerte an den Stationen Essen und Köln auf der Basis von Halbstundenmittelwerten (aus [21])

5. Experimentelle Untersuchungen zur Schadensaufklärung

Die Landesanstalt für Immissionsschutz hat unmittelbar nach Aufnahme der Untersuchungen im September diesen Jahres versucht, eine Vielzahl von Wegen für die Ursachenaufklärung zu gehen. Sie hat zunächst einmal eine Anamnese des Schadensbildes und der begleitenden Faktoren als wesentliche Voraussetzung für eine tragfähige Diagnose vorgenommen. Das Ergebnis dieser anamnestischen Untersuchung ist bereits im Kapitel 2 dargestellt.

Da aufgrund der Untersuchungen in Bayern und in Baden-Württemberg eine vergleichsweise gute Übersicht über die Immissionsbelastung durch Schwefeldioxid bestand, die jedoch nicht eindeutig dem zeitlichen Verlauf und der räumlichen Ausbreitung der Waldschäden zugeordnet werden konnte, hat die Landesanstalt für Immissionsschutz versucht, gezielte Informationen über weitere luftverunreinigende Komponenten einzuholen. Dies betraf vor allem Informationen über eine Belastung durch Ozon. Die Ergebnisse dieser Recherche sowie eigene Messungen sind im Kapitel 4 eingehend dargestellt. Im nachfolgenden werden die Untersuchungen geschildert, die zur weiteren Klärung der Schadensursachen in den zurückliegenden Wochen durchgeführt worden sind.

a) GEWINNUNG VON NEBELKONDENSAT

Wie im Kapitel 3 beschrieben, stellen in den Höhenlagen der Mittelgebirge die dort häufig auftretenden Nebellagen einen wesentlichen Umweltfaktor dar. Andererseits liegen, abgesehen von einer Veröffentlichung aus dem Jahre 1965, in der die Analysenergebnisse von 102 Nebelproben aus der DDR mitgeteilt werden [13] sowie wenigen amerikanischen Veröffentlichungen [14, 15] kaum Daten über Nebelinhaltsstoffe vor. Die Landesanstalt für Immissionsschutz hat daher unmittelbar nach Aufnahme der Untersuchungen im Schwarzwald eine Apparatur zum Auffangen von Nebelwasser konstruiert und auf der Station Kälbelescheuer, im Forstamtsbezirk Staufen/Schwarzwald installiert.

Auf einer Rahmenkonstruktion mit den Kantenmaßen 1,2 m x 1,2 m x 2,8 m wurde allseitig eine Lastwagenplane gespannt, wobei die beiden Frontseiten der Rahmenkonstruktion offen blieben. In der Mitte dieser einem kleinen Tunnel vergleichbaren Konstruktion wurden quer zur Strömungsrichtung, zwischen dem Dach des Tunnels und einer darunter stehenden, nach einer Seite schräg abfallenden Regenrinne ca. 200 m einer 0,8 mm starken Angelschnur fest verspannt, so daß sich die einzelnen Fäden nicht berühren. Am tiefstgelegenen Punkt der Regenrinne befindet sich eine Öffnung, die in eine darunter stehende Plastikflasche von einem Liter Füllungsvermögen mündet. Diese sogenannte Nebelharfe wurde so aufgestellt, daß die Tunnelrichtung in der Projektion mit der Falllinie des Hanges übereinstimmt. Dies bedeutet, daß den Berg hinauf driftende Nebelschwaden durch den Tunnel hindurchstreichen und an den in der Mitte dieses Tunnels gespannten Fäden kondensieren und herablaufen.

Die Nebelkondensatsanalysen sind bereits in Kapitel 4 dargestellt worden. Entsprechend den dort angegebenen Analysenergebnissen wurde ein synthetisches Nebelwasser mit Chlorid-, Nitrat-, Sulfat-, Ammoniumionen hergestellt. Dieses synthetische Nebelwasser wies nicht nur einen niedrigeren pH-Wert auf, sondern zeigte in der Titration mit Natronlauge einen bedeutend schärferen Umschlagpunkt als das natürliche Nebelwasser. Dies läßt auf eine relativ hohe Pufferkapazität des Nebelwassers schließen, was gleichzeitig bedeutet, daß durch Austauschvorgänge abgefangene H^+ -Ionen aus der Lösung selbst leicht nachgeliefert werden können. Mit anderen Worten ist die Nebelwasserprobe unter dem Gesichtspunkt einer möglichen Schädigung durch freigesetzte H^+ -Ionen vermutlich wirksamer als eine ungepufferte Lösung mit gleichem pH-Wert.

Allererste Versuche mit der Wasserlinse (*Lemna gibba*), die in einer Nährlösung, 1:1 mit Nebelkondensat versetzt,

angezogen wurde, zeigte bereits nach 3 Tagen deutliche Störungen im Koloniewachstum im Vergleich zur Kontrolle.

b) UNTERSUCHUNG VON SCHWEBSTOFFPROBEN

Neben Schwefeldioxid, Stickstoffoxiden und Photooxidantien, über die einige wesentliche Informationen hinsichtlich der zeitlichen und räumlichen Verteilung in den Schadensgebieten vorliegen, können prinzipiell weitere toxische Substanzen, wie beispielsweise Schwermetalle oder auch Kohlenwasserstoffe, an der Ausbildung der Schadenssymptome ursächlich beteiligt sein. Aus orientierenden Analysen von Nadeln, die von Bäumen aus Schadensgebieten im Forstamtsbezirk Staufen/Schwarzwald gewonnen worden waren, konnte allerdings der Schluß gezogen werden, daß eine Schwermetallbelastung in phytotoxisch relevanter Höhe

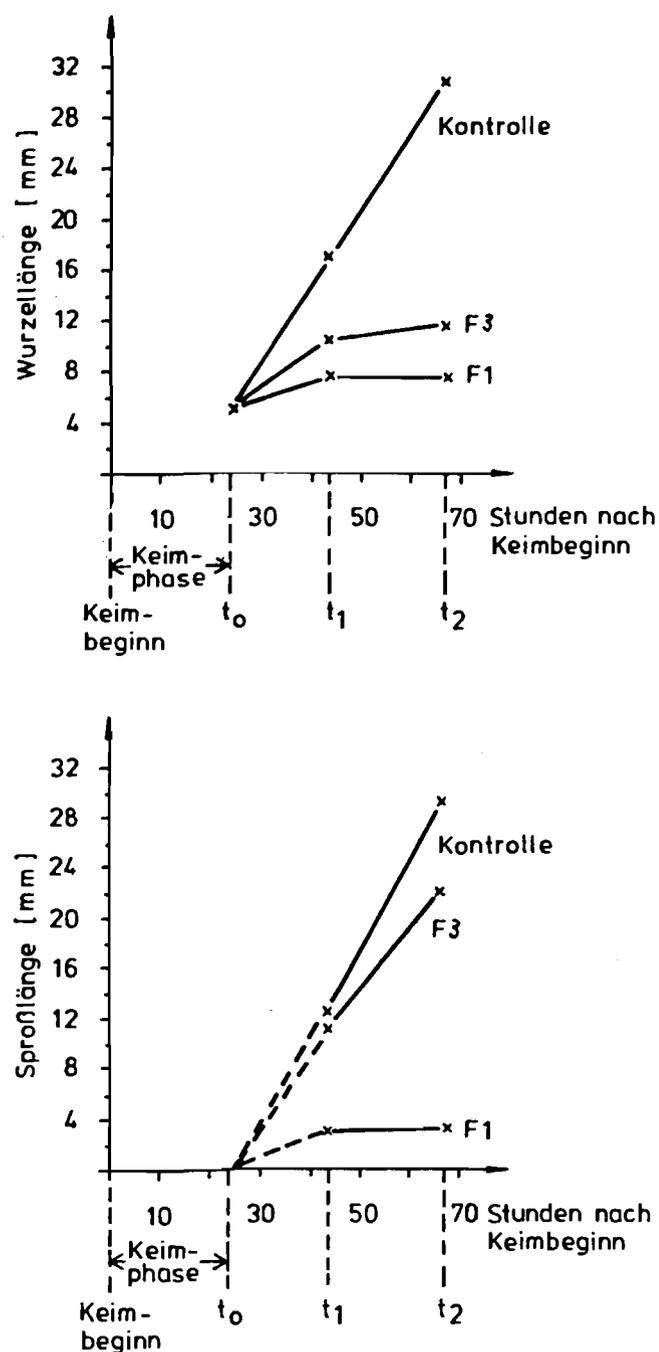


Abb. 5.1: Wirkung von Schwebstaub (Standort Kälbelescheuer) auf das Kressewachstum nach unterschiedlicher Belegungsdauer von 391 bzw. 44 h.

ausgeschlossen werden kann (siehe Abschnitt c). Auch die bereits in Kapitel 4 beschriebene stichprobenhafte luftchemische Analyse erbrachte keine Hinweise auf einen ungewöhnlich hohen Anteil allgemein bekannter Kohlenwasserstoffe. Immerhin ist es denkbar, daß ein bislang unbekannter oder unbeobachtet gebliebener Schadstoff Verursacher oder Mitverursacher des Waldsterbens ist. Um hierzu Hinweise zu erlangen, wurden mit Hilfe des LIB-Gerätes der Landesanstalt für Immissionsschutz Schwebstoffproben an der Station Kälbelescheuer gezogen.

Primäres Ziel dieser Vorgehensweise war, den gewonnenen Staub auf seine Phototoxizität hin zu untersuchen.

Zu diesem Zweck wurden mit Schwebstaub belegte Filter (Verfahren LIB-Gerät, vgl. VDI-Richtlinie 2463), die über eine Zeit von 391 h (5122 m³, F1), über eine Zeit von 460 h (6306 m³, F2) und über eine Zeit von 44 h (576 m³, F3) gelaufen waren, neben einem unbehandelten Filter mit 8 ml Aqua dest. benetzt und mit vorgekeimten Kressesamen

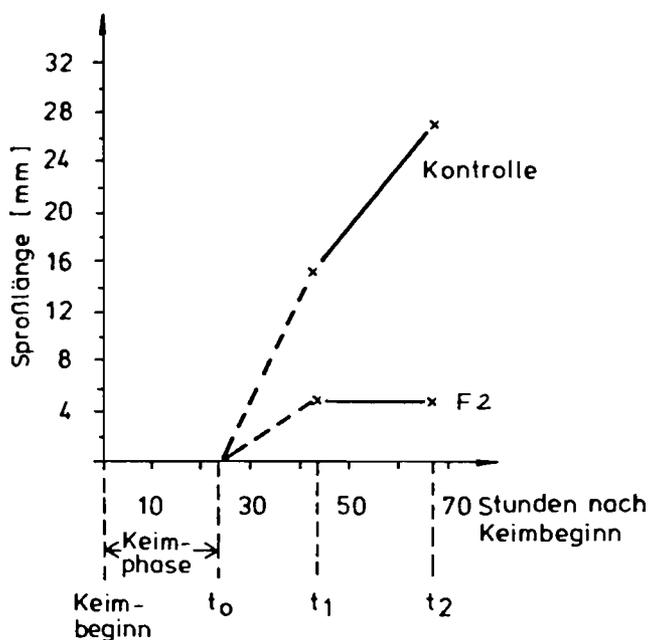
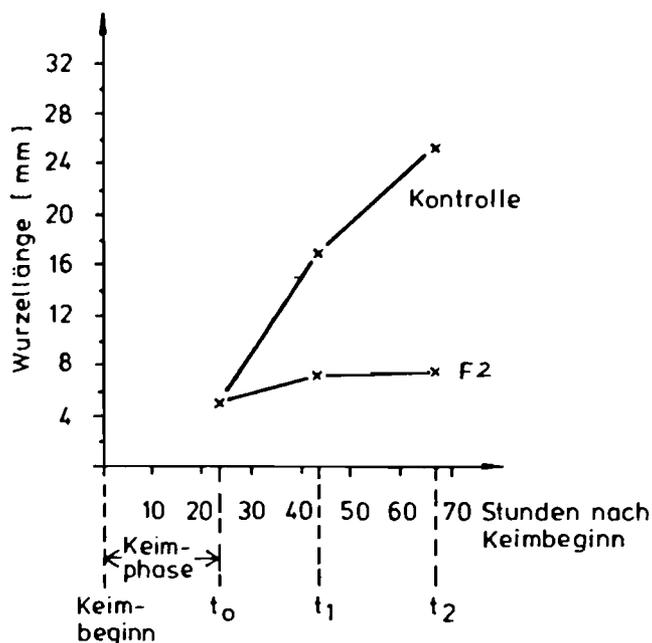


Abb. 5.2: Wirkung von Schwebstaub (Standort Kälbelescheuer) auf das Kressewachstum nach 460 h Belegungsdauer

24 Stunden lang im Brutschrank angezogen. Die Ergebnisse sind in den Abb. 5.1, 5.2 und 5.3 bzw. Tab. 5.1 dargestellt.

Direkt vergleichbar sind hier bislang nur die Filter „Schwarzwald, Ansaugzeit 44 Stunden“ und „Kettwig, Ansaugzeit 44 Stunden“ (vgl. Tab. 5.1). Es zeigt sich, daß kein signifikanter Unterschied im Hinblick auf das Längenwachstum von Kressekeimlingen bei gleicher Ansaugzeit vorliegt. Dagegen ist festzustellen, daß die Längenwachstumshemmung der Ansaugzeit proportional ist. Ein Unterschied zwischen den Keimlingen auf Schwarzwald- und Kettwig-Filtern besteht jedoch darin, daß die in Kettwig belegten Filter Wachstumsstörungen in Form von korkenzieherartigen Sprossen und Wurzeln verursachen. Dies ist bei Keimlingen auf Filtern aus dem Schwarzwald nicht der Fall.

Bisher ist es nicht gelungen, die Ursachen der Wachstumsstörung festzustellen. Wie bereits in Kapitel 4 ausgeführt, waren mit den Mitteln der Gaschromatographie und Massenspektrometrie auffallende gegebenenfalls phytotoxische Kohlenwasserstoffe in nennenswerten Konzentrationen nicht festzustellen. Der pH-Wert lag nach Anfeuchtung und Messung mit einer Mikroelektrode bei allen Filtern zwischen 3,5 und 5,1. Dabei reagierte das in Kettwig gewonnene Filter etwas saurer als das vergleichbare Filter von der Station Kälbelescheuer.

Beide Filterproben zeigten sowohl Bestandteile, die reduzierend, als auch Bestandteile, die oxidierend wirkten. Das Redoxpotential konnte noch nicht quantitativ bestimmt werden.

Da die biologische Überprüfung des Filters zunächst im Vordergrund stand, liegt eine Vollanalyse des gewonnenen Schwebstoffes noch nicht vor. Es kann jedoch nach vergleichenden Untersuchungen mit Schnitten aus der Epidermis von *Rhoeo discolor* ausgeschlossen werden, daß plasmolytische Effekte eine Schädigung der Kressesämlinge erzeugten.

Von dem an der Station Kälbelescheuer gewonnenen Filter wurden kreisförmige Proben mit etwa 1 cm Durchmesser ausgestanzt und auf Tabak- sowie Bohnenblätter gelegt. Bei allen Filtern zeigte sich bereits nach 12-stündiger Expositionszeit stark kollabiertes Gewebe, das nach kurzer Zeit nekrotisch wurde. Die Ätzwirkung des Filterstaubes ist daher unverkennbar. Es ist nach den ersten Beobachtungen

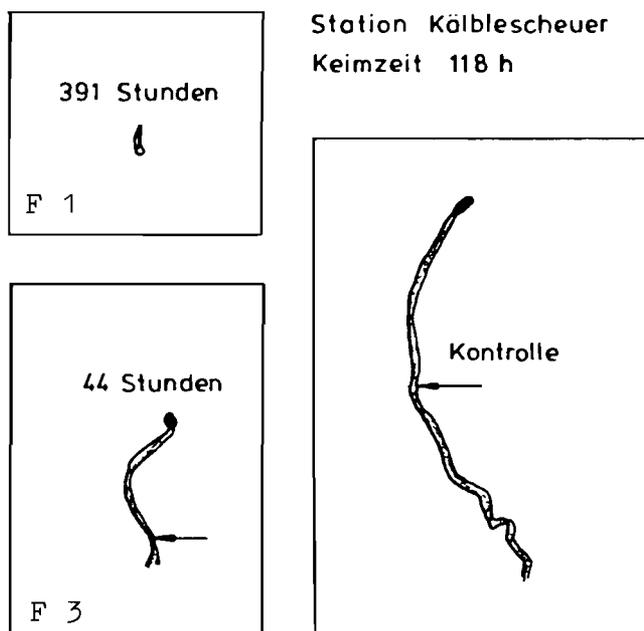


Abb. 5.3: Darstellung des Kressewachstums auf belegten Schwebstaubfiltern (Ansaugzeit 391 bzw. 44 h) nach 118 h Keimzeit. (← : Grenze zwischen Sproß und Wurzel)

nicht auszuschließen, daß unter bestimmten Bedingungen der Filterstaub von der Station Kälbelescheuer im Gegensatz zum Filterstaub aus Kettwig Vergilbungen erzeugt. Zu einer schlüssigen Aussage sind jedoch noch unbedingt weitere Untersuchungen, vor allem unter Verbesserung der Applikationstechnik erforderlich.

c) NÄHRSTOFFUNTERSUCHUNGEN

Aufgrund der ausgeprägten Gelbfärbung vor allem der älteren Nadeln sowie der Nadeln im unteren und mittleren Kronenbereich von Fichten und Tannen ergab sich der Verdacht, daß die Gelbfärbung durch einen ausgeprägten Magnesiummangel in den Nadeln hervorgerufen ist. Sowohl Evers [1] wie auch Rehfuess et al. [2] konnten anhand von Untersuchungen an geschädigten und ungeschädigten Tannen und Fichten in Bayern Hinweise liefern, daß der Magnesiumgehalt in den geschädigten Nadeln gegenüber dem in grünen Nadeln verringert ist.

Untersuchungen an Fichten verschiedener Altersklassen aus dem Forstamtsbezirk Staufeu/Schwarzwald von zwei verschiedenen Standorten (Kälbelescheuer, Neuenhof) ergaben, daß sich mit zunehmender Gelbverfärbung der Magnesiumgehalt der Nadeln verringert (vgl. hierzu Abb. 5.4). Daneben konnten deutliche Abstufungen im Magnesiumgehalt zwischen den einzelnen Nadeljahrgängen festgestellt werden. So wiesen jedenfalls die ältesten und die jüngsten Nadeln die höchsten Mg-Gehalte auf, während sich in den mittelalten Nadeln der geringste Magnesiumgehalt nachweisen ließ. Dabei war jeweils in den gelben Nadeln der Magnesiumgehalt um 30 bis 60 % gegenüber dem in grünen reduziert.

U. a. wurde auch eine ca. 6jährige Fichte vom Standort Neuenhof (Forstamtsbezirk Staufeu/Schwarzwald), die als Zwiesel (Haupttrieb und Ausbildung eines Haupt-Nebenriebes) ausgebildet war, untersucht (Abb. 5.6.1). Während der Haupttrieb fast völlig grün war, waren die Nadeln des Seitentriebes stark vergilbt. Chemisch-analytische Untersuchungen des Magnesiumgehaltes der Nadeln des Hauptriebes und der des Hauptnebenriebes ergaben, daß innerhalb dieser Pflanze der Magnesiumgehalt des gelben Hauptnebenriebes deutlich unter dem des Hauptriebes lag. Dies erklärt sich ggf. damit, daß der Haupttrieb stets besser mit Nährstoffen versorgt wird als der Nebentrieb, so daß dort

zuerst Mangelercheinungen an Nährstoffen manifest werden. (Ergebnisse siehe Abb. 5.6).

An Fichten aus dem Forstamtsbezirk Buke im Eggegebirge, die erstmals in diesem Jahr starke Gelbverfärbungen zeigten, ließ sich das gleiche Phänomen nachweisen. So lagen die Magnesiumgehalte der grünen Nadeln um ca. das Doppelte über denen der gelben Nadeln. Der Magnesiumgehalt der verschiedenen Nadeljahrgänge unterschiedlichen Verfärbungsgrades ist ebenfalls in Abb. 5.6.2, 5.6.3 dargestellt.

An allen untersuchten Standorten, sowohl im Schwarzwald wie auch im Eggegebirge, ergab sich, daß der Magnesiumgehalt selbst in den grünen Nadeln um ca. 50 % unter dem Magnesiumgehalt liegt, der bei Koniferen als „gut versorgt“ bezeichnet wird, nämlich ca. 1500 µg Mg/g Trockensubstanz.

Erste Untersuchungen über den Calciumgehalt in grünen und gelben Nadeln ergaben einen ähnlichen Trend. So konnten in den gelben Nadeln stets niedrigere Calciumgehalte nachgewiesen werden als in den grünen Nadeln. Allerdings sind die Pflanzen allgemein besser mit Calcium versorgt (ca. 15000–20000 µg/g TS), so daß sich die Erniedrigung des Calciumgehaltes in den Nadeln mit hoher Wahrscheinlichkeit symptomatologisch noch nicht ausgeprägt hat. Es ist allerdings nicht auszuschließen, daß das Symptombild durch den Calciummangel verstärkt wird (Abb. 5.7).

Untersuchungen an Tannen stehen noch aus, werden aber derzeit durchgeführt.

d) BEGASUNGSVERSUCHE MIT OZON UND ÄTHYLEN

In der Literatur wird übereinstimmend beschrieben, daß Ozon unter bestimmten Voraussetzungen in der Pflanzenzelle Äthylen freisetzt, so daß sich als Ergebnis ein gemischtes Symptombild zwischen spezifischer Ozoneinwirkung und spezifischer Äthyleneinwirkung einstellt. Auf dieses Phänomen wird u. a. die durch Ozon induzierte frühherbstliche Blattverfärbung bzw. der frühherbstliche Blattfall zurückgeführt. Da zumindest in Quellennähe, d. h. in der Umgebung stark befahrener Straßen phytotoxisch wirkende Äthylenkonzentrationen nicht auszuschließen sind, wurden von der Landesanstalt im Zusammenhang mit der Aufklärung der

Filter Nr. (mit Ansaugzeiten)	Messung nach 43,5 h [cm]		Messung nach 67 h [cm]	
	Sproß	Wurzel	Sproß	Wurzel
1. Kontrolle zu F 1+3	12,0 ± 1,1	16,4 ± 2,0	28,9 ± 2,2	30,7 ± 5,7
2. Kontrolle zu F 2, 4–7	15,6 ± 1,8	17,0 ± 2,1	27,4 ± 3,1	25,4 ± 5,4
3. Filter 1 Schwarzwald (391 h)	3,0 ± 0	7,8 ± 1,0	3,0 ± 0	7,8 ± 1,0
4. Filter 2 Schwarzwald (460 h)	5,4 ± 0,5	7,4 ± 1,5	5,4 ± 0,5	7,8 ± 1,1
5. Filter 3 Schwarzwald (44 h)	11,3 ± 1,2	10,7 ± 2,1	22,0 ± 2,6	11,6 ± 2,5
6. Filter 4 Kettwig (44 h)	11,8 ± 1,5	7,7 ± 1,9	17,9 ± 2,5	11,0 ± 3,7
7. Filter 5 Kettwig (2 h)	15,4 ± 1,7	15,8 ± 1,9	22,9 ± 2,3	23,3 ± 2,7

Tabelle 5.1: Wirkungen von Schwebstaub (LIB-Filter mit unterschiedlicher Beladung) auf das Längenwachstum von Kressekeimlingen. Fehler = Standardabweichung

Schäden an Fichten und Tannen Begasungsversuche mit Äthylen und Ozon, einzeln und in Kombination, durchgeführt.

Die Konzentrationen betragen 400 µg Äthylen/m³ und ca. 300 µg Ozon/m³. Wegen des nicht zu entfernenden Gehaltes an Stickstoffmonoxid in der Zuluft, das während der Begasungszeit aufgrund austauscharmer Wetterlagen zum Teil recht hohe Konzentrationen erreichte, schwankten die Ozonkonzentrationen zwischen etwa 100 und 400 µg/m³.

Tabakpflanzen der Sorte BEL W3, deren Empfindlichkeit für Ozon bekannt ist, dienten als Bioindikator für die Ozonwirkungen. Die Pflanzen wurden wöchentlich erneuert, da ihre Blätter auf die Ozonbegasung außerordentlich stark reagierten. Die Blätter sahen zunächst an scharf abgegrenzten Teilen wie wasserdurchtränkt aus („water soaked spots“). Anschließend entwickelten sich zunächst punktförmige, später großflächige Nekrosen. Äthylen verursachte an Tabakpflanzen ein vorzeitiges Vergilben der ältesten Blätter, manchmal in Verbindung mit punktförmigen Nekrosen, sowie eine verstärkte Fältelung der jüngsten Blätter, die diesen ein gekraustes Aussehen gibt.

Nach etwa 3–4 Wochen Ozonbegasung traten an den jüngsten (diesjährigen) Nadeln von Fichten chlorotische Vergilbungen auf, die diesen ein gesprenkeltes Aussehen verliehen (in der englischen Literatur als „mottling“ bezeichnet). Diese Vergilbungen wurden langsam ausgeprägter und gingen auch auf ältere Nadeln über. Tannen zeigten diesen Effekt nicht.

Es kann zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht davon ausgegangen werden, daß es gelungen ist, mit der Ozonbegasung das im Bayerischen Wald, im Schwarzwald und im Eggegebirge beobachtete Schadbild voll zu reproduzieren. Hierbei sind jedoch folgende Einschränkungen zu machen: In der Kürze der Zeit waren nur sehr kümmerliche Tannenzweige zu erhalten, die noch keinen Kronenaufbau und

damit eine entsprechende Nadelhierarchie aufwiesen. Als Versuchspflanzen waren sie daher im Grunde ungeeignet. Auch die verwendeten Fichtensämlinge entsprechen in ihrem Kronenaufbau nicht den Bäumen, die in der Regel in den Schadensgebieten von den stärksten Schäden betroffen sind, und bei denen entsprechend der Schadensschilderung in Kapitel 2 die obersten Kronenspitzen weitgehend symptomfrei sind. Schließlich sind die jahreszeitlichen und klimatischen Verhältnisse nicht unbedingt mit den Bedingungen zu vergleichen, die zur Schadensentstehung in den Schadensgebieten im Bayerischen Wald, im Schwarzwald und im Eggegebirge geführt haben.

e) UNTERSUCHUNGEN ZUR AUSWASCHUNG VON NÄHRSTOFFEN

Von Rehfuess et al. [2] wurde postuliert, daß der von ihm an vergilbten Bäumen (Fichten und Tannen) festgestellte Magnesiummangel darauf zurückzuführen ist, daß säurebildende Luftverunreinigungen Magnesium neben anderen Nährelementen aus dem Blattinneren herauszulösen vermögen und so der Pflanze entziehen.

Da einerseits von allen Emissionskomponenten lediglich die Photooxidantien und hier die Leitkomponente Ozon in der Vergangenheit zugenommen hat und bekanntermaßen auch über weite, nicht industrielle Räume verteilt wird, andererseits die Konzentration sowie der Niederschlag säurebildender Luftverunreinigungen in ihrer Summe über die vergangenen Jahre annähernd gleich geblieben sind, ferner eine dramatische Zunahme der Waldschäden aber erst in den letzten Jahren festgestellt wurde, wurde von der Landesanstalt für Immissionsschutz die kombinierte Wirkung von Ozon und säurebildender Luftverunreinigung auf die Nährstoffauswaschung untersucht.

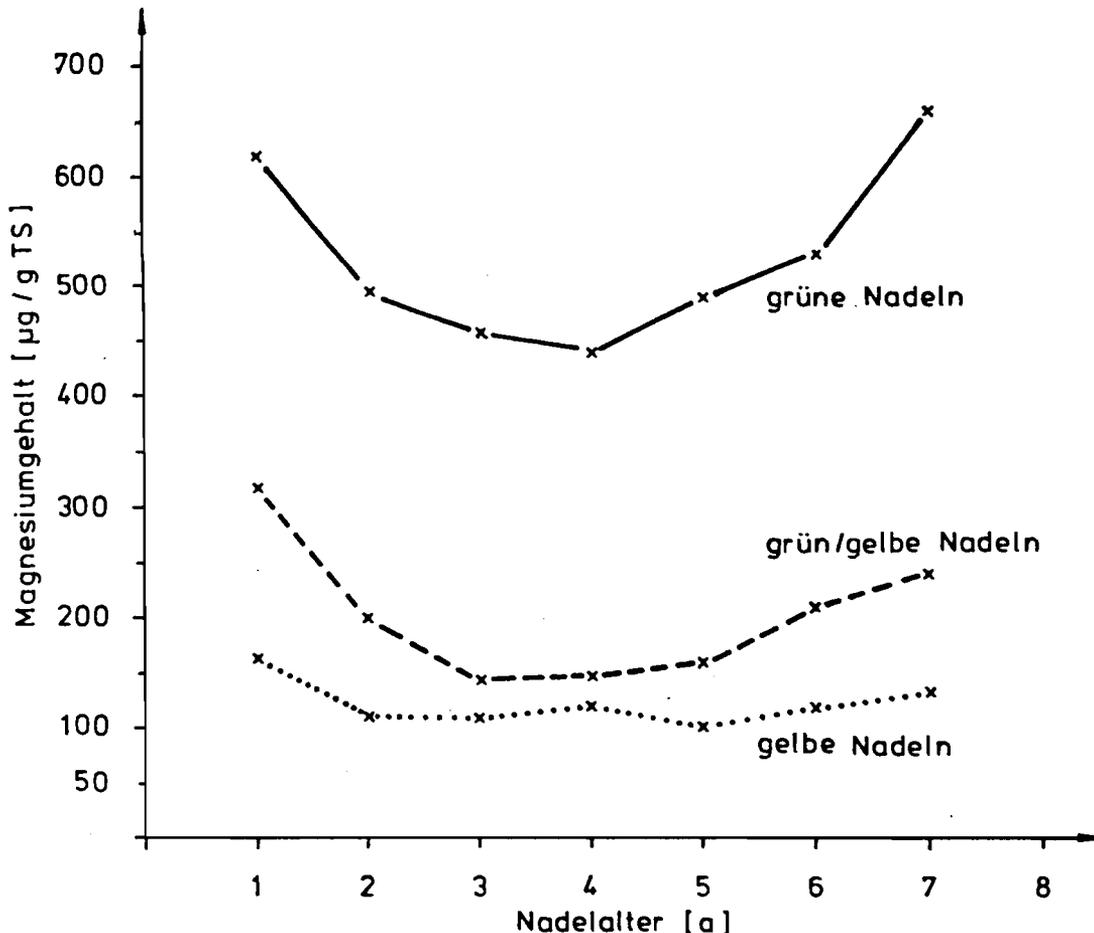


Abb. 5.4: Magnesiumgehalt in Fichtennadeln unterschiedlicher Verfärbung in Abhängigkeit vom Nadelalter (Standort Kälbelescheuer, Forstamtsbezirk Staufen, Schwarzwald)

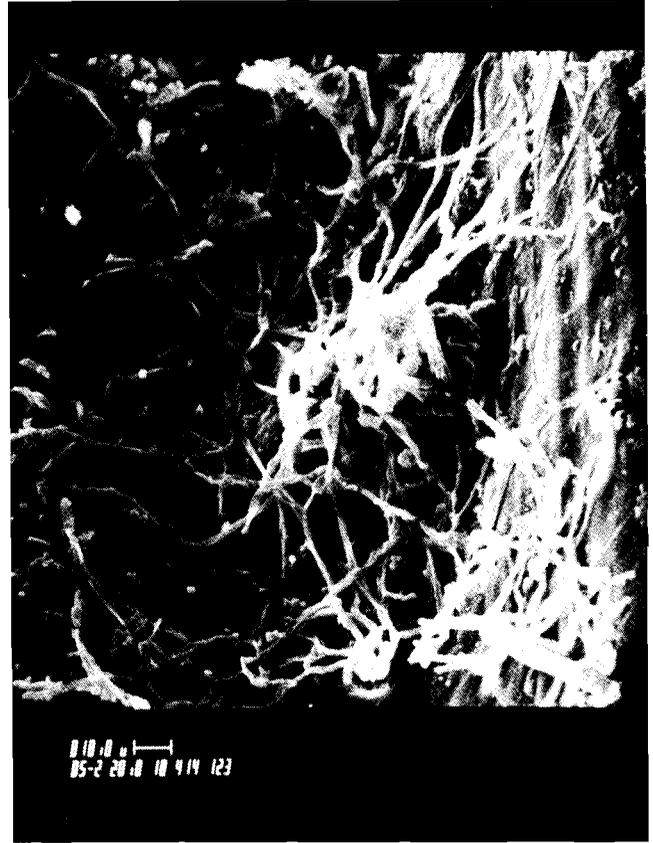
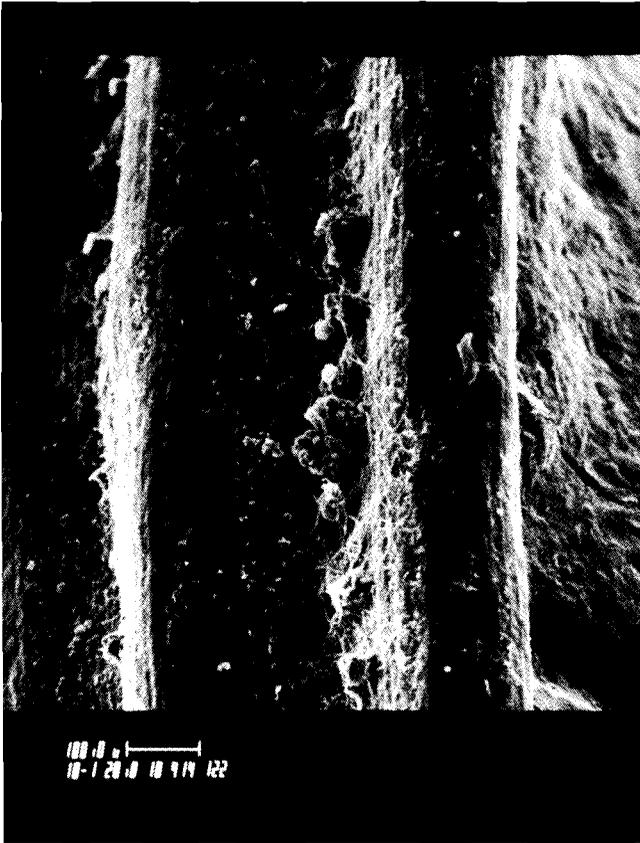


Abb. 5.5: Rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen von Fichtennadeln (Herkunft: Eggegebirge) mit starkem Pilzbefall; links: Nadel mit Mycel (100fach); rechts: Sporangienbildung aus einer Spaltöffnung heraus (500fach)

Es ist aus der Literatur bekannt, daß die permanenten Einwirkungen von Ozon in subletalen Konzentrationen zu Membranveränderungen der Zellen der Nadeln führen können, so daß die Permeabilität für Nährstoffionen zunimmt und hierdurch beispielsweise Magnesium in die Interzellularräume im Nadelinneren abgegeben wird. Dieses Phänomen ist für Kalium nach Ozoneinwirkungen vielfach nachgewiesen worden (siehe z. B. [3]). Ferner kann ggf. unterstellt werden, daß Ozon die Doppelbindungen im Wachs der Kutikula aufgrund seiner hohen oxidativen Wirkung angreift und diese Schicht spröde wird. Dieses Phänomen ist daher besonders auf solchen Standorten zuerst zu erwarten, wo bereits eine geringe Magnesiumversorgung vorliegt, wie beispielsweise auf den Granit- oder Buntsandsteinböden in Baden-Württemberg.

Im folgenden Experiment wurde versucht, diese komplexe Interaktion verschiedener einflußnehmender Parameter

Stammlösungen:	[g/l]
$\text{NH}_4 \text{NO}_3$	96.05
Ca Cl_2	61.04
$\text{Mg SO}_4 \cdot 7 \text{H}_2\text{O}$	61.60
$\text{Na}_2\text{SO}_4 \cdot 10 \text{H}_2\text{O}$	80.50
KH CO_3	20.00
H Cl (1 N)	100 ml/l
H_2SO_4 (1 N)	100 ml/l
daraus je 0,5 ml/50 l H_2O ;	
Einstellen des gewünschten pH-Wertes mit H_2SO_4	

Tabelle 5.2: Künstliches Regengemisch nach Johnston (zit. in Krause [16])

nachzuvollziehen. Von vier Wochen lang mit Ozon begasten Fichten (vgl. Kapitel 5d) sowie von nicht behandelten Kontrollbäumen wurden Zweige entfernt und die Schnittstellen mit Paraffin versiegelt. Diese Zweige wurden jeweils in ein künstliches Regengemisch (siehe Tab. 5.2) mit den pH-Werten 4,5 und 3 gegeben, nachdem die Zweige zuvor mehrfach gründlich in destilliertem Wasser gewaschen worden waren. Nach jeweils 15, 30, 60, 180, 360 und 1200 Minuten wurden aus dem „Waschwasser“ Proben gezogen und auf ihren Magnesiumgehalt untersucht.

Entsprechend dieser Versuchsanordnung ergibt sich, daß in den ersten 60 Minuten unabhängig vom pH-Wert der Waschlösung bei den Kontrollen annähernd gleiche Magnesiummengen ausgewaschen werden. Mit zunehmender Zeit stellt sich ein pH-Effekt ein. So zeigen die mit pH3-Regen behandelten Kontrollpflanzen eine größere Auswaschung als die mit pH4,5 behandelten Pflanzen. Bei den mit Ozon behandelten Pflanzen jedoch liegt die Auswaschung bei pH4,5-Regen zu jedem Untersuchungszeitpunkt über derjenigen der Kontrolle. Für pH3-Regen ließ sich eine im Mittel um das 2,5fache erhöhte Magnesiumauswaschung nach Ozonbehandlung gegenüber der Kontrolle nachweisen. Dieser erste orientierende Versuch deutet darauf hin, daß erstens die Magnesiumauswaschung vom pH-Wert der Waschlösung abhängig ist und daß zweitens bei abnehmendem pH-Wert die Magnesiumauswaschung unter Einfluß von Ozon ansteigt.

In anderen Untersuchungen galt es zu prüfen, ob an Pflanzen ein Magnesiummangel alleine durch eine Ozonbehandlung induziert werden kann, da vielfach an den im Schwarzwald exponierten sowie ozonbegasten Tabakpflanzen Gelbverfärbungen der Blätter auftraten, die unabhängig von der natürlichen altersbedingten Gelbfärbung zu sein schienen. Die bisher durchgeführten Untersuchungen ergaben jedoch keinen Anhaltspunkt dafür, daß Ozon direkt

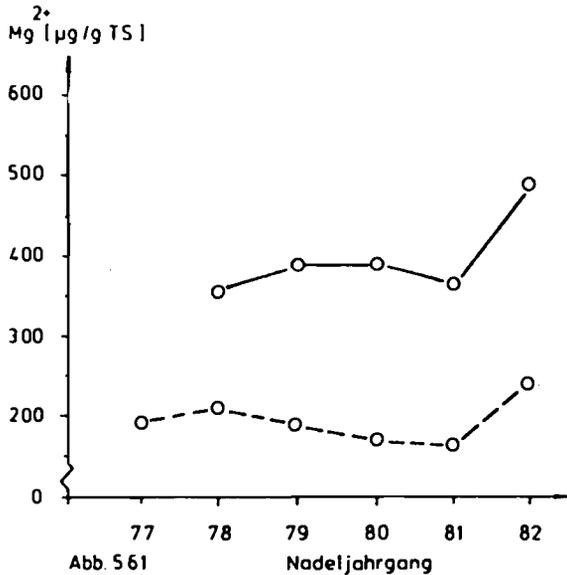


Abb. 5.6.1

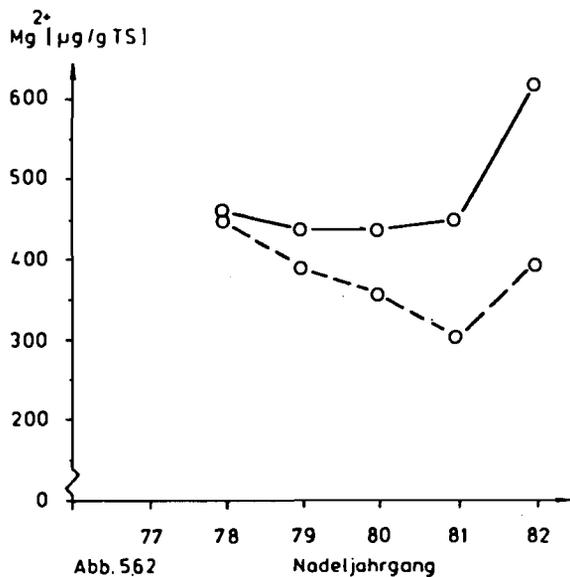


Abb. 5.6.2

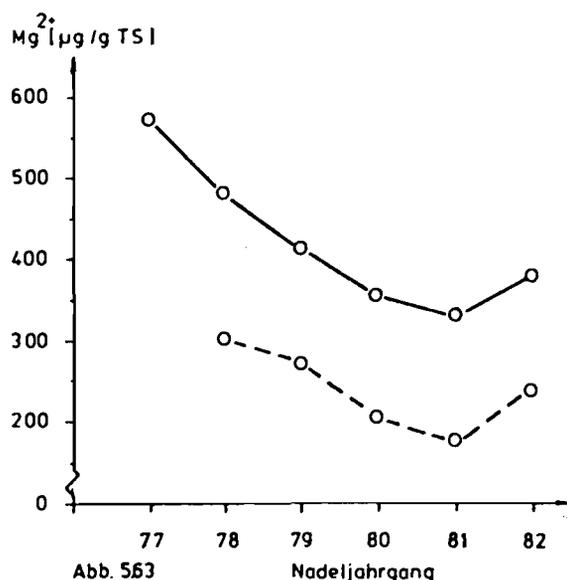


Abb. 5.6.3

○—○ grüne Nadeln
○- -○ gelbe Nadeln

einen Mg-Mangel hervorruft, so daß weitere klärende Untersuchungen erforderlich sind.

f) BESPRÜHVERSUCH MIT KÜNSTLICHEM „SAUREN REGEN“

Ein unter Abschnitt e) beschriebenes künstliches Regengemisch wurde mit Schwefelsäure auf einen pH von 4,5 bzw. 3,0 eingestellt. Mit diesen Lösungen wurden über 4 Wochen an 5 Tagen je Woche und 2mal 90 Minuten pro Tag sowohl Fichten (*Picea abies*) als auch Flechten (*Hypogymnia physodes* und *Pseudevernia furfuracea*) benebelt. Die Benebelung erfolgte in einer Kammer nach Krause [7] in Intervallen von 5 Minuten mit einer Benebelungsdauer von 1 Minute.

Die Bonitierung am Versuchsende ergab weder bei den mit pH 4,5 noch mit pH 3 behandelten Fichten eine wesentliche Veränderung gegenüber dem Versuchsbeginn. Die Flechten reagierten dagegen unterschiedlich. Während bei *Hypogymnia physodes* (Provenienz Sauerland) bei beiden Behandlungsweisen Schäden beobachtet wurden, traten bei *Pseudevernia furfuracea* (Provenienz Kälbelescheuer/Schwarzwald) schwarze nekrotische Ätزشäden bei den mit pH 3 beregneten Flechtenteilen auf. Bei pH 4,5 waren nur sehr geringe Schäden zu beobachten.

Als wesentliches Ergebnis ist festzuhalten, daß Flechten von Regen mit niedrigen pH-Werten eher geschädigt werden als Fichten.

Die Ergebnisse decken sich weitgehend mit Literaturbefunden. So konnten auch bei umfangreichen Beregnungsversuchen mit künstlichem „sauren Regen“ in Norwegen [8] an Bäumen keine Schadsymptome festgestellt werden. Zum Teil wurde sogar das Wachstum gefördert. Über Beregnungsversuche mit Flechten liegen nach Kenntnisstand der Autoren nur wenige Untersuchungen vor. Immerhin zeigte sich bei Versuchen mit der Flechte *Cladonia stellaris* [9], die mit einer Sulfatlösung der Konzentration 10 mg/l und pH-Wert von 4 benetzt wurde, daß die Photosynthese um 45% zurückging. Begasungsversuche mit Ozon sind an Flechten ebenfalls kaum bislang durchgeführt worden. In einer sehr umfassenden Untersuchung mit der Bodenflechte *Cladonia rangiformis* weisen Brown und Smirnof [10] jedoch darauf hin, daß diese Flechte gegenüber Ozon eine erstaunliche Resistenz aufweist. Dies wird hypothetisch damit in Zusammenhang gebracht, daß die Pilzschicht die chlorophyllhaltigen Algen im Innern des Flechtenkörpers vor dem Eindringen des Ozons schützt. Abgeleitet wird diese Hypothese auch aus dem typischen Pilzgeruch, der bei der Begasung auftrat und möglicherweise eine Schädigung der Hyphen anzeigte. Die Autoren ziehen hieraus den Schluß, daß diese Flechtenart auch bei Exposition gegenüber den höchsten Konzentrationen von Ozon, die in der Umwelt normalerweise auftreten, vermutlich ohne Schädigung überleben kann.

Bei einem Begasungsversuch mit einer Ozonkonzentration bis 1600 µg/m³ mit den beiden Flechtenarten *Parmelia sulcata* und *Hypogymnia interomorpha* reagierte nur die erste Flechtenart mit einer verminderten Photosyntheseleistung, während beide Arten äußerlich sichtbare Symptome einer Schädigung, selbst bei dieser außerordentlich hohen Ozonkonzentration vermissen ließen. Es ist nicht auszuschließen, daß andere Flechtenarten, wie z. B. die Bartflechte aufgrund

Abb. 5.6: Magnesiumgehalt [µg/g TS] in Fichtennadeln

- 5.6.1: Herkunft „Neuenhof“, Forstamtsbezirk Staufen, Schwarzwald. Fichte ca. 6 Jahre alt
- 5.6.2: Herkunft Eggegebirge, Forstamtsbezirk Buke, NW. Grüne Fichte, ca. 25 Jahre alt mit beginnender gelber Nadelverfärbung
- 5.6.3: Herkunft wie 5.6.2, jedoch stark vergilbter Baum

einer anderen Morphologie gegenüber Ozon empfindlicher sind, als bei den hier in den Versuch einbezogenen Laub- und Blattflechten.

g) MIKROSKOPISCHE SOWIE ALLGEMEINE PHYTO-PATHOLOGISCHE UNTERSUCHUNGEN

Bereits 1978 wurden von Fink und Braun [11] die Hypothese geäußert, daß es sich bei dem sogenannten Tannensterben um eine Viruserkrankung handeln könnte. Die Landesanstalt hat daher unmittelbar mit Aufnahme der Untersuchungen im Schwarzwald Pfropfversuche mit Fichten (*Picea abies*) und Tannen (*Abies alba*) unternommen. Dabei wurden verschiedene alte, kranke Reiser auf gesunde Unterlagen gepfropft sowie gesunde Reiser auf kranke und diese wiederum auf gesunde Unterlagen. Schließlich wurden auch zur Kontrolle des Anwachsergebnisses gesunde Reiser auf gesunde Unterlagen gepfropft. Die verwendeten Reiser mit Schadsymptomen wurden vom Forstamtsbezirk Staufen/Schwarzwald gewonnen.

Ergebnisse und Aussagen über diesen Versuch sind nicht vor Herbst des Jahres 1983 zu erwarten.

Ebenfalls wurden aus deutlich erkrankten sowie gesunden Nadeln von Fichten und Tannen aus dem Eggegebirge bzw. aus dem Schwarzwald Preßsäfte gewonnen und auf Tabak- bzw. Bohnenblättern inokuliert. Bisher konnten keine eindeutigen positiven Befunde erhalten werden. Weitere Unter-

suchungen zur Virusübertragung mit verschiedenen Techniken sind vorgesehen.

Vor allem die Zweige geschädigter Fichten aus dem Eggegebirge wurden einer eingehenderen lichtmikroskopischen und rasterelektronenmikroskopischen Untersuchung unterzogen.

Aus dem Forstamtsbezirk Staufen/Schwarzwald wurde ein geschädigter siebenjähriger Zweig von einer Tanne (*Abies alba*) sowie Nadeln quer geschnitten und im Rasterelektronenmikroskop mit der Mikrosonde untersucht. Es konnte festgestellt werden, daß die letzten drei Jahresringe in ihrem Zuwachs erheblich reduziert waren. Dem entsprachen auch die Nadelvergilbungen dieser Jahrgangsstufen. Eine qualitative Analyse der einzelnen Jahresringe ergab keinen Hinweis auf die Existenz ungewöhnlicher Elemente, insbesondere von Schwermetallen. Dies steht in Übereinstimmung zu Nadelanalysen, die in Kapitel 2. beschrieben sind.

Vergleichend anatomisch wurden Fichtennadeln verschiedener Herkunft untersucht. Dabei zeigte sich, daß Nadeln von Fichten aus dem Eggegebirge offenbar Erosionen der Kutikula aufwiesen. Dies war bei Kontrollpflanzen (Baumschulmaterial) nicht der Fall. Eggegebirgsfichten zeigten darüberhinaus einen starken Befall mit parasitischen Pilzen (siehe Bild 5.5). Auffallend waren neben den Mycelien auf der Nadeloberfläche, die zum Teil aus den

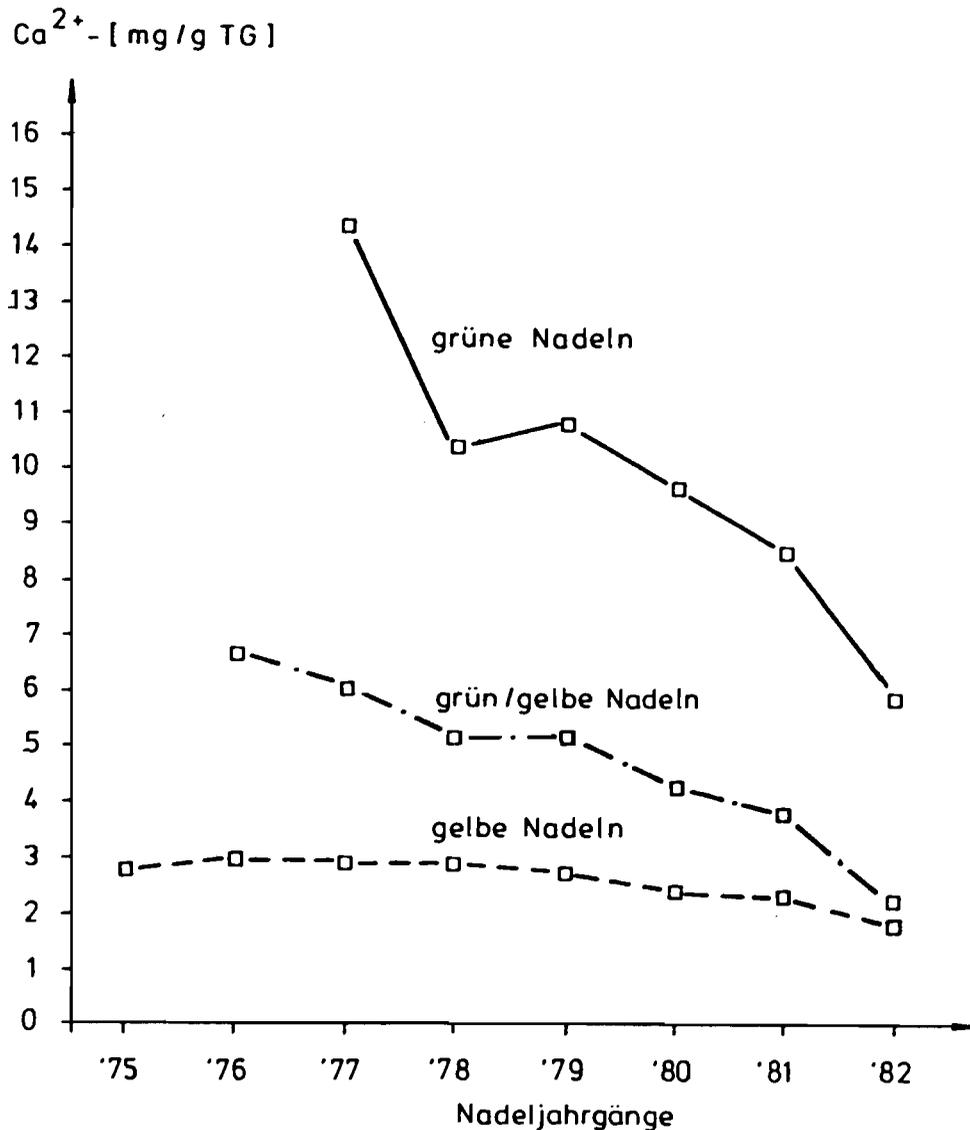


Abb. 5.7: Calciumgehalt in Fichtennadeln unterschiedlicher Verfärbung in Abhängigkeit vom Nadelalter (Standort Kälbelescheuer, Forstamtsbezirk Staufen, Schwarzwald)

	Frischgewicht [g]	Gesamt-länge [cm]	Internodienlängen [cm]				Bohnen-zahl	Bohnen-Frischgewicht [g]
			I.	II.	III.	IV.		
Kontrolle	34,3 ± 8,9	43,8 ± 6,1	1,9 ± 0,3	6,1 ± 0,9	12,3 ± 2,1	10*	9,8 ± 1,5	7,3 ± 3,0
einfache Dosis	31,6 ± 8,6	37,3 ± 6,8	2,1 ± 0,5	6,4 ± 2,8	11,0 ± 3,4	10*	7,8 ± 1,3	5,5 ± 3,2
doppelte Dosis	25,5 ± 5,4	29,8 ± 2,5	1,9 ± 0,3	5,1 ± 0,6	9,5 ± 0,6		6,8 ± 1,7	3,1 ± 1,2

*) Nur an einer Pflanze vorhanden

Tabelle 5.3: Wirkung von in Wasser gelösten Kfz-Abgasen auf das Wachstum von *Phaseolus vulgaris* (Buschbohne).
Besprühungszeit: 1 Monat, 5 Tage/Woche; Mittel aus 4 Wiederholungen, Fehler \pm Standardabweichung

Spaltöffnungen herauswuchsen, Fruchtkörper, die ebenfalls in den Spaltöffnungen angesiedelt waren. Eine Identifizierung des Pilzes konnte bislang nicht vorgenommen werden.

Bereits makroskopisch sowie erst recht lichtmikroskopisch war außerdem ein starker Befall durch verschiedene Insekten zu erkennen, die ebenfalls noch identifiziert werden mußten.

Die vergilbten Nadeln von Fichten aus dem Eggegebirge zeigten zum Teil verbräunte einzelne Punkte, die gegebenenfalls auf Einstichstellen saugender Insekten schließen lassen.

h) UNTERSUCHUNG VON KFZ-ABGASEN

Zum Zwecke einer ersten orientierenden Untersuchung über die mögliche Wirkung von Kraftfahrzeugabgasen auf Pflanzen, wurde Luft aus einem Straßentunnel der B1 in Essen-Mitte über 24 Stunden mit einem Durchsatz von 40 Litern je Stunde über eine Waschflasche mit 15 Litern Inhalt gezogen. Mit der wässrigen Lösung wurden dann über einen Monat, an fünf Tagen in der Woche, dreijährige Weißtannen (*Abies alba*) sowie fünfjährige Fichten (*Picea abies*) und 2 Wochen alte Buschbohnen im Primärblattstadium in zwei verschiedenen Dosen sehr fein besprüht. Die Dosierung wurde so gewählt, daß je nach Größe der Pflanze 1–6 ml der Lösung einmal bzw. zweimal täglich auf die Pflanze aufgebracht wurde. Die Kontrolle wurde mit Wasser besprüht.

Die Wirkung von im Wasser gelösten Abgasen auf junge Buschbohnen ist in Tabelle 5.3 dargestellt. Obwohl äußerlich erkennbare Schädigungen nicht vorlagen, sind offensichtlich in den Autoabgasen, selbst in der wasserlöslichen Fraktion, wuchshemmende Schadstoffe enthalten. Tannen und Fichten zeigten keine Reaktionen, wobei entsprechend der Jahreszeit und der Kürze der Expositionsdauer Wuchsverluste ohnehin nicht darstellbar gewesen wären.

Wegen der beobachteten Wirkungen an der Bohne und den vermuteten Schäden in Autobahnnähe, ist vorgesehen, Begasungsversuche mit Kfz-Abgasen zu einem frühestmöglichen Zeitpunkt durchzuführen.

i) KREUZEXPOSITION VON VERSUCHSPFLANZEN

Der sicherste Weg, eine mögliche Beteiligung des durch Luftverunreinigungen beeinträchtigten Bodens an den Schäden an der Tanne und Fichte in den Schadensgebieten auszuschließen, besteht darin, daß Pflanzen mit Boden aus schadensfreien Gebieten im Schadensgebiet exponiert werden und daß umgekehrt Pflanzen einschließlich Boden aus dem Schadensgebiet in ein schadensfreies Gebiet gebracht werden. Treten bei einem Neuaustrieb Schäden nur an den Pflanzen im Schadensgebiet mit Kontrollboden auf, so ist der Einfluß des Schadstoffes über die Assimilationsorgane zweifelsfrei nachgewiesen.

Eine derartige Kreuzexposition mit Tanne und Fichte ist von der Landesanstalt für Immissionsschutz im Schadensgebiet Kälbelescheuer in Angriff genommen worden. Als Vergleichsstandort wurde die Außenstation Essen-Kettwig vorgesehen. Hierbei wird davon ausgegangen, daß die neuerdings aufgetretenen Schäden im Lande Nordrhein-Westfalen ebenfalls gebietspezifisch sind und nicht etwa zu einer Störung des Expositionsversuches in Kettwig im Laufe der Vegetationsperiode 1983 führen.

j) EXPOSITION VON INDIKATORPFLANZEN IM SCHWARZWALD

Ende September 1982 wurden im Forstamtsbezirk Staufen (Schwarzwald) zum einen in einem Seitental beim Ort Münstertal in 400 m über NN und auf der Kälbelescheuer in 920 m über NN in dem dort aufgestellten Container modifizierte Kammern nach van Haut [14] aufgestellt. Diese zur Exposition von Versuchspflanzen entwickelten Kammern bestehen aus einer Plexiglashaube (60 x 90 x 90 cm) auf einer Stahlkonsole. Mit Hilfe von Sauggebläsen wird die Zuluft an der Oberseite der Kammer eingeführt. Diese wird mittels einer Lochplatte gleichmäßig über den Kammerquerschnitt verteilt und über Öffnungen in der doppelwandigen Bodenkonsole der Außenluft wieder zugeführt. Der Luftdurchsatz pro Kammer beträgt 60 m³/h, das entspricht bei einem Kammervolumen von 0,47 m³ einem ca. 130fachen Luftwechsel je Stunde. Bei einer angenommenen gleichmäßigen, senkrechten Durchströmung ergibt sich hieraus eine Strömungsgeschwindigkeit von etwa 1,85 m/Minute.

Oberhalb jeder Kammer ist eine HLR-400-Watt-Lampe (Philips) sowie an den Seiten je 4 Leuchtstoffröhren (gemischt: Fluora, Daylight de luxe). Die Lichtperiode betrug 12 Stunden je Tag. In jeder Kammer wurde die relative Luftfeuchtigkeit und Temperatur über einen Thermohydrographen registriert.

Die Exposition der unter standardisierten und immissionsfreien Bedingungen im Gewächshaus herangezogenen Testpflanzen erfolgte in Kulturgefäßen (Riviera-Töpfe), die über ein automatisches Bewässerungssystem verfügen. Als Pflanzensubstrat diente ein Einheitserdengemisch (Einheitserde Typ ED 73). Die Pflanzen werden im Alter von ca. 3 Wochen exponiert.

Als Pflanzenarten dienten Tabak der Sorte Bel W 3, Brennessel (*Urtica dioica*) sowie Petunien.

Von diesen Pflanzen ist bekannt, daß sie vor allen Dingen auf Oxidantien und hier auf die Leitsubstanz Ozon reagieren.

Die Pflanzen wurden in der Zeit vom 28. 9. bis 11. 10. 1982, vom 11. 10. bis 26. 10. 1982 und vom 26. 10. bis 24. 11. 1982 an beiden Stationen exponiert. Vom 24. 11. bis 8. 12. 1982 wurden Pflanzen nur noch auf der Station Kälbelescheuer gehalten.

Während an Brennesseln und Petunien an beiden Stationen und zu keinem Zeitpunkt Veränderungen beobachtet werden konnten, die auf Einwirkungen phytotoxischer Konzentrationen von Photooxidantien, insbesondere Ozon schließen ließen, zeigten sich an Tabak während aller Expositionsperioden Schädigungen der Blätter. Das Symptombild dieses Bioindikators auf Ozon ist sehr gut bekannt und vergleichbar, da diese Pflanze seit vielen Jahren in den USA im Rahmen von Wirkungskatastern verwendet wird. Deutliche Unterschiede konnten auch zwischen den beiden Stationen festgestellt werden. So waren zum einen die Schäden immer auf der Station Kälbelescheuer deutlicher ausgeprägt als auf der Station Münstertal. Ferner konnten während der Expositionszeit vom 11. 10. bis zum 26. 10. 1982 nach der halben Expositionszeit an den Pflanzen der Station Münstertal nur leichte Veränderungen des Blattgewebes in Form von wasserdurchtränkten Flecken beobachtet werden, während auf der Station Kälbelescheuer die Tabakpflanzen bereits

deutliche Nekrosen zeigten. Selbst in der letzten Expositionsperiode vom 24.11. bis zum 8.12.1982 ließen sich noch deutliche Schädigungen feststellen, die mit hoher Wahrscheinlichkeit auf Ozonwirkungen zurückgeführt werden können.

Da der Tabak während seines Wachstumes verschiedene Empfindlichkeitsstadien gegenüber Ozon durchläuft, läßt

sich an der Anzahl der geschädigten Blätter bzw. ihrer Stellung innerhalb der Pflanze recht gut feststellen, zu welchem Zeitpunkt etwa die Einwirkungen stattgefunden haben müssen. Unter Heranziehung dieses Kriteriums konnte festgestellt werden, daß die Schädigungen jeweils mit Schönwetterperioden, die auch bis in den Dezember hinein vorgekommen sind, in Zusammenhang gebracht werden müssen.

6. Diskussion der Ergebnisse und Schlußfolgerungen

Eine Diskussion der möglichen Schadensursachen hat auszugehen von den Beobachtungen bezüglich Schadensverlauf und Schadensausbreitung, von den in diesem Zusammenhang durchgeführten experimentellen Untersuchungen sowie von dem grundsätzlichen Wissen, das über Immissionswirkungsbeziehungen sowie über sonstige Schadensursachen vorliegt. Bei der Prüfung jeder einzelnen Annahme der Schadensverursachung ist zu unterscheiden zwischen Beobachtungen und Erscheinungen, die **gegen** eine dieser Annahmen sprechen, Beobachtungen und Erscheinungen, die **nicht gegen** eine dieser Annahmen sprechen, sowie schließlich Beobachtungen und Erscheinungen, die **ausdrücklich für** eine dieser Annahmen sprechen. Dabei müssen die Beobachtungen und Erscheinungen insbesondere mit den folgenden Phänomenen in Einklang zu bringen sein.

1. Handelt es sich bei der Verursachung der Schäden in Abgrenzung zu biotischen Ursachen um Luftverunreinigungen, so muß sich der spezifische Schadstoff in den letzten Jahren, vor allem seit 1976, aufgrund veränderten Emissionsverhaltens oder aufgrund klimatischer Einflußgrößen in seinem Angebot wesentlich erhöht haben.
2. Er muß aufgrund emissionsseitiger und meteorologischer Bedingungen insbesondere in Süddeutschland anzutreffen sein, und zwar vorwiegend auf der Westseite der hier vorhandenen Gebirgszüge. Mit Bezug auf die in neuester Zeit aufgetretenen Schäden im Lande Nordrhein-Westfalen mit ähnlichem Erscheinungsbild wie bei den Schäden in Süddeutschland muß diese Bedingung in NRW seit 1982 erfüllt sein. Nimmt man einen Einfluß über den Boden an, so müssen zeitlich synchron an den verschiedensten Stellen in Süddeutschland seit Mitte der 70er Jahre bzw. im Lande Nordrhein-Westfalen seit 1982 entsprechende Veränderungen in den Böden erfolgt sein.
3. Der Schadstoff muß sich mit zunehmender Höhe in der Atmosphäre anreichern, wobei ein mehr oder weniger scharfer Sprung in der Konzentration oder sonstwie im Angebot in etwa 800–900 m Höhe im Bayerischen Wald und im Südschwarzwald sowie in etwa 500–600 m Höhe im Mittelschwarzwald auftreten sollte.
4. Der Schadstoff muß mit dem spezifischen Schadbild in Einklang zu bringen sein, wobei der Beweis dann als endgültig und gelungen angesehen werden kann, wenn a) eine Reproduktion des Schadbildes im Labor genau durch diesen einen Schadstoff oder durch genau die angenommene Kombination von Schadstoffen und nicht durch andere Schadstoffe bzw. Schadstoffkombinationen erreicht werden kann, und wenn b) in einem Versuch an belasteter Stelle durch Exposition in gefilterter Luft selektiv dieser Schadstoff bzw. diese Schadstoffkombination ausgeschlossen werden kann und damit auch das spezifische Schadbild ausbleibt.

Folgende grundsätzliche Möglichkeiten für die Schadensverursachung können zunächst in Betracht gezogen werden:

1. Biotische Schaderreger
2. Schwefeldioxid und Stickstoffoxide mit ihren Umwandlungsprodukten im sogenannten sauren Regen
3. Toxische Stoffe in Wolken bzw. im Nebel
4. Sonstige gas- oder partikelförmige Luftverunreinigungen, wie Photooxidantien und Kohlenwasserstoffe, sowie Kombinationswirkung mit Stoffen der Gruppen 2. und 3.

6.1. Diskussion der einzelnen Schadensursachen

a) BIOTISCHE SCHADERREGER

Bei Berücksichtigung des zeitlichen Verlaufs und der örtlichen Verbreitung der Schäden an Tanne und Fichte ist zunächst der Schluß naheliegend, daß diese Erkrankung von biotischen Schaderregern verursacht ist, die sich anfangs als Endemie, d. h. auf bestimmte Gegenden beschränkt, und inzwischen als Epidemie entwickelt hat. So schildert Málek [1], daß das sogenannte Tannensterben im mitteleuropäischen Areal als „eine Folge von Explosionen“ aufzufassen ist, die an verschiedenen Stellen periodisch mehr oder weniger gleichzeitig ausbrechen. Hierbei verkürzen sich die Intervalle zwischen den Krankheitsperioden und in den letzten 50 bis 100 Jahren gehen diese in permanentes Kränkeln und Sterben über. Anzeichen des Tannensterbens liegen aus Böhmen schon im 16. Jahrhundert vor. Aus der Periode 1750 bis 1900 gibt es in der CSSR über 50 Belege des Sterbens der Tannenbestände. Vom 18. zum 20. Jahrhundert nahm die Intensität des Tannensterbens ständig zu; nach dem Jahre 1960 stieg sie steil an.

In der Dokumentation des Gesamtverbandes des Deutschen Steinkohlenbergbaus [2] sind jene Veröffentlichungen aufgeführt, die sich mit dem Phänomen des Tannensterbens in früherer Zeit auseinandersetzen. Bemerkenswert ist eine Veröffentlichung von J. Claus in dieser Dokumentation, in der unter anderem ausgeführt wird, daß die Nadeln der Tanne gelb werden und rasch abfallen, wobei die Erkrankung vom Schaft aus erfolgt. Ferner wird geschildert, daß das Absterben der Äste in der Mitte des Baumes beginnt, mitunter aber auch ein Absterben der Bäume von der Kronenspitze aus erfolgt. Ebenso wird auf ein Kümern der unteren Äste verwiesen, was bedeutet, daß die Zweige oft nur noch die beiden letzten Nadeljahrgänge besitzen. Bemerkenswert ist auch der Hinweis, daß die Zone des Gelbwerdens der Benadelung langsam nach oben vorrückt und daß sich zahlreiche Wasserreiser einstellen. Es muß allerdings auch hinzugefügt werden, daß nicht alle Beobachtungen von J. Claus mit den neuerdings aufgetretenen Tannenschäden übereinstimmen.

Auch die sehr präzise Beschreibung von Wagner [3] sagt aus, daß das Tannensterben in Ostbayern seit mehreren Dezennien zu beobachten ist. Stärkere Verluste traten besonders nach den Trockenjahren 1947, 1959 und 1971, aber auch immer wieder nach Wintern mit sehr tiefen Temperaturen und nach Kälterückfällen im Frühjahr auf.

Die neuerdings zu beobachtenden katastrophalen Tannenausfälle in bisher nicht beobachtetem Umfang entstanden schlagartig zu Ende des Trockenjahres 1976 sowie im Folgejahr 1977 und nochmals nach dem winterlichen Temperatursturz 1978/79. Hierbei waren jedoch noch spezifische räumliche Unterschiede zu beobachten in dem Sinne, daß das Tannensterben in den Randgebieten der Tannenverbreitung bereits 1975, also vor dem Trockenjahr begann, und im Bayerischen Wald schon 1977, d. h. vor dem Temperatursturz, in stärkerem Maße einsetzte. Über den Beginn der Tannenerkrankung liegen nach Kenntnis der Autoren für die Waldgebiete in Baden-Württemberg keine ähnlich präzisen Beschreibungen vor. Es hat jedoch den Anschein, daß die Schäden insgesamt etwas später als in Ostbayern begannen. Schließlich ist in diesem Zusammenhang höchst bemerkenswert, daß erst in diesem Jahr (1982) Schäden an der Fichte mit ähnlicher Symptomatik wie in Bayern und in Baden-Württemberg im Lande Nordrhein-Westfalen beobachtet werden. Schadensverlauf und Schadensausprägung äußern sich

dabei weit heftiger als in den Fichtenbeständen des süddeutschen Raumes.

Diese Erscheinungen legen naturgemäß den Schluß nahe, daß es sich bei den Erkrankungen an der Tanne und Fichte um eine mit charakteristischem zeitlichen Verlauf sich ausbreitende Erkrankung handelt, die als schwerwiegende Epidemie einzustufen ist. Gleichzeitig dürfte aufgrund der intensiven Beobachtungen vor allem im süddeutschen Raum jedoch ausgeschlossen werden, daß es sich um Schaderreger handelt, die makroskopisch oder mit einfachen mikroskopischen Mitteln leicht zu diagnostizieren sind, wie z. B. tierische Schaderreger und pilzliche Organismen. Weniger auszuschließen sind Viren, die sich eines einfachen mikroskopischen Nachweises entziehen. Allerdings muß auch hier zu bedenken gegeben werden, daß nach allgemeiner virologischer Literatur Gymnospermen, zu denen auch die Nadelgehölze gehören, im allgemeinen von Viren kaum befallen sind [4].

Andererseits gibt es zahlreiche Virusarten, bei denen gerade die quittegelbe Verfärbung der Assimilationsorgane ein typisches Symptom der Erkrankung darstellt. Da pflanzliche Viren in der Regel von Insekten, insbesondere von saugenden Insekten übertragen werden, ist auch der Hinweis in der älteren Literatur, siehe [2], nicht uninteressant, daß das Tannensterben in früheren Zeiten häufig mit der Wollaus Dreyfusia in Zusammenhang gebracht wird. Symptome des Befalls von Dreyfusia nordmaniana, die nach Sorauer [5] büstenförmige Nadelverkürzungen bedingen, waren mit Sicherheit im Schadensgebiet im Südschwarzwald nachzuweisen. Interessant ist auch der Hinweis, daß nach Schwerdtfeger [6] dieses Schadinsekt die besten Entwicklungsbedingungen in warmen, trockenen und sonnenexponierten Lagen bis etwa 1400 m über NN vorfindet.

Es ist jedoch müßig, über die Virushypothese zu spekulieren, solange der Nachweis mit Hilfe einer experimentell vorgenommenen Virusübertragung nicht gelungen ist. Die Landesanstalt für Immissionsschutz hat unmittelbar mit Beginn der Untersuchungen Propfversuche hierzu vorgenommen, deren Ergebnisse naturgemäß noch abgewartet werden müssen. Sie hat ebenfalls durch Inokulationstests versucht, Viren in geschädigten Tannen- und Fichtennadeln nachzuweisen. Die bisherigen Ergebnisse sind noch nicht so eindeutig, daß weitreichende Schlüsse gezogen werden könnten.

Im spezifischen Fall der geschädigten Bäume im Eggebirge konnte mit Hilfe rasterelektronenmikroskopischer Aufnahmen nachgewiesen werden, daß die Nadeln in starkem Maße von Pilzmyzel überwuchert waren. Dieses Pilzmyzel bzw. auch die Fruchtkörper wuchsen zum großen Teil aus den Spaltöffnungen heraus, die insgesamt einen stark geschädigten Eindruck machten. Der Befall mit bisher nicht identifizierten Schadinsekten war ebenfalls auffallend hoch. Es wird jedoch vermutet, daß der Pilzbefall eine Sekundärwirkung eines vorausgegangenen Schadens anderer Ursache ist, während, falls die Virushypothese zutreffen sollte, der Insektenbefall durchaus maßgebliche Vorbedingung für diese Viruserkrankung sein könnte.

b) SCHWEFELDIOXID UND STICKSTOFFOXIDE MIT IHREN UMWANDLUNGSPRODUKTEN

Weder die räumliche Verbreitung noch der zeitliche Verlauf der Belastung mit diesen Schadstoffen läßt sich mit räumlicher Verbreitung und zeitlichem Verlauf der Schäden an Tanne und Fichte korrelieren. Auch die absolute Höhe zumindest der Schwefeldioxid- sowie Stickstoffdioxid- und Stickstoffmonoxidkonzentrationen in den Schadensgebieten ist zum Teil so niedrig, daß eine maßgebliche Beteiligung dieser Komponenten an den spezifischen, sich durch Nadelvergilbung auszeichnenden Schäden an Tanne und Fichte mit Sicherheit ausgeschlossen werden muß.

Als maßgebliche Bewertungsgrundlage für die Einwirkung von Schwefeldioxid auf Pflanzen gelten immer noch die Biersdorfer Versuche von Guderian und Stratmann [7,9] bzw. Stratmann [8] in der Umgebung einer schwefeldioxidemittierenden Eisenerzröstanlage im Siegerland. Die für Forstpflanzen abgeleiteten Immissionswirkungsbeziehungen sind in Bild 6.1 dargestellt. Hierbei ist allerdings zu berücksichtigen, daß

es sich an den Versuchsstationen in Biersdorf wegen der Emittentennähe um zeitlich sehr stark variierende Schwefeldioxidkonzentrationen handelte, die erfahrungsgemäß zu niedrigeren Wirkungsschwellen führen als die typischen, zeitlich ausgeglicheneren Konzentrationsverläufe in quellenfernen Gebieten. Unter Heranziehung dieser Versuche sowie weiterer Literaturinformationen, die ausführlich in [10] beschrieben sind, kam Prinz [11] zu dem Schluß, daß schwerwiegende Schäden an Koniferen auszuschließen sind, falls für die Schwefeldioxidimmissionsbelastung ein arithmetischer Jahresmittelwert von $0,07 \text{ mg/m}^3$ eingehalten wird.

Zu ähnlichen Ergebnissen kam die schwedische Studie „Acidification today and tomorrow“ [12], nach der sich Einwirkungsschwellen im wesentlichen in einem Konzentrationsbereich zwischen 40 und $100 \text{ } \mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$ gruppieren (Abb. 6.2). Selbst wenn man die sehr niedrigen Einwirkungsschwellen der IUFRO [13] als Bewertungskriterium heranzieht, nach denen zum Schutze von Forstpflanzen ein arithmetischer Jahresmittelwert von $50 \text{ } \mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$ für normale Standorte bzw. $25 \text{ } \mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$ für klimatisch oder edaphisch ungünstige Standorte eingehalten sein sollte, ist doch bedenkenwürdig, daß selbst der Konzentrationswert von $25 \text{ } \mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$ in stärksten geschädigten Gebieten in Bayern und im Schwarzwald teilweise eindeutig eingehalten ist. Nicht auszuschließen ist allerdings, daß in Ostoberfranken mit zeitweisen Konzentrationsanstiegen über $1 \text{ mg SO}_2/\text{m}^3$ auch Schwefeldioxid zu Immissionschäden führen kann. Ferner ist ebenfalls nicht auszuschließen, daß diese Komponente in Kombination mit anderen Luftverunreinigungen eine wesentliche Wirkungsverstärkung hervorrufen kann.

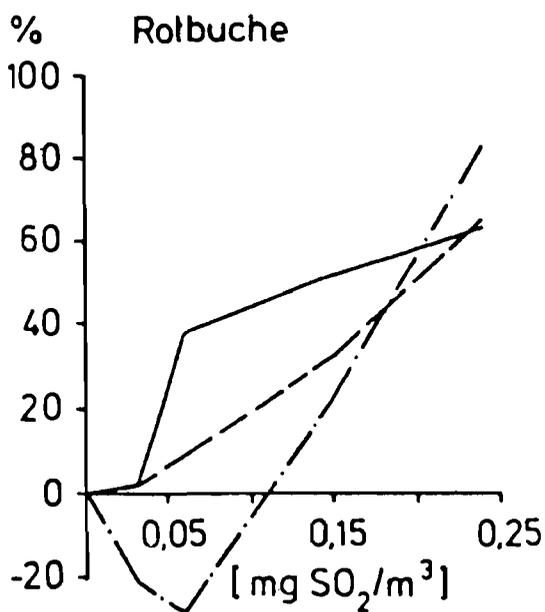
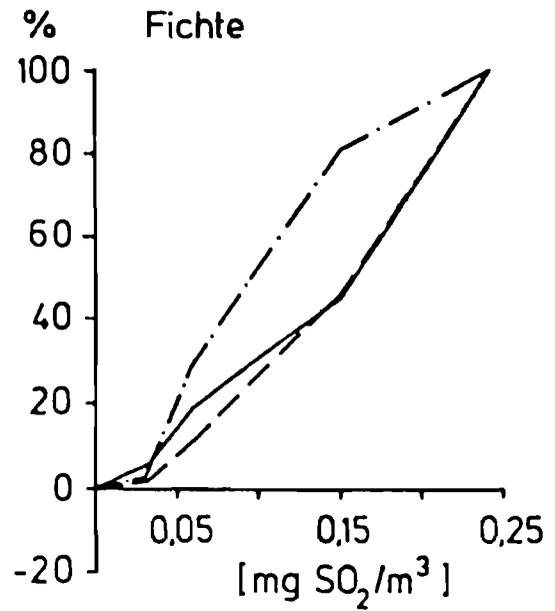
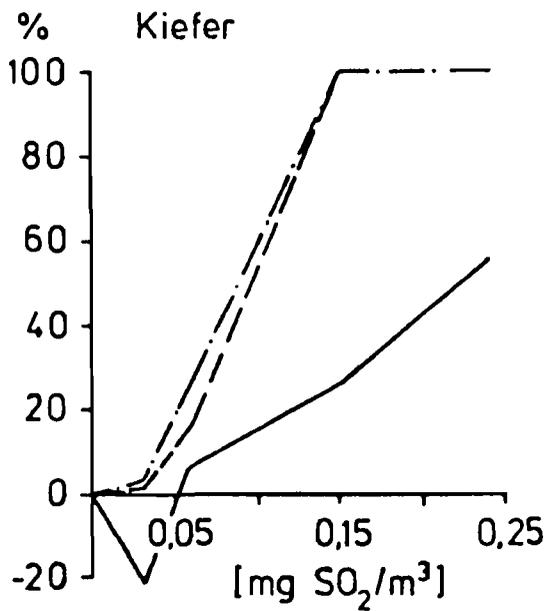
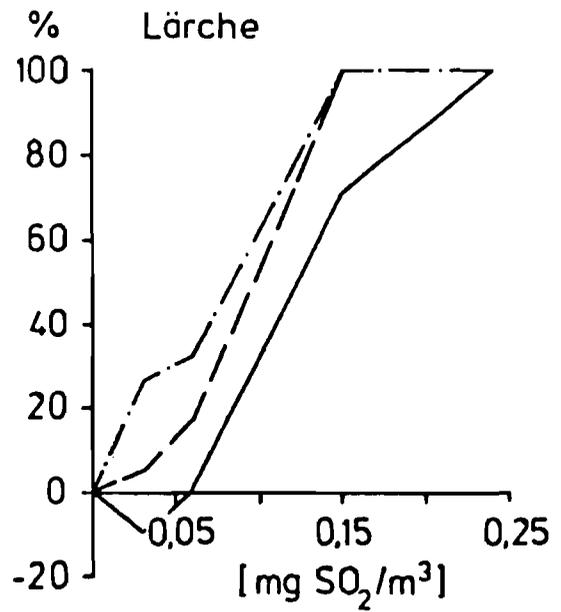
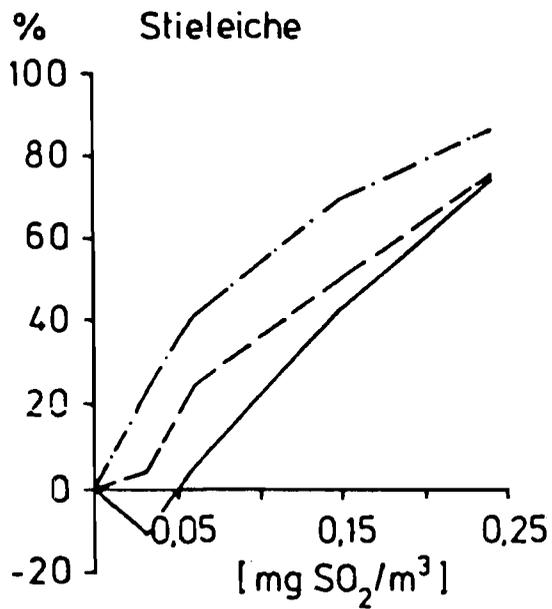
Die Einwirkungsschwelle für Stickstoffoxide liegt zweifellos frei über der von Schwefeldioxid, während andererseits die an den Reinfluftstationen des UBA gemessenen Konzentrationen im allgemeinen noch geringer sind als die der Schwefeldioxidkonzentration. Diese Schadstoffkomponenten sind daher ebenfalls mit Sicherheit, zumindest unter Annahme direkter Einwirkung, als schadensauslösende Luftverunreinigungen zu verneinen.

Der Begriff des sauren Regens ist insofern unglücklich, als jeder natürliche Regenniederschlag schon aufgrund des Gleichgewichtes zur Kohlendioxidkonzentration der Luft im chemischen Sinne sauer reagiert, d. h. eine H^+ -Ionenkonzentration von mehr als $10^{-7} \text{ g H}^+/\text{l Wasser}$ aufweist. Erst bei einem überschüssigen Säurepotential von mehr als etwa $10^{-5,6} \text{ g H}^+/\text{l Wasser}$ entsprechend $2,5 \text{ } \mu\text{g H}^+/\text{l Wasser}$ kann von einer anthropogen bedingten Säurekonzentration gesprochen werden. Der Begriff saurer Regen ist auch deshalb unglücklich, da er assoziiert, daß der Regenniederschlag ähnlich wie Zitronensaft oder Essigsäure ätzend oder beißend wirkt. Wie sich jedermann durch Geschmackstest einer Regenniederschlagsprobe überzeugen kann, ist selbst eine Regenniederschlagsprobe mit einem pH-Wert von 3,6 entsprechend einer H^+ -Ionenkonzentration von $316 \text{ } \mu\text{g/l Wasser}$ absolut geschmacksneutral. Besser wäre es aus diesen Gründen, statt vom sauren Regen von einem überhöhten H^+ -Ioneneintrag zu sprechen.

Die Wirkung dieses überhöhten H^+ -Ioneneintrages über den Boden auf die Pflanzenwurzel wird im allgemeinen in den drei folgenden Phänomenen gesehen:

- a) Rückgang der basischen Pufferkapazität. Dies bedeutet gleichzeitig, daß Calcium, Magnesium und andere Nährstoffe verlorengehen und phytotoxische Schwermetalle mobilisiert werden.
- b) Verminderung der Zahl der Bodenorganismen. Hierdurch verstärkte Bildung von Rohhumus mit Abscheidung von Humin- und Fulvosäuren, die als Rückkoppelungseffekt zu einer weiteren Versauerung des Bodens führen.
- c) Freisetzung von Aluminium-Ionen, die vor allem im Wurzelbereich toxische Wirkung entfalten, unterhalb eines pH-Wertes im Boden von 4.

Ohne in eine ausführliche Diskussion dieser mit Bezug auf die Waldschäden intensiv diskutierten Zusammenhänge eingehen zu wollen, kann zunächst festgestellt werden, daß ein überhöhter H^+ -Ioneneintrag in der Tat die Bodenreaktionen verändern kann. Wahrscheinlicher als eine ständig fortschrei-



— Tribleistung
 --- Dickenzuwachs
 - · - Grundflächenzuwachs

Abb. 6.1: Beeinträchtigung der Wuchsleistung durch Schwefeldioxid entsprechend den Ergebnissen des Freilandversuches Biersdorf (GUDERIAN und STRATMANN 1968) (bezogen auf Kontrollstation = 100%)

tende Versauerung des Bodens ist jedoch, bei zeitlich veränderter, dann aber konstant bleibendem H-Ioneneintrag, die Erreichung eines neuen Gleichgewichtes, da im anderen Falle wegen der vor allem auch durch den Pflanzenbewuchs selbst bedingten H-Ionenentstehung jede Bodenentwicklung mit stärkst versauerten Böden enden müßte. Andererseits sind die mit der Folge der Bodenversauerung diskutierten nachteiligen Auswirkungen bodenkundlich unbestritten. Strittig sind jedoch die quantitativen Bezüge und damit die eindeutige Bewertung des Problems im Hinblick auf die seit Mitte der 70er Jahre zu beobachtenden Schäden an Tannen und Fichten.

Wo immer auch die Ursachen für diese Schäden liegen mögen, ist jedoch ohne weiteres anzunehmen, daß ein niedriger pH-Wert des Bodens sowie eine schlechte Nährstoffversorgung diese Schäden mit hoher Wahrscheinlichkeit begünstigt. Den überhöhten H-Ioneneintrag als maßgebliche Ursache für die zu beobachtenden Wuchsanomalien und Gelbverfärbungen der Nadeln sowie für den damit im Zusammenhang stehenden Nadelabfall anzunehmen, fällt jedoch schwer, da, wie bereits ausgeführt, diese Erscheinungen auch auf kalkreichen Böden, wenn vielleicht auch in verminderter Intensität, auftreten.

Auch einige Wissenschaftler, wie z. B. Schütt [14] und Rehfuess [22] rücken zunehmend von der These ab, daß für das sogenannte Tannen- und Fichtensterben der überhöhte H-Ioneneintrag in den Boden Hauptursache sei. Bemerkenswert ist in diesem Zusammenhang, daß auch Vertreter der Administration, wie Hartkopf [14], inzwischen darauf hinweisen, daß, wenn Bäume völlig neue Krankheitssymptome aufweisen, man sie auch auf neue Phänomene zu beziehen hat, und daß die Experten, die sagen, es sei lediglich das SO_2 , „nur einen Glaubenssatz vor sich hertragen“. Dennoch ist es gerechtfertigt, auch dem H-Ioneneintrag weiterhin Aufmerksamkeit zuzuwenden, da jede Zufuhr luftfremder Stoffe zum Boden im Grunde unerwünscht ist.

c) TOXISCHE STOFFE IN WOLKEN BZW. IM NEBEL

Bereits im Kapitel 3 wurde darauf hingewiesen, daß die Schadensgebiete in besonderer Weise durch Wolken bzw. Nebel beeinflußt werden. Nach den inzwischen von der Landesanstalt für Immissionsschutz durchgeführten Analysen in dem an der Station Kälbelescheuer gewonnenen Nebelkondensat ist der vielfach phytotoxische Schwermetallgehalt extrem gering. Bemerkenswert hoch sind, wie bereits in Kapitel 4 ausgeführt, die Konzentration an Alkali- und Erdalkali-Ionen sowie die Anionenkonzentration. Die H-Ionenkonzentration bewegt sich in dem Rahmen, den man üblicherweise auch bei Regenniederschlägen erwarten kann.

Die in höheren Mengen vorliegenden Kationen und Anionen stellen zugleich lebenswichtige Nährstoffe für die Pflanze dar. Sie können daher für die Schadensauslösung keine unmittelbare Bedeutung besitzen. Anders ist es mit der H-Ionenkonzentration, die zwar nicht übermäßig hoch ist, bei der aber in den Höhenlagen der Mittelgebirge mit einer vergleichsweise langen Expositionszeit zu rechnen ist. Daher wird dieser Komponente im Zusammenhang mit anderen Luftverunreinigungen, wie unter d) im einzelnen diskutiert, durchaus eine Bedeutung für die Schadensauslösung beigemessen.

Als alleinige schadensverursachende Komponente ist die H-Ionenkonzentration sowohl im Regenniederschlag als auch im Nebel deshalb unwahrscheinlich, da, wie im Kapitel 5 im einzelnen ausgeführt, bei Besprühung mit künstlichem „saurer Regen“ die Flechte in völliger Umkehr zum Schadensbild im Bayerischen Wald und Schwarzwald mehr oder weniger stark geschädigt war, während die Fichte keinerlei Reaktionen aufwies.

d) SONSTIGE LUFTVERUNREINIGUNGEN

In diesem Abschnitt sollen die verbleibenden Möglichkeiten für Luftverunreinigungen als Ursache der im süddeutschen

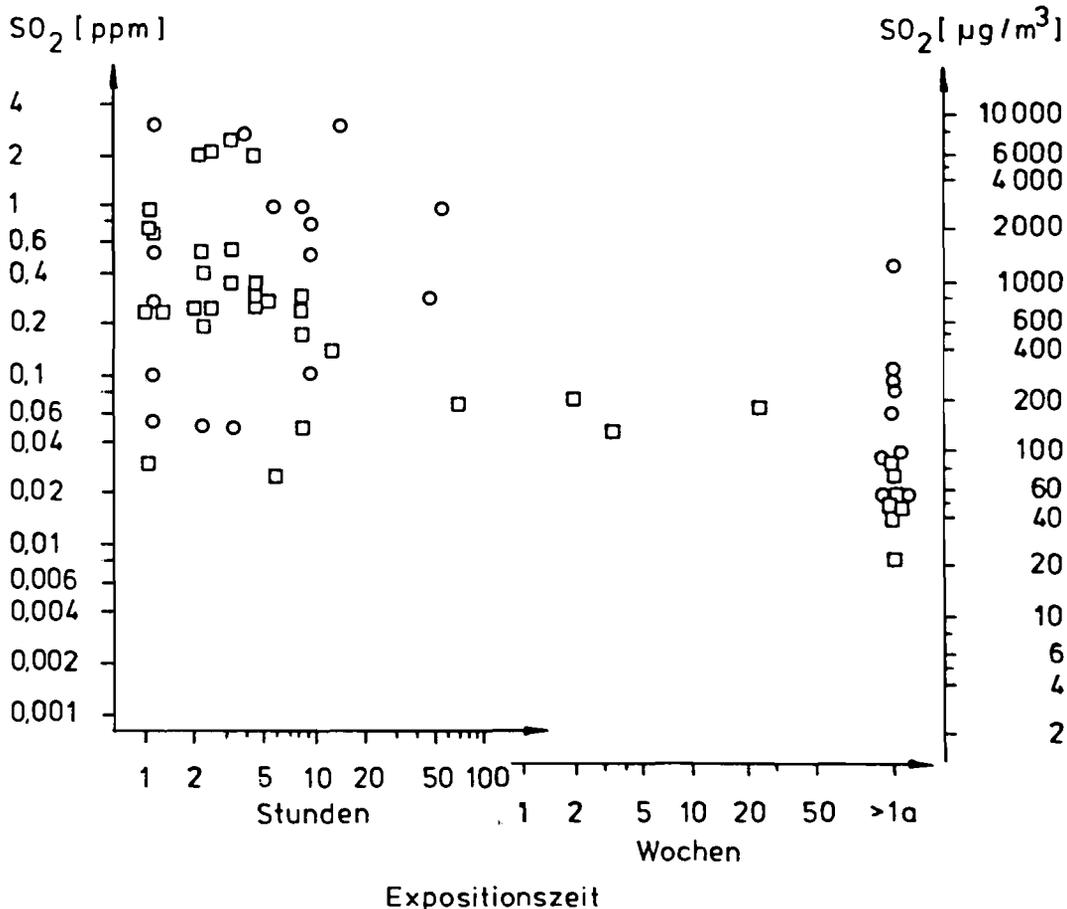


Abb. 6.2: Schwefeldioxidkonzentrationen (ppm bzw. $\mu\text{g}/\text{m}^3$) und Expositionszeiten aus Untersuchungen, bei denen an Pflanzen Schädigungen beobachtet werden können

Raum und neuerdings auch in Nordrhein-Westfalen beobachteten Waldschäden diskutiert werden. Diese Diskussion kann keineswegs als abgeschlossen gelten, da in der Kürze der Zeit nicht alle experimentellen Untersuchungen möglich waren, die zu einer abschließenden Prüfung erforderlich sind.

da) Aus Kapitel 4 geht hervor, daß Photooxidantien, insbesondere Ozon die Komponente ist, die in dem Trockenjahr 1976 überall in der Bundesrepublik, auch im süddeutschen Raum, verglichen mit den Belastungen vor und nach 1976 auffallend hohe Werte erreicht hat. Für Photooxidantien ist auch als wesentlichste Komponenten-Gruppe anzunehmen, daß die mittlere Belastung mit der Höhe zunimmt, so daß in Übereinstimmung mit nordamerikanischen Untersuchungen die Vegetation in Berglagen stärker gefährdet ist als in Tallagen. Auf diesen Umstand weist auch Arndt et al. [24] hin.

Naturgemäß ist es schwierig im nachhinein zu rekonstruieren, welche konkreten Ozonkonzentrationswerte während des Sommers 1976 in den geschädigten Waldgebieten im Bayerischen Wald und im Schwarzwald erreicht wurden, da Meßergebnisse hierzu nicht vorliegen. Vergleicht man jedoch die Konzentrationsangaben in Abb. 4.7 für die Jahre 1975 bis 1981 an den Stationen Mannheim-Süd und Mannheim-Mitte sowie Abb. 4.6 für die Station Karlsruhe-West für denselben Zeitraum mit Abb. 4.5 für den Zeitraum 1980 bis 1982 für die Stationen Schauinsland und Brotjackriegel so kann davon ausgegangen werden, daß zumindest an der Station Schauinsland Monatsmittelwerte von wenigstens $300 \mu\text{g O}_3/\text{m}^3$ aufgetreten sind, wobei die Spitzenwerte noch eindeutig höher gelegen haben dürften.

Wegen der besonderen Form der Ausbreitung von Photooxidantien, die nach nordamerikanischen Untersuchungen stark vom System der Berg-Tal-Winde beeinträchtigt wird, ist ferner zu berücksichtigen, daß die Messungen an der Bergstation Schauinsland nicht unbe-

dingt die Belastungen wiedergeben, die z. B. in den West- und Südwestmulden der darunterliegenden Hänge auftreten. Für den Meßtag 18. 9. 1982, an dem der in Abb. 4.2 wiedergegebene Konzentrationsverlauf an der Station Kälbelescheuer aufgenommen wurde, war zwar der an der Bergstation Schauinsland gemessene Konzentrationsverlauf fast bis auf das Mikrogramm je Kubikmeter identisch. Andererseits gibt es jedoch Situationen, bei denen offensichtlich die momentane Windrichtungsänderung an der Bergstation Schauinsland starke Konzentrationsänderungen hervorruft. In den Abb. 6.3 und 6.4 sind derartige Situationen wiedergegeben. Der Vergleich der Konzentrations- und Windrichtungskurven kann, obwohl ein endgültiger Beweis hierfür nicht vorliegt, ggf. so gedeutet werden, daß das eine Mal Ozon aus dem Oberrheingraben und das andere Mal aus dem Zartener Tal herauftransportiert wurde und damit zu einem Konzentrationsanstieg von bis zu $360 \mu\text{g O}_3/\text{m}^3$ entsprechend 180 ppb O_3 führte, während bei Windrichtungen um Süd bis Ost vergleichsweise ozonarme Frischluft aus dem inneren Teil des Schwarzwaldes herbeigeführt wurde.

Es ist naheliegend, zur phytotoxischen Bewertung dieser Ozonbelastung auf vorhandene Literatur zurückzugreifen, die im wesentlichen aus den Vereinigten Staaten stammt. Dabei ist es erforderlich, sowohl die in den USA festgestellte Symptomatik als auch die quantitativen Immissionswirkungsbeziehungen mit den Verhältnissen im süddeutschen Raum zu vergleichen.

Von ausgesprochenem Nachteil ist, daß für die im süddeutschen Raum wesentlichen Baumarten, nämlich Tanne (*Abies alba*) und Fichte (*Picea abies*), keine vergleichbaren Untersuchungsergebnisse aus den Vereinigten Staaten vorliegen, da diese Baumarten dort nicht vorkommen. Sowohl Schadsymptome als auch quantitative Immissionsbeziehungen sind in der amerikanischen

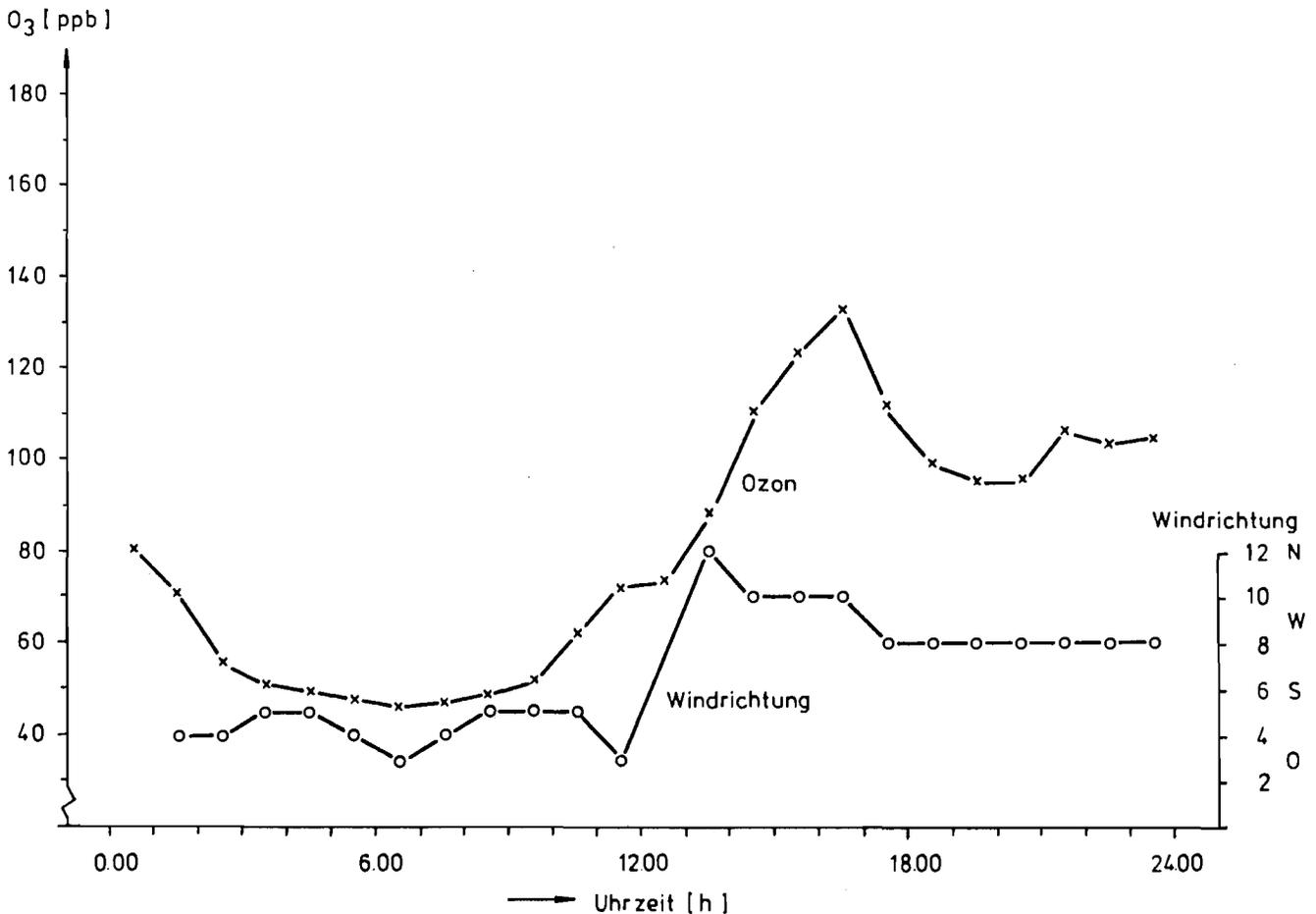


Abb. 6.3: Ozontagesgang Schauinsland am 9. 7. 1982

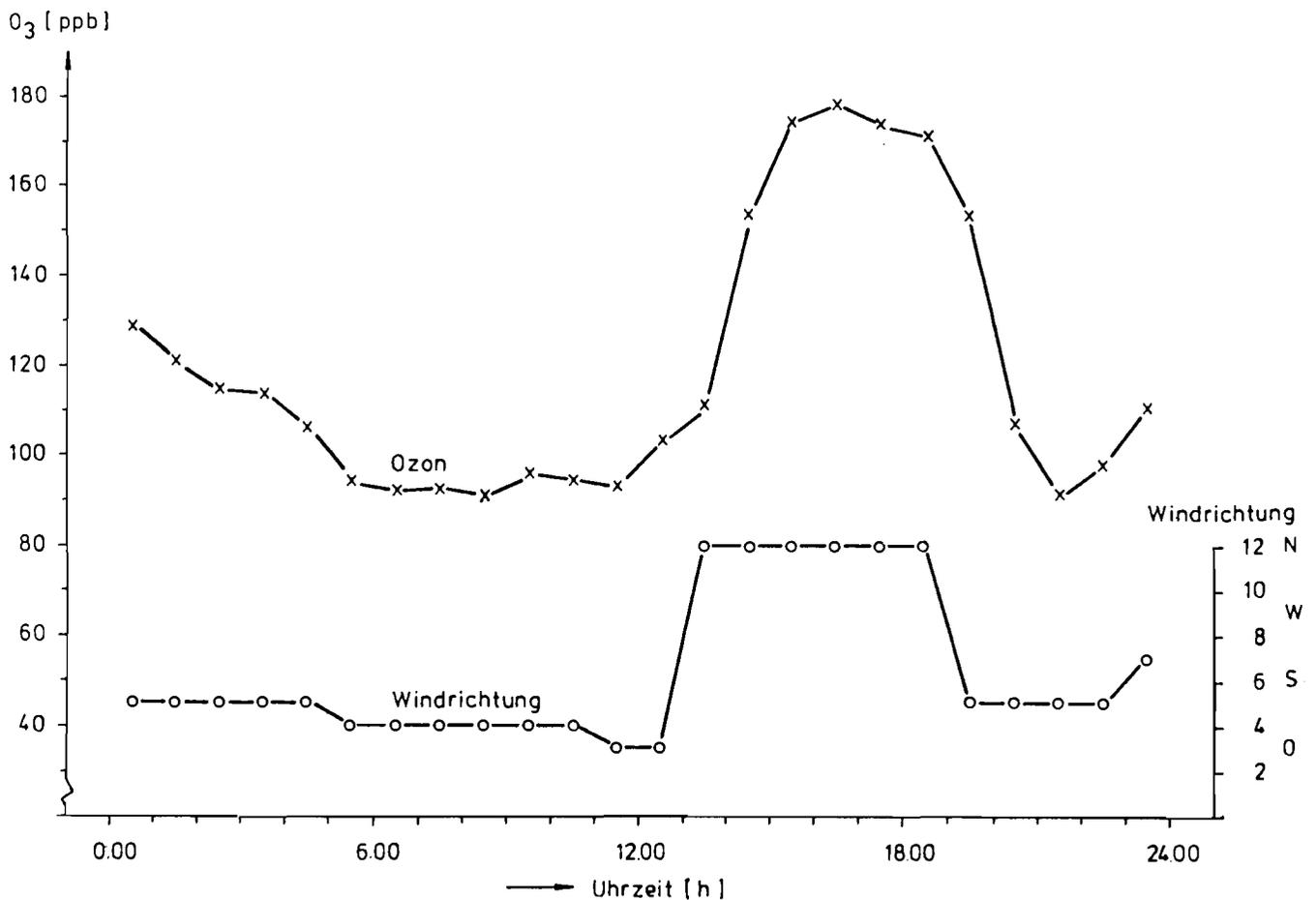


Abb. 6.4: Ozontagesgang Schauinsland am 24. 7. 1980

Literatur vor allem für landwirtschaftliche und gärtnerische Kulturen sowie für Laubholzarten und für verschiedene Kiefernarten angegeben.

Nach weitgehender Übereinstimmung der amerikanischen Literatur, z. B. zusammengefaßt in den Monographien [15, 16, 17], werden für Nadelgehölze zwei unterschiedliche Schadbilder beschrieben, die in der englischen Bezeichnung als „chlorotic mottle“ bzw. „tip burn“ bezeichnet werden. Im ersten Fall handelt es sich um eine chronische, d. h. langzeitige Einwirkung mit vergleichsweise niedriger Konzentration, bei der auf der Nadel zunächst gelbe Flecken entstehen, die von noch grünem Gewebe umgeben sind, bis schließlich die ganze Nadel sich gelb verfärbt. Das chronische Schadbild wird begleitet von einem reduzierten Längen- und Breitenwachstum, von Reduzierung von Zahl und Größe der Nadeln sowie im fortgeschrittenen Stadium vom Verlust aller Nadeln, mit Ausnahme der letztjährigen, so daß beim Beispiel der in den Vereinigten Staaten vorkommenden Kiefernarten der Baum lediglich noch grüne Nadeltuffs an den Spitzen der Zweige aufweist. Für die Erscheinungen im Bayerischen Wald und im Schwarzwald ist auch von Bedeutung, daß als Folge der Ozoneinwirkung Schädigungen des Feinwurzelsystems beobachtet wurden, sowie eine extreme Variation in der Empfindlichkeit von Bäumen gleicher Spezies am gleichen Standort.

Die Wirkung des Ozons hängt wesentlich von klimatischen Umweltfaktoren ab. So treten in den kalifornischen Berglagen der San Bernadinos die Schäden nicht in den Zonen höchster Ozonkonzentration, sondern oberhalb dieser Zonen mit niedrigerer Ozonkonzentration, dafür aber höherer Luftfeuchtigkeit auf. Der Einfluß einer erhöhten Luftfeuchtigkeit auf die Intensität der Ozoneinwirkung konnte auch experimentell nachgewiesen

werden. Eine besondere Bedeutung kommt auch dem Licht zu. So wird von Jacobson und Hill [18] geschildert, daß beim Tabak schattierte Blatteile, die z. B. durch ein darüberstehendes zweites Blatt abgedeckt werden, von Schäden frei bleiben, während die belichteten Tabakblätter die für Tabak typischen Nekrosen aufweisen.

Bei krautartigen Pflanzen und Laubholzarten äußern sich die chronischen Schäden hauptsächlich in einer Vergilbung der Blätter, die einer vorgezogenen Herbstfärbung ähneln, wobei diese Wirkung zum Teil mit der ozoninduzierten Freisetzung von Äthylen im Blattgewebe in Zusammenhang gebracht wird. Damit ist auch erklärlich, daß entsprechend dem Wuchsstoffcharakter des Äthylens die vergilbten Blätter bei normaler Ausbildung von Korkgewebe im Trennkambium des Blattstiels frühzeitig abfallen. Bei bestimmten Blattarten kann es als Folge einer niedrigen, aber langfristig einwirkenden Ozonkonzentration auch zu ausgedehnten roten Pigmentierungen kommen, die sich schließlich zu einer insgesamt roten oder purpurroten Verfärbung von Blättern entwickeln. Ferner besteht auch die Möglichkeit, daß die Rand- und Spitzenbereiche der Blätter vertrocknen und das Blatt insgesamt sich einrollt.

Ausgesprochene Nekrosen entwickeln sich sowohl bei Nadelgehölzen als auch bei krautartigen Pflanzen und Laubholzarten im wesentlichen nach akuter Einwirkung vergleichsweise hoher Ozonkonzentrationen. Naturgemäß sind diese Symptome dann weniger spezifisch und damit von der Einwirkung anderer Luftverunreinigungen schwieriger abhebbar als die Symptome chronischer Einwirkung.

Jacobson und Hill [18] weisen auch darauf hin, daß die jüngsten Blätter die höchste Resistenz aufweisen, während die gerade voll entwickelten Blätter am empfindlichsten sind, und die Empfindlichkeit mit zunehmendem Blattalter dann wieder abnimmt. Dies gilt sowohl für

Laubgehölze innerhalb einer Vegetationsperiode als auch für Nadelgehölze, bei denen nach diesen Autoren die vorjährigen Nadeln im allgemeinen bedeutend stärker geschädigt sind als die diesjährigen Nadeln. Bei den älteren Nadeln beginnen wiederum die Vergilbungen zunächst an der Nadelspitze und schreiten dann bis zur Nadelbasis fort.

In anderen Literaturstellen wird allerdings auch in Übereinstimmung mit dem in Kapitel 5 beschriebenen Begasungsversuch darauf hingewiesen, daß die diesjährigen Nadeln die stärksten Schadsymptome aufweisen. Die Diskrepanz dürfte darauf zurückzuführen sein, daß bei mehrjähriger Ozoneinwirkung unter natürlichen Verhältnissen in den Nadeln eine Wirkungsakkumulation erfolgt und zudem die wesentlichen Ozonkonzentrationspitzen bereits in den Monaten April bis Juni auftraten, d. h. in

einer Phase relativer Unempfindlichkeit der diesjährigen Nadeln, während in einem Begasungsversuch etwa im Herbst des Jahres naturgemäß die letztjährigen Nadeln mit der dann höchsten Empfindlichkeit am stärksten betroffen sind.

Während das in der Literatur beschriebene Symptombild durchaus Ähnlichkeiten mit den im Bayerischen Wald und im Schwarzwald beobachteten Schäden aufweist, fällt jedoch auf, daß sowohl im Bayerischen Wald als auch im Schwarzwald die Krautflora und auch, von den beschriebenen Ausnahmen abgesehen, die Blätter von Laubgehölzen weitgehend symptomfrei waren. Dies ist deshalb bedeutsam, da unter anderem nach Smith [19] aus den Ergebnissen von Begasungsversuchen auch unsere einheimische Tanne und Fichte resistenter sind als eine Vielzahl auch in den Schadensgebieten vorkom-

Tabelle 6.1: Wirkung von Ozon auf Pflanzen

Species	Location	Concentration		Time hr	Effects	Reference
		$\mu\text{g}/\text{m}^3$	ppm			
Lemon (<i>Citrus limon</i> , Burm.)	California	>196	>0.10	Many hours over growing season	32% yield reduction 52% yield reduction	THOMPSON and TAYLOR (1969)
Orange (<i>Citrus sinensis</i> , Osbeck)	California	>196	>0.10	148 hrs monthly ave. (March – Oct.); 254 hr monthly ave. (July – Sept.)	54% yield reduction over several years.	THOMPSON et al. (1969)
Grape, Zinfandel (<i>Vitis vinifera</i> , L.)	California	≥ 490	≥ 0.25	Occurred often during 4 month (May – Sept.) growing season	12% reduction in yield the first year and 61% the second year. Decrease in sugar content.	THOMPSON and KATS (1970)
Corn, sweet (<i>Zea mays</i> , L.)	California	392 to 686	0.20 to 0.35	Hourly max. for 3 – 4 days prior to injury	67% injury in 10 susceptible cultivars (5 cultivars were unmarketable) 18% injury in 13 intermediates 1% injury in 11 resistant cultivars	CAMERON et al. (1970)
Tobacco (<i>Nicotiana tabacum</i> , L.)						
Bel-W3 ^a	Maryland	59 to 431	0.03 to 0.22	700 hr	Severe leaf injury	MENSER et al. (1964)
Bel-B ^a	Maryland	59 to 431	0.03 to 0.22	700 hr	70% reduction in growth	
White Gold	Ontario	Dose (conc. x time) of 0.10 to 0.15 ppm-hr			Dose threshold for most sensitive plants (minimal field response)	MACDOWALL et al. (1964)
Bel-W3	Ohio	Dose of 0.20 ppm-hr (0.2 ppm for 10 hr)			Gave 50% chance of response	
Pine, Eastern white (<i>Pinus strobus</i> , L.)	Ontario	39 to 59	0.02 to 0.03	6 to 8 hr	Gave minimal injury response to sensitive-monitoring tobacco	HECK and DUNNING (1967)
Pine, Eastern white (<i>Pinus strobus</i> , L.)	Ontario	>59	>0.03	10 to 15	Chlorotic fleck of new needles	HECK (1973)
Pine, ponderosa (<i>Pinus ponderosa</i> , Laws)	California	>294	>0.15	2 hr/day for 2 months	Chlorotic decline, primarily older needles	MILLER et al. (1969)
Bean, white (<i>Phaseolus coccineus</i> var. <i>albus</i> , Bailey)	Ontario	>157	>0.08	9 hrs	Bronze colored necrotic stipple, premature abscission	WEAVER and JACKSON (1968)

Tabelle 6.1: Fortsetzung

Species	Type of exposure	Concentration		Duration	Effects	Reference
		$\mu\text{g}/\text{m}^3$	ppm			
Duckweed (<i>Lemna minor</i> , L.)	Laboratory	196	0.10	5 hr/day, 14 days	No flowering during exposure; <u>36%</u> reduction in flowering <u>1 week</u> after exposure completed. Fronnd doubling rate <u>7 days</u> in ozone treatment vs. <u>3 days</u> in control; after exposure recovered to every <u>4 days</u> . Found some injury	FEDER (1969)
Carnation (<i>Dianthus caryophyllus</i> , L.)	Laboratory	98 to 176	0.05 to 0.09	24 hr/day, 90 days	<u>50%</u> reduction in flowering, reduced vegetative growth	FEDER (1970)
Geranium (<i>Geranium</i> sp.)	Laboratory	372	0.19	9.5 hr/day, 90 days	<u>50%</u> reduction in flowering, flowers have shorter lasting time, reduced vegetative growth	FEDER (1970)
Bean, pinto (<i>Phaseolus vulgaris</i> , L.)	Laboratory	255	0.13	8 hr/day, 28 days	<u>79, 73 and 70%</u> reductions in top and root fresh weight and in plant height	MANNING et al. (1971)
	Laboratory	98	0.05	24 hrs/day, 3 to 5 days	<u>50%</u> leaf senescence (chlorosis)	ENGLE and GABLEMAN (1967)
		98	0.05	24 hrs/day, 5 days	A <u>fivefold</u> increase in lateral bud elongation	
	Laboratory	294	0.15	2 hr/day, 63 days	<u>33%</u> lower plant dry wt., 46% lower pod wt.	HOFFMANN et al. (1973)
490		0.25	2 hr/day, 63 days	<u>95%</u> lower plant dry wt., 99% pod fresh wt.		
686		0.35	2 hr/day, 63 days	<u>97%</u> lower plant dry wt., 100% pod fresh wt.		
Bean, pinto (<i>Phaseolus vulgaris</i> , L.) (continued)	Laboratory	294	0.15	2 hr/day, 14 days	<u>8%</u> Results are presented as % reductions of <u>8%</u> dry wt. of leaves	MAAS et al. (1973)
		294	0.15	3 hr/day, 14 days	<u>23%</u>	
		294	0.15	4 hr/day, 14 days	<u>49%</u>	
		294	0.15	6 hr/day, 14 days	<u>7%</u>	
		441	0.23	1 hr/day, 14 days	<u>44%</u>	
		441	0.23	2 hr/day, 14 days	<u>61%</u>	
		441	0.23	3 hr/day, 14 days	<u>68%</u>	
		441	0.23	4 hr/day, 14 days	<u>11</u> (9) (% injury on 5 leaves)	
		588	0.30	0,5 hr/day, 14 days	<u>40</u> (46)	
		588	0.30	1 hr/day, 14 days	<u>70</u>	
588	0.30	2 hr/day, 14 days	<u>76</u> (78)			
Soybean (<i>Glycine max.</i> Merr.)	Laboratory	98	0.05	8 hr/day, 5 days/week, 3 weeks	No effect	HECK (1973)
		196	0.10	same time period	<u>24%</u> reduction in root fresh weight; <u>21%</u> reduction in top fresh weight	
	Field ^a	98	0.05	6 hr/day, 133 days	<u>3%</u> reduction in seed yield; <u>22%</u> reduction in plant fresh wt.; 19% injury	
196	0.10	6 hr/day, 133 days	<u>55, 65, 37%</u> values for the above parameters			
Peanut (<i>Arachis hypogaea</i> , L.)	Laboratory	39 to 59	0.02 to 0.03	24 to 48 hr or longer	Trace of injury – no yield parameters	APPLEGATE and DURRANT (1969)
Corn, sweet (<i>Zea mays</i> , L.)	Field ^a	98	0.05	6 hr/day, 64 days	<u>9%</u> reduction in kernel dry, wt. <u>14%</u> injury; <u>12%</u> reduction in <u>4</u> yield parameters	HEAGLE et al. (1972)
		196	0.10	6 hr/day, 64 days	<u>45, 25, 35%</u> values for the above parameters	
	Laboratory	118 235	0.06 0.12	5.5 hr/day, 60 days 5.5 hr/day, 60 days	Inhibited germination 40% Inhibited germination 90%	MUMFORD et al. (1972)

Tabelle 6.1: Fortsetzung

Species	Type of exposure	Concentration		Duration	Effects	Reference
		$\mu\text{g}/\text{m}^3$	ppm			
Radish (<i>Raphanus sativus</i> , L.)	Laboratory	98	0.05	8 hr/day, 5 days/week 5 weeks	54% reduction in root fresh wt.; 31% reduction in plant fresh wt.; 20% reduction in leaf fresh wt.	TINGEY et al. (1971)
Pine, white (<i>Pinus strobus</i> , L.)	Laboratory	196	0.10	4 hr/day, 5 days/week, 4 weeks	3% needle mottle – evidence that injury occurred over 2–3 days exposure period	DOCHINGER and SELISKAR (1970)
Pine, ponderosa (<i>Pinus ponderosa</i> , Laws)	Laboratory	294	0.15	9 hr/day, 30 days	10% reduction in photosynthesis	THOMPSON et al. (1969)
		588	0.30	9 hr/day, 30 days	70% reduction in photosynthesis	
		882	0.45	9 hr/day, 30 days	85% reduction in photosynthesis	
		294	0.15	9 hr/day, 10 days	4% reduction in photosynthesis	
		294	0.15	9 hr/day, 20 days	25% reduction in photosynthesis	
		294	0.15	9 hr/day, 30 days	25% reduction in photosynthesis	
		294	0.15	9 hr/day, 60 days	34% reduction in photosynthesis	
		588	0.30	9 hr/day, 10 days	12% reduction in photosynthesis	
		588	0.30	9 hr/day, 20 days	50% reduction in photosynthesis	
		588	0.30	9 hr/day, 30 days	73% reduction in photosynthesis	

mender Laubholzarten. Die in den Schadensgebieten beobachteten Schadunterschiede könnten daher höchstens so gedeutet werden, daß wegen der mehrjährigen Wirkungsakkumulation Nadelgehölze im allgemeinen stärker geschädigt sind als die sich in jedem Jahr neu generierenden Laubgehölze. Andererseits ist mit dieser Beobachtung nicht in Einklang zu bringen, daß im mittleren und unteren Kronenteil auch bei Tanne und Fichte durchaus auch letztjährige Nadeln vergilben und sogar absterben können. Ferner ist nicht plausibel, daß die gravierenden Schäden an den Fichten erst seit etwa 2 Jahren begonnen haben, obwohl nach den Ausführungen in Kapitel 4 eine nennenswerte, auch nur annähernd mit 1976 vergleichbare Ozonbelastung in diesem zurückliegenden zweijährigen Zeitraum nicht mehr aufgetreten ist. Mit anderen Worten müßte es sich bei den jetzt auftretenden Schäden ggf. um andere Ursachen handeln als bei den 1976 aufgetretenen Schäden, wobei diese Aussage aus eigener Erkenntnis nicht geprüft werden kann, da wohl die Symptome der Schäden im Spätsommer 1982 bis Frühwinter 1982, nicht aber die Symptome der 1976 aufgetretenen Schäden im Bayerischen Wald und Schwarzwald bekannt sind.

Zur quantitativen Abschätzung der Gefährdung von Pflanzen infolge der Einwirkung von Ozonimmissionen wird zunächst auf die [10] entnommene Tabelle 6.1 verwiesen. Dieser Tabelle ist z. B. zu entnehmen, daß nach Begasungsversuchen eine Ozonkonzentration von etwa $300 \mu\text{g}$, eingewirkt in 2 Stunden je Tag über 2 Monate, vor allem bei älteren Nadeln von Kiefern Vergilbungerscheinungen hervorrufen kann. Dies sind Werte, die zumindest im Jahr 1976 vermutlich in ungünstigen Lagen des Schwarzwaldes erreicht worden sind. Nach epidemiologischen Untersuchungen in den bereits erwähnten Bergen der San Bernadinos traten schwere chlorotische Schädigungen der Kiefernadeln bei einer aufsummierten Oxidantiendosis von $2,75 \cdot 10^5 \mu\text{g}/\text{m}^3 \times \text{Stunden}$ auf, wobei von den Einzelkonzentrationswerten jeweils $59 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Hintergrundkonzentration abgezogen wurde. Deutliche Schäden traten aber auch noch bei Halbierung bzw. Viertelung dieses Wertes, d. h. bei $0,7 \cdot 10^5 \mu\text{g}/\text{m}^3 \times \text{Stunden}$ auf. Diese akkumulierte Dosis bezieht sich auf den Zeitraum Juni bis einschließlich August.

Bei dem in Kapitel 5 beschriebenen Begasungsversuch mit Ozon, lag die entsprechend aufsummierte Schwelendosis, die zu eindeutigen Schädigungen an Fichtennadeln führte, bei kleiner/gleich $2,0 \cdot 10^5 \mu\text{g}/\text{m}^3 \times \text{Stunden}$. Dieses Ergebnis stimmte recht gut mit den amerikanischen Beobachtungen für Kiefern überein.

Nimmt man die in Abbildung 4.5 dargestellte Ozon-Belastung an der Station Schauinsland für das Jahr 1980, so erhält man für denselben Zeitraum eine akkumulierte Dosis von etwa $1,7 \cdot 10^5 \mu\text{g}/\text{m}^3 \times \text{Stunden}$. Bemerkenswert ist vor allem an dieser Belastungsdarstellung, daß entgegen weitläufiger Meinung auch im Winter eine nennenswerte, eindeutig über die Hintergrundkonzentration hinausgehende Ozonbelastung vorliegt. Vor allem beginnt der Konzentrationsanstieg sehr frühzeitig, d. h. bereits im Februar/März des Jahres. Leider liegen für die geschädigten Waldgebiete im Bayerischen Wald keine entsprechenden Meßergebnisse vor. Es ist vor allem nicht auszuschließen, daß auch mit kleinräumigen Unterschieden die Ozonbelastung in den geschädigten Waldbeständen höher ist als an der, dem Inneren Bayerischen Wald vorgelagerten Bergstation Brotjacklriegel. Gleichwohl dürfte unbestreitbar sein, daß die Immissionsbelastung durch Ozon im Verhältnis zu früheren Jahren ein deutliches Gefährdungspotential für die Waldgebiete in den Höhenlagen der Mittelgebirge darstellt. Dieser Belastung und ggf. auch der weiteren Zunahme dieser Belastung sollte daher die höchste Aufmerksamkeit zugewendet werden.

Dennoch sind nicht alle bisherigen Beobachtungen widerspruchlos der Annahme zuzuordnen, daß die seit 1976 beobachteten Schäden an der Tanne und Fichte ausschließlich durch diese Luftverunreinigung verursacht sind. Vor allem ist nicht plausibel, aus welchem Grunde plötzlich die Schäden an der Fichte mit im Grunde gleicher Symptomatik wie im Bayerischen Wald und im Schwarzwald schlagartig im Lande Nordrhein-Westfalen auftreten. Vergleicht man allerdings die von Deimel [20] an den Stationen Eifelwall und Godorf für die Monate Mai bis September 1976 ermittelten 95-Perzentile der Ozonkonzentration mit den, an den Stationen Dormagen und Rodenkirchen 1982 von der LIS [21] gemessenen Werten entsprechend Tabelle 6.2, so ist festzustellen, daß zumindest in der Köln-Bonner-Bucht auch in diesem Jahr die Ozonbelastung vergleichsweise hoch war.

Dennoch bleibt die Tatsache bestehen, daß im Unterschied zum süddeutschen Raum und in nicht plausibler Übereinstimmung mit der zeitlich variierenden Ozonbelastung in den verschiedenen Jahren die im Lande Nordrhein-Westfalen auftretenden Schäden völlig neuartig sind. Hieraus ist der Schluß zu ziehen, daß entweder die Ozonbelastung einen wesentlichen Kofaktor für eine andere, hier im Lande Nordrhein-Westfalen neu aufgetretene Noxe dargestellt, oder daß die Ozonbelastung lediglich als Indikator für eine meteorologische Situation

1976	Eifelwall	Godorf
Mai	120	115
Juni	160	130
Juli	180	160
August	110	110
September	60	60
1982	Dormagen	Rodenkirchen
Mai	130	140
Juni	110	130
Juli	170	160
August	90	80
September	120	120

Tabelle 6.2: 95-Perzentile der O₃-Konzentrationen für die Jahre 1976 und 1982 in µg/m³

zu werten ist, die ihrerseits andere Ursachen der Schadensentstehung fördert oder die Pflanze in besonderer Weise für andere Schadensursachen prädisponiert.

db) Schwebstoffe

Die Versuche mit den Schwebstofffiltern sind noch nicht soweit abgeschlossen, daß sie eine eindeutige Aussage ermöglichen. Dennoch bleibt zunächst trotz der massiven Anreicherung der Schwebstoffe im Filter die Tatsache bemerkenswert, daß der Filterstaub überhaupt, und zwar in klarer quantitativer Abstufung zur Probenahmezeit, phytotoxische Wirkungen zeigt. Da diese Wirkung sich primär in einer Verätzung und zunächst höchstens andeutungsweise in einer Vergilbung auswirkt, kann nicht unbedingt angenommen werden, daß die Inhaltsstoffe in den Schwebstoffen die quittegelbe Verfärbung der Nadeln verursacht haben, noch können diese Inhaltsstoffe ebenso einen Kofaktor darstellen, von dem man nicht weiß, ob er in früheren Zeiten bereits vorhanden war.

Da die chemische Analyse und die allgemeine chemische Charakterisierung, wie pH-Wert und Redoxpotential, keine wesentlichen Erkenntnisse erbracht haben, und da nach dem inzwischen durchgeführten Plasmolysetest die Verätzung offensichtlich auch nicht in einfacher Weise auf eine überhöhte Salzkonzentration zurückzuführen ist, wird es nunmehr erforderlich sein, auf verschiedenen Wegen, d. h. über verschiedene Lösungsmittel, oder auf thermischem Wege einzelne Fraktionen zu erhalten, die dann biologisch auf ihre Wirksamkeit durchgetestet werden müssen.

dc) Kfz-Abgase

Es ist nach Wissen der Landesanstalt für Immissionsschutz zum ersten Mal festgestellt worden, daß nach Auffangen von Kraftfahrzeugabgasen aus dem Straßentunnel in wäßriger Vorlage man Stoffe enthält, die in eindeutiger Weise wuchshemmend wirken. Die Landesanstalt für Immissionsschutz hat diese Versuche durchgeführt, da seit Frühsommer 1982 der Eindruck besteht, daß auch in Autobahnnähe stärkere Schäden an der Bepflanzung auftraten. Diese Schäden betrafen im wesentlichen hervorragende Zweige, an denen die Blätter mittleren Alters in auffallender Weise vergilbten. Diese Erscheinung trat ein, bevor die Trockenheit im Frühsommer sich vermutlich auswirken konnte. Die Schäden waren auch an Böschungen festzustellen, die mit Sicherheit dem Einfluß von Streusalz nicht ausgesetzt waren.

Die Landesanstalt für Immissionsschutz glaubt, daß es wichtig ist, auch diesen Weg experimentell weiter zu verfolgen. Sie wird dies zum frühestmöglichen Zeitpunkt tun. Andererseits ist schwierig zu erklären, daß Kraftfahr-

zeugabgase ohne chemische Umsetzung in der Atmosphäre sich in höheren Luftschichten anreichern und damit in den Höhenlagen der Mittelgebirge zu den beobachteten Pflanzenschäden führen. Es müßte sich somit um Stoffe handeln, die einem ähnlichen Umsetzungs- und Bildungsmechanismus wie Photooxidantien unterliegen. Selbst dann wäre aber noch zu klären, aus welchem Grunde die beobachteten Waldschäden mit erheblicher zeitlicher Verzögerung, verglichen mit dem süddeutschen Raum, hier im Lande Nordrhein-Westfalen aufgetreten sind.

dd) Kombinationswirkung

Ein wesentlicher Schlüssel für die Deutung der Waldschäden dürfte in Übereinstimmung mit den Beobachtungen von Rehfuess [22] und Evers [23] der verminderte Calcium- und vor allem Magnesiumgehalt in den geschädigten Nadeln sein. Nach sehr vorläufigen Ergebnissen kann davon ausgegangen werden, daß bei Vergleich von vergilbten und nekrotisierten Tabakblättern aus dem zweiten Expositionsversuch an der Station Kälbelescheuer mit den während derselben Zeit exponierten grünen, unbeschädigten Blättern der Station Hatt im Münstertal in 500m Höhe bei trockener Deposition von Schadstoffen Magnesiumverlust in den geschädigten Blättern nicht festzustellen war. Daher wird vermutet, daß nicht primär Ozon den Magnesiummangel verursacht.

Nach Rehfuess ist das gestörte Feinwurzelwachstum ebenfalls hierfür nicht verantwortlich zu machen, da, wie auch die Ergebnisse von Evers [23] zeigen, die Stickstoff- und Phosphorversorgung auch in geschädigten Nadeln optimal ist. Ein maßgeblicher Bodeneinfluß wird ebenfalls ausgeschlossen, da diese Erscheinungen auch auf gut calciumversorgten Böden zu beobachten waren. In diesem Zusammenhang muß ohnehin noch einmal darauf aufmerksam gemacht werden, daß im Eggegebirge die geschädigten Fichten zwar hauptsächlich auf basenarmen Böden mit Neokom-Gesteinsuntergrund anzutreffen sind, da diese Teile des Eggegebirges vor allem mit Fichten bestockt sind, andererseits aber dieselben Schäden auch bei den bedeutend kleineren, hauptsächlich in Buchenwäldern eingestreute Fichtenbestände auf Plänerkalk vorkommen. Daher wird der in Kapitel 5 beschriebenen Beobachtung, daß Ozon die Auslaugung der für die Pflanze lebenswichtigen Nährstoffe Calcium und vor allem Magnesium offensichtlich fördert, eine ganz besondere Bedeutung beigemessen.

Es wird erforderlich sein, eine Vielzahl von Fragen noch zu untersuchen, die zunächst nur hypothetisch beantwortet werden können. So stellt sich zum Beispiel die Frage, wie das in Abb. 5.4 erkennbare Minimum der Magnesiumversorgung bei mittelalten Nadeln aus dem Schwarzwald zu erklären ist. Denkbare, aber nicht erwiesene ist, daß dieser Zusammenhang entsprechend Abb. 6.5 als Resultante aus altersspezifischer Resistenz und Dauer der Exposition zu deuten ist. Unterstellt man, daß im Eggegebirge die wirkungsbestimmende Exposition erst in diesem Jahr eingetreten ist, so müßte der Magnesiummangel infolge der hier allein wirksam werdenden altersspezifischen Resistenz zu den jüngeren Nadeln hin zunehmen. Dies ist jedoch entsprechend Abb. 5.6 nicht in dieser eindeutigen Weise der Fall.

Es wird vermutet, daß Ozon die Doppelbildungen im Wachs der Kutikula (oberste, bei Koniferen stets wachstartig ausgeprägte Hülle des Blattes) aufgrund seiner hohen oxidativen Wirkung angreift und diese Schicht spröde wird, so daß der natürliche Prozeß „der Reißbildung“, wie er durch die Alterung ebenfalls bekannt ist, indem nämlich mit zunehmendem Nadelalter die Wachspartikel der Kutikula degenerieren, beschleunigt wird. Kommen diese durch Ozon vorgeschädigten Nadeln jetzt mit Nebel oder Niederschlägen zusammen, die einen relativ niedrigen pH-Wert haben, so ergibt sich zwischen dem Nadelinneren (Interzellularräumen) und dem Nadeläußeren (Kutikula) ein Ionengefälle, wobei das chemische System bestrebt ist, einen Gleichgewichts-

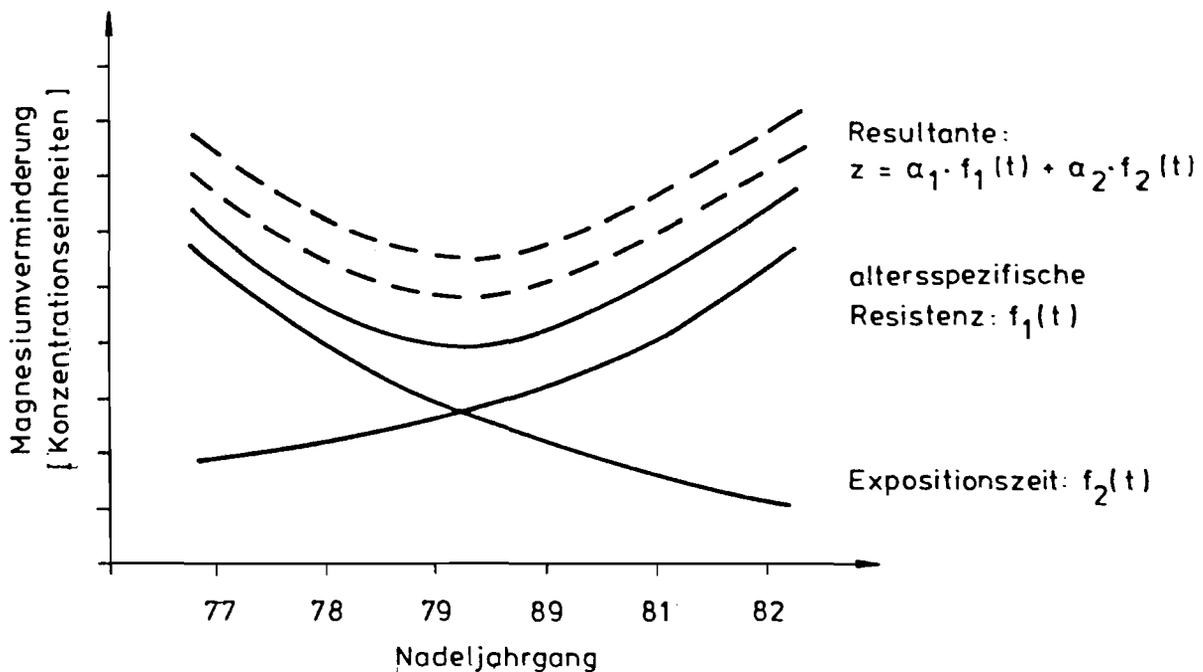


Abb. 6.5: Hypothetische Erklärung der unterschiedlichen Magnesiumgehalte in den Nadeln von Fichten

zustand zu schaffen. Dies bedeutet, daß Kationen, also beispielsweise Magnesium, aus den interzellulären Schichten nach Außen auf die Kutikula transportiert und mit dem Interzeptionswasser der Pflanze entzogen werden, so daß ein Magnesiummangel entstehen kann. Zur Abklärung dieser Annahme sind weitere Untersuchungen noch erforderlich. Es ist ferner denkbar, daß die Schädigung der Wachspartikel in der Kutikula durch Wärme und Sonneneinstrahlung, vielleicht auch durch den UV-Anteil im Sonnenlicht, besonders gefördert wird. Dies würde gegebenenfalls den Einfluß der Lichtexposition auf die Schadensausbildung erklären. Entsprechende Versuche mit Hilfe rasterelektronenmikroskopischer Untersuchungstechniken sind geplant.

Zu klären ist auch die Frage, aus welchem Grunde die Kronenspitze in auffallender Weise weniger geschädigt ist als die tieferen Kronenteile. Die Antwort hierauf könnten vielleicht ernährungsphysiologische Betrachtungen geben, nach denen mit hoher Wahrscheinlichkeit mobile Nährstoffe, zu denen auch Magnesium zählt, von den

älteren, weniger aktiven Pflanzenteilen abgezogen und in die neueren, stärker aktiven transportiert werden.

Da nach amerikanischen Untersuchungen [16, 17, 18] Ozon auch die Feinwurzeln schädigen kann, kommt es unter Umständen zu einer zweifachen Beeinträchtigung des Magnesiumhaushaltes unter Ozoneinfluß. Diese Frage bedarf jedoch ebenfalls unbedingt einer weiteren experimentellen Abklärung.

Die Landesanstalt für Immissionsschutz wird zur weiteren Verfolgung dieses Weges zu einem frühestmöglichen Zeitpunkt entsprechende Untersuchungen einleiten. Auch hier gilt jedoch insgesamt die im Abschnitt 1 getroffene Feststellung, daß eine vollständige Ursachenaufklärung erst dann als abgeschlossen gelten kann, wenn es gelingt, das Schadbild im Laborversuch mit allen wesentlichen Bedingungen zu reproduzieren. Rein phänomenologische Feststellungen können zwar wesentliche Impulse für die Verfolgung wichtiger Untersuchungswege geben, stellen jedoch im strengen wissenschaftlichen Sinne noch keinen Beweis dar.

7. Zusammenfassung

Seit Mitte der siebziger Jahre treten zunächst in Süddeutschland gravierende Schäden an Tannen und seit etwa 1980 ebenfalls an Fichten auf. Seit Herbst diesen Jahres sind Schäden mit ähnlichem Symptombild auch an Fichtenbeständen im Lande Nordrhein-Westfalen festzustellen. Obwohl von der Mehrzahl der Forstexperten Luftverunreinigungen als Ursache dieser Schäden angenommen werden, konnten eindeutige Beweise für diese Hypothese bisher nicht erbracht werden. Auch der Bericht des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten und des Länderausschusses für Immissionsschutz, der im Auftrage der Umweltschutzministerkonferenz zur Frage der forstlichen Schäden durch Luftverunreinigungen erstellt worden ist, kommt hinsichtlich der Ursachen dieser Schäden nicht zu einem eindeutigen Ergebnis.

Die Landesanstalt für Immissionsschutz hat daher seit September 1982 eigene intensive Untersuchungen zur Aufklärung der Schadensursachen in Angriff genommen. Dabei war entsprechend sorgfältiger Untersuchungen im süddeut-

schen Raum sowie eigener Beobachtungen hinsichtlich Art und Verbreitung des Schadbildes von folgenden Fakten auszugehen:

- Die seit Mitte der 70er Jahre zu beobachtenden Waldschäden mit spezifischer Schadenssymptomatik finden sich in der Bundesrepublik vor allem südlich der Mainlinie. Seit Herbst 1982 sind entsprechende Schäden auch im Land Nordrhein-Westfalen zu beobachten, seit Anfang Dezember auch in der Schweiz im Raum Zürich.
- Betroffen sind vor allem die Baumarten Tanne, Fichte, neuerdings auch Douglasie und Kiefer sowie mit vielleicht gleicher Ursache auch Buche, Ahorn, Erle und Eberesche.
- Die Schäden treten in den Hauptschadensgebieten Bayerns und Baden-Württembergs ab 800 m über NN vorwiegend an den west- und südwestexponierten Hängen auf. Eine Tendenz zur weiteren Ausbreitung der Schadensgebiete in Richtung der Verebnungen in den Höhenlagen des Schwarzwaldes als auch in beiden Gebirgszügen

in Richtung niedriger Lagen sowie in Richtung Kammlagen mit den dahinter befindlichen ost- bzw. nordostexponierten Hängen ist unverkennbar.

- Es zeigt sich eine komplexe kleinräumige Differenzierung der Schadensausprägung, wobei Randbäume an Wegen und Lichtungen sowie vorwüchsige Bäume im Bestandesinneren besonders betroffen sind. Das Krankheitsbild läßt sich an Fichte und Tanne aller Altersklassen bis hin in die Jugendstadien feststellen.
- Bei den betroffenen Baumarten Tanne, Fichte und Buche fällt vor allem die quittegelbe Verfärbung der Assimilationsorgane ins Auge, die bei den Nadelbäumen später in Verbräunung übergeht und zum vorzeitigen Nadelabfall führt. Bei der Buche werden mitunter neben den gelben Blättern auch grüne Blätter vorzeitig abgeworfen.
- Bei Tanne, Fichte und Buche sind die Vergilbungen der Nadeln bzw. Blätter mit „Luft-“ und „Lichtexposition“ in Zusammenhang zu bringen.
- Nach Literaturbefunden ist ebenfalls das Feinwurzelsystem der Bäume betroffen sowie eine Veränderung der Mykorrhiza zu beobachten.
- Die beobachteten Schadsymptome sind mit den durch SO_2 , HF, HCl, NO_2 , Ozon oder Schwermetalle (Zn, Pb, Cd) verursachten Schadsymptomen nicht vergleichbar.
- Die geschädigten Waldbestände weisen ein besonders üppiges Flechtenwachstum auf. Dies steht in völligem Gegensatz zu den bisherigen Beobachtungen, daß gerade Flechten in extrem empfindlicher Weise auf Luftverunreinigungen, wie Schwefeldioxid, Fluorwasserstoff und Schwermetall, reagieren.

Auf der Grundlage dieser anamnesticen Analyse muß, sofern die Ursache an den Luftverunreinigungen liegt, der maßgebliche Schadstoff folgenden Bedingungen genügen:

- Der Schadstoff muß sich in den letzten Jahren, vor allem seit 1976, aufgrund veränderten Emissionsverhaltens oder aufgrund klimatischer Einflußgrößen in seinem Angebot wesentlich erhöht haben.
- Er muß aufgrund emissionsseitiger und meteorologischer Bedingungen insbesondere in Süddeutschland anzutreffen sein, und zwar vorwiegend auf der Westseite der hier vorhandenen Gebirgszüge. Mit Bezug auf die in neuester Zeit aufgetretenen Schäden im Lande Nordrhein-Westfalen mit ähnlichem Erscheinungsbild wie bei den Schäden in Süddeutschland muß diese Bedingung in NRW seit 1982 erfüllt sein.
- Der Schadstoff muß sich mit zunehmender Höhe in der Atmosphäre anreichern.
- Der Schadstoff muß mit dem spezifischen Schadbild in Einklang zu bringen sein, wobei der Beweis dann als endgültig und gelungen angesehen werden kann, wenn es gelingt, das in der Natur beobachtete Schadbild im Labor zu reproduzieren.

Die genannten Bedingungen sind am ehesten für die Gruppe der Photooxidantien mit Ozon als Leitsubstanz erfüllt. Es ist durch zahlreiche Messungen nachgewiesen, daß vor allem im Jahre 1976 außergewöhnlich hohe Ozonbelastungen, insbesondere auch im süddeutschen Raum aufgetreten sind. Auch in diesem Jahr waren die im Lande Nordrhein-Westfalen gemessenen Ozonimmissionen vergleichsweise hoch. Ozon ist auch die wesentlichste Komponente, die aufgrund ihrer Entstehungs- und Abbaubedingungen mit zunehmender Höhe in ihrer mittleren Konzentration zunimmt. Da für unsere einheimischen Tannen und Fichten bislang keine quantitativen Immissionswirkungsbeziehungen vorlagen, hat die Landesanstalt umgehend Begasungsversuche mit Fichten vorgenommen. Sie kam dabei zu dem Ergebnis, daß bei einer 5wöchigen Exposition gegenüber $300 \mu\text{g Ozon/m}^3$ eindeutige Nadelvergilbungen auftraten. Derartige Belastungen sind zwar in zeitlich lückenloser Folge für die süddeutschen Schadensgebiete nicht zu erwarten. Gleichwohl entspricht die aufsummierte Dosis in den Sommermonaten durchaus diesem Belastungsschwellenwert. Es wird daher vermutet, daß Ozon einen wesentlichen Faktor für die Schadensentstehung darstellt. Ungeklärt ist der auffallende Magnesiummangel in den Nadeln geschädigter Bäume, insbesondere in den stark geschädigten vergilbten Nadelpartien. Nach ersten orientierenden Untersuchungen könnte hierfür u. U. eine Wechselwirkung zwischen einer die Nadeloberfläche angreifenden Ozoneinwirkung und dem Einfluß säurehaltiger Nebeltropfen verantwortlich sein. Zur Stützung dieser Annahme sind aber unbedingt weitere systematische Untersuchungen noch erforderlich.

Selbst unter Berücksichtigung dieser Kombinationswirkung sind jedoch noch nicht alle Phänomene deutbar, die im Zusammenhang mit den Waldschäden bislang beobachtet worden sind. Die Landesanstalt für Immissionsschutz hat daher bewußt gleichzeitig mehrere Spuren verfolgt und ist dabei zu dem überraschenden Ergebnis gekommen, daß sowohl Nebelkondensat aus dem Schwarzwald als auch abgesehene Schwebstoffe oder auch in wässriger Vorlage aufgefangene Kraftfahrzeugabgase eine bemerkenswerte und bislang unbekannt pflanzenschädigende Wirkung entfalten. Daher müssen auch diese vorläufigen Untersuchungsergebnisse unbedingt nachgeprüft werden, um die Ursachen der neuerdings aufgetretenen Waldschäden zweifelsfrei nachweisen zu können. Nicht auszuschließen ist schließlich auch, daß biotische, d. h. pflanzliche oder tierische Schaderreger vermutlich in Zusammenhang mit den o. g. Schadensursachen an der Schadensentstehung beteiligt sind.

Die Landesanstalt für Immissionsschutz wird versuchen, in enger Zusammenarbeit mit ausländischen und inländischen Fachwissenschaftlern die Ursachen der neuerdings aufgetretenen Waldschäden zügig und gewissenhaft unter vorbehaltloser Darlegung aller Untersuchungsergebnisse weiter zu verfolgen.

Schrifttum zu 1.

- [1] Informationsschrift für die Angehörigen der Bayerischen Staatsforstverwaltung
10. Jg., 3/82, München 1982
- [2] Walderkrankungen und Immissionseinflüsse.
Eine Information des Ministeriums für Ernährung,
Landwirtschaft und Forsten, Baden-Württemberg,
Stuttgart 1982
- [3] „Das stille Sterben – Säureregen zerstört den
deutschen Wald“
Der SPIEGEL Nr. 47/1981, Seite 96 – 110,
Nr. 48/1981, Seite 188 – 200, Nr. 49/1981,
Seite 174 – 188
- [4] Waldschäden durch Luftverunreinigungen.
Bericht der von der Bundesregierung und dem
Länderausschuß für Immissionsschutz aufgrund des
Beschlusses der Umweltministerkonferenz vom
27. 11. 1981 eingesetzten Arbeitsgruppe – Bonn 1982
- [5] Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung
und Umweltfragen sowie Bayerisches Staatsministe-
rium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten:
Dokumentation zum Baumsterben in Bayern,
Stand Juni 1982
- [6] PRINZ, B., G. H. M. KRAUSE und H. STRATMANN:
Thalliumschäden in der Umgebung der Dyckerhoff
Zementwerke AG in Lengerich Westfalen,
Staub-Reinh. Luft 39 (1979), 457 – 462
- [7] Umweltbelastung durch Thallium,
Dokumentation zusammengestellt von der Landes-
anstalt für Immissionsschutz,
Redaktion E. Koch und G. H. M. Krause,
Düsseldorf 1980

Schrifttum zu 2.

- [1] INFORMATION 3/82
Sonderheft: Baumsterben in Bayern
Informationsschrift für die Angehörigen der
Bayerischen Staatsforstverwaltung,
10. Jahrg., Sept. 1982
- [2] Dokumentation zum Baumsterben in Bayern
Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung
und Umweltfragen
Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Land-
wirtschaft und Forsten
Stand Juni 1982
- [3] Walderkrankungen und Immissionseinflüsse
Information des Ministeriums für Ernährung, Landwirt-
schaft, Umwelt und Forsten Baden-Württemberg
- [4] SCHROETER, H.:
Das Tannensterben in Baden-Württemberg
Forstw. Centralbl. 100 (1981) S. 161 – 167
- [5] KOENIG, E.:
Pers. Mitteilung
- [6] RUFF, D.:
Pers. Mitteilung
- [7] Waldschäden durch Luftverunreinigungen
Bericht der von der Bundesregierung und dem
Länderausschuß für Immissionsschutz aufgrund des
Beschlusses der Umweltministerkonferenz vom
27. 11. 1981 eingesetzten Arbeitsgruppe (14. 9. 1982)
- [8] ROST, F.:
Pers. Mitteilung
- [9] SPONSEL:
Pers. Mitteilung

- [10] SCHÜTT, P.:
Die Verteilung des Tannennaßkerns in Stamm und
Wurzel
Forstw. Centralbl. 100 (1981) S. 174 – 179
- [11] SCHUCK, H. J.:
Untersuchungen über die Wasserleitung in am
Tannensterben erkrankten Weißtannen
(Abies alba Mill.)
Forstw. Centralbl. 100 (1981) S. 184 – 189
- [12] BRILL, H., E. BOCK und J. BAUCH:
Über die Bedeutung von Mikroorganismen im Holz von
Abies alba Mill. für das Tannensterben
Forstw. Centralbl. 100 (1981) S. 195 – 205
- [13] BLASCHKE, H.:
Veränderungen bei der Feinwurzelentwicklung in
Weißtannenbeständen
Forstw. Centralbl. 100 (1981) S. 190 – 195
- [14] SCHÜTT, P.:
Aktuelle Schäden am Wald – Versuch einer Bestands-
aufnahme
Holz-Zentralblatt, Nr. 25 vom 26. 2. 1982,
S. 369, 370, 372
- [15] EICHBORN, O.:
Zoologische Aspekte des Tannensterbens
Forstw. Centralbl. 100 (1981) S. 270 – 275
- [16] EVERS, F. H.:
Ergebnisse Ernährungskundlicher Erhebungen zur
Tannenerkrankung in Baden-Württemberg
Forstw. Centralbl. 100 (1981) S. 253 – 265
- [17] REHFUESS, K. E., C. BOSCH und E. PFANNKUCH:
Nutrient Imbalances in Coniferous Stands in
Southern Germany
Int. Workshop on Growth Disturbances of Forest Trees
Jyväskylä/Finnland 10. – 13. Oktober 1982
- [18] BUCHER, J.:
Pers. Mitteilung

Schrifttum zu 3.

- [1] Deutscher Wetterdienst:
Klima – Atlas von Baden-Württemberg.
Bad Kissingen 1953
- [2] Deutscher Wetterdienst:
Klima – Atlas von Bayern.
Bad Kissingen 1952
- [3] SCOTT, B. C.:
Parameterization of Sulfate Removal by Precipitation.
Journal of Applied Meteorology, 17 (1978),
S. 1375 – 1389
- [4] KALB, M.:
Angaben zur Häufigkeit und Höhe bodennaher Inver-
sionen aus klimatologischen Beobachtungen an
Bodenstationen.
Natur und Landschaft 56 (1981), Heft 1, S. 3
- [5] GEIGER, R.:
Das Klima der bodennahen Luftschicht.
Vieweg-Verlag Braunschweig (1960), S. 457
- [6] GIEBEL, J.:
Verhalten und Eigenschaften atmosphärischer Sperr-
schichten.
LIS-Bericht Nr. 12 (1981)
- [7] MALONE, F.:
Compendium of Meteorology.
American Meteorological Society, Boston, Mass.
(1951), S. 662

- [8] HENNEMUTH, B und SEMMLER, H.:
Das Windfeld am Haardtrand während MESOKLIP-
Abschätzungen der Hangwindzirkulation und Beob-
achtungsergebnisse.
Meteorologische Rundschau 35 (1982), S. 113 – 121
- [9] Arbeitsbericht einer interdisziplinären Arbeitsgruppe:
Untersuchungen der klimatischen und lufthygienischen
Verhältnisse der Stadt Freiburg i. Br.
Freiburg, Januar 1974
- [10] EDINGER, J. G.:
Oxidant Air Pollution – Meteorology
aus: Taylor, O. C., ed.: Oxidant Air Pollution Effects on a
Western Coniferous Ecosystem, 1973
- [11] SCHNEIDER, W., J. C. FROHNE und H. BRUDERRECK:
Determination of Hydrocarbons in the Parts Per
10⁹ Range Using Glass Capillary Columns Coated with
Aluminium Oxide. J. Chromatog. 155 (1978),
S. 311 – 327.
- [12] SO₂-Messungen des Bayerischen Landesamtes für
Umweltschutz am Kleinen Arber,
persönliche Mitteilung.
- [13] RUDOLPH, J., D. H. EHHALT und G. GRAVENHORST:
Recent Measurements of Light Hydrocarbons In
Remote Areas. In: Physicochemical Behaviour of
Atmospheric Pollutants, Brüssel 1980), S. 41 – 51.
- [14] NEUBER, E., H. W. GEORGII und J. MÜLLER:
Verteilung leichter Kohlenwasserstoffe an Meßstellen
unterschiedlicher Luftqualität.
Staub-Reingehalt. Luft 41 (1981), S. 91 – 97.
- [15] PITTS, J. N. und B. J. FINLAYSON:
Mechanismen der photochemischen Luft-
verschmutzung.
Angew. Chem., 87 (1975), S. 18 – 33.
- [16] Photochemical smogformation in the Netherlands.
R. Guicherit Hrsg., TNO-Report, TNO's-Gravenhage
1978.
- [17] BRUCKMANN, P. und E. W. LANGENSIEPEN:
Untersuchungen über Zusammenhänge zwischen
Ozonkonzentration und meteorologischen Parametern
im Rhein-Ruhr-Gebiet.
Staub-Reinhaltung der Luft, 41 (1981), S. 79 – 85.
- [18] Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe,
persönliche Mitteilung.
- [19] FRICKE, W.:
Einfluß eines Belastungsgebietes auf die Vertikal-
verteilung von Oxidantien.
In: Photochemische Luftverunreinigungen in der
Bundesrepublik Deutschland.
VDI-Tagungsbericht, Düsseldorf 1979, S. 208 – 226.
- [20] REITER, R. und H. J. KANTER:
Reasons for seasonal and daily variations of CO₂ and
O₃ at 0,7, 1,8 and 3,0 km altitude recorded since 1977.
in: Physicochemical Behaviour of Atmospheric
Pollutants, B. Versino, H. Ott,
Hrsg., D. Reidel Co., Dordrecht, 1982, S. 551 – 560.
- [21] BRUCKMANN, P., K. ELLERMANN und H. IXFELD:
Die Ozonbelastung im Köln-Bonner Raum in den
Meßjahren 1977 – 1980.
Schriftenreihe der LIS des Landes NW, Heft 55 (1982),
S. 14 – 20.
- [22] Pilotstation des Umweltbundesamtes,
persönliche Mitteilung.
- [23] Statistische Berichte, Statistisches Landesamt
Baden-Württemberg, Hrsg., 1975 – 1981.
- [24] DEIMEL, M.:
Ozon- und Stickoxidbelastung im Köln-Bonner Raum.
In: Photochemische Luftverunreinigungen in der
BR Deutschland, Bericht der VDI-Kommission
Reinhaltung der Luft, Düsseldorf, 1980, S. 108 – 134.
- [25] MROSE, H.:
Measurements of pH and chemical analyses of rain-
snow- and fog-water.
Tellus 18 (1966), S. 266 – 270.
- [26] Vortrag von W. Attmannspacher bei der GSF,
Neuherberg, 1982.

Schrifttum zu 4.

- [1] Monatsberichte aus dem Meßnetz des Umwelt-
bundesamtes, Januar 1982, Jahrgang 7,
Nr. 1, S. 1 – 13 (1982).
- [2] Zwischenbericht über SO₂-Immissionsmessungen im
Schwarzwald.
Bericht 83/81, Landesanstalt für Umweltschutz
Baden-Württemberg, Mannheim, 1981.
- [3] BUCK, M., H. IXFELD und K. ELLERMANN:
Die Entwicklung der Immissionsbelastung in der
Rhein-Ruhr-Region seit 1965.
LIS-Bericht Nr. 18 der Landesanstalt für Immissions-
schutz des Landes NW, Essen, 1982, S. 1 – 56.
- [4] PERSEKE, C., H. W. GEORGII und E. ROHBOCK:
Investigation of the Regional Distribution of Wet
Deposition of Pollutants, in: Physicochemical Behaviour
of Atmospheric Pollutants,
B. Versino u. H. Ott, Hrsg., D. Reidel Co., Dordrecht,
1982, S. 410 – 417.
- [5] GEORGII, H. W. und C. PERSEKE:
Die Selbstreinigung der Atmosphäre von Schwefel-
verbindungen durch trockene und nasse Ablagerung.
In: Luftchemisches Verhalten anthropogener
Schadstoffe, Bericht der VDI-Kommission Reinhaltung
der Luft, Düsseldorf 1980, S. 25 – 35.
- [6] RUDOLF, W.:
Jahresbericht 1980 des Umweltbundesamtes, Berlin.
Hrsg.: Umweltbundesamt, Berlin 1981.
- [7] BRUCKMANN, P. und W. MÜLDER:
Die Messung von PAN in Außenluft – Verfahren und
erste Ergebnisse.
Schriftenreihe der Landesanstalt für Immissionsschutz
des Landes NW,
H. 47, S. 30 – 41, Verlag W. Girardet, Essen 1979.
- [8] BRUCKMANN, P. und P. EYNCK:
Messung von Photooxidantien (Ozon und PAN) im
Rhein-Ruhrgebiet.
In: Photochemische Luftverunreinigungen in der
Bundesrepublik Deutschland.
VDI-Tagungsbericht, Düsseldorf 1979, S. 92 – 107.
- [9] COX, R. A. und M. J. ROFFEY:
Thermal Decomposition of Peroxyacetyl Nitrate in the
Presence of Nitric Oxide.
Environ. Sci. Technol. 11 (1978), S. 900 – 906.
- [10] BRUCKMANN, P. und W. MÜLDER:
Immissionsmessungen von Kohlenwasserstoffen mit
Hilfe der Kapillargaschromatographie (Schneider-
Frohne-Verfahren) – Bestimmung der Verfahrenskenn-
größen und Meßergebnisse.
Schriftenreihe der LIS des Landes NW 55
(1982), S. 29 – 41.

Schrifttum zu 5.

- [1] EVERS, F.-J.:
Ernährungszustand gesunder und erkrankter Tannenbestände.
Der Forst- und Holzwirt 16 (1979), S. 366 – 369.
- [2] REHFUESS, K. E., C. BOSCH und E. PFANNKUCH:
Nutrient imbalances in coniferous stands in Southern Germany.
Paper pres. at the International Workshop on Growth Disturbances of Forest Trees. I.U.F.R.O./F.F.R.J. – Jyväskylä/Finnland October 10 – 13, 1982.
- [3] GUDERIAN, R., und R. RABE:
Luftqualitätskriterien für photochemische Oxidantien, Teil 2, im Auftrage des Umweltbundesamtes, Oktober 1981.
- [4] Committee in Medical and Biological Effects of Environmental Pollutants. Ozone and other photochemical oxidants. National Academy of Sciences. Washington, D. C. (1977).
- [5] EPA Air Pollution Training Institute:
Diagnosing Vegetation injury caused by air pollution.
- [6] MILLER, P. R.:
Oxidant-induced community change in a mixed conifer forest.
Advances in Chemistry Series 122 (1973), S. 101 – 116.
- [7] KRAUSE, G. H. M.:
Zur Aufnahme von Zink und Cadmium durch oberirdische Pflanzenorgane.
Dissertation (1974), Bonn.
- [8] OVERREIN, N., H. M. SEIP und A. TOLLAN:
Acid Precipitation – effects on forest and fish.
Final report of the SNSF-projekt 1972 – 1980.
Fagrapport 19/80 2nd edition
Oslo – Ås, April 1981, S. 9.
- [9] LECHOWICZ, M. J.:
The effects of simulated acid precipitation on photosynthesis in the caribou lichen.
Water, Air and Soil Pollution 18 (1982), S. 421 – 430.
- [10] BROWN, D. H. und N. SMIRNOFF:
Observations on the effects of ozone on *Cladonia rangiformis*.
Lichenologist 10 (1978), S. 91 – 94.
- [11] FINK, S. und H. J. BRAUN:
Zur epidemischen Erkrankung der Weißtanne *Abies alba* Mill. I. Untersuchungen zur Symptomatik und Formulierung einer Virose-Hypothese.
AFJZ 149 (1978), S. 145 – 150.
- [12] VAN HAUT, H.:
Testkammerverfahren zum Nachweis phytotoxischer Immissionskomponenten.
Environ. Poll. 3 (1972), S. 123 – 132.
- [13] MROSE, H.:
Measurements of pH and chemical analyses of rain-, snow- and fog-water.
Tellus XVIII (1966), S. 266 – 279.
- [14] WALDMAN, J. M., J. W. MUNGER, D. J. JACOB, R. C. FLAGAN, J. J. MORGAN, und M. R. HOFFMANN:
Chemical Composition of Acid Fog.
Science 218 (1982), S. 677 – 680.
- [15] WISNIEWSKI, J.:
The potential acidity associated with dews, frosts and fogs.
Water, Air and Soil Pollution 17 (1982), S. 361 – 377.
- [16] KRAUSE, G. H. M.:
Immissionswirkungen auf Pflanzen – Forschungsschwerpunkte in den Vereinigten Staaten von Amerika.
Bericht über eine Reise in die USA und die Teilnahme

am 13. Air Pollution Workshop in ITHACA, N. J., in der Zeit vom 2. 5. – 24. 5. 1981.
LIS-Bericht Nr. 23 (1982), 74 S.

Schrifttum zu 6.

- [1] MALEK, J.:
Problematik der Ökologie der Tanne (*Abies alba* Mill.) und ihr Sterben in der CSSR. Forstwissenschaftliches Centralblatt 100 (1981), S. 170 – 174.
- [2] Gesamtverband des deutschen Steinkohlenbergbaus:
Saurer Regen und Forstschäden. Eine Dokumentation. Essen 1982.
- [3] WAGNER, F.:
Ausmaß und Verlauf des Tannensterbens in Ostbayern von 1975 bis 1980. Forstwissenschaftliches Centralblatt 100 (1981), S. 148 – 160.
- [4] KLINKOWSKI, M.:
Pflanzliche Virologie. Band II, Teil 2.
Akademie-Verlag Berlin 1969.
- [5] SORAUER, P.:
Handbuch der Pflanzenkrankheiten, Band 5, Tierische Schädlinge an Nutzpflanzen, Teil II, 4. Lfg. 5. Auflage 1957, S. 332 ff.
- [6] SCHWERDTFEGGER, F.:
Die Waldkrankheiten.
Verlag Paul Parey. Hamburg und Berlin 1981.
- [7] GUDERIAN, R. und H. STRATMANN:
Freilandversuche zur Ermittlung von Schwefeldioxidwirkungen auf die Vegetation, I. Teil.
Forschungsberichte des Landes NW. Nr. 1118.
Westdeutscher Verlag Köln und Opladen 1962.
- [8] GUDERIAN, R. und H. STRATMANN:
Freilandversuche zur Ermittlung von Schwefeldioxidwirkungen auf die Vegetation, III. Teil.
Forschungsberichte des Landes NW. Nr. 1920.
Westdeutscher Verlag Köln und Opladen 1968.
- [9] STRATMANN, H.:
Freilandversuche zur Ermittlung von Schwefeldioxidwirkungen auf die Vegetation, II. Teil.
Forschungsberichte des Landes NW. Nr. 1184.
Westdeutscher Verlag Köln und Opladen 1963.
- [10] PRINZ, B. und C. J. BRANDT:
Study on the impact of the principal atmospheric pollutants on the vegetation.
CEC. EWR 6644 EN. Brüssel 1980.
- [11] PRINZ, B.:
Wirkungen von Luftverunreinigungen auf Pflanzen und Möglichkeiten zum verbesserten Schutz der Vegetation in der Bundesrepublik Deutschland.
Materialien zu Energie und Umwelt, S. 101 – 214.
Kohlhammer 6, Bad Wiesbaden 1982.
- [12] Acidification today and tomorrow.
Stockholm Conference on the Acidification of the Environment. Hrsg.: Swedish Ministry of Agriculture, Environment 1982 Committee (1982), S. 81.
- [13] Resolution über Maximale Immissionsrate zum Schutze der Wälder.
Fachtagung vom 18. – 23. 9. 1978 in Laibach, Jugoslawien. Beilage zu IUFRO-News, 25 (3) 1979.
- [14] Kontroversen – Ist alles zu spät?
Bild der Wissenschaft 19 (1982), S. 120 – 133.
- [15] Committee in Medical and Biological Effects of Environmental Pollutants. Ozone and other photochemical Oxidants. National Academy of Sciences. Washington, D. C. (1977).

- [16] EPA Air Pollution Training.
Institute: Diagnosing.
Vegetation injury caused by air pollution.
- [17] MILLER, P. R.:
Oxidant-induced Community change in a mixed
conifer forest. *Advances in Chemistry*.
Series, 122 (1973), S. 101 – 116.
- [18] JACOBSEN, J. S. und A. C. HILL:
Recognition of air pollution injury to vegetation:
A pictorial atlas.
Pittsburgh, Pennsylvania 1970.
- [19] SMITH, W. H.:
Air Pollution and Forests.
Springer-Verlag New York, Heidelberg, Berlin 1981.
- [20] DEIMEL, M.:
Ozon- und Stickoxidbelastung im Köln-Bonner Raum.
Tagung des UBA unter Beteiligung der VDI-Kommission
Reinhaltung der Luft am 29. Oktober 1979 im
VDI-Haus, Düsseldorf. S. 108 – 134.
- [21] Landesanstalt für Immissionsschutz
Monatsberichte über die Luftqualität an Rhein und Ruhr
5/82 bis 9/82.
- [22] REHFUESS, K. E., C. BOSCH und E. PFANNKUCH:
Nutrient imbalances in coniferous stands in Southern
Germany. Paper pres. at the Intern. Workshop on
Growth Disturbances of Forest Trees. I.U.F.R.O./F.F.R.J. –
Jyväskylä/Finland, October 10 – 13, 1982.
- [23] EVERS, F.-H.:
Ernährungszustand gesunder und erkrankter Tannen-
bestände.
Der Forst- und Holzwirt 16 (1979), S. 366 – 369.
- [24] ARNDT, U., G. SEUFERT und W. NOBEL:
Die Beteiligung von Ozon an der Komplexkrankheit
der Tanne (*Abies alba* Mill.) – eine prüfenswerte
Hypothese.
Staub – Reinhalt. Luft 42 (1982), S. 243 – 247.

**Berichte der
LANDESANSTALT FÜR IMMISSIONSSCHUTZ DES LANDES
NORDRHEIN-WESTFALEN, ESSEN**

– LIS-Berichte –

Die LIS-Berichte haben spezielle Themen aus den wissenschaftlichen Untersuchungen der LIS zum Gegenstand. Die in der Regel umfangreichen Texte sind nur in begrenzter Auflage vorrätig. Einzelexemplare werden Interessenten auf Anforderung kostenlos zur Verfügung gestellt.

Anforderungen sind zu richten an die

Landesanstalt für Immissionsschutz
des Landes Nordrhein-Westfalen
Wallneyer Straße 6
4300 ESSEN 1

Bericht-Nr. 1:

KRAUTSCHEID, S. und P. NEUTZ:
LIDAR zur Fernüberwachung von Staubemissionen.
– Nachweis der Kalibrierfähigkeit eines LIDAR-Systems –
Kurztitel: Fernüberwachung mit LIDAR.
1978. 47 Seiten mit 11 Abbildungen, 6 Tabellen und 4 Literaturhinweisen.
vergriffen

Bericht-Nr. 2:

BUCK, M.:
Die Bedeutung unterschiedlicher Randbedingungen bei der Messung und Beurteilung der Luftqualität.
Kurztitel: Randbedingungen bei der Beurteilung der Luftqualität.
1978. 44 Seiten mit 8 Abbildungen, 10 Tabellen und 20 Literaturhinweisen.

Bericht-Nr. 3:

SCHEICH, G.:
Entwicklung und Anwendung von Ausbreitungsmodellen und Luftüberwachungsprogramme in den USA.
Kurztitel: Luftüberwachung und Ausbreitung – Ein USA-Reisebericht –
1979. 47 Seiten mit 17 Abbildungen und 74 Literaturhinweisen.
vergriffen

Bericht-Nr. 4:

SPLITTGERBER, H. und K. H. WIETLAKE:
Ermittlung der Luftschalldämmung von Bauelementen für Industriebauten am Bau.
Kurztitel: Luftschalldämmung von Bauelementen für Industriebauten.
1979. 133 Seiten mit 53 Abbildungen, 13 Tabellen und 6 Literaturhinweisen.

Bericht-Nr. 5:

SPLITTGERBER, H.:
Zur Problematik der Meßgrößen und Meßwerte bei Erschütterungs-
immissionen.
Kurztitel: Meßgrößen und Meßwerte bei Erschütterungs-
immissionen.
1979. 52 Seiten mit 13 Abbildungen, 2 Tabellen und 27 Literaturhinweisen.

Bericht-Nr. 6:

STRAUCH, H. und K. H. GOLDBERG:
Ermittlung der Dämmwirkung von Dachentlüftern für Werkshallen im Einbauzustand unter Berücksichtigung der baulichen Nebenwege.
Kurztitel: Dämmwirkung von Dachentlüftern.
1979. 33 Seiten mit 13 Abbildungen, 2 Tabellen und 7 Literaturhinweisen.

Bericht-Nr. 7:

KRAUSE, G. M. H., B. PRINZ und K. ADAMEK:
Untersuchungen zur Anwendbarkeit der Falschfarbenfotografie für die Aufdeckung und Dokumentation von Immissionswirkungen auf Pflanzen.
Kurztitel: Falschfarbenfotografie – Ein Mittel zur Erkennung von Pflanzenschäden.
1980. 43 Seiten mit 9 Abbildungen, 2 Tabellen und 11 Karten.

Bericht-Nr. 8:

WIETLAKE, K. H.:
Erschütterungsminderung durch „Direktabfederung“ von Schabotte-
Schmiedehämmern.
Kurztitel: Erschütterungsminderung durch „Direktabfederung“ von
Schmiedehämmern.
1980. 59 Seiten mit 15 Abbildungen, 5 Tabellen und 7 Literaturhinweisen.

Bericht-Nr. 9:

STRAUCH, H.:
Methoden zur Aufstellung von Lärminderungsplänen.
Kurztitel: Konzept für Lärminderungspläne.
1980. 49 Seiten mit 11 Abbildungen und 18 Literaturhinweisen.

Bericht-Nr. 10:

HILLEN, R.:
Untersuchung zur flächenbezogenen Geräuschbelastungs-Kennzeichnung
– Ziele, Methodik, Ergebnisse –
Kurztitel: Flächenbezogene Geräusch-Immissionen.
1980. 75 Seiten mit 18 Abbildungen, 7 Tabellen und 12 Literaturhinweisen.

Bericht-Nr. 11:

MANN, H., H. GIES und W. STRAMPLAT:
Erprobung des Staub-Immissionsmeßgerätes FH621 für die kontinuierliche
Bestimmung der Schwebstoffkonzentration in Luft.
Kurztitel: Schwebstaubmeßgerät FH621 für die automatische Immissions-
messung.
1980. 26 Seiten mit 10 Abbildungen und 2 Literaturhinweisen.

Bericht-Nr. 12:

GIEBEL, J.:
Verhalten und Eigenschaften atmosphärischer Sperrschichten.
Kurztitel: Verhalten atmosphärischer Sperrschichten.
1981. 39 Seiten mit 12 Abbildungen, 3 Tabellen und 4 Literaturhinweisen.

Bericht-Nr. 13:

BRÖKER, G., H. GLIWA und E. MEURISCH:
Abscheidegrade von biologisch- und chemisch-aktiven Aggregaten zur
Desodorierung osmogener Abluft von Tierkörperbeseitigungsanlagen.
1981. 44 Seiten mit 7 Abbildungen, 13 Tabellen und 14 Literaturhinweisen.

Bericht-Nr. 14:

BRANDT, C. J.:
Untersuchungen über Wirkungen von Fluorwasserstoff auf Lolium
Multiflorum und andere Nutzpflanzen.
Kurztitel: Wirkungen von Fluorwasserstoff auf Lolium Multiflorum.
1981. 140 Seiten mit 37 Abbildungen, 22 Tabellen und 149 Literaturhinweisen
(Abdruck der Dr. agr.-Dissertation vom 13. August 1979, Rheinische-Friedrich-
Wilhelms-Universität, Landwirtschaftliche Fakultät, Bonn).

Bericht-Nr. 15:

WELZEL, K. und H. D. WINKLER:
Emission und interner Kreislauf von Thallium bei einem Drehrohrofen mit
Schwebegaswärmeaustauscher zur Herstellung von Portlandzementklinker
unter Einsatz von Purpurerz als Eisenträger. – 1. Bericht –
Kurztitel: Thallium-Emissionen bei der Herstellung von
Portlandzement-Klinker.
1981. 67 Seiten mit 29 Abbildungen und 16 Tabellen.

Bericht-Nr. 16:

PRINZ, B.:
Umweltpolitik in der VR China und technologische Entwicklung.
(In Vorbereitung).

Bericht-Nr. 17:

BRÖKER, G. und H. GLIWA:
Untersuchungen zu den Dioxin-Emissionen aus den kommunalen
Hausmüllverbrennungsanlagen in Nordrhein-Westfalen.
Kurztitel: Dioxin-Emissionen aus Müllverbrennungsanlagen.
1982. 25 Seiten mit 2 Abbildungen, 6 Tabellen und 8 Literaturhinweisen.

Bericht-Nr. 18:

BUCK, M., H. IXFELD und K. KELLERMANN:
Die Entwicklung der Immissionsbelastung in den letzten 15 Jahren in der
Rhein-Ruhr-Region.
Kurztitel: Entwicklung der Immissionsbelastung in der Rhein-Ruhr-Region.
seit 1965.
1982. 56 Seiten mit 7 Abbildungen, 14 Tabellen und 27 Literaturhinweisen.

Bericht-Nr. 19:

PFEFFER, H. U.:
Das Telemetrische Echtzeit-Mehrkomponenten-Erfassungssystem TEMES
zur Immissionsüberwachung in Nordrhein-Westfalen.
Kurztitel: Das Telemetrische Immissionsmeßsystem TEMES.
1982. 45 Seiten mit 12 Abbildungen, 4 Tabellen und 23 Literaturhinweisen.

Bericht-Nr. 20:

BACH, R. W.:
Über Schätzfunktionen zur Bestimmung hoher Quantile der Grundgesamt-
heit luftverunreinigender Schadstoffkonzentrationen aus Stichproben.
Kurztitel: Über Schätzfunktionen zur Bestimmung hoher Quantile der
Grundgesamtheit.
1982. 43 Seiten mit 17 Abbildungen, 5 Tabellen und 22 Literaturhinweisen.

Bericht-Nr. 21:

STRAUCH, H.:
Hinweise zur Anwendung flächenbezogener Schalleistungspegel.
1982. 92 Seiten mit 40 Abbildungen und 15 Literaturhinweisen.

Bericht-Nr. 22:

SPLITTGERBER, H.:
Verfahren zur Auswertung von Erschütterungsmessungen und zur
Beurteilung von Erschütterungs-
immissionen.
Kurztitel: Erschütterungsmeß- und Beurteilungsverfahren.
1982. 71 Seiten mit 9 Abbildungen, 6 Tabellen und 23 Literaturhinweisen.

Bericht-Nr. 23:

KRAUSE, G. M. H.:
Immissionswirkungen auf Pflanzen – Forschungsschwerpunkte in den Vereinigten Staaten von Amerika. Bericht über eine Reise in die USA und die Teilnahme am 13. Air Pollution Workshop in Ithaca, N. Y., in der Zeit vom 2. 5. – 24. 5. 1981.
Kurztitel: Immissionswirkungen auf Pflanzen – ein USA-Reisebericht –. 1982. 74 Seiten mit 1 Abbildung und 32 Literaturhinweisen.

Bericht-Nr. 24:

KÜLSKE, S.:
Analyse der Periode sehr hoher lokaler Schadstoffbelastungen im Ruhrgebiet vom 15. 1. 1982 bis 20. 1. 1982.
Kurztitel: Hohe lokale Schadstoffbelastungen im Ruhrgebiet im Januar 1982.
1982. 80 Seiten mit 31 Abbildungen, 15 Tabellen und 4 Literaturhinweisen.

Bericht-Nr. 25:

VAN HAUT, H. und G. H. M. KRAUSE:
Wirkungen von Fluorwasserstoff-Immissionen auf die Vegetation.
Kurztitel: Fluorwasserstoff-Wirkungen auf Pflanzen.
1982. 27 Seiten mit 1 Abbildung, 4 Tabellen und 43 Literaturhinweisen.

Bericht-Nr. 26:

KOCH, E., V. THIELE, J. GIEBEL, H. STRAUCH und P. ALTENBECK:
Empfehlungen für die problemgerechte Erstellung von Immissionsschutzgutachten in Bauleitplanverfahren.
Kurztitel: Empfehlungen bezüglich Immissionsschutzgutachten in Bauleitplanverfahren.
1982. 53 Seiten mit 10 Tabellen und 12 Literaturhinweisen.

Bericht-Nr. 27:

MANN, H., H. GIES und G. NITZ:
Verbesserung der Zuverlässigkeit und Vergleichbarkeit von Messungen zur Ermittlung aromatischer Kohlenwasserstoffe in der Außenluft.
Kurztitel: Anlage zur Qualitätssicherung von Immissionsmessungen (Aquam).
1982. 139 Seiten mit 8 Tabellen, 21 Abbildungen und 38 Literaturhinweisen.