

LIS-Berichte

Nr. 57

Forschungsergebnisse
zur Problematik der
neuartigen Waldschäden

Herausgeber:

Landesanstalt für Immissionsschutz
des Landes Nordrhein-Westfalen
Wallneyer Straße 6

D-4300 Essen 1

1985

ISSN 0720-8499

Forschungsergebnisse
zur Problematik der
neuartigen Waldschäden

Kolloquium "Waldschäden"
im Rahmen des Fortbildungsprogrammes
der Landesanstalt für Immissionsschutz
des Landes Nordrhein-Westfalen

I n h a l t s v e r z e i c h n i s

	Seite
DR. B. PRINZ	7-25
Symptomatik und mögliche Ursachen der Waldschäden	
DR. J. HRADETZKY	27-42
Entwicklung und Ausmaß der Waldschäden	
DR. H.-U. PFEFFER	43-72
Immissionsmessungen in Waldgebieten des Eggegebirges und der Eifel	
PROF. DR. H.W. ZÖTTL	73-86
Rolle des Bodens bei der Entwicklung der Waldschäden	
PROF. DR. H.-K. LICHTENTHALER	87-105
Photosyntheseaktivität bei Nadeln ge- sunder und geschädigter Koniferen	

Im Rahmen dieser Fortbildungsveranstaltung wurden ferner die Referate

Umsetzung in der Atmosphäre PROF. DR. P.J. CRUTZEN

Bedeutung tierischer und
pflanzlicher Schädlinge DR. G. HARTMANN

gehalten.

Die Manuskripte zu diesen Vorträgen standen der LIS zur Wiedergabe in diesem Tagungsband nicht zur Verfügung.

SYMPTOMATIK UND MÖGLICHE URSACHEN DER WALDSCHÄDEN

Dr. B. Prinz

Z u s a m m e n f a s s u n g

Die in Tabelle 1 zusammenstellten Tatsachen und Beobachtungen erlauben es, die z.Z. häufig diskutierte Saure-Regen-Hypothese in Zweifel zu ziehen, stellen aber andererseits wichtige Hinweise für die Beteiligung von Ozon bei der Verursachung der neuartigen Waldschäden dar. In Begasungsversuchen konnten unter alleiniger Einwirkung von Ozon bei Fichte und Tanne allerdings keine den Freilandverhältnissen entsprechenden Schadbilder erzeugt werden. Eine kombinierte Behandlung von Fichten mit Ozon und saurem Nebel ergab dagegen Nährstoffverluste, die mit den in Schadensgebieten gemessenen Werten übereinstimmen. Kombinierte Einwirkung von Ozon und saurem Nebel beeinträchtigt also den Nährstoffhaushalt der Pflanzen negativ. Schlecht ernährte Fichten aber zeigen, wie experimentell bewiesen werden konnte, bei starker Belichtung die gleichen Schadsymptome, wie sie auch im Freiland in Schadensgebieten zu beobachten sind. Somit ergibt sich folgende Hypothese: Die Einwirkung von Ozon, die besonders gravierend im Bergland ist, führt über Verwitterung der Cuticula und Membranschäden zu einer Nährstoffauswaschung durch säurehaltigen Nebel und Regen. Hieraus folgt ein Nährstoffmangel in den Blättern bzw. Nadeln, der eine Stoffwechselstörung zur Folge hat. Stoffwechselgestörte Blätter aber sind in erhöhtem Maße anfällig für Schädigungen durch Licht, da die Schutzverbindungen für das Chlorophyll nicht in ausreichendem Maße gebildet werden. Es kommt also zu Chlorophyllschädigung und damit zur Vergilbung der Blätter. Dies wiederum setzt die Assimilationsleistung herab, wodurch sich zwangsläufig auch eine Schädigung des Wurzelsystems ergeben muß, die sich auf den Nährstoffhaushalt negativ auswirkt.

S u m m a r y

Details presented in Table 1 permit the conclusion that effects which are related to the acid rain hypothesis are rather questionable. It is likely that ozone is the most important factor for recent damages in forests. However, treatment of spruce and fir with ozone in the laboratory did not result in damages comparable to those which are known from forest diseases. A combined treatment of alternating ozone and artificial acid fog caused nutrient deficiencies which appear similar to those in damaged forests. High light intensity experiments with malnourished firs show the same kind of discolouration as those which have become the well known and typical symptom of damages in the field.

The above leads to a proposal of the following hypothesis (see Fig. 7): The combined effects of ozone and acid precipitation negatively influence the nutrient budget of plants. Nutrient deficiencies cause metabolic malfunctions and these lead in turn to a reduction of certain substances that are necessary for the protection of chlorophylls. Light of full intensities will therefore damage the chlorophyll and result in a yellowing of the needles.

1. Einleitung

Ende 1982 wurde der LIS-Bericht Nr. 28 (PRINZ, KRAUSE und STRATMANN) [5] veröffentlicht, in dem der damalige Kenntnisstand der Landesanstalt für Immissionsschutz (LIS) zur Ursache der neuartigen Waldschäden zusammengefaßt war und in dem das Ozon als vermutlicher Hauptverursacher der Waldschäden zum ersten Mal herausgestellt wurde. Bis zum Erscheinen des Berichtes galt, wie jedermann erinnerlich, der Saure Regen als fast alleinige Erklärungsmöglichkeit der in der Bundesrepublik seit neuerer Zeit in den Wäldern zu beobachtenden Schäden. In Tabelle 1 sind diejenigen Fakten stichwortartig zusammengefaßt, die uns zur Aufstellung der Ozon-Hypothese führten und die mehr oder weniger gegen den Sauren Regen als alleinigen Verursacher der Waldschäden sprechen. Sie sollen im folgenden kurz erläutert werden.

2. Schadensverlauf: Ort, Zeit, Symptome, Widersprüche zur "Saure-Regen-Hypothese"

Besonders auffallende Schäden traten in Bayern und Baden-Württemberg zum ersten Male Mitte der 70er Jahre bei der Tanne auf. Einige Jahre später, etwa seit 1980, kamen Schäden an der Fichte hinzu. Auffallende Verstärkungen dieser Schäden erfolgten im Spätherbst 1981 und vor allem im Spätherbst 1982. Zu diesem Zeitpunkt wurden auch aus den nordrheinwestfälischen Mittelgebirgen, insbesondere Eggegebirge, Eifel, Ebbegebirge und Rothargebirge sowie aus anderen Gebieten der Bundesrepublik erstmals größere Schäden gemeldet. In Baden-Württemberg und Bayern wurden somit Fichtenschädigungen wenigstens ein Jahr früher als in Nordrhein-Westfalen beobachtet.

Im allgemeinen wurden die Schäden im gesamten Bundesgebiet zuerst in den Hochlagen der Mittelgebirge bemerkt, im Bayerischen Wald oberhalb 800 m, im Südschwarzwald oberhalb 700 - 800 m, im Mittel- und Nordschwarzwald oberhalb 400 - 500 m, und auch in Nordrhein-Westfalen wurden Schäden zunächst nur aus den höchsten Lagen gemeldet, die hier allerdings im Schnitt deutlich niedriger sind als in Süddeutschland.

Vor allem in Süddeutschland konzentrierten sich die Schäden zunächst fast ausschließlich auf die West- und Südwesthänge. Bemerkenswert ist dies insbesondere beim Bayerischen Wald, weil ja hier der potentielle Hauptemittent für Schwefeldioxid, die CSSR, genau auf der entgegengesetzten Seite liegt.

Obwohl die beobachteten Schadbilder eine gewisse Variationsbreite zeigten, läßt sich doch ein "harter Kern" der Schad-Symptomatik herausarbeiten:

- Lametta-Syndrom (schlaffes Herunterhängen der Zweige zweiter Ordnung, v.a. bei Fichten). Dieses Symptom wird jedoch zunehmend infrage gestellt, da in Form der Kammfichte genetisch fixiert.

- Auffallende Nadelverfärbungen (v.a. bei jüngeren Fichten). Hierbei Mitwirkung des Sonnenlichtes, da lichtabgewandte bzw. schattierte Nadeln und Nadelteile grün bleiben.
- Ablauf der Kronenvergilbung von innen nach außen sowie von der Basis zur Spitze (siehe Abb. 1 im Anhang). Baumspitze häufig noch gesund, während tieferstehende Zweige bereits abgestorben sind.

Es wurden jedoch nicht nur die äußeren Schadsymptome registriert, sondern auch Nadelanalysen durchgeführt. Diese ergaben einen weit geringeren Magnesiumgehalt in den geschädigten, d.h. den gelben Nadeln, als in den grünen (siehe Abb. 2 im Anhang). Entsprechendes konnte auch für den Kalium-, Calcium- und Zinkgehalt nachgewiesen werden. Bezüglich derjenigen Komponenten, die zunächst als mögliche Schadensursachen in Frage kamen, wie Chlor, Fluor, Schwefel bzw. Schwefeldioxid, Schwermetalle, wiesen die geschädigten Nadeln normale bis sehr geringe Gehalte auf. In den gelben Nadeln aus dem Südschwarzwald, einem mit "klassischen" Luftverunreinigungen relativ unbelasteten Gebiet, war der Schwefelgehalt der gelben Nadeln sogar derart gering, daß man hier schon von einer Mangelsituation sprechen konnte. Während grüne ungeschädigte Nadeln Normalgehalte von etwa 800 µg Schwefel/g Trockensubstanz aufwiesen, ging der Schwefelgehalt bei gelben Nadeln bis auf 490 µg/g Trockensubstanz zurück. Schwefel ist nicht nur ein eventueller Giftstoff, sondern er wird auch in bestimmten Mengen von der Pflanze zum Aufbau der Eiweiße und der Enzyme benötigt, und zwar in einem Verhältnis von etwa 1 : 10 bis 1 : 15 zum Stickstoff.

Bemerkenswert ist weiterhin, daß Schäden nicht nur auf Urgesteinsböden zu verzeichnen sind, sondern auch auf den Muschelkalk- und Kreideböden des Frankenswaldes, des südlichen Jura, des niederbayerischen tertiären Hügellandes sowie von Mittelfranken und Schwaben. Auf den extrem kalkhaltigen Böden der Schwäbischen Alb sind an einzelnen Stellen die Fichten sogar inzwischen weit stärker geschädigt als auf den Buntsandstein- und Gneisböden des Schwarzwaldes.

Auffälligerweise sind vor allem diejenigen Bäume betroffen, die auch in besonders starkem Maße luft- und lichtexponiert sind, also Bäume am Bestandesrand, am Rand von Lichtungen, an größeren Weggabeln und natürlich völlig freistehende Bäume. Auf Zusammenhänge mit der Lichtexposition deutet auch die Tatsache hin, daß in der Regel nur die Zweig- bzw. Nadeloberseiten, nicht dagegen die Unterseiten vergilbt sind.

Nicht in das Bild von der Schädigung durch Schwefeldioxid paßt auch die Tatsache, daß Flechten an geschädigten Bäumen in Süddeutschland besonders häufig auftreten, da Flechten erwiesenermaßen sehr empfindlich auf Schwefeldioxid-Belastung reagieren. Im Bayerischen Wald, Fichtelgebirge und Schwarzwald kann man sogar nahezu die Regel aufstellen, daß der Flechtenbewuchs umso größer ist, je stärker der Baum geschädigt ist. Allerdings handelt es sich bei den die geschädigten Bäume besiedelnden Flechten meist um Laubflechten oder aber auch Strauchflechten, nicht dagegen um die extrem empfindlichen Bartflechten.

Tabelle 1: Hinweise auf Ozon als wichtigster Schadfaktor, Argumente gegen die "Saure-Regen-Hypothese"

- Zeitlicher Verlauf der Schäden zeigt keine Übereinstimmung mit der SO_2 -Belastung oder dem pH-Wert des Regens.
- Erste größere Schäden wurden in Reinluftgebieten in Höhen über 800 m beobachtet, dort - auch im Bayerischen Wald - vornehmlich auf der West- und Südwestseite.
- Schäden z.T. sogar auf Kalkgestein.
- Geschädigte Bäume stehen z.T. auf Böden mit besserem Nährstoffangebot als ungeschädigte, vorausgegangene Düngung scheint kaum Einfluß zu haben.
- Geschädigte Nadeln weisen keine höheren, sondern i.a. niedrigere Konzentrationen an Schwermetallen und Schwefel auf als ungeschädigte (bezüglich Schwefel sogar z.T. Mangelsituation).
- NO_x -Emissionen zeigen Parallelität zum Schadverlauf. Die Konzentrationen an Stickstoffmonoxid und Stickstoffdioxid sind allerdings in den Reinluftgebieten so gering, daß Schäden hierdurch nicht zu erwarten sind, zumal diese Komponenten weniger toxisch sind als SO_2 .
- NO_x -Emissionen sind wichtiger Bestandteil im Zyklus der Ozon-Bildung (neben Kohlenwasserstoffen).
- Parallel zum Schadverlauf erfolgte in den letzten Jahren allgemein ein Anstieg der Ozonbelastung, und zwar insbesondere in den Höhenlagen der Reinluftgebiete.
- Geschädigte Nadeln weisen geringere Nährstoffgehalte auf als ungeschädigte, der Nährstoffverlust läßt sich experimentell nachvollziehen durch kombinierte Behandlung mit Ozon und Nebel.
- Die Vergilbung der Nadeln kann experimentell durch Nährstoffmangel und starke Belichtung erzeugt werden.
- Ozon ist vermutlich die einzige Luftverunreinigung, die in höheren Lagen und größerer Entfernung von den Emissionsquellen höhere mittlere Belastungen aufweist als in niedrigeren Lagen und geringerer Entfernung von den Emissionsquellen.

Auch die Entwicklung der pH-Werte des Regens seit 1976 deutet nicht darauf hin, daß dieser in letzter Zeit saurer geworden ist. Insbesondere läßt sich keine Beziehung zu den anfangs erwähnten Terminen des ersten Auftretens von Waldschäden bzw. des Stärkerwerdens der Schäden aufzeigen. An der Station Schauinsland im Schwarzwald ist der pH-Wert des Regens im Beobachtungszeitraum sogar angestiegen. Die zeitliche Entwicklung der Schwefeldioxid-Emission stimmt ebenfalls nicht mit der Entwicklung der Waldschäden überein: Eine Zunahme der Emission erfolgte bis 1970, seitdem ist eine leichte Abnahme zu verzeichnen. Von einem potentiellen Schadfaktor sollte man dagegen erwarten, daß Korrelationen zwischen dem Schädigungsgrad und der Konzentration bestehen.

3. Der Anstieg der Ozonkonzentration

Zugenommen hat dagegen seit 1966 ständig die NO_x -Emission, die, verglichen mit 1966, bis heute eine 50%ige Steigerung erfahren hat. Das von den Kraftfahrzeugen, aber auch von Großemittenten ausgeschiedene Stickstoffmonoxid ist zwar ebenfalls ein Pflanzengift, das bei Anwesenheit oxidierender Substanzen in Stickstoffdioxid umgewandelt wird, aber beide Komponenten, vor allem das Stickstoffmonoxid, sind weit weniger toxisch als Schwefeldioxid. Die z.Z. vorhandenen Konzentrationen reichen daher nicht aus, um eine direkte NO- oder NO_2 -Schädigung plausibel zu machen.

Unter Lichteinfluß wird jedoch vom Stickstoffdioxid ein Sauerstoffatom abgespalten (siehe Abb. 3 im Anhang). Dieses ist in der Atmosphäre nicht lebensfähig, sondern verbindet sich sofort mit dem Luftsauerstoff zu Ozon. Wie bereits ausgeführt, wird primär nicht NO_2 , sondern NO emittiert. Dieses kann sich mit dem atmosphärischen Ozon zu $\text{NO}_2 + \text{O}_2$ umsetzen. Es kommt also schnell zur Ausbildung eines Kreislaufes, an dem NO, NO_2 , O_2 und O_3 beteiligt sind. Dieser Kreislauf ist lichtabhängig, denn die Ozonbildung erfolgt nur unter Licht, insbesondere aus dem UV-Bereich. Gefördert wird der Vorgang durch hohe Temperaturen und durch Windstille.

Zu diesem eben geschilderten Kreislauf tritt noch ein zweiter hinzu: Unter den Luftverunreinigungen finden sich auch bestimmte Kohlenwasserstoffe, die sich in recht komplizierten Reaktionen zu sog. Peroxiradikalen (hier mit RO_2 symbolisiert) umsetzen können, welche ebenfalls die Fähigkeit besitzen, NO zu NO_2 zu oxidieren. Das so entstandene NO_2 wird dann in den zuerst beschriebenen Kreislauf eingeschleust und führt ebenfalls zur Ozonbildung. Erst die Kohlenwasserstoffe bzw. die aus ihnen entstehenden Peroxiradikale sorgen also dafür, daß innerhalb des erstgenannten Kreislaufes das Ozonniveau schnell und in strenger Proportionalität zur Sonneneinstrahlung innerhalb des Tages ansteigt.

Wie bereits eben erwähnt, kann die Ozonbildung nur unter Lichteinfluß erfolgen. Sie setzt daher spätestens mit Sonnenuntergang aus. Über die Reaktion mit NO könnte damit nachts theoretisch alles Ozon abgebaut werden, wenn sich nicht in gewisser Höhe in der Atmosphäre in der Regel eine Sperrschicht ausbilden würde, die dem über ihr befindlichen Ozon nicht erlaubt, nach unten abzusinken

und dort mit dem von den Quellen weiter emittierten NO zu reagieren. Es wird daher nur dasjenige Ozon reduziert, das sich unterhalb dieser Sperrschicht befindet. Wir haben daher in Tallagen, d.h. dort, wo in der Regel auch die Emittenten angesiedelt sind, eine deutliche Tagesperiodizität der Ozon-Konzentration: Am Tage bildet sich, besonders bei starker Sonneneinstrahlung, ein deutliches Maximum aus, das in der Nacht wieder bis auf Null absinkt. In den Höhenlagen der Mittelgebirge finden sich dagegen nicht derart hohe Maxima wie in den Tallagen, dafür aber erfolgt des Nachts auch nur eine weit geringere Absenkung der Ozonkonzentration. Damit stellt sich insgesamt eine höhere mittlere Konzentration ein.

Messungen, die an der Station Kälbelescheuer im Südschwarwald im Vergleich zu Freiburg und Köln-Rodenkirchen von der LIS durchgeführt wurden, belegen genau die eben entwickelte Hypothese (siehe Abb. 4 im Anhang). Interessant ist dabei besonders die Freiburger Messung, denn hier treten auch nachts zwei Ozon-Maxima auf. Diese sind jedoch, da gerade der Freiburger Raum klimatologisch sehr gut untersucht ist, leicht zu erklären. Sie werden jeweils durch eine ozonangereicherte Kaltluftlawine aus höheren Lagen verursacht, die die Sperrschicht durchdrungen hat. Das in diesen Kaltluftlawinen enthaltene Ozon wird dann jeweils relativ schnell durch das unterhalb der Sperrschicht vorhandene NO zu NO₂ und O₂ abgebaut.

Von FRICKE [2] wurden die mittleren jährlichen Ozonbelastungen von allen Meßstationen der Bundesrepublik Deutschland zusammengetragen und der Höhe über NN gegenübergestellt. Es ergab sich dabei eine auffällige Abhängigkeit der mittleren jährlichen Ozonkonzentration von der Höhe über NN. Bei den Spitzenwerten ist es dagegen, sieht man von den Küstenstationen ab, bei denen aufgrund der Meeresnähe eine sehr starke Ventilation erfolgt, genau umgekehrt. Die Spitzenwerte sind umso höher, je niedriger die Station liegt.

Man muß daher erwarten, daß in Höhenlagen vor allem solche Pflanzenarten geschädigt werden, die bei chronischer Einwirkung empfindlich reagieren wie Fichte und Tanne, während in tieferen Lagen insbesondere solche Pflanzenarten Schäden aufweisen, die durch Spitzenbelastung von Ozon geschädigt werden, wie Laubgehölze und vielleicht auch die Kiefer.

Auch Messungen in Bayern ergaben übrigens, daß die Ozonkonzentration besonders in industriefernen Reinluftgebieten relativ hoch war, wie z.B. am Kleinen Arber in der Nähe von Bodenmais, also genau in den Gebieten, in denen die Waldschäden auch zuerst beobachtet wurden. Seit August 1983 wird auch in Nordrhein-Westfalen an zwei Waldmeßstationen die Ozonkonzentration in der Luft bestimmt (im Eggegebirge und in der Eifel). Die in diesen Stationen gemessenen Werte decken sich mit den schon vorher in Baden-Württemberg und Bayern gefundenen.

Untersuchungen von ATTMANNSPACHER [1] ergaben vier bedeutsame Fakten:

- Eine Zunahme der Ozonkonzentration in den letzten Jahren innerhalb der gesamten Troposphäre, d.h. bis in Höhen von 12 km.

- Eine Zunahme der Ozonkonzentration in Bodennähe an hochgelegenen Stationen, die von 1981 zu 1982 jeweils genauso hoch war wie die in den zwei mal sieben vorausgegangenen Jahren.
- Eine besonders hohe Ozonbelastung im Jahre 1976, also in dem Jahr, in dem die Tannenschäden zum ersten Mal gravierend zunahmen.
- Eine Abhängigkeit der Ozonkonzentration von der Globalstrahlung, insgesamt jedoch mit stark steigender Tendenz, insbesondere in den Wintermonaten, also in strahlungsarmer Zeit.

Ozon wird also nicht mehr, wie in früheren Zeiten, im Winter vollständig abgebaut, sondern es bildet sich ein Ozonreservoir, das bereits zu Anfang des nächsten Sommers zur Verfügung steht und zu dem dann die im Sommer produzierte Ozonmenge noch hinzukommt. Dementsprechend ist zu erwarten, daß von Jahr zu Jahr eine weitere Aufschaukelung der Ozonkonzentration erfolgen wird.

4. Experimente der LIS

Da aufgrund der o.a. Befunde zu vermuten war, daß ein Zusammenhang zwischen Ozonkonzentration und Waldschäden besteht, lag es nahe, diese Hypothese durch Kultur- und Begasungsversuche zu überprüfen. Zunächst einmal wurde die hohe Ozonbelastung an verschiedenen Stellen des Landes NRW nachgewiesen durch Tabakpflanzen, die in Gewächshäusern herangezogen worden waren, und von denen ein Teil mit ungereinigter Außenluft, der andere Teil jedoch mit gefilterter, d.h. ozonfreier Luft, im Freiland exponiert wurde. Während die Blätter der in gefilterter Luft wachsenden Pflanzen keine Fleckung zeigten, bildeten sich auf den in ungefilterter Luft wachsenden Pflanzen die typischen Ozonflecke, die aus den USA bekannt sind. Das Ausmaß der Schäden im Freiland ist übrigens abhängig von der Höhe über NN des Wuchsortes: Mit zunehmender Höhe nehmen die Schäden zu und sind insgesamt im Eggegebirge höher als in der Eifel. Bei der Fichte konnten durch Ozonbegasung nicht die typischen Schadbilder erzielt werden, die im Freiland zu beobachten sind, sondern lediglich eine fleckenförmige Vergilbung, und diese auch erst bei Konzentrationen, die im Vergleich zu den im Freiland auftretenden recht hoch sind. Keine Schäden konnten bei der Tanne erzeugt werden, nicht einmal bei einer sechs- bis achtwöchigen Begasung mit $600 \mu\text{g Ozon/m}^3$ Luft. Entsprechende Befunde von Begasungsversuchen liegen übrigens auch aus der USA vor.

Bei der Buche konnten dagegen schon bei $150 \mu\text{g/m}^3$ nach 8 Wochen Verfärbungen der Blätter erzielt werden, die auffallend mit denen übereinstimmen, die im Sommer 1983 an verschiedenen Standorten gefunden wurden. Außerdem trat auch das sog. "Sägezahnmuster" auf, das von verschiedenen Autoren als typisches Schadmerkmal beschrieben wird, und das dadurch zustande kommt, daß sich das Blattgewebe zwischen den Blattadern aufwölbt.

Da bei der Fichte und auch bei der Tanne also keine reinen Ozonwirkungen experimentell zu erzeugen waren, mußte nach weiteren Ursachen gesucht werden. Aufgrund von Literaturhinweisen, sowie aufgrund der geringen Gehalte an Calcium, Magnesium, Schwefel und anderen Elementen der vergilbten Nadeln, wurde eine kombinierte Wirkung von Ozon und Nebel vermutet. Zur Überprüfung dieser Hypothese wurden Fichten mit Ozon begast und anschließend Zweigteile abgeschnitten und diese 24 bzw. 36 Stunden lang in säurehaltigem Wasser ausgeschüttelt. Anschließend wurde dann der Nährstoffgehalt in der Waschlösung bestimmt. In einem zweiten Versuch wurden in Küvetten Fichten abwechselnd mit säurehaltigem Nebel besprüht und mit Ozon begast. Der sich an den Fichten niederschlagende Nebel tropfte von den Nadeln ab, wurde am Boden der Küvette gesammelt und wiederum als Nebel auf die Fichten versprüht. Nach achtstündiger Beregnung wurde dann der Nährstoffgehalt in der Waschlösung bestimmt. Abbildung 5 (s. Anhang) zeigt die Ergebnisse des ersten Versuches: Man erkennt, daß aus den vorher mit Ozon begasten Zweigen mehr Nährstoffe ausgewaschen wurden als aus den unbegasten. Dabei ergaben sich einerseits Unterschiede in Abhängigkeit von der Konzentration der Ozonbegasung, andererseits aber auch in Abhängigkeit vom Alter der Nadeln. Ältere Nadeln erleiden offensichtlich einen größeren Auswaschverlust als die jüngeren. Anscheinend treten unter Ozoneinwirkung zwei Effekte auf. Erstens eine stärkere Verwitterung der Cuticula und zweitens eine Störung des Membransystems der Zelle, so daß die Membranen ihre Schutzfunktionen gegen Nährstoffverluste nicht mehr voll erfüllen können.

Verwendet man eine Waschlösung, deren pH dem des sauren Regens entspricht, so nimmt im Laufe des Versuches deren pH-Wert zu, die Leitfähigkeit aber ab. Die pH-Zunahme ist so zu erklären, daß die Blätter als Ionenaustauscher fungieren: Metallionen werden im Austausch gegen H^+ -Ionen abgegeben. Da die Metallionen in der Lösung weniger leicht beweglich sind als die H-Ionen, nimmt auch die Leitfähigkeit ab. Verwendet man dagegen als Waschlösung deionisiertes Wasser, so nimmt dessen pH-Wert nicht zu, wohl dagegen die Leitfähigkeit. Es handelt sich also offensichtlich nicht nur um Austauschvorgänge, sondern es werden auch noch auf anderem Wege Ionen aus den Blättern freigesetzt.

Abbildung 6 (s. Anhang) zeigt die Ergebnisse einer über zweimonatigen kombinierten Behandlung mit Ozon und einem Nebel, dessen pH-Wert bei 3,5 lag. Es zeigt sich eine ganz enge Beziehung zwischen Auswaschverlust an Magnesium und Ozonkonzentration. Rechnet man den Auswaschverlust auf ein Jahr hoch, so entspricht er ziemlich genau der Differenz, die bei den Nadelanalysen zwischen gelben und grünen Nadeln gefunden wurden (etwa 400 $\mu\text{g/g}$ Trockengewicht). Weiterhin zeigten die Analysen der Waschlösung, daß auch Sulfat und Nitrat ausgewaschen werden, nicht jedoch Phosphat. Hierdurch werden auch die anfangs erwähnten geringen Schwefelgehalte der geschädigten Nadeln aus dem Südschwarzwald verständlich. Damit ist zugleich belegt, daß nicht nur Kationen verlorengehen, sondern auch Anionen. Wir nehmen inzwischen an, daß auch ein Verlust an Neutralsalzen erfolgen kann, was gleichzeitig bedeutet, daß es neben dem pH-abhängigen Protonen-Kationenaustausch auch einen pH-unabhängigen Effekt gibt. Aus der Literatur ist hier außerdem schon seit längerem bekannt, daß organische Säuren ausgewaschen werden können.

Die eben beschriebenen Versuche belegen zwar die schädigende Wirkung des Ozons, erklären aber noch nicht, wieso es zur Nadelvergilbung kommt und wieso diese auf der dem Licht zugewandten Seite in der Regel stärker ist als auf der lichtabgewandten Seite. Zur Erklärung dieses Phänomens ist davon auszugehen, daß stoffwechselgestörte Pflanzen von Sonnenlicht stark geschädigt werden können, während normalerweise das Chlorophyll durch Protein-Pigmentkomplexe vor Schädigungen bewahrt wird. Um diesen Wirkungsmechanismus nachzuprüfen, wurden Fichten in sog. Nullerde herangezogen (d.h. ohne Nährstoffe) und andere in normalgedüngter Einheitserde (ED 73). Gut gedüngte und schlecht gedüngte Fichten wurden dann jeweils einer hohen und einer niedrigen Lichtintensität ausgesetzt (35000 bzw. 15000 Lux). Dabei zeigten die starkbelichteten und nicht gedüngten Fichten weitgehend die gleichen Schadsymptome, wie sie auch in den Schadensgebieten des Bayerischen Waldes, Schwarzwaldes, Eggegebirges usw. zu beobachten sind. Die gut gedüngten Fichten zeigten dagegen nur eine geringe Aufhellung bei starker Belichtung, nämlich einen etwa 15%igen Chlorophyllverlust. Der Chlorophyllverlust betrug bei den ungedüngten Fichten bei starker Belichtung 50 %, bei den gut gedüngten hingegen nur 15 %. Die weniger stark belichteten Fichten zeigten hingegen keinen Unterschied im Chlorophyllgehalt zwischen gedüngter und ungedüngter Variante.

5. S c h l u ß f o l g e r u n g e n

Die eben erwähnten Beobachtungen, Messungen und Untersuchungsergebnisse, beginnend vom Zeitpunkt und Ort des Auftretens der ersten Schäden über die Ausbreitung der Schäden, die Nährstoffanalysen von Boden und Nadeln, die Ozonmessungen, die Begasungs- und Benezelungsversuche sowie die experimentelle Erzeugung realistischer Nadelschäden durch Ozon, Licht und Mangelernährung, führen nun zu folgender Annahme über die Ursachen der Waldschäden (siehe Abb. 7 im Anhang): Die Einwirkung von Ozon, die besonders gravierend im Bergland ist, führt über Verwitterung der Cuticula und Membranschäden zu einer Nährstoffauswaschung durch säurehaltigen Nebel und Regen. Hieraus folgt ein Nährstoffmangel in den Blättern bzw. in den Nadeln, der eine Stoffwechselstörung zur Folge hat. Stoffwechselgestörte Blätter aber sind in erhöhtem Maße anfällig für Schädigungen durch Licht, da die Schutzverbindungen für das Chlorophyll nicht in ausreichendem Maße gebildet werden. Somit kann das Chlorophyll geschädigt werden, und es kommt zur Vergilbung der Blätter. Hierdurch wird die Assimilationstätigkeit herabgesetzt. Wie von uns nicht experimentell überprüft wurde, jedoch durch die Literatur belegt ist, tritt bei verminderter Assimilation auch eine Schädigung des Wurzelsystems (Verminderung der Feinwurzel-Biomasse) ein. Somit wird als Rückkopplungseffekt die Aufnahme neuer Nährstoffe aus dem Boden behindert. Auf diese Weise können Pflanzenschäden also selbst dann noch zunehmen, wenn die Immissionsbelastung nicht weiter steigt oder evtl. sogar leicht absinkt. Als weiterer Rückkopplungseffekt ist vorstellbar, daß der Assimilationsapparat direkt durch gasförmige Luftschadstoffe beeinträchtigt wird und daß als Folge hiervon ein zusätzlich erhöhter Auswaschverlust zustande kommt.

Selbstverständlich können auch alle anderen Faktoren, die den Nährstoffmangel bewirken, schadensverstärkend bzw. risikoerhöhend wirken. Ist der Boden z.B. von Natur aus sehr nährstoffarm, so sind eher Schäden zu erwarten als auf nährstoffreichen Böden.

Auch mit einer gewissen endogenen Rhythmik kann die Vergilbung im Zusammenhang stehen. So wurde festgestellt, daß die im Herbst und Winter zu beobachtende Vergilbung im Frühjahr und Sommer teilweise oder ganz zurückgeht, dann aber im Herbst wieder eintritt. Dies dürfte damit zusammenhängen, daß mit der Einstellung der Fichte auf den Winterfrost, d.h. mit dem Aufbau der Frostresistenz, stets ein Abbau des Chlorophylls zu verzeichnen ist. Im Frühjahr wird die entsprechende Chlorophyllmenge dann wieder aufgebaut. Während der Umstellungszeit durchläuft der Chloroplast zudem eine sehr sensible Phase, in der er besonders leicht geschädigt werden kann. Von größerer Bedeutung ist jedoch vermutlich, daß das Magnesium mit dem neuen Nadelaustrieb in den älteren Nadeln mobilisiert und zu den jüngsten Nadeln hintransportiert wird. Dies steht in Übereinstimmung zu dem augenfälligen Phänomen, daß die letztjährigen Nadeln sich häufig wie ein grüner Saum von den gelben älteren Nadeln abheben.

Abschließend sei noch erwähnt, daß in Waldschadensgebieten in den letzten Jahren ein verstärktes Auftreten parasitischer Schaderreger (Pilze, Insekten, Viren, möglicherweise auch Mykoplasmen) zu verzeichnen ist. Besonders auffällig ist hierbei der Pilz *Rhizosphaera kalkhoffii*, der auch in den USA bereits als gefährlicher Schädling in Nadelbaumkulturen bekannt ist. Bei dem Auftreten dieses Pilzes kommt es natürlich ebenfalls zu Rückkopplungseffekten. Einerseits werden die Pflanzen durch den Befall geschwächt, andererseits findet der Pilz aufgrund der Schwächung der Pflanzen durch Ozon immer bessere Bedingungen vor, so daß er sich in immer stärkerem Maße ausbreiten kann. Es muß daher evtl. mit einer Vernichtung größerer Fichtenbestände durch diesen Pilz oder andere Schädlinge gerechnet werden, auch wenn sich die Immissionslage nicht weiter verschlechtert. Dies ist ein Aspekt, dem man größere Aufmerksamkeit als bisher widmen sollte.

S c h r i f t t u m

- [1] ATTMANNSPACHER, W.:
Änderung der lebenswichtigen Ozonschicht der Atmosphäre. Ergebnisse langjähriger Ozonmessungen am meteorologischen Observatorium, Hohenpeißenberg. Vortrag anlässlich des Symposiums "Probleme der Umwelt und Medizinmeteorologie im Gebirge" in Rauris am 24.09.1983.
- [2] FRICKE, W.:
Großräumige Verteilung und Transport von Ozon und Vorläufern. VDI-Berichte 500 (1983), S. 55 - 62.
- [3] KRAUSE, G.H.M., K.-D. JUNG und B. PRINZ:
Neuere Untersuchungen zur Aufklärung immissionsbedingter Waldschäden.
VDI-Berichte 500 (1983), S. 257 - 266.
- [4] PRINZ, B.:
Gedanken zum Stand der Diskussion über die Ursache der Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland.
Der Forst- und Holzwirt, 38 (1983), S. 460 - 468.
- [5] PRINZ, B., G.H.M. KRAUSE und H. STRATMANN:
Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland (Vorläufiger Bericht der Landesanstalt für Immissionsschutz über Untersuchungen zur Aufklärung der Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland). LIS-Bericht Nr. 28 (1982) der Landesanstalt für Immissionsschutz des Landes NRW, 154 S.

B i l d a n h a n g

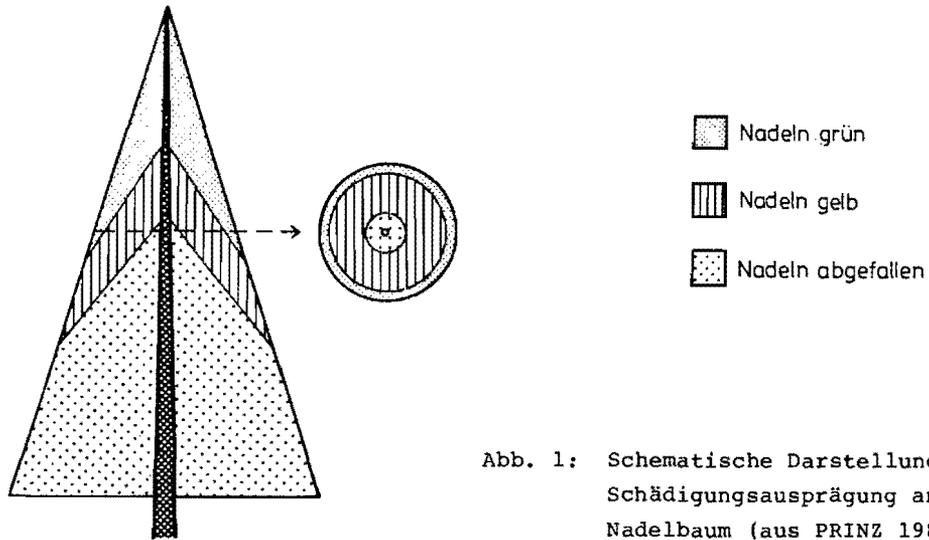


Abb. 1: Schematische Darstellung der Schädigungsausprägung an einem Nadelbaum (aus PRINZ 1983)

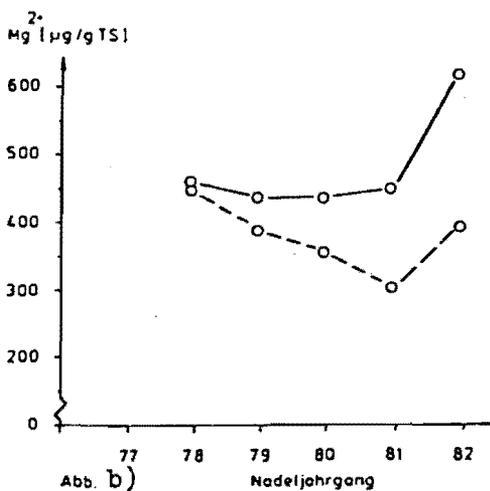
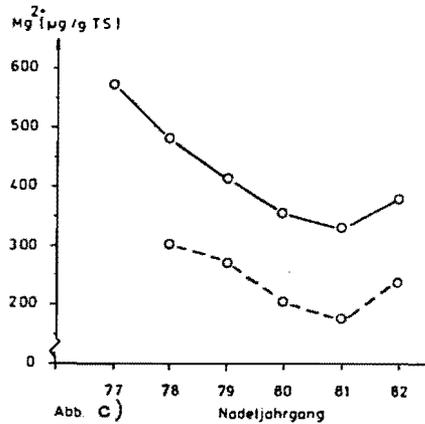
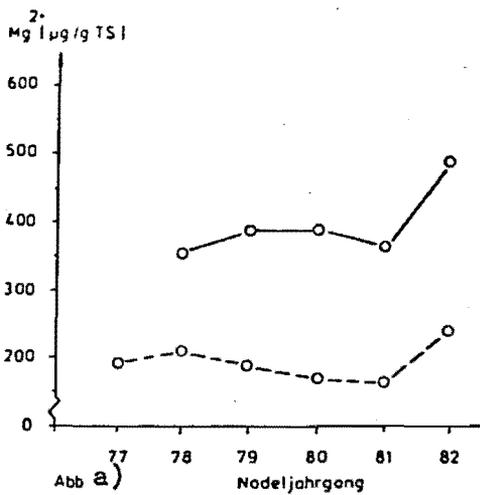


Abb. 2: Magnesiumgehalt (µg/g TS) in Fichtennadeln (o—o grüne Nadeln, o----o gelbe Nadeln)

- a) Herkunft "Neuenhof", Forstamtsbezirk Staufen, Schwarzwald, Fichte ca. 6 Jahre alt
- b) Herkunft Eggegebirge, Forstamtsbezirk Buke, NRW, grüne Fichte, ca. 25 Jahre alt mit beginnender gelber Nadelverfärbung
- c) Herkunft wie b), jedoch stark vergilbter Baum

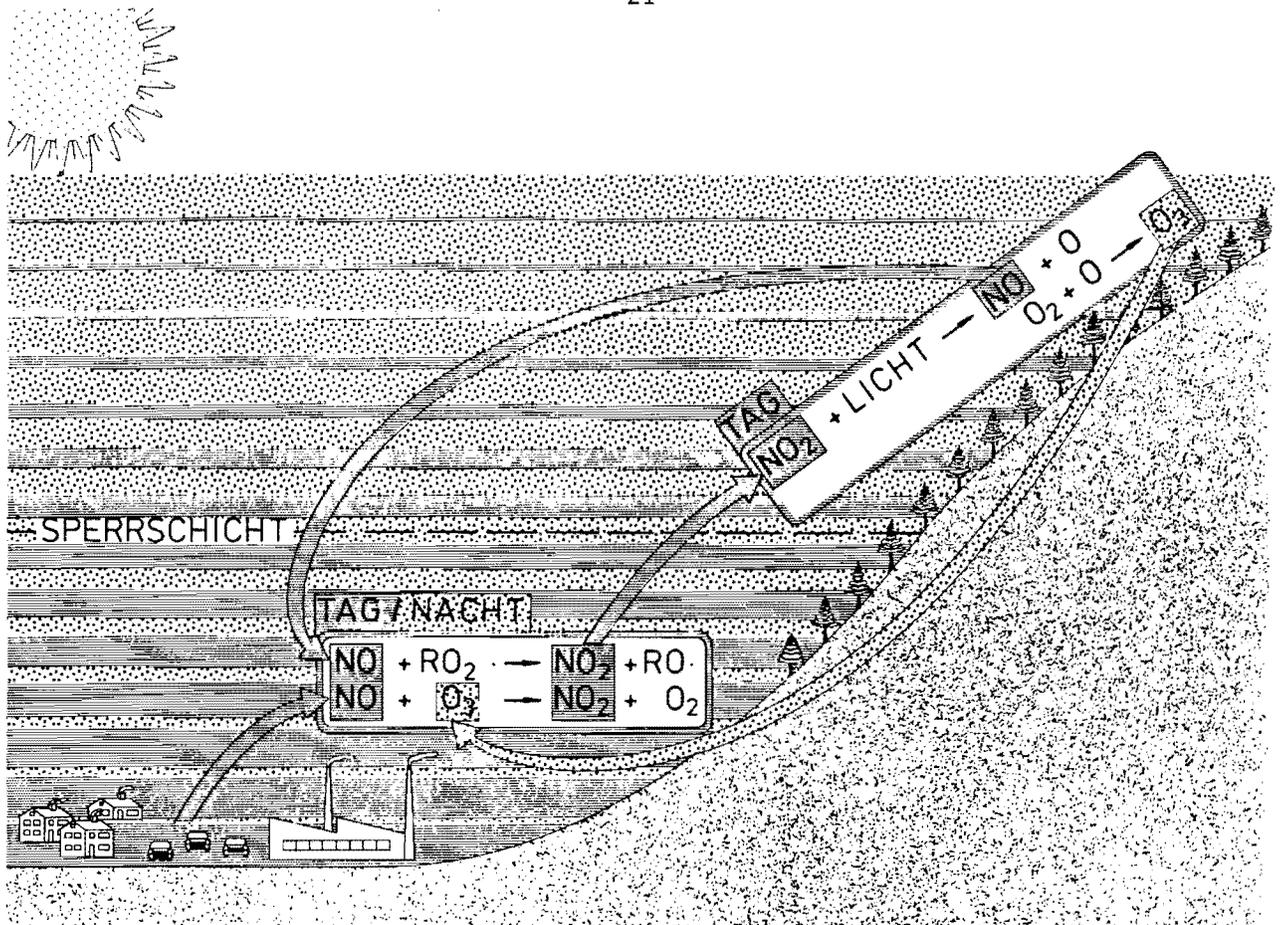


Abb. 3: Schematische Darstellung der Ozonbildung in Abhängigkeit von der Quellenentfernung bzw. von der relativen Höhe über dem Talgrund

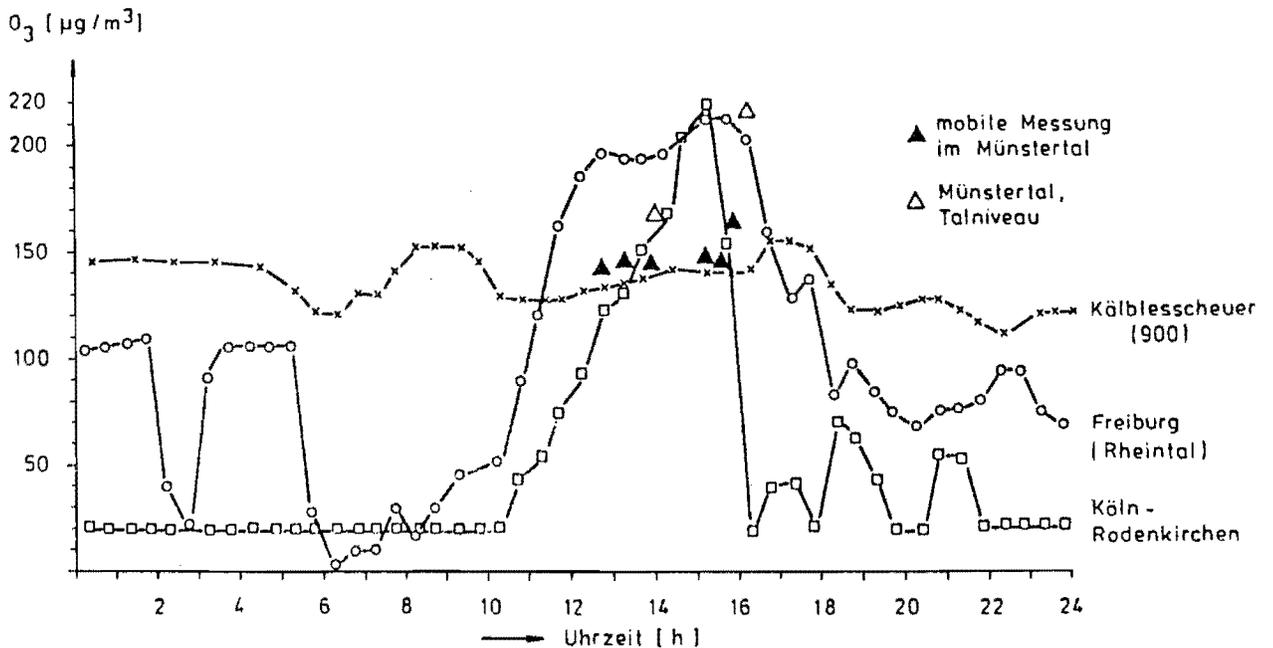


Abb. 4: Ozontagesgänge von Stunden- bzw. Halbstundenmittelwerten gemessen an verschiedenen Stationen vom 18.09.1982

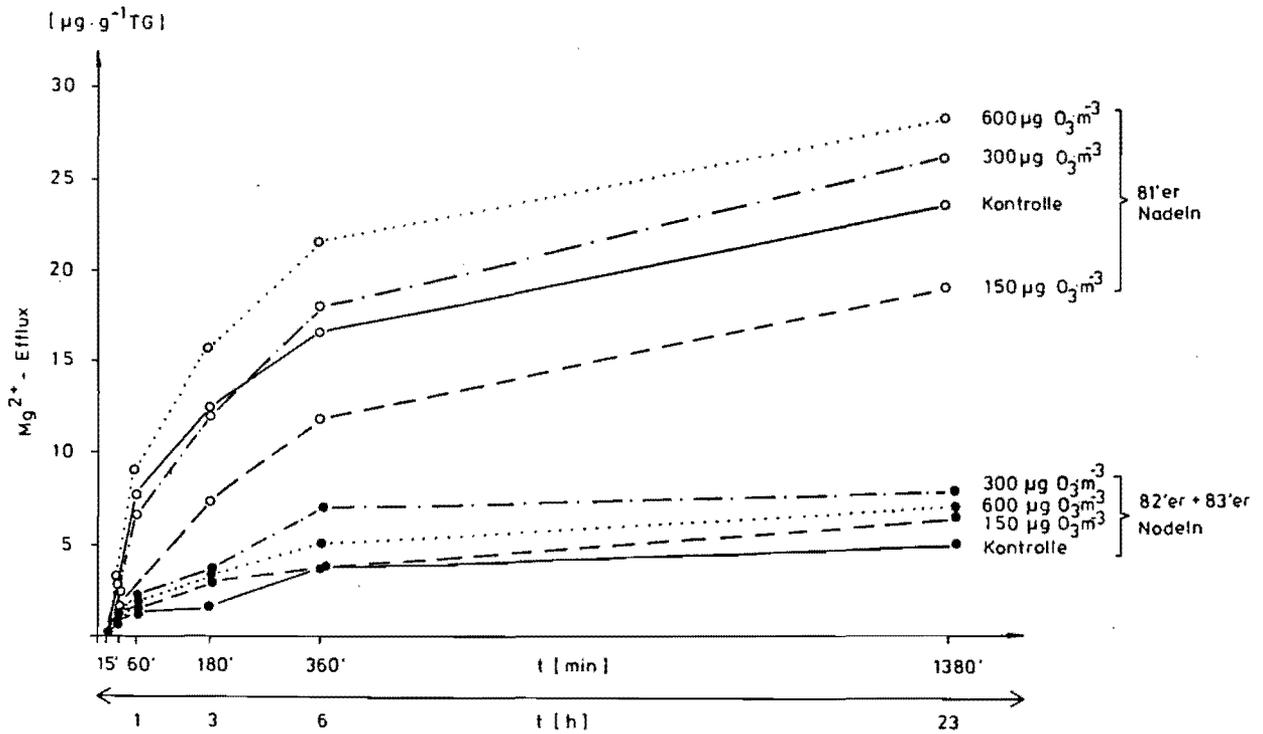


Abb. 5: Ergebnisse eines Auswaschversuches mit abgeschnittenen Zweigteilen von Fichten, die vorher mit Ozon begast worden waren, im Vergleich zur Kontrolle

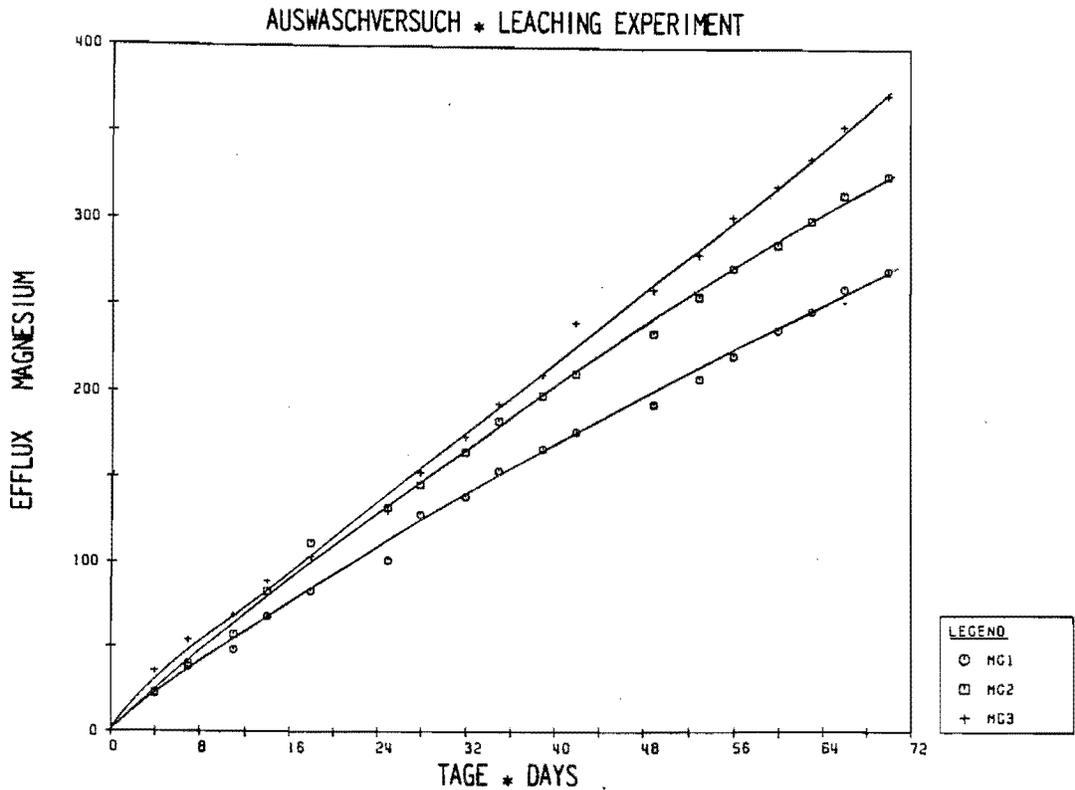


Abb. 6a

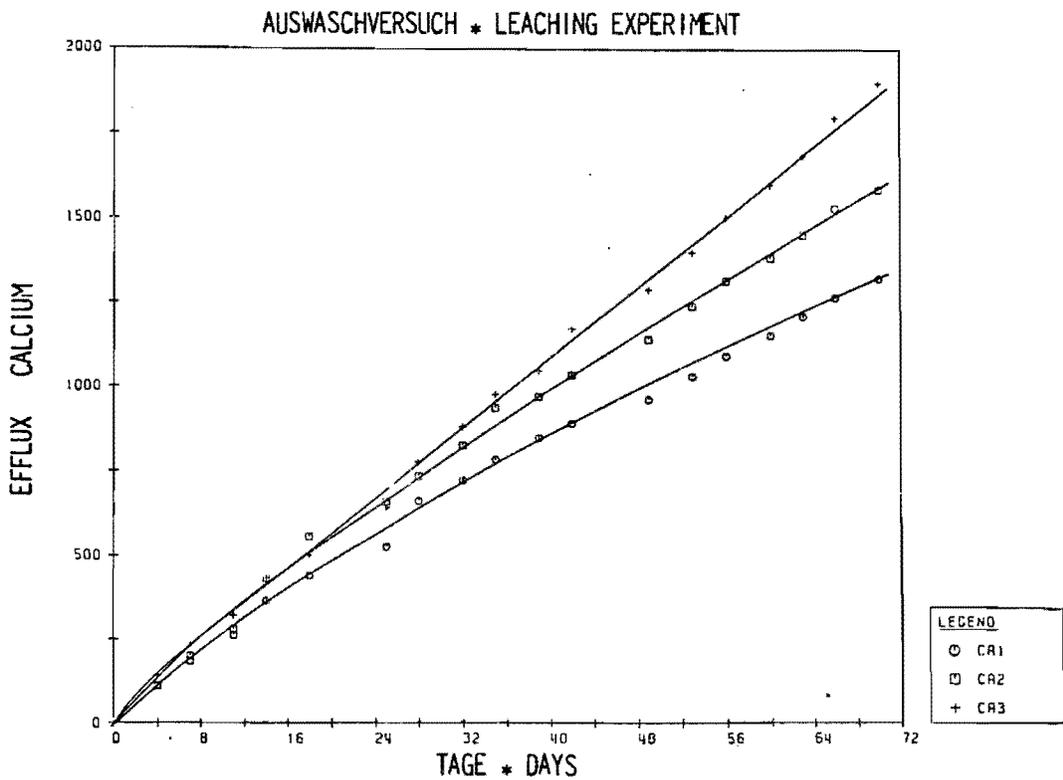


Abb. 6b

Abb. 6: Ergebnisse eines Auswaschversuches an lebenden Fichten bei intermittierender Begasung mit Ozon und Benebelung (2 Tage pro Woche über 5 Stunden mit pH 3,5). Die Behandlungsstufen entsprechen 1 = Kontrolle, 2 = $150 \mu\text{g O}_3/\text{m}^3$ und 3 = $300 \mu\text{g O}_3/\text{m}^3$. Der Efflux ist in $\mu\text{g/g TS}$ angegeben. Ermittelt wurde der Auswaschverlust an Magnesium (6a), Calcium (6b), Kalium (6c), Nitrat (6d) und Sulfat (6e).

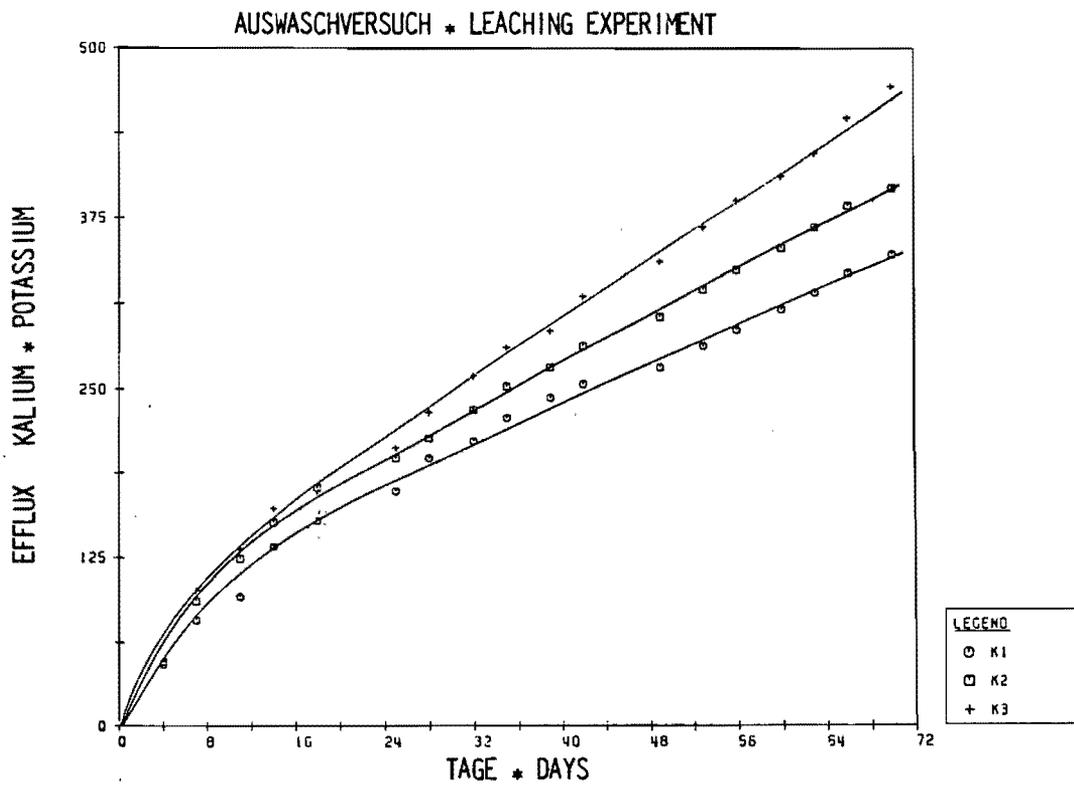


Abb. 6c

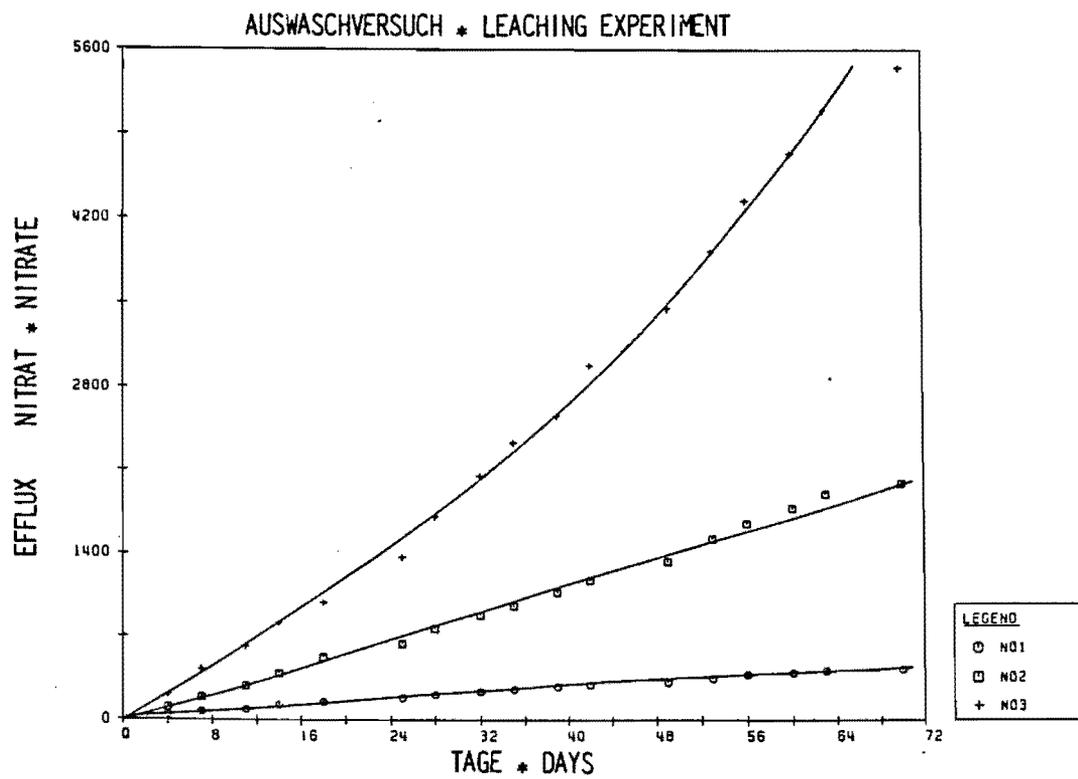


Abb. 6d

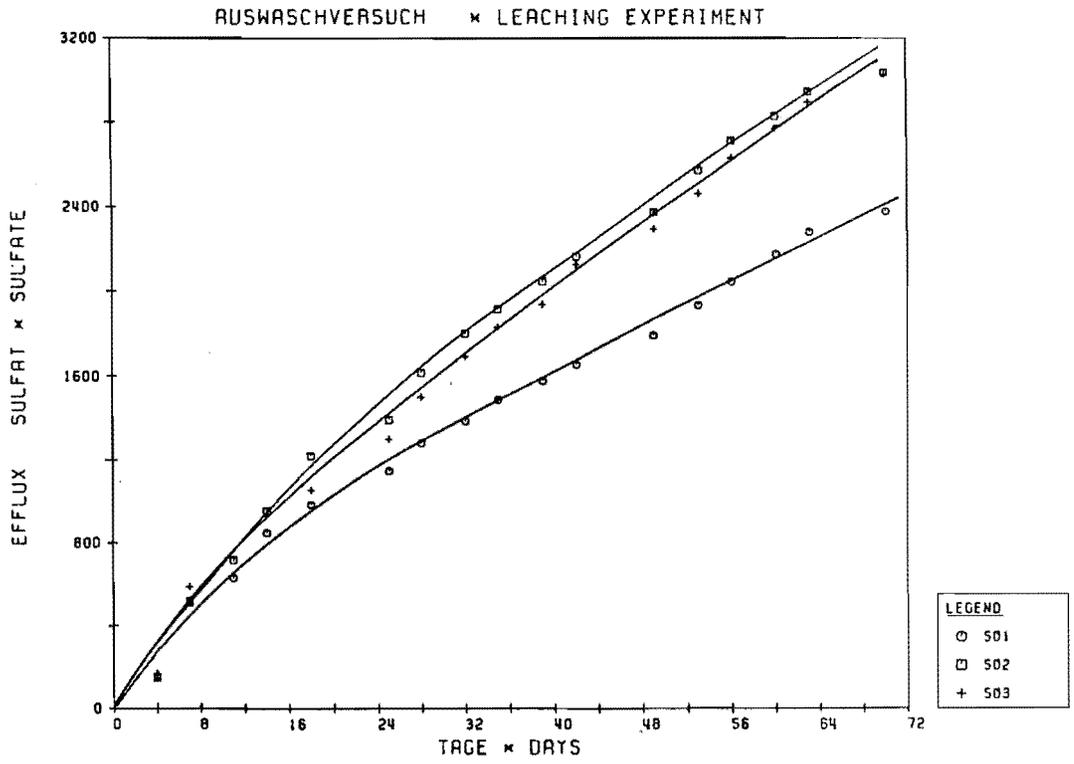


Abb. 6e

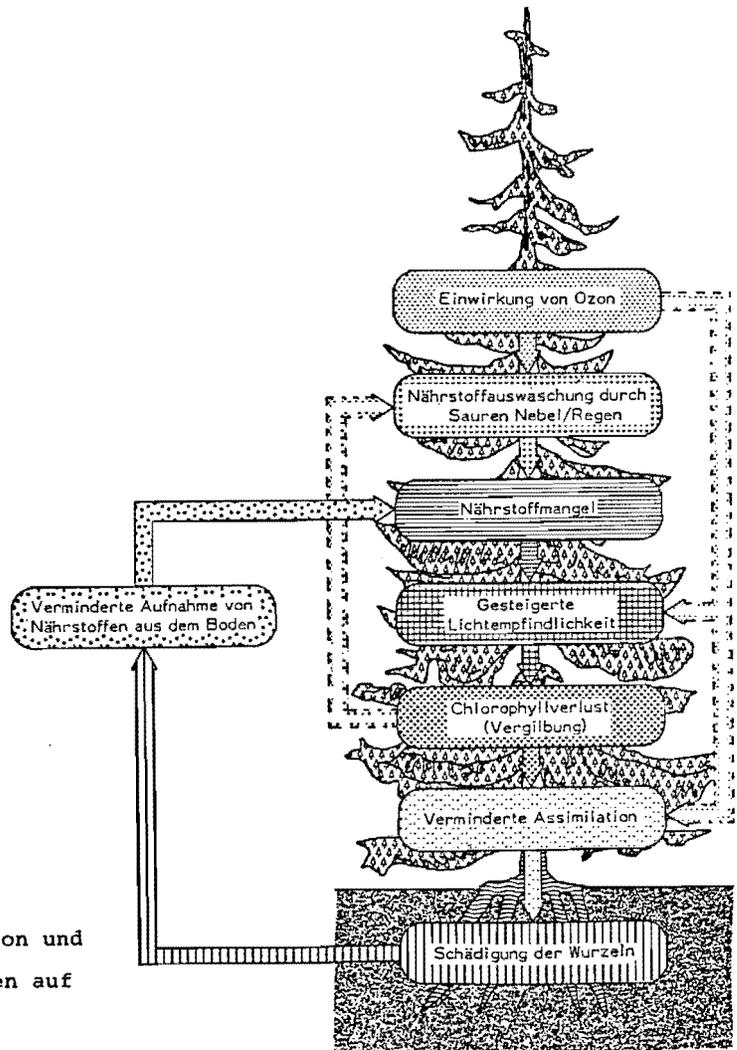


Abb. 7: Einwirkung von Ozon und saurem Nebel/Regen auf Nadelbäume

ENTWICKLUNG UND AUSMAß DER WALDSCHÄDEN

Dr. J. Hradetzky

Z u s a m m e n f a s s u n g

Seit Mitte der 70er Jahre, in verstärktem Maße seit Anfang der 80er Jahre, werden an den wirtschaftlich bedeutendsten Baumarten Krankheitssymptome beobachtet, die nach vorherrschender Meinung durch Luftschadstoffe hervorgerufen werden. Sie äußern sich vornehmlich durch Verlust eines Teils der Nadel- bzw. Blattmasse, in verstärkter Bildung von Ersatztrieben und führen bei stärkerer Schädigung zum Absterben der Bäume. Bundesweite Erhebungen ergaben folgende Flächenanteile erkrankter Bestände: 1982 - 8 %, 1983 - 34 % und 1984 - 50 %. Auch wenn die Ergebnisse der Jahre 1982 und 1983 aus methodischen Gründen zu niedrig angesetzt sind, ist der rasante Fortschritt der Erkrankung besorgniserregend. Sonderuntersuchungen an ausgewählten Probeflächen bestätigen diesen Trend.

S u m m a r y

From the mid 70s, and more striking since the beginning of the 80s, economically important species of trees reveal symptoms of disease, which - in common opinion - result from air pollution. These symptoms are mainly manifested in a partial loss of the needles respectively the leaves, in the forming of new sprouts as substitutes for the lost ones and, with more serious damages, the disease results in the death of the trees. Inventories in the German federal republic proved following damages: 1982 - 8 %, 1983 - 34 % and 1984 - 50 % with respect to the whole forest area. Even when the results of 1982 and 1983 seem very low - this is due methodical reasons - the rapid progress of the disease is alarming. Analysis in special plots confirm this trend.

Erste Anzeichen der Walderkrankung, die heute unter dem Begriff Waldsterben Forstleute und Öffentlichkeit gleichermaßen beunruhigt, wurden bei der Weißtanne Anfang der 70er Jahre beobachtet. Die Erkrankung erfaßte rasch einen Großteil der älteren Tannenbestände. Auch wenn ihre Ursachen nicht offenkundig waren (weder Insekten- noch Pilzbefall kam als primäre Ursache in Frage), waren die Forstleute zunächst nicht übermäßig beunruhigt, galt doch die Tanne schon immer als besonders empfindliche Baumart und der Begriff Tannensterben war aus der Literatur hinreichend bekannt. Dennoch wurde der Krankheitsverlauf sorgfältig beobachtet und als er in der zweiten Hälfte der 70er Jahre im Schwarzwald und in anderen Landesteilen in ein akutes Stadium eintrat, wurden in den Hauptschadensgebieten spezielle Beobachtungsflächen eingerichtet. Seit 1981, verstärkt ab 1982 werden Krankheitssymptome auch an der Fichte registriert: Die Kronen vergilben und verlichten, Äste 2. Ordnung verlieren die älteren Nadeljahrgänge (Lamettaeffekt) bzw. sterben ganz ab und werden teilweise durch Sekundärtriebe ersetzt. Betroffen sind in erster Linie alte Fichtenbestände der Hochlagen (Kammlagen des Schwarzwaldes, des Harzes und anderer Mittelgebirge), die gleichen Symptome - wenn auch weniger stark ausgeprägt - wurden aber auch in tieferen Lagen, insbesondere an exponierten Baumgruppen und Bestandesrändern beobachtet. Zur gleichen Zeit häuften sich Meldungen über Schäden an der Douglasie, Kiefer und Lärche und an Laubhölzern.

Die Dramatik dieser Entwicklung läßt sich sehr gut aus den Daten des inzwischen erweiterten Netzes von Dauerbeobachtungsflächen quantitativ nachvollziehen (siehe Abb. 1 im Anhang). Lag im Jahr 1980 der Anteil der erkrankten Tannen auf diesen Flächen noch unter 40 %, so stieg er bis zum Frühjahr 1982 auf nahezu 100 % an. Noch schneller verlief die Erkrankung bei der Fichte: Im Herbst 1981 waren noch über 90 % aller Fichten der Beobachtungsflächen gesund, dagegen waren es im Herbst 1982 nur noch rund 5 %.

So gut diese Beobachtungsflächen den Krankheitsverlauf in den Hauptschadensgebieten auch wiedergeben, zuverlässige Aussagen über den Gesundheitszustand des Waldes insgesamt konnten aus ihnen nicht abgeleitet werden; wegen ihrer gezielten Auswahl in Hauptschadensgebieten waren sie für den Gesamtwald nicht repräsentativ.

Zur Ermittlung des Ausmaßes der Erkrankung insgesamt erfolgte erstmalig 1982 eine bundesweite Erhebung. Methodisch beruhte sie auf einer Befragung der örtlichen Forstbehörden. Die Zahlen konnten als erste grobe Schätzung betrachtet werden, ihre Validität war sehr unterschiedlich. Als krank wurde in dieser Erhebung 8 % der gesamten Waldfläche bezeichnet, wobei die Tanne mit 60 % erkranktem Flächenanteil eindeutig am stärksten betroffen war.

Aufgeschreckt durch den rasanten Fortschritt der Erkrankung, insbesondere bei der Fichte, gingen einige Länder bei der nachfolgenden Erhebung im Jahre 1983 zu objektiven, methodisch an Großrauminventuren angelehnte Aufnahmetechniken über; sie führten Waldschadensinventuren durch (Baden-Württemberg, Bayern, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz). Die restlichen Bundesländer blieben bei Umfragetechniken, so daß die Ergebnisse dieser Erhebung auf keiner gleich-

wertigen Datenbasis beruhen. Ein Teil der erheblichen Unterschiede zwischen den "Inventur"- und "Umfrage"-Ländern ist daher wohl auf die unterschiedlichen Aufnahmetechniken zurückzuführen. Insgesamt stieg der Anteil der erkrankten Waldfläche auf 34 %, wobei die Tanne mit 75 % nach wie vor an der Spitze lag. Bei der Fichte betrug die geschädigte Fläche 41 %.

Erst in der Waldschadenserhebung 1984 wurden in allen Bundesländern die Inventurtechniken auf Stichprobenbasis angewandt. Die Ansprache der Schadsymptome wurde harmonisiert. Die Ergebnisse der einzelnen Länder sind somit weitgehend objektiv und ohne Einschränkungen vergleichbar. Der Anteil der erkrankten Waldfläche stieg auf 50 %, bei der Tanne beträgt er 87 % und bei der Fichte 51 %. Das Krankheitsbild weist ein Nord-Süd-Gefälle auf mit Spitzenwerten in Baden-Württemberg (66 %) und Bayern (57 %) gegenüber 27 % in Schleswig-Holstein (siehe Abb. 2 - 3 im Anhang).

Beim Vergleich und bei der Deutung dieser Ergebnisse sind eine Reihe von naturbedingten sowie methodischen Faktoren zu beachten, von denen einige nachfolgend behandelt werden sollen.

S c h a d s t u f e n

Die Ansprache des Gesundheitszustandes der einzelnen Bäume erfolgt durch Einschätzung des relativen Nadel-/Blattverlustes und der Nadelverfärbung.

Folgende Krankheitsstufen wurden bundeseinheitlich vereinbart:

Bezeichnung		Nadel-/Blattverlust:
gesund	0	0 - 10 %
kränkelnd/ leichte Schäden	1	11 - 25 %
krank/mittlere Schäden	2	26 - 60 %
sehr krank/ starke Schäden	3	über 61 %

Während ein relativer Nadelverlust von mehr als 25 % zweifelsfrei eine Erkrankung des Baumes signalisiert, ist bei Werten von 11 bis 25 % keine derart eindeutige Aussage möglich. Bei der großen natürlichen Variabilität der Assimilationsmasse ist nicht auszuschließen, daß teilweise auch gesunde Bäume mit geringerer Nadelmasse der Schadstufe 1 zugeordnet werden. Womöglich ist auch der Anteil von Bäumen in Schadstufe 1 nicht unerheblich, deren Nadelverlust durch herkömmliche biotische oder abiotische Ereignisse bedingt ist, die es auch früher immer gegeben hat und die bei der Waldschadensinventur nur dank dem geschulten Auge der Aufnahmetrupps aufgefallen sind. Ehrlicherweise sollte daher die Schadstufe 1 (kränkelnd, geringe Schäden) zusammen mit Stufe 0 als gesund bzw. gering geschädigt ausgewiesen werden (Stufe 0/1).

B a u m a r t e n

Begonnen hat die Erkrankung mit der Weißtanne, sie hat 1981/82 auch die Fichte, Douglasie und Kiefer erfaßt und seit 1983 werden schwere Krankheitssymptome auch an den Laubhölzern beobachtet. Die Erhebung 1984 ergab folgende Ergebnisse (siehe Abb. 4 im Anhang):

Stufe	Fichte	Tanne	Kiefer	Buche	Eiche	sonst. BA	insgesamt
0	48,8	12,8	41,1	49,7	56,6	68,7	49,8
1	30,7	29,0	38,0	38,9	34,5	23,6	32,9
2	18,9	45,4	19,6	10,6	8,5	6,7	15,8
3	1,6	12,8	1,3	0,8	0,4	1,0	1,5

B e s t a n d e s a l t e r

Auffallend an der neuartigen Walderkrankung ist die ausgeprägte Altersabhängigkeit der Schadbilder. An jungen Bäumen und Beständen wird bislang nur eine Vergilbung der Nadeln beobachtet; massive Nadelverluste treten erst in älteren Beständen auf, wie Abbildung 5 (s. Anhang) bestätigt. Dies gilt in erster Linie für Fichte und Tanne; bei Kiefer und Laubhölzern ist dieser Trend etwas schwächer ausgeprägt. Ohne Berücksichtigung dieses Sachverhaltes sind die veröffentlichten Inventurergebnisse wenig aussagekräftig: Die tatsächlichen Schäden sind in älteren bis alten Beständen wesentlich höher, als es der Mittelwert von z.B. 51 % bei der Fichte vermuten läßt; der Zustand alter Fichtenbestände ist in manchen Teilen des Schwarzwaldes oder des Harzes schlicht katastrophal! Im Gegensatz dazu ist der Gesundheitszustand der Jungbestände wesentlich besser, als die globale Zahl vortäuscht.

S t a n d o r t s - u n d B e s t a n d e s f a k t o r e n

Insbesondere bei der Fichte, aber auch bei der Tanne, ist ein deutlicher Zusammenhang zwischen dem Krankheitsbild der Bäume und Bestände und ihrer Meereshöhe zu erkennen: Mit zunehmender Höhenlage steigt die Schädigung stark an. Vor allem am Westabfall des Schwarzwaldes und des Odenwaldes ist dieses Phänomen sehr stark ausgeprägt; exponierte Bestände der Hochlagen sind mit Abstand am stärksten betroffen (siehe Abb. 6 im Anhang).

Aufgrund der Inventurdaten Baden-Württemberg 1983 wurde versucht zu klären, welche Bedeutung weiteren Standorts- und Bestandesfaktoren für die Ausprägung der Schadbilder zukommt. Für die Standortfaktoren Nährstoffversorgung und Wasserhaushalt konnte eine Auswirkung auf das Schadbild nicht nachgewiesen werden, wohl aber für die Faktoren Bestandaufbau, Kronenschluß und Laubholzbeimischung und für die Lagemerkmale Hangrichtung, Hangneigung und Schutz gegenüber der Hauptwindrichtung (siehe Abb. 7 im Anhang). Global kann gesagt

werden, daß die Schäden umso stärker sind, je mehr der Baum oder Bestand Wind und Nebel ausgesetzt ist; stärkere Luftströmungen bedeuten auch höhere Belastung durch Luftschadstoffe.

Zu den methodischen Faktoren, die das Inventurergebnis 1984 prägen, ist folgendes zu sagen: Forstinventuren, auch Waldschadensinventuren, beruhen auf Stichprobenverfahren. Jedes Stichprobenverfahren weist Ergebnisse mit begrenzter Genauigkeit auf, wir sprechen vom Stichproben- bzw. Repräsentationsfehler. Unter sonst gleichbleibenden Bedingungen nimmt die Genauigkeit mit zunehmendem Stichprobenumfang zu und umgekehrt. Für kleine Befundeinheiten (mit nur geringer Anzahl von Stichprobeneinheiten) sind daher zuverlässige Aussagen nicht oder nur bedingt möglich.

Immerhin ist dieser Fehler, der weitgehend den Gesetzen des Zufalls folgt, kalkulierbar. Größere Sorge dagegen bereiten Fehler und Unsicherheiten, die global als systematische Fehler bezeichnet werden und das Ergebnis ggf. einseitig verfälschen können, ohne daß Aussagen über ihre Größenordnung möglich sind. Dazu folgendes: Anders als z.B. in der Physik kann der relative Nadelverlust eines Baumes mit keinem Meßgerät objektiv ermittelt (= gemessen) werden. Die Werte werden geschätzt und unterliegen somit einer gewissen subjektiven Beeinflussung. Zwar wurde alles getan, um die subjektive Komponente so weit wie möglich zu eliminieren:

- durch intensive Schulung der Inventurtrupps,
- durch ständige Kontrolle der Inventurtrupps,
- durch Erarbeitung bundeseinheitlicher Schätzhilfen (Bildserien),

doch bleibt ein Rest an Unsicherheit bestehen.

In dem Bestreben, die Inventurergebnisse so weit wie möglich von subjektiven Meßfehlern zu befreien, wurden 1983 in einigen Bundesländern Waldschadensinventuren auf der Grundlage von Infrarot-Farbluftbildern durchgeführt: In Baden-Württemberg und Niedersachsen durch streifenweise Befliegung des Landes, in Bayern durch flächendeckende Befliegung ausgewählter Landesteile. Die Dokumentation des Waldzustandes zum Befliegungszeitpunkt war ein weiterer triftiger Grund dieser Aktion, ebenso wie die Erprobung dieser Verfahren in Großmaßstab.

Die Waldschadensinventur aufgrund von Infrarot-Luftaufnahmen beruht auf der Erkenntnis, daß Rückstrahlungsunterschiede zwischen gesunden und kranken Bäumen im nahen Infrarotbereich größer sind als im Bereich des sichtbaren Lichtes: Gesunde Baumkronen erscheinen in kräftigem Rot bis Karminrot, kranke in fahlen Rot- bis Grautönen. Daneben sind Unterschiede in der abgebildeten Kronenstruktur erkennbar. Obwohl theoretisch denkbar, ist aus vielerlei Gründen eine automatische und damit objektive Auswertung der Infrarot-Aufnahmen z.Z. nicht möglich.

Anstelle der Einschätzung des Nadelverlustes bei der terrestrischen Aufnahme tritt bei der Auswertung der Luftbilder die Beurteilung der Farbe und der Strukturmerkmale. Und auch dies ist nicht frei von subjektiver Beeinflussung, von anderen Schwierigkeiten ganz abgesehen.

In Baden-Württemberg war die Übereinstimmung der Ergebnisse der Waldschadensinventur auf Luftbildbasis mit der der terrestrischen Inventur bei einzelbaumweiser Ansprache überraschend gut - nicht nur was das Gesamtausmaß der Schäden angeht, auch die durch die terrestrische Aufnahme aufgedeckten Zusammenhänge zwischen Schadensausmaß und Bestandes- bzw. Standortmerkmalen konnten im wesentlichen bestätigt werden.

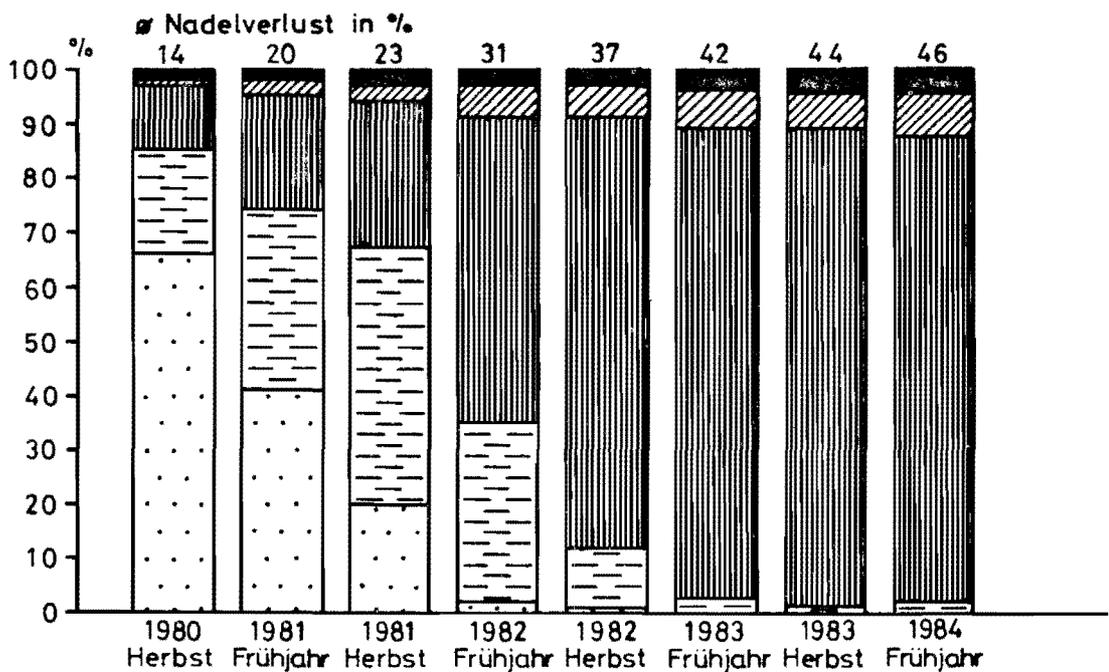
Nicht ohne Grund wird häufig die Frage gestellt, ob dem akuten Verlauf der Erkrankung ab Mitte der 70er Jahre (bei Tanne) und Anfang der 80er Jahre bei Fichte und anderen Baumarten nicht eine Phase des "Kränkels" voranging, die entweder an äußeren Merkmalen noch nicht sichtbar war, oder nicht gesehen worden ist. In der Tat zeigen Jahrringanalysen bei der Tanne, daß bei kranken Bäumen bereits ab Mitte der 50er Jahre ein Zuwachsrückgang eintrat, der sich ständig verstärkt hat und heute bis 80 % beträgt (siehe Abb. 8 im Anhang). Bei der Fichte können derartige Zusammenhänge bislang nicht eindeutig belegt werden. Welche wirtschaftlichen Verluste, nur durch den Rückgang des Zuwachses bedingt, die Forstbetriebe z.Z. hinnehmen müssen, läßt diese Darstellung bereits erahnen.

S c h r i f t t u m

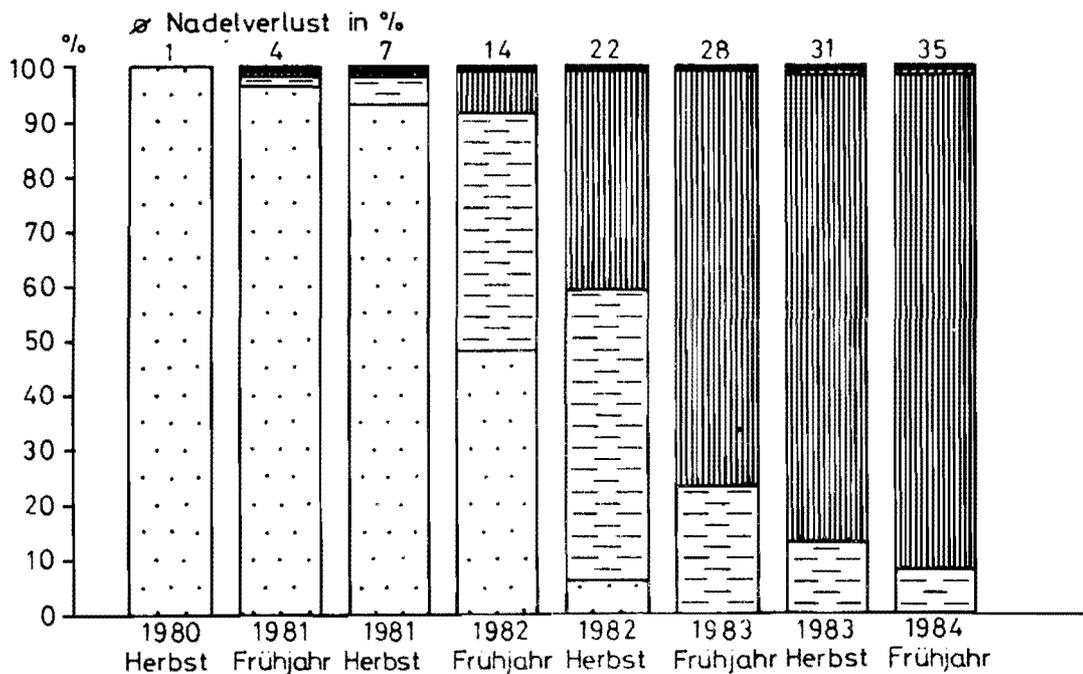
- [1] Waldschadenserhebung 1984.
Hrsg.: Bundesminister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten,
Bonn, Oktober 1984.
- [2] SCHÖPFER, W. und J. HRADETZKY:
Der Indizienbeweis: Luftverschmutzung maßgebliche Ursache der
Walderkrankung.
Vorabdruck: FC Heft 4 - 5, Jg. 103 (1984).
- [3] HAAF, G., R. KLINGHOLZ, J. MAYER-LIST und R. OEHLER:
Waldsterben 1984: Daten und Trends.
Die Zeit, Nr. 43 (1984).
- [4] KENK, G., W. KREMER, D. BONAVENTURA und M. GALLUS:
Jahrring- und Zuwachsanalytische Untersuchungen in erkrankten
Tannenbeständen des Landes Baden-Württemberg.
Mitt. der FVA Baden-Württemberg, H. 112 (1984).
- [5] SCHRÖTER, H., L. ACHSTETTER und W. HOLZAPFEL:
Gesundheitszustand von Tannen, Fichten und Buchen auf Dauer-
beobachtungsflächen der FVA in Baden-Württemberg.
Allg. Forst- und Jagdzeitung, 156 (1985), H. 6/7.

B i l d a n h a n g

27 Tannenbeobachtungsflächen (1675 Tannen)



17 Tannenbeobachtungsflächen (556 Fichten)



Schadstufen: 1 gesund 0 - 10 2 kränkelnd 11 - 20 3 krank 21 - 60 4 sehr krank 61 - 99 5 tot 100 % Nadelverlust

Abb. 1: Krankheitsverlauf bei der Tanne und beigemischter Fichte auf speziellen Beobachtungsflächen in Baden-Württemberg

Waldschadensfläche nach Bundesländern

Geschädigte Fläche in Prozent

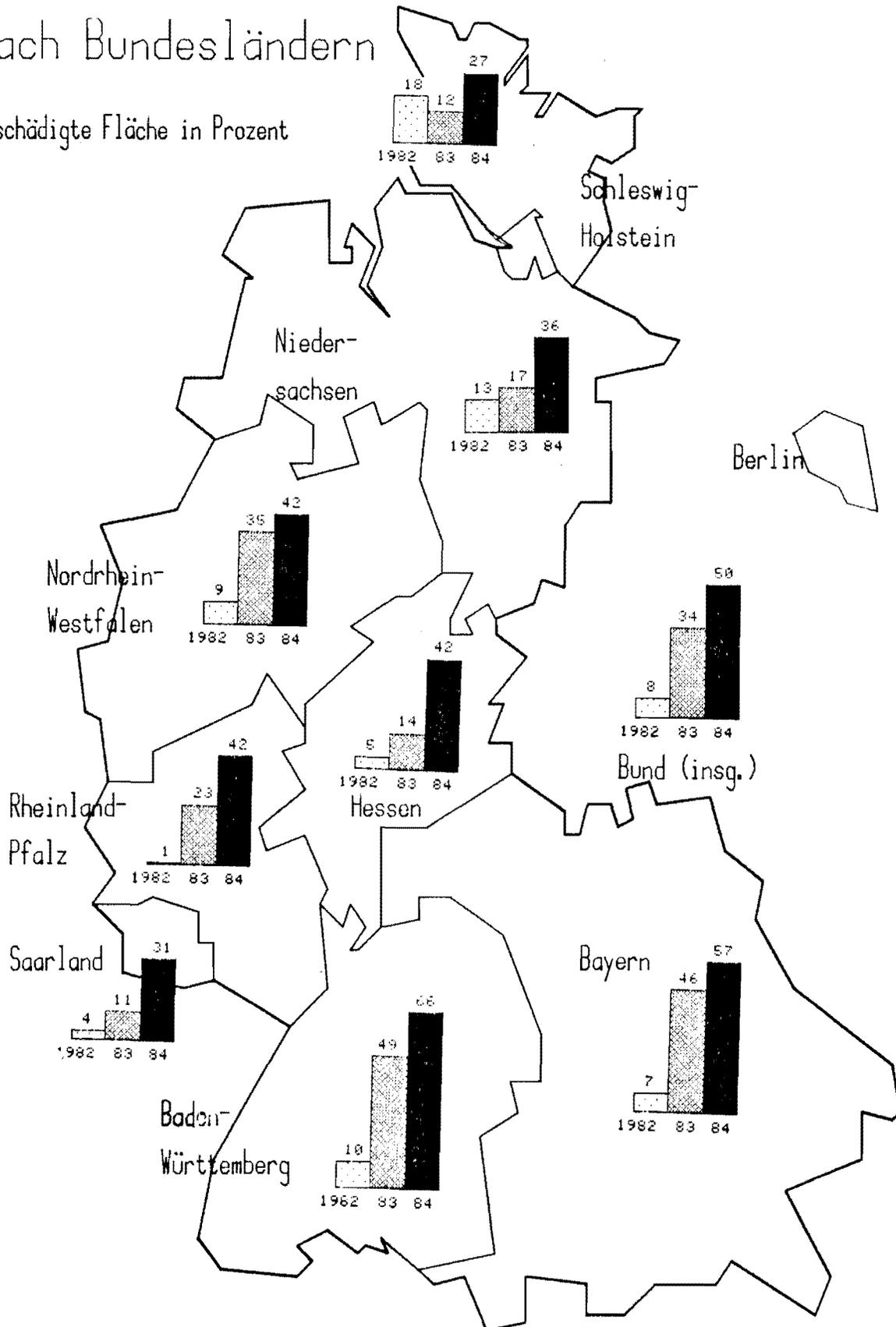
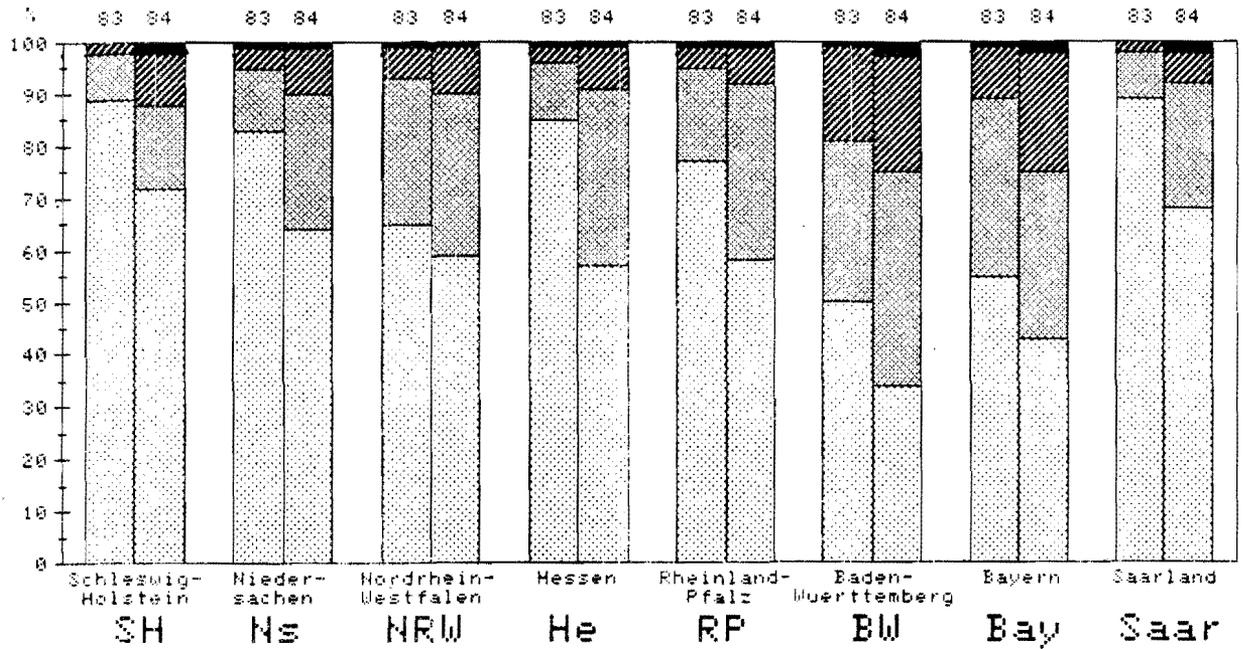


Abb. 2:

Anteile der geschädigten Waldfläche seit 1982
nach Bundesländern

Bundesrepublik Deutschland
Schadstufenanteile nach Bundesländern

Vergleich TWI'83 und TWI'84



Schadstufenanteile nach Baumarten
TWI'84

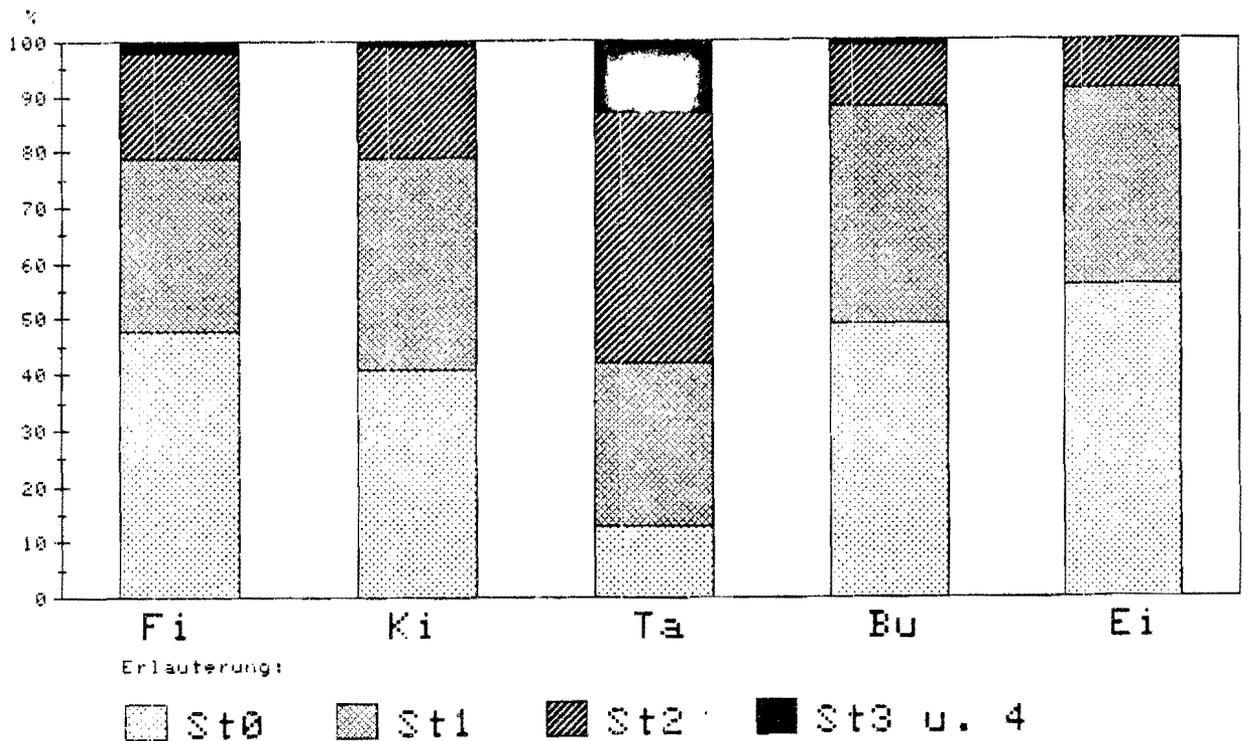
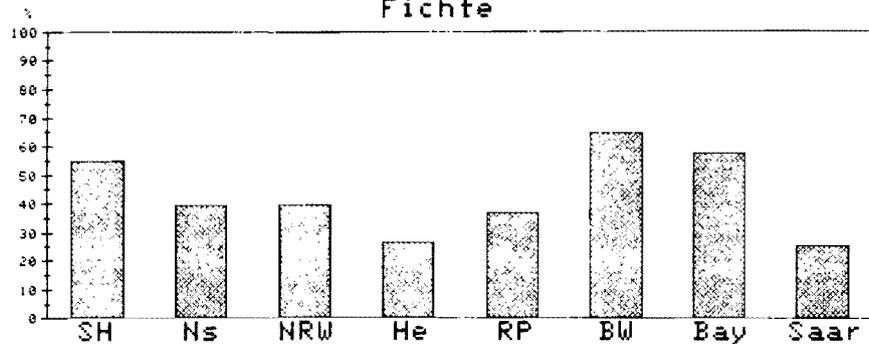


Abb. 3: Schadstufenanteile nach Bundesländern und nach Baumarten

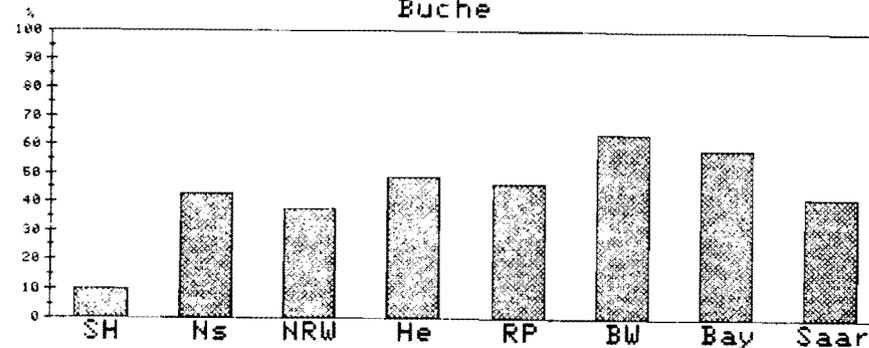
Bundesrepublik Deutschland
Schadstufenanteile der Baumarten nach Ländern

TWI '84

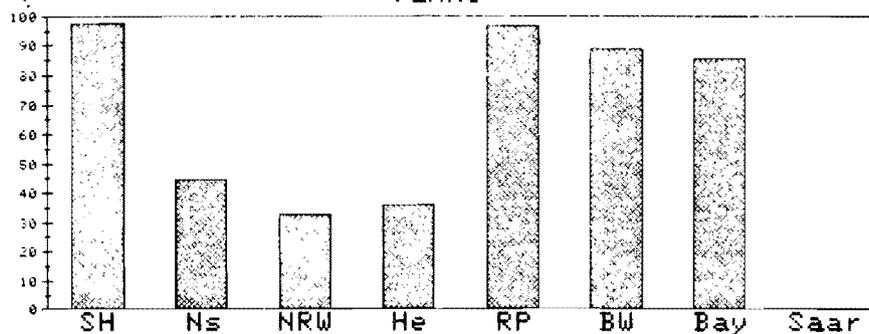
Fichte



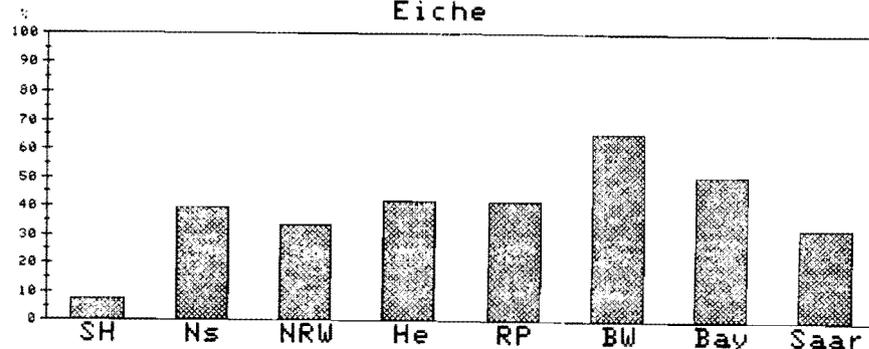
Buche



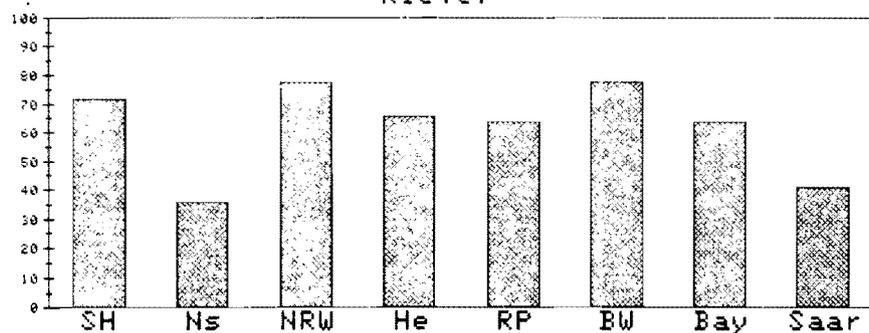
Tanne



Eiche



Kiefer



Erläuterung:

■ St.1-4

Erläuterung:

■ St.1-4

Abb. 4:

Anteil der geschädigten Fläche einzelner Baumarten nach Bundesländern

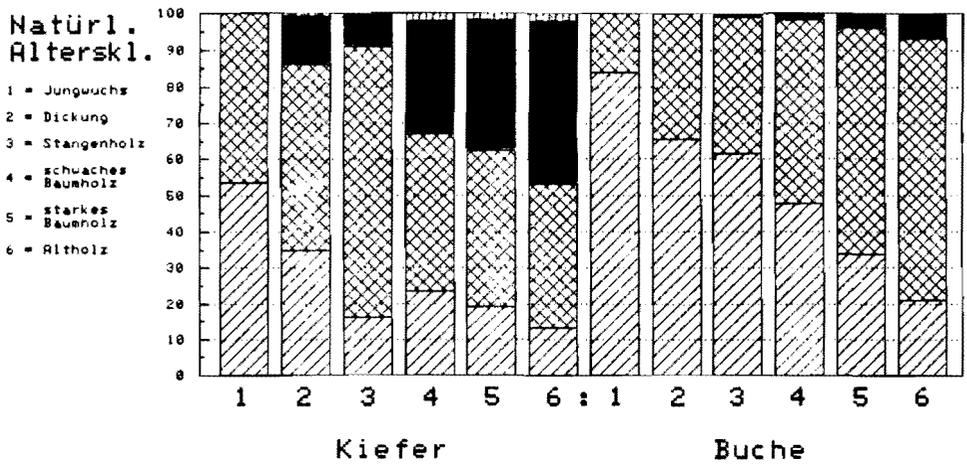
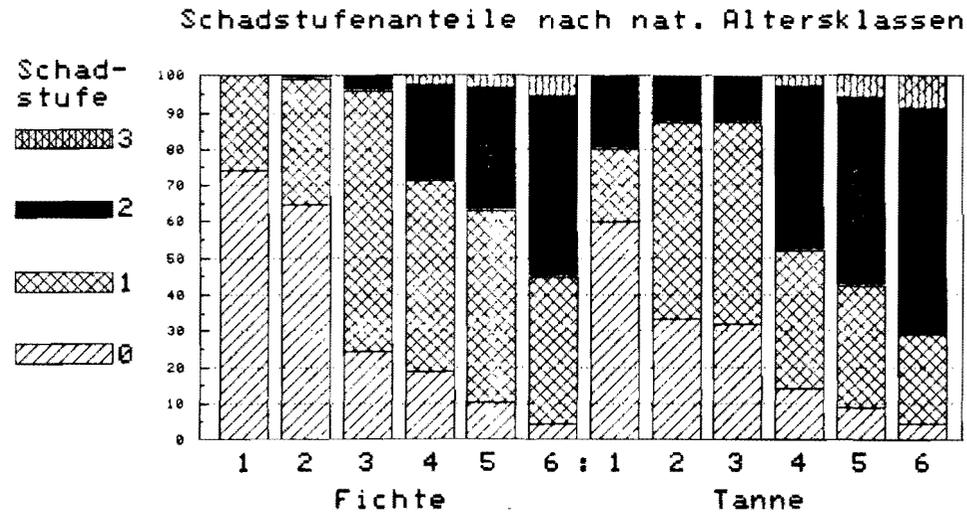


Abb. 5: Schadstufenanteile in den natürlichen Altersklassen (Waldschadensinventur aufgrund Infrarot-Farbluftbildern Baden-Württemberg 1983)

Schadstufenanteile und Höhenlage

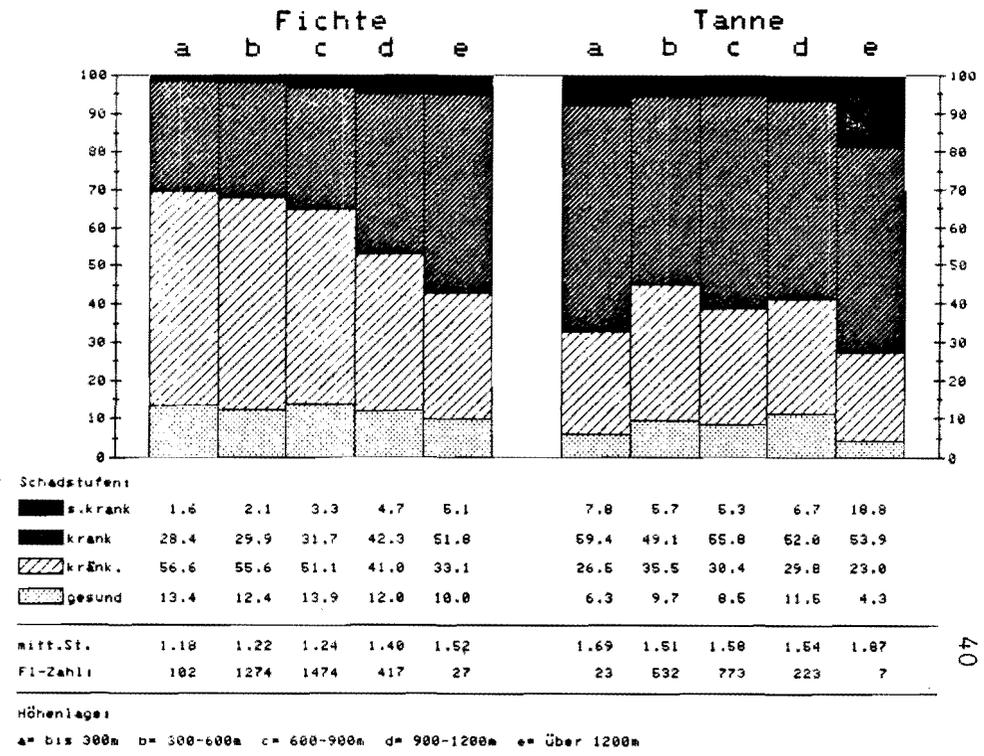
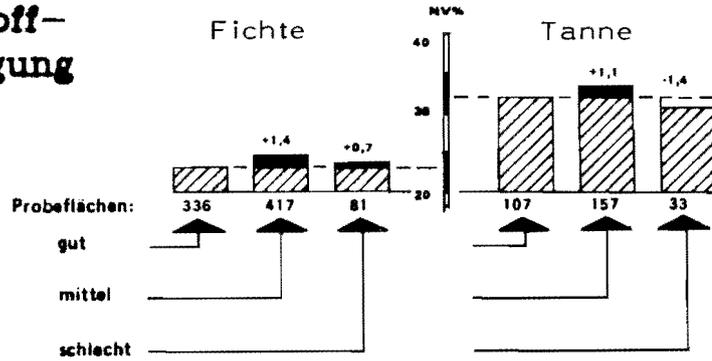


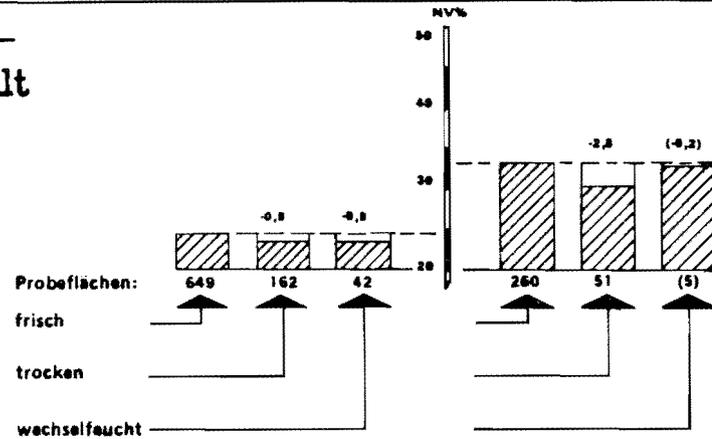
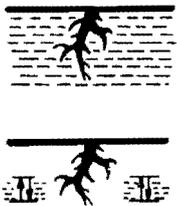
Abb. 6: Schadstufenanteile und Höhenlage (Waldschadensinventur aufgrund Infrarot-Farbluftbildern Baden-Württemberg 1983)

Abb. 7 a - i: Einfluß einiger wichtiger Standorts- und Bestandesfaktoren auf den Gesundheitszustand (Nadelverlust) von Fichte und Tanne (Terrestrische Waldschadensinventur Baden-Württemberg 1983)

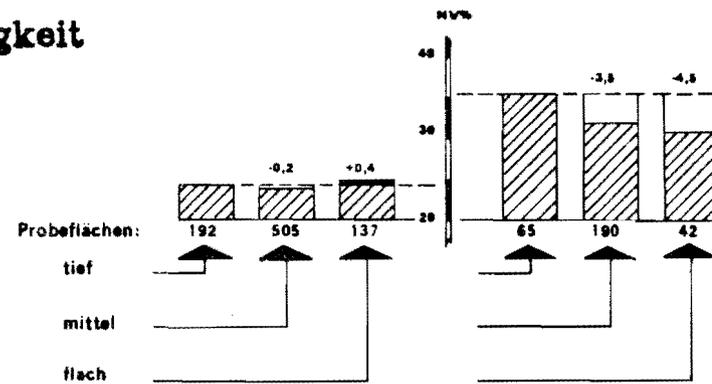
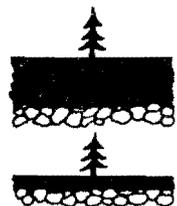
a. Nährstoffversorgung



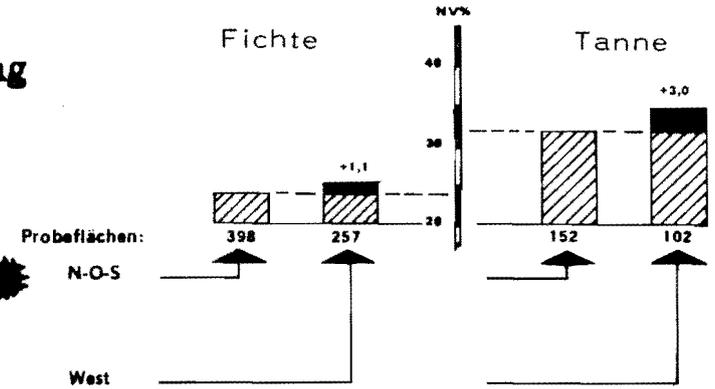
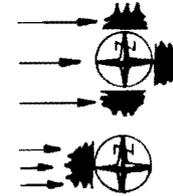
b. Wasserhaushalt



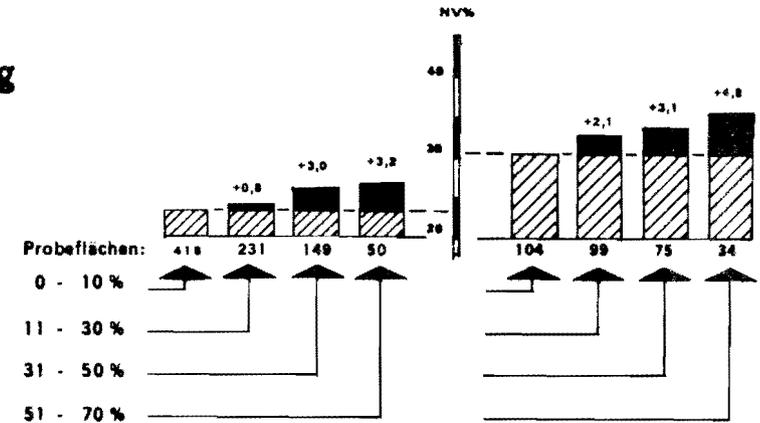
c. Gründigkeit



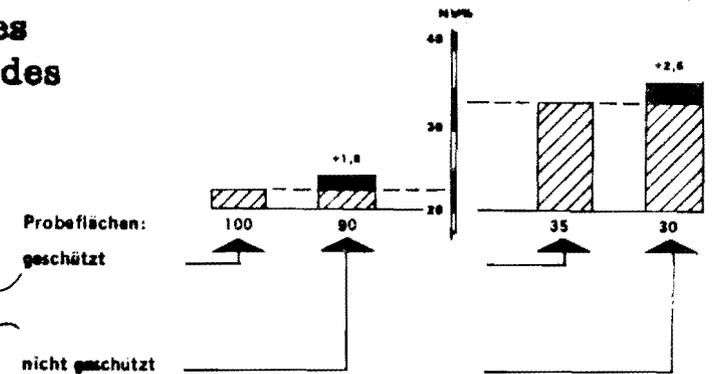
d. Hangrichtung



e. Hangneigung



f. Lage des Bestandes



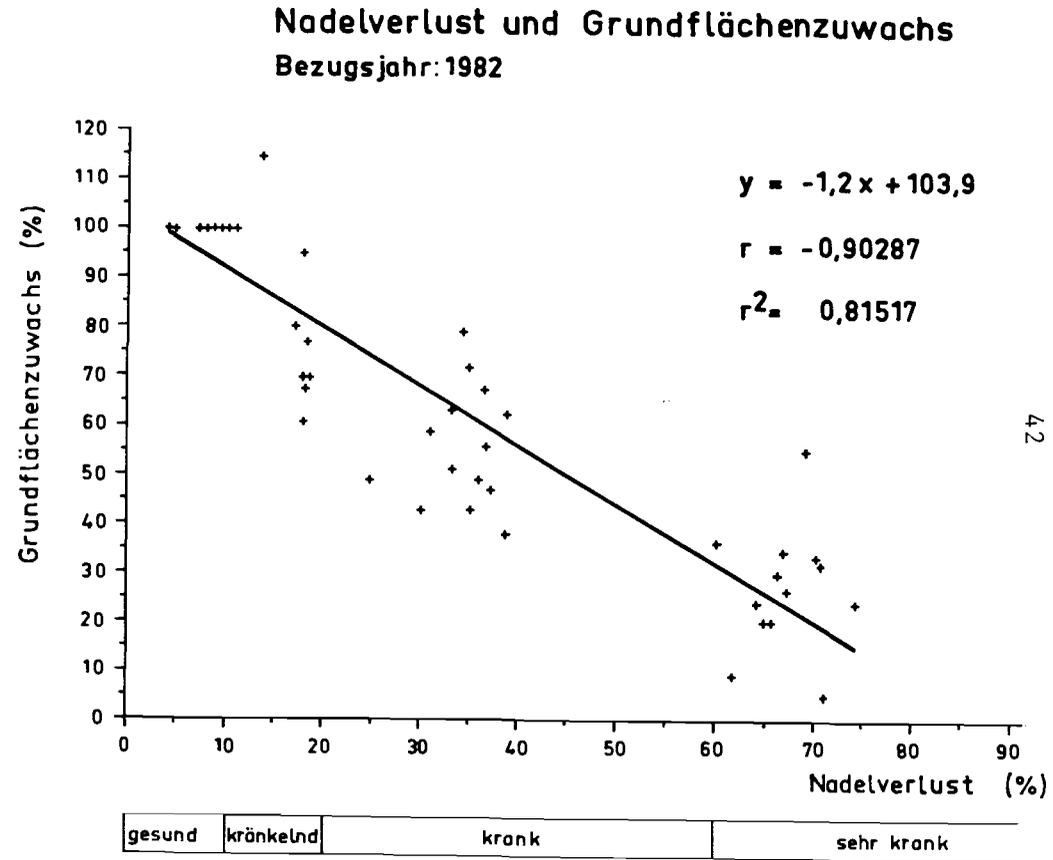
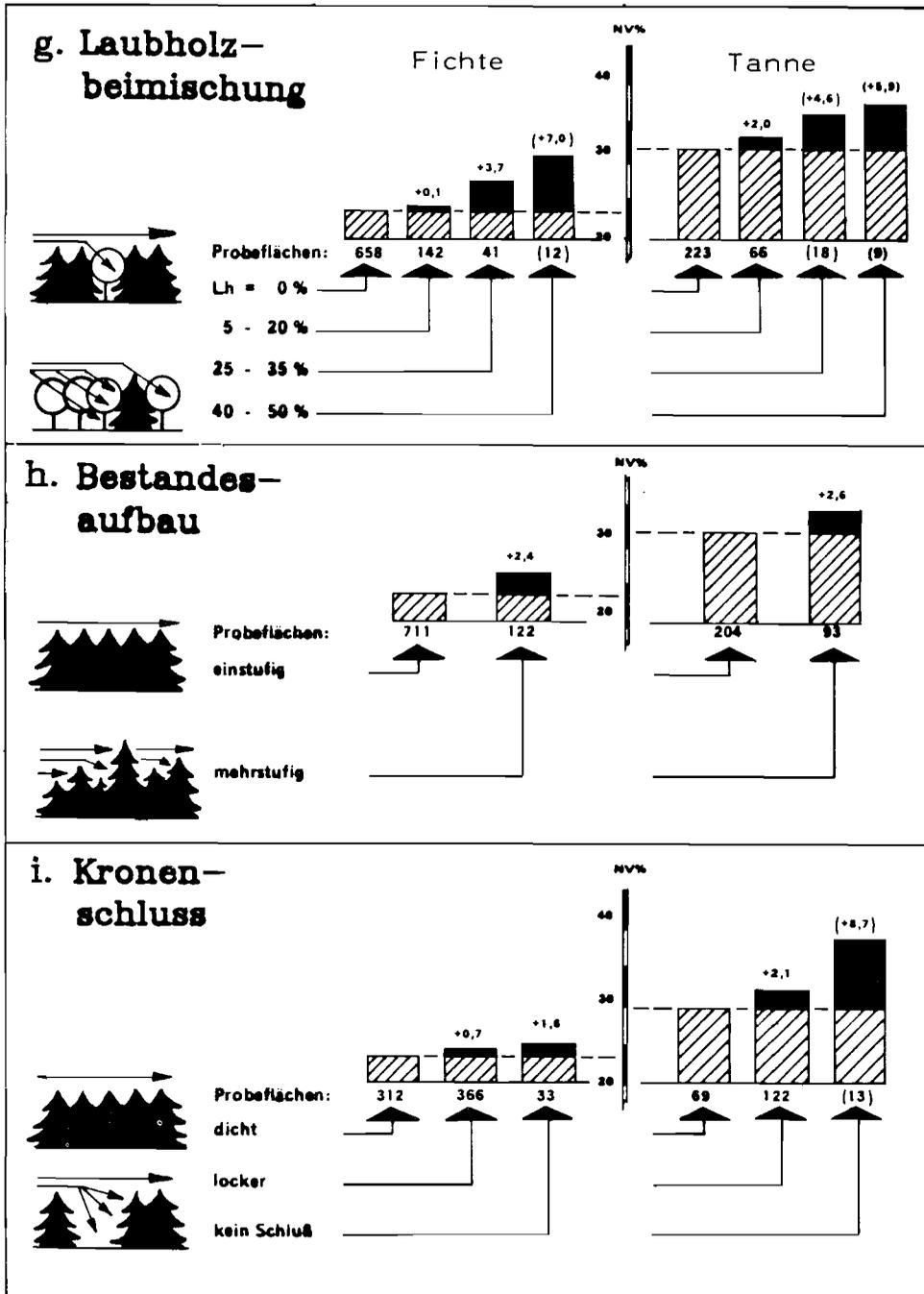


Abb. 8:

Einfluß des Gesundheitszustandes (Nadelverlustes) auf das Wachstum der Tanne: 70 % Nadelverlust entspricht einem Zuwachsverlust von rund 80 %!

IMMISSIONSMESSUNGEN IN WALDGEBIETEN DES EGGEGBIRGES UND DER EIFEL

Dr. H.-U. Pfeffer

Z u s a m m e n f a s s u n g

Im Zusammenhang mit der Untersuchung der Waldschäden wurden 1983 in Waldgebieten des Eggegebirges und der Eifel zwei automatische, telemetrische Meßstationen errichtet. Es wird über die Ergebnisse des ersten Meßjahres von Oktober 1983 bis September 1984 berichtet.

Die Jahresmittelwerte an den Waldstationen für die Schadstoffe SO_2 , NO_2 und Schwebstaub liegen bei etwa 40 - 70 % der Konzentrationen, die im Rhein-Ruhr-Gebiet gefunden wurden. Die mittleren Ozonkonzentrationen sind dagegen um einen Faktor 2 bis 2,4 höher. Besonders an der Station Eggegebirge treten zeitweise erhebliche Spitzenkonzentrationen an Schwefeldioxid auf. Windrichtungsabhängige Auswertungen zeigen, daß diese fast immer bei Südostwindlagen auftreten, so daß auf einen Ferntransport aus dem Bereich DDR/CSSR geschlossen werden kann.

Zusätzlich durch Stichprobenerhebungen ermittelte Gehalte an verschiedenen Schwermetallen und an polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAH) in Schwebstaubproben zeigen durchweg niedrige Werte.

S u m m a r y

In connection with the study of forest damages two telemetric measurement stations were set up in 1983 in forested areas of the Eggegebirge and the Eifel. The results of the first year of measurements taken between October 1983 and September 1984 are reported.

The annual averages obtained at the forest stations for the pollutants SO_2 , NO_2 and suspended particulates amount to about 40 to 70 % of the concentrations occurring in the Rhine-Ruhr-Area. Contrary to that the average ozone concentrations range higher by a factor of 2 to 2.4. Primarily the Eggegebirge station experiences periodically considerable peak concentrations of sulfur dioxide. Including the wind directions in the evaluations, it is shown that they almost invariably concur with winds from the Southeast, so that a remote transport from the German Democratic Republic and Czechoslovakia appears to be a plausible assumption.

The concentrations of various heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) determined additionally in random samples of suspended particulates are generally low.

1. Ziel und Umfang der Messungen

Im Sommer 1983 wurden in Waldgebieten des Eggegebirges und der Eifel zwei vollautomatische, prozeßrechnergesteuerte Immissionsmeßstationen errichtet und in Betrieb genommen.

Das Ziel der Immissionsmessungen besteht darin, die Luftbelastung für wesentliche Schadstoffe zu ermitteln, die am Waldsterben beteiligt sein könnten. Darüber hinaus sollen in Verbindung mit den in den Ballungsräumen an Rhein und Ruhr durchgeführten Erhebungen Transportvorgänge zwischen Wald- und Belastungsgebieten untersucht werden. Langfristig gesehen können Trendaussagen über die Immissionssituation in den Waldgebieten, die relativ weit abgelegen sind von den großen Quellgebieten, gemacht werden.

Im einzelnen werden folgende Erhebungen durchgeführt:

1.1. Kontinuierliche Messungen

Messungen mit automatischen Analysatoren für die Komponenten Schwefeldioxid (SO_2), Stickstoffmonoxid (NO), Stickstoffdioxid (NO_2), Schwebstoffe und Ozon (O_3). Die korrekte Funktion der Analysatoren wird täglich - ebenfalls automatisch - durch die Aufschaltung sog. Prüfgase definierten Schadstoffgehaltes kontrolliert. Die Schadstoffmessungen werden ergänzt durch die Registrierung wichtiger meteorologischer Größen, nämlich Windrichtung und Windgeschwindigkeit, Lufttemperatur, Luftdruck, relative Feuchte, Niederschlag und Strahlungsbilanz.

Es handelt sich um zwei Meßstationen des insgesamt 42 Stationen umfassenden TEMES-Meßsystems [1], das gemäß § 44 des Bundes-Immissionsschutzgesetzes in Nordrhein-Westfalen errichtet wurde. 40 Stationen stehen in den Belastungsgebieten an Rhein und Ruhr.

Alle im TEMES-System betriebenen Geräte liefern neben den eigentlichen Meßwerten Informationen über ihren jeweiligen Betriebszustand und eventuell vorliegende Fehlerzustände (Statussignale).

Meßwerte und Statussignale werden einmal in jeder Minute über festgeschaltete Standleitungen der Deutschen Bundespost zu einer zentralen Prozeßrechneranlage in der LIS übertragen. Dort werden die Signale empfangen, nach Ablauf jeder halben Stunde zu Halbstundenmittelwerten verrechnet und abgespeichert. Alle Daten sind ständig in der Luftüberwachungszentrale der LIS verfügbar. Hier kann die Luftqualität von Minute zu Minute in Echtzeit verfolgt werden. Dabei können die Meßwerte in Form von Tabellen und Grafiken auf Bildschirmgeräten, Drucker und Plotter dargestellt werden.

1.2. Diskontinuierliche Messungen

1.2.1.

Zur Ergänzung der TEMES-Messungen wurden - wie an den anderen TEMES-Stationen auch - teilautomatisierte Schwebstaub-Meßgeräte (LIB-Geräte) aufgestellt. Neben der Bestimmung der Schwebstaubkonzentrationen selbst werden die gesammelten Staubproben auf ihren Gehalt an acht Schwermetallen und an sechs polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAH) analysiert.

1.2.2.

Auf der Basis von Stichprobenerhebungen wurden weiterhin mit mobilen Probenahme- und Meßsystemen Messungen von SO_2 , NO_2 und insgesamt zwölf Kohlenwasserstoffen vorgenommen. Die Bestimmung der organischen Stoffe erfolgte mit Hilfe der Gaschromatographie.

2. Lage der Meßstationen

Die Meßstation im Eggegebirge liegt am Preussischen Velmerstot, ca. 5 km südlich von Horn-Bad Meinburg, ca. 1 km nordöstlich der Gemeinde Veldrom. Sie hat die Koordinaten:

Rechts-/Hochwert: 3496,6/5744,1.

Die Entfernung zum Ruhrgebiet (Gelsenkirchen) beträgt ca. 130 km in ostnordöstlicher Richtung.

Die Station liegt in ca. 425 m Höhe über NN an einem Westhang, rund 30 m unterhalb des Bergrückens. Der Hang ist mit Nadelhölzern unterschiedlicher Höhen bewachsen. In einem Umkreis von ca. 100 m sind die Bäume nicht höher als 10 m. Die größte Erhebung in der weiteren Umgebung ist der Preussische Velmerstot mit 468 m über NN in nordöstlicher Richtung.

Die Meßstation in der Eifel liegt im Simmerather Wald, ca. 6 km ostnordöstlich der Gemeinde Rötgen, ca. 2 km nördlich der Gemeinde Lammersdorf. Sie hat die Koordinaten:

Rechts-/Hochwert: 2519,9/5613,1.

Die Entfernung zum Ruhrgebiet (Gelsenkirchen) beträgt ca. 110 km in südwestlicher Richtung.

Die Station liegt auf einem plateauähnlichen Gelände in 570 m Höhe. Das Gelände fällt nach Südosten über eine Entfernung von 2 km bis zur Kalltalsperre auf 421 m über NN ab.

Das Gelände ist von Südosten über Südwesten bis zum Nordwesten offen, in nordwestlicher bis südöstlicher Richtung stößt es in rund 100 m Entfernung an einen Nadelwald, der eine Höhe von etwa 20 m erreicht. Die höchste Erhebung im weiteren Umkreis liegt mit 585 m über NN rund 1 km nordnordöstlich der Station.

3. E r g e b n i s s e d e r M e s s u n g e n

3.1. Kontinuierliche Messungen der TEMES-Stationen

3.1.1. Schadstoffbelastung

Auf der Basis der Daten des ersten Meßjahres vom Oktober 1983 bis zum September 1984 kann die Immissionssituation an den Waldmeßstationen folgendermaßen charakterisiert werden (alle Konzentrationsangaben bezogen auf 0 Grad Celsius und 1013 hPa):

Die mittleren SO_2 -Konzentrationen betragen $38 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Egge) bzw. $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Eifel) und lagen damit bei 63 bzw. 50 % der für das Rhein-Ruhr-Gebiet im gleichen Zeitraum gemessenen Werte ($60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [2]). Der höchste Monatsmittelwert fiel mit $82 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im März 1984 im Eggegebirge an. Als höchste Halbstundenwerte wurden im Februar 1984 in der Eifel 830, im November 1983 im Eggegebirge $550 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen.

Anhand grafischer Darstellungen von Monats- und Jahresmittelwerten für den gesamten Zeitraum ist die Situation in Abbildung 1 (siehe Anhang) dargestellt; weitere Kenngrößen finden sich in Tabelle 1 (siehe Anhang).

Die NO -Konzentrationen waren außerordentlich niedrig und lagen im Mittel unter $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Sie erreichten nur 12 - 14 % der Belastungsgebietswerte ($43 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Als Konzentrationsspitzen wurden einmal der Wert von $270 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Februar 1984, Eifel), sonst Werte um $100 - 150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ registriert (siehe auch Abbildung 2 und Tabelle 1 im Anhang). Grund für die besonders niedrige NO -Belastung sind chemische Umwandlungsprozesse in der Atmosphäre, durch die das emittierte Stickstoffmonoxid (die Stickoxidemissionen erfolgen ganz überwiegend in dieser Form) im Laufe der Zeit und damit während des Transportes in quellferne Gebiete zu NO_2 oxidiert wird.

Die im Eggegebirge und in der Eifel gefundenen Stickstoffdioxidkonzentrationen lagen aus diesen Gründen etwas höher und betragen rund 40 % der Belastungsgebietswerte ($21/18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für Egge/Eifel gegenüber $49 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Rhein-Ruhr-Gebiet (vgl. Abbildung 3 und Tabelle 1 im Anhang). Die höchsten Halbstundenwerte lagen bei maximal $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Die beim Transport der Schadstoffe in quellfernere Gebiete ablaufenden Oxidationsprozesse spiegeln sich auch klar in den jeweiligen NO_2/NO_x -Verhältnissen wider ($\text{NO}_x = \text{NO} + \text{NO}_2$, ausgedrückt in ppb): Für den Ballungsraum Rhein/Ruhr wurde ein NO_2/NO_x -Verhältnis von 0,43 erhalten, d.h., 43 % der Stickoxid-Immis-

sionen fielen als NO_2 an. Dieser Wert ist etwas niedriger als in den Kalenderjahren 1981 und 1982, wo Anteile von ca. 50 % ermittelt wurden [3, 4]. An den Stationen in den Waldgebieten dagegen lag der NO_2 -Anteil bei rund 70 %.

Bei den Schwebstoffkonzentrationen sind die Unterschiede zwischen den Waldgebieten und dem Ballungsraum am geringsten. Es wurden in dem genannten Zeitraum mittlere Konzentrationen von $39 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Eggegebirge und $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in der Eifel registriert. Dies entspricht etwa 70 % bzw. 57 % der Konzentrationen in der Rhein-Ruhr-Region ($56 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Der Spitzenwert wurde mit $580 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Dreistundenmittel im November 1983 im Eggegebirge gefunden.

Auch hier sind nähere Einzelheiten aus Abbildung 4 (siehe Anhang) bzw. Tabelle 1 zu entnehmen.

Generell kann für die Schadstoffe SO_2 , NO , NO_2 und Schwebstoffe festgehalten werden:

- Die Monats- und Jahresmittelwerte sind in den Waldgebieten grundsätzlich deutlich niedriger als in den Belastungsgebieten.
- Die NO -Konzentrationen liegen im Mittel klar unterhalb von $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$.
- Die Konzentrationsunterschiede zwischen den Waldgebieten und den Ballungsräumen sind bei den Schwebstoffen am geringsten ausgeprägt.

Diese Aussagen gelten grundsätzlich auch für andere ländliche Regionen bzw. Reinluftgebiete in der Bundesrepublik Deutschland. Jedoch sind beispielsweise die Konzentrationen an Schwefeldioxid und Stickstoffdioxid an Meßstellen, die größere Abstände zu Ballungsräumen aufweisen als die im Eggegebirge und in der Eifel, oft erheblich geringer [5].

Es gibt aber außergewöhnliche Immissionsepisoden, in denen über Stunden bis hin zu Tagen in den Waldgebieten erhebliche Konzentrationen insbesondere an Schwefeldioxid auftreten. Die registrierten Werte übersteigen in derartigen Situationen oft die zeitgleich erfaßten Konzentrationen aller im Rhein-Ruhr-Gebiet gelegenen Meßstationen.

Ein Beispiel einer derartigen Episode wird in Abschnitt 3.1.2. gegeben.

Ein ganz anderes Bild ergibt sich bei dem Schadstoff Ozon:

Der Schadstoff Ozon ist in vielerlei Hinsicht nicht mit den bisher diskutierten Komponenten zu vergleichen. Der wohl wesentlichste Unterschied ist der, daß es sich bei Ozon um einen sekundären Schadstoff handelt, der nicht wie etwa SO_2 , NO_x etc. direkt emittiert wird.

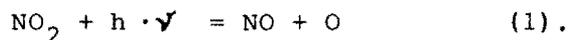
O_3 ist zum einen natürlicher Bestandteil der Atmosphäre. Das Maximum der Ozonkonzentration findet sich allerdings in der Stratosphäre in einer Höhe von

rund 25 km.

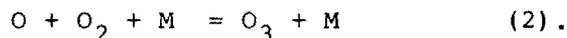
Durch vertikale Durchmischungsprozesse - sowohl ständigen, langsamen Gasaustausch als auch unter Umständen durch zeitlich und räumlich begrenzte Einmischung (Intrusionen) [6, 7] - gelangen Teile dieses natürlichen Ozons auch in den Bereich der planetarischen Grenzschicht, also in die erdbodennahen Luftschichten. Für Reinluftgebiete wird in der Literatur ein "natürlicher Background" von rund 40 - 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ diskutiert [8]. (Angesichts der Höhenabhängigkeit der mittleren Ozonkonzentrationen (s.u.) dürfte für niedrig gelegene Regionen von Werten im Bereich der unteren Grenze des genannten Intervalls auszugehen sein.) Für Ballungsräume wie das Rhein-Ruhr-Gebiet kommen derartige Werte jedoch nicht in Betracht, da O_3 als sehr reaktive Verbindung sehr leicht abgebaut wird.

Zum anderen wird Ozon durch anthropogene Prozesse indirekt erzeugt. Dabei stellt es eine Leitsubstanz dar für eine Stoffgruppe, die als "photochemische Oxidantien" bezeichnet wird. Diese Verbindungen sind wesentlicher Bestandteil des sogenannten "Sommersmogs" ("Los Angeles Smog"). Die zugrundeliegenden luftchemischen Umwandlungsprozesse sind außerordentlich komplex und können hier nur in kürzester Form angerissen werden.

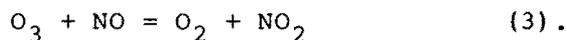
Ausgangspunkt für die Ozonbildung ist die Photolyse von NO_2 durch den UV-Anteil des Sonnenlichtes:



Der hierbei gebildete atomare Sauerstoff (O) reagiert mit dem "normalen", molekularen Luftsauerstoff (O_2) und einem Stoßpartner (M) zu Ozon (O_3):



Das gebildete O_3 aber reagiert mit vorhandenem Stickstoffmonoxid (NO) unter Rückbildung von Stickstoffdioxid (NO_2) und Sauerstoff:



Da diese Rückreaktion sehr schnell verläuft, kann es ohne zusätzliche regulative Prozesse nicht zu einem starken Anstieg der Ozonkonzentrationen kommen. Vielmehr baut sich nach recht kurzer Zeit ein sog. photostationäres Gleichgewicht auf, das mit folgender, einfacher Formel näherungsweise charakterisiert werden kann:

$$[\text{O}_3] = \frac{k_1}{k_3} \frac{[\text{NO}_2]}{[\text{NO}]} \quad [\text{ppb}]$$

(k_1 und k_2 sind die Geschwindigkeitskonstanten der Teilreaktionen (1) und (3)).

Hieraus ergibt sich, daß erhöhte O_3 -Konzentrationen nur entstehen können, wenn

folgende Randbedingungen gegeben sind:

- Es müssen Emissionen von Stickstoffmonoxid vorhanden sein.
- Es muß Mechanismen geben, die ständig die Umwandlung von NO zu NO₂ bewirken, da dies gemäß obiger Gleichung eine Voraussetzung für das Anwachsen der O₃-Konzentrationen ist. Diese Oxidation wird bewirkt durch sogenannte Radikale, die sich in anthropogen verschmutzter Atmosphäre in komplizierten Reaktionsabläufen aus überwiegend organischen Molekülen (z.B. Kohlenwasserstoffen) bilden.
- Die Ozonbildung wird begünstigt durch hohe Temperaturen und hohe Sonneneinstrahlung sowie niedrige Windgeschwindigkeiten und niedrige Luftfeuchte. Über 70 % der Variabilität der Ozonkonzentrationen lassen sich im Rhein-Ruhr-Gebiet durch diese Einflußparameter erklären [9].

Stickoxide und Kohlenwasserstoffe zusammen werden als Vorläuferstoffe für Ozon bezeichnet.

Hinsichtlich einer tiefergehenden Diskussion dieser Zusammenhänge sei auf die Literatur verwiesen [10, 11, 12].

Wie die Abbildung 5 (siehe Anhang) und Tabelle 1 zeigen, sind Monats- und Jahresmittelwerte der Ozonkonzentration in den Waldgebieten erheblich größer als an Rhein und Ruhr. Mit 42 µg/m³ im Eggegebirge und 51 µg/m³ in der Eifel waren die mittleren O₃-Pegel um den Faktor 2,0 bzw. 2,4 höher als im Mittel der Stationen in den Belastungsgebieten an Rhein und Ruhr (21 µg/m³).

Hierfür gibt es zwei Hauptursachen:

- Aufgrund im wesentlichen meteorologischer Effekte nimmt die Ozonkonzentration innerhalb der Mischungsschicht (ca. 2 km) generell mit der Höhe zu, um oberhalb dieser Schicht wieder schnell abzufallen. Dies ergibt sich zum einen aus Messungen des Vertikalprofils und läßt sich weiterhin anhand mittlerer Ozonkonzentrationen an verschiedenen hoch gelegenen Meßstationen zeigen. Die mittleren Ozonpegel wachsen mit der Höhe und erreichen die höchsten Werte in den oberen Mittelgebirgslagen [13].
- Wenn in den Ballungsräumen am Abend infolge der zurückgehenden Sonneneinstrahlung die anthropogene Ozonproduktion zum Erliegen kommt, werden die vorhandenen Reserven durch hier immer im Überschuß vorhandenes Stickstoffmonoxid aus nahen Quellen abgebaut [14]. Die Konzentrationen gehen daher in den Ballungsräumen nachts oft auf Werte nahe Null zurück. Wegen der in den Waldgebieten außerordentlich geringen NO-Konzentrationen findet dort dieser nächtliche Ozonabbau nicht oder nur in sehr geringem Maße statt, so daß auch nachts weitgehend ein recht hoher Ozonlevel erhalten bleibt. Gleichwohl werden auch hier relative Minima infolge von trockener O₃-Deposition festgestellt. Dies ist auch aus anderen ländlichen Gebieten bekannt [12].

Diesem im Mittel höheren Ozon-Pegel an den Waldstationen entspricht das bereits bei der Diskussion der Stickoxidkonzentrationen erwähnte, größere NO_2/NO_x -Verhältnis verglichen mit den Belastungsgebieten. Aufgrund der oben genannten Beziehung für das photostationäre Gleichgewicht ist dieser Sachverhalt plausibel.

Im Hinblick auf die Spitzenkonzentrationen an O_3 nehmen die TEMES-Stationen im Eggegebirge und in der Eifel keine herausragende Stellung ein; sie sind in der Regel in der gleichen Größenordnung oder etwas niedriger als nahe an den Schwerpunkten der anthropogen bedingten Ozonproduktion in den Quellgebieten der Vorläuferstoffe NO_x und Kohlenwasserstoffe. Als höchste Halbstundenmittelwerte wurden im Eggegebirge $200 \mu\text{g O}_3/\text{m}^3$ im August 1984 und in der Eifel $220 \mu\text{g O}_3/\text{m}^3$ im Juni 1984 gemessen.

Die vorstehend erläuterten Zusammenhänge können nochmals anhand von grafischen Darstellungen verdeutlicht werden:

Abbildung 6 (siehe Anhang) zeigt die Tagesmittelwerte an Ozon beispielhaft für die Station Eifel im Vergleich zu Tageswerten, die im Mittel im Rhein-Ruhr-Gebiet gemessen wurden. Sowohl in strahlungsarmen Monaten (Beispiel Oktober 1983) als auch in strahlungsreichen Monaten (Beispiel August 1984) liegen die Tageswerte in den Waldgebieten durchgängig höher als im Ballungsraum.

Abbildung 7 (siehe Anhang) zeigt einen typischen Tagesverlauf für einen strahlungsreichen Tag (19.08.1984) auf der Basis von Halbstundenmittelwerten. Im Rhein-Ruhr-Gebiet steigen mit beginnender Sonneneinstrahlung und damit einsetzender Ozonproduktion ab etwa 8 Uhr die Konzentrationen ausgehend von einem nächtlichen Level von rund $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an und erreichen um etwa 17 Uhr ein Maximum von etwa $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Am Abend ab ca. 20 Uhr sinken die Werte dann rasch ab auf ein Niveau unter $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Alle Zeitangaben in Sommerzeit!). Derartige Verläufe werden häufig gefunden [14]. Ganz anders dagegen ist der Konzentrationsverlauf an der Meßstation in der Eifel: Der Ozonlevel liegt bereits in der Nacht bei Werten um $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Im Großen und Ganzen parallel zum Verlauf im Ballungsraum steigen die Werte in der Eifel ebenfalls am Morgen an, wobei jedoch nicht die gleichen Spitzenwerte erreicht werden. Der morgentliche Anstieg ist vermutlich meteorologisch bedingt. Es wird angenommen, daß sich Oxidantien wie Ozon insbesondere bei stabilen Hochdruckwetterlagen großräumig über längere Zeiten innerhalb der Mischungsschicht in einigen 100 m Höhe anreichern. Bei der Auflösung nächtlicher Inversionen und einsetzendem Vertikal-austausch infolge der Erwärmung bodennaher Luftschichten gelangen Anteile aus diesem Ozon-Reservoir in Erdbodennähe [6, 11, 13].

Angesichts der sehr niedrigen Vorläuferkonzentrationen für Ozon, nämlich an Stickoxiden und Kohlenwasserstoffen (siehe Abschnitt 3.2.2.), dürfte die Ozonproduktion vor Ort in den Waldgebieten von nur sehr untergeordneter Bedeutung sein.

Die MIK-Werte für Ozon der VDI-Kommission Reinhaltung der Luft [15] werden so-

wohl im Rhein-Ruhr-Gebiet als auch in den Waldgebieten nicht selten überschritten. An 88 Tagen im Eggegebirge und an 161 Tagen in der Eifel wurde ein Tagesmittelwert von mehr als $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (MIK-Wert) ermittelt. In den Belastungsgebieten ist diese Zahl erheblich niedriger. Der Halbstunden-MIK-Wert von $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wurde im Eggegebirge 82 mal, in der Eifel 124 mal überschritten.

Für die mittleren Ozonkonzentrationen wird in der Literatur zum Teil ein leicht ansteigender Trend diskutiert [13, 16].

3.1.2. Beurteilung der Schadstoffbelastung anhand meteorologischer Parameter

Interessant ist es, die diskutierten Ergebnisse der kontinuierlichen Immissionsmessungen im Zusammenhang mit den zeitgleichen, meteorologischen Erhebungen der TEMES-Stationen, insbesondere den Winddaten, zu sehen, um nähere Informationen hinsichtlich der Ursachen für die beobachteten Immissionsstrukturen zu erhalten. Eine gute Basis hierfür sind windrichtungsabhängige Auswertungen [17].

Ausgangspunkt sind grafische Darstellungen der Windrichtungsverteilungen in 10-Grad-Klassen (relative Häufigkeiten in Prozent). Zeiten mit Windstille (Windgeschwindigkeit $< 0,5 \text{ m/s}$) wurden gesondert behandelt. Ihre relative Häufigkeit ist in der Mitte der Diagramme in Prozent angegeben.

Darauf aufbauend wurden die Schadstoffbelastungen in Abhängigkeit von den jeweils zeitgleichen Windrichtungen ausgewertet und ebenfalls in einer 10-Grad-Klassierung dargestellt (Konzentrationswindrosen). Wiedergegeben werden für die einzelnen Komponenten der arithmetische Mittelwert und der 98 %-Summenhäufigkeitswert je 10-Grad-Sektor. Fallen in einen Sektor weniger als 100 Meßwerte, so ist eine Markierung durch * angebracht. Die Zeiten mit Windstille (s.o.) wurden gesondert ausgewertet und zahlenmäßig dargestellt.

In einem letzten Schritt wurden - ebenfalls getrennt für jeden 10-Grad-Sektor - die Halbstundenmittelwerte der jeweiligen Schadstoffkonzentration multipliziert mit den zeitgleichen Windgeschwindigkeiten. Diese Produkte auf Halbstundenbasis mit der Dimension Masse pro Quadratmeter und Sekunde wurden für jeden Sektor aufaddiert und mit 1800 multipliziert. Die ebenfalls grafisch dargestellten Ergebnisse geben die Schadstoffmassen an, die im Zeitraum Oktober 1983 bis September 1984 durch eine gedachte Fläche von 1 m^2 senkrecht zur jeweiligen Windrichtung hindurchtransportiert wurden (Massenstrombilanzen). Diese Darstellungen berücksichtigen also Schadstoffkonzentration, Windgeschwindigkeit und die Häufigkeiten der entsprechenden Windrichtung.

Im Eggegebirge überwiegen sehr stark Winde aus westlichen Richtungen, Südostwindlagen treten auch vergleichsweise häufig auf (siehe Abbildung 8 im Anhang).

Bei Betrachtung der Konzentrationswindrosen (siehe Abbildung 9 im Anhang) für Schwefeldioxid und Schwebstoffe fällt sofort auf, daß besonders hohe Konzen-

trationen bei Winden aus südöstlichen Richtungen aufgetreten sind. Dies gilt sowohl im Hinblick auf die Mittelwerte als auch bei den 98 %-Summenhäufigkeitswerten. Da in absehbarer Entfernung von der Meßstation in dieser Richtung keine nennenswerten Emittenten erkennbar sind, ist anzunehmen, daß die beobachteten hohen Schadstoffgehalte ihren Ursprung in Quellgebieten in größeren Entfernungen jenseits der Grenzen der Bundesrepublik Deutschland haben - möglicherweise in den industriellen Ballungsräumen im Süden der DDR und im Norden der CSSR - und durch Ferntransport in den Bereich des Eggegebirges verfrachtet wurden. Derartige Phänomene sind aus der Literatur bekannt (siehe z.B. [18]).

Bei westlichen Winden, d.h. aus Richtung Ruhrgebiet, sind auch höhere Konzentrationen zu erkennen, allerdings wesentlich weniger ausgeprägt.

Beim Stickstoffmonoxid dagegen werden nennenswerte Konzentrationen praktisch nur bei Westwind beobachtet, bei Südostwind werden nur Werte im Bereich der Nachweisgrenze gefunden.

Sehr viel symmetrischer ist die Konzentrationsverteilung beim NO_2 und vor allem beim Ozon. Aufgrund der Tatsache, daß diese Stoffe überwiegend erst durch chemische Reaktionen in der Atmosphäre entstehen, ist dieser Befund plausibel. Beim Ozon ist erkennbar, daß bei Westwind die Konzentrationen etwas geringer sind als bei anderen Windrichtungen. Dies ist durch das Angebot von NO , der effektivsten Senke für Ozon, aus dieser Richtung gut zu erklären.

Eine deutlich andere Struktur zeigen zwangsläufig die Darstellungen der Massenströme (siehe Abbildung 10 im Anhang). Die Hauptursache hierfür liegt in der sehr unsymmetrischen Windrichtungsverteilung, die auch hier den westlichen Bereich stark hervortreten läßt. Je symmetrischer die Konzentrationswindrose eines Schadstoffes ist, desto ähnlicher wird die Massenstromgrafik der entsprechenden Windrichtungsverteilung, wobei aber zusätzlich die Richtungsabhängigkeit der Windgeschwindigkeiten Eingang findet. So gesehen ist es verständlich, daß die Darstellung der Ozonmassenströme angesichts der relativ symmetrischen Konzentrationswindrose in großem Maße die Windrichtungsverteilung widerspiegelt. Nur beim SO_2 und bei den Schwebstoffen mit ihren hohen Konzentrationen bei Südostwindlagen ist auch ein deutlicher Massentransport aus dieser Richtung zu erkennen. Mäßigend wirkt hierbei weiterhin die Tatsache, daß im Mittel Südostwindlagen mit niedrigeren Windgeschwindigkeiten gekoppelt sind als dies beispielsweise bei Westwind der Fall ist.

In der Eifel, charakterisiert durch überwiegende West- und Südwestwindlagen (siehe Abbildung 8), traten die höchsten Belastungen an primären Schadstoffen (SO_2 , NO , NO_2 , Staub) bei Winden aus dem Nordostsektor auf (siehe Abbildung 11 im Anhang). Aufgrund der dort liegenden Ballungsräume (Ruhrgebiet, Großraum Köln) ist dies plausibel. Insbesondere in der SO_2 -Konzentrationsverteilung ist außerdem eine ausgeprägte Südostkomponente zu erkennen, die eine bemerkenswerte Ähnlichkeit mit den Verhältnissen an der Eggestation aufweist, zumal auch hier in übersehbarer Entfernung zur Meßstation relevante Quellen nicht auszumachen sind.

Die Ozonkonzentrationen lassen in der Eifel eine etwas stärkere Windrichtungsabhängigkeit erkennen als dies an der Station Eggegebirge festzustellen war. Die Werte waren überdurchschnittlich hoch bei Strömungen aus dem Süden und dem Südwesten. Aus dieser Richtung wurde praktisch kein NO herantransportiert, das den chemischen Abbau des Ozons in erster Linie bewirkt. Von daher ist auch dieses Ergebnis verständlich.

Die Darstellung der Massenstrombilanzen für die Eifel (siehe Abbildung 12 im Anhang) ist auch hier intensiv durch die Windrichtungsverteilung geprägt, insbesondere deshalb, weil Nordostwindlagen mit ihren hohen Schadstoffkonzentrationen sehr selten waren: Der ganze Quadrant von Nord bis Ost repräsentiert nur einen Zeitanteil von etwa zwölf Prozent. Aus diesen Gründen tritt bei den Massenströmen dieser Windrichtungsbereich nur bei Schwefeldioxid und in abgeschwächter Form bei den Stickoxiden deutlich in Erscheinung. Gut erkennbar dagegen sind insbesondere beim Schwefeldioxid und bei den Schwebstoffen die Transportanteile aus dem Südostsektor.

Beim Vergleich der Massenstrombilanzen der beiden Meßstationen sind die unterschiedlichen Skalierungen in den Grafiken zu beachten. Im Eggegebirge treten für einzelne Windrichtungssektoren Massenströme auf, die je nach Komponente um Faktoren von etwa zwei (Schwebstoff) bis acht (NO_2) größer sind als in der Eifel. Bei Ozon sind die Unterschiede am geringsten ausgeprägt. Hierfür sind u.a. folgende Gründe maßgebend:

- Die mittleren Schadstoffkonzentrationen sind (mit der Ausnahme Ozon) im Eggegebirge höher als in der Eifel.
- Die mittleren Windgeschwindigkeiten sind im Eggegebirge um etwa zehn Prozent höher.
- Im Fall des Eggegebirges konzentriert sich der Massentransport in viel höherem Maße auf relativ wenige Richtungssektoren als dies in der Eifel der Fall ist.

Grundsätzlich ist bei der Interpretation von Konzentrationswindrosen und weiteren windrichtungsabhängigen Auswertungen eine gewisse Vorsicht geboten, da bestimmte meteorologische Gesetzmäßigkeiten unter Umständen andere Ursachen für Immissionsstrukturen vortäuschen oder auch überlagern können.

So sind etwa Ost- oder Nordostwindlagen häufig gekoppelt mit einer stabilen Schichtung der Atmosphäre, niedrigen Windgeschwindigkeiten und somit schlechten Austauschbedingungen. Als Folge hiervon können Konzentrationswindrosen in diesem Bereich besondere Ausprägungen erkennen lassen, die allerdings durch das vergleichsweise seltene Auftreten derartiger Wetterlagen relativiert werden.

West- und Südwestwindlagen auf der anderen Seite treten weit überdurchschnittlich häufig auf und sind in der Regel verbunden mit Tiefdruckwetterlagen, hohen Windgeschwindigkeiten und von daher effektiven Durchmischungsprozessen in

der Atmosphäre. Quellgruppen in diesem Richtungsbereich können durch diese Gegebenheiten in ihrer Ausprägung zum Beispiel in den Konzentrationswindrosen stark gedämpft werden. -

Bemerkenswert ist eine Immissionsperiode vom 14. - 15. Februar 1984 in der Eifel, die hier beispielhaft kurz erläutert werden soll (siehe hierzu Abbildung 13 im Anhang).

Ab ca. 16 Uhr des 14.02.1984 drehte der Wind bei Windgeschwindigkeiten von ca. 2-3 m/s von Südost in den nordöstlichen Sektor (zwischen 0 und 90 Grad). Praktisch zeitgleich stiegen die Konzentrationen von SO₂, Staub, NO und NO₂ stark an. Auffällig ist hierbei:

- Es wurden Halbstundenmittelwerte in einer für die Eifel beträchtlichen Höhe registriert, z.B. 830 µg SO₂/m³ und 270 µg NO/m³.
- Die Höhe der NO-Konzentrationen ist insbesondere beachtenswert im Vergleich zu den NO₂-Werten: Der NO-Anteil an den gesamten Stickoxidimmissionen (NO_x) ist viel höher als im langzeitlichen Mittel.
- Die SO₂- und NO-Konzentrationsverläufe sind verblüffend ähnlich.

Mit dem Rückdrehen des Windes in den Südostsektor um ca. 8 Uhr des 15.02.1984 gingen die Schadstoffkonzentrationen deutlich zurück.

All diese Indizien deuten auf eine Quellgruppe in nicht sehr großen Entfernungen hin.

3.2. Ergebnisse diskontinuierlicher Messungen

Auf die den nachstehend beschriebenen Untersuchungen zugrunde liegende Analytik wird an dieser Stelle nicht näher eingegangen. Entsprechende Hinweise können den jeweils angegebenen Literaturstellen entnommen werden.

3.2.1. LIB-Filterverfahren

Die mit Hilfe des LIB-Filterverfahrens gewonnenen Staubproben (ca. zwei 24-h-Proben pro Woche) wurden auf ihren Gehalt an insgesamt acht Schwermetallen und sechs polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen untersucht.

Die Schwebstoffkonzentrationen selbst werden an dieser Stelle nicht weiter diskutiert, da die entsprechenden Daten der kontinuierlichen Messungen der TEMES-Stationen bereits ausführlich dargestellt wurden.

In Tabelle 2 (siehe Anhang) sind die mittleren Schwermetallkonzentrationen für das Meßjahr Oktober 1983 bis September 1984 wiedergegeben. Für die Metalle

Nickel, Chrom, Kupfer und Kobalt lagen diese Mittelwerte teilweise unterhalb der jeweiligen Nachweisgrenze des Analysenverfahrens (Atomabsorption, [19]).

In Abbildung 14 (siehe Anhang) sind für die Metalle Blei, Zink, Cadmium und Eisen die Jahresmittelwerte der Stationen Eggegebirge und Eifel für den genannten Zeitraum den in den Belastungsgebieten im Jahre 1983 ermittelten Konzentrationen (Spannweiten) gegenübergestellt [19]. Dabei wird anschaulich deutlich, daß die in den Waldgebieten gefundenen Konzentrationen an Schwermetallen als niedrig bis sehr niedrig anzusehen sind.

Ähnlich sind die Gehalte an polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAH) zu bewerten.

Die Tabelle 3 (siehe Anhang) enthält die im Zeitraum von Oktober 1983 bis September 1984 gemessenen mittleren Konzentrationen an PAH in Schwebstoffen. Diese Tabelle sowie die Abbildung 15 (siehe Anhang), in der die Konzentrationen für die Meßstellen Eggegebirge und Eifel den Spannweiten der Konzentrationsmittelwerte aus den Belastungsgebieten 1983 gegenübergestellt sind, verdeutlichen das sehr niedrige Belastungsniveau im Hinblick auf diese Schadstoffgruppe [19, 20]. Die Werte entsprechen in etwa den an anderen ländlichen Meßstellen gefundenen Konzentrationen [21].

3.2.2. Weitere Stichprobenerhebungen

Diskontinuierliche Bestimmungen von SO_2 und NO_2 wurden an den Meßstationen Eggegebirge und Eifel im Zeitraum Mai 1983 bis Mai 1984 durchgeführt. Die Werte sind weitgehend vergleichbar mit den bereits ausführlich diskutierten Meßergebnissen der TEMES-Stationen.

Weiterhin wurden stichprobenartig die Konzentrationen von insgesamt zwölf Kohlenwasserstoffen bestimmt. Es handelt sich um die Komponenten:

Ethan, Ethen, Propan, Propen, i-Butan, n-Butan, i-Pentan, n-Pentan, i-Hexan, n-Hexan, Benzol und Toluol.

Mit Hilfe von Gassammelgefäßen wurden Luftproben gezogen (Momentprobenahme) und gaschromatografisch analysiert.

Im Zeitraum vom Oktober 1983 bis August 1984 wurden jeweils am Ort der TEMES-Stationen je ca. 260 Luftproben gewonnen.

Die Mittelwerte sind für die einzelnen Komponenten in Tabelle 4 (siehe Anhang) zusammengestellt. Die Konzentrationen liegen erheblich unter den Werten, die an den TEMES-Stationen in den Belastungsgebieten und an anderen Meßstellen in Nordrhein-Westfalen ermittelt wurden [22, 23]. Die im Eggegebirge und in der Eifel festgestellten Kohlenwasserstoffkonzentrationen entsprechen damit durchweg den in ländlichen Gebieten gefundenen Belastungen [23, 24].

S c h r i f t t u m

- [1] PFEFFER, H.-U.:
Das Telemetrische Echtzeit-Mehrkomponenten-Erfassungs-System TEMES zur Immissionsüberwachung in Nordrhein-Westfalen.
LIS-Berichte der Landesanstalt für Immissionsschutz, Heft 19 (1982), 45 S.

Staub-Reinhaltung der Luft, 42 (1982), S. 233 - 236.
- [2] Monatsberichte über die Luftqualität an Rhein und Ruhr.
Herausgeber: Landesanstalt für Immissionsschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.
(Neuer Titel ab März 1985: Berichte über die Luftqualität im Lande NRW, TEMES-Monatsberichte)
- [3] PFEFFER, H.-U., S. KÜLSKE und R. BEIER:
Jahresbericht 1981 über die Luftqualität an Rhein und Ruhr - Ergebnisse aus dem Telemetrischen Immissionsmeßnetz TEMES in Nordrhein-Westfalen.
LIS-Berichte der Landesanstalt für Immissionsschutz, Heft 43 (1984), 141 S.
- [4] PFEFFER, H.-U., S. KÜLSKE und R. BEIER:
TEMES Jahresbericht 1982 über die Luftqualität an Rhein und Ruhr - Ergebnisse aus dem Telemetrischen Immissionsmeßnetz TEMES in Nordrhein-Westfalen.
Berichte über die Luftqualität im Lande Nordrhein-Westfalen der Landesanstalt für Immissionsschutz, Essen 1985, 184 S.
- [5] Monatsberichte aus dem Meßnetz des Umweltbundesamtes, Heft 9 (1983).
Herausgeber: Umweltbundesamt, Berlin.
- [6] BECKER, K.H., J. LÖBEL und U. SCHURATH:
Bildung, Transport und Kontrolle von Photooxidantien.
In: Luftqualitätskriterien für photochemische Oxidantien.
Herausgeber: Umweltbundesamt, Berlin.
Berichte 5/83, Erich Schmidt-Verlag, Berlin 1983.
- [7] VIEZEE, W., W.B. JOHNSON und H.B. SINGH:
Stratospheric Ozone in the Lower Troposphere - II. Assessment of Downward Flux and Ground-Level Impact.
Atmos. Environ., Vol. 17 (1983), Nr. 10, S. 1979 - 1993.

- [8] SINGH, H.B., F.L. LUDWIG und W.B. JOHNSON:
Tropospheric Ozone: Concentrations and Variabilities in Clean
Remote Atmospheres.
Atmos. Environ., Vol. 12 (1978), S. 2185 - 2196.
- [9] 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.
- [10] BRUCKMANN, P., M. BUCK und P. EYNCK:
Modelluntersuchungen über den Zusammenhang zwischen Vorläufer-
und Oxidantienkonzentrationen.
Staub-Reinhaltung der Luft, 40 (1980), S. 412 - 417.
- [11] BRUCKMANN, P.:
Bildung von Säuren und Oxidantien durch Gasphasenreaktionen.
In: Saure Niederschläge.
VDI-Berichte, Nr. 500 (1983), S. 21 - 33.
- [12] KELLY, N.A., G.T. WOLFF und M.A. FERMAN:
Sources and Sinks of Ozone in Rural Areas.
Atmos. Environ., Vol. 18 (1984), Nr. 7, S. 1251 - 1266.
- [13] FRICKE, W.:
Großräumige Verteilung und Transport von Ozon und Vorläufern.
VDI-Berichte, Nr. 500 (1983), S. 55 - 62.
- [14] BRUCKMANN, P. und P. EYNCK:
Analyse der Bildung von Photooxidantien an der Meßstelle Essen-Süd.
Schriftenreihe der Landesanstalt für Immissionsschutz des Landes
Nordrhein-Westfalen, Heft 49, S. 19 - 28, Verlag W. Girardet,
Essen 1979.
- [15] VDI-Richtlinie 2310:
Maximale Immissions-Werte (September 1974).
- [16] WARMBT, W.:
Ergebnisse langjähriger Messungen des bodennahen Ozons in der DDR.
Z. f. Meteorologie, 29 (1979), H. 1, S. 24 - 31.

- [17] BAUMÜLLER, J. und U. REUTER:
Hinweise zur Darstellung windrichtungsabhängiger Schadgasbelastungen.
Staub-Reinhaltung der Luft, 44 (1984), S. 183 - 186.
- [18] KLUG, W. und W.-G. GERTH:
Recent Investigations into the Interregional Transport of Air Pollutants.
In: Co-Operation between the Netherlands and the Federal Republic of Germany on Air Pollution Problems. Air Quality Measurements 1980.
Herausgeber: Rijks Instituut voor de Volksgezondheid/Bilthoven; Umweltbundesamt, Berlin.
- [19] IXFELD, H., K. ELLERMANN und M. BUCK:
Bericht über die Ergebnisse der diskontinuierlichen Schwefeldioxid- und Mehrkomponentenmessungen im Rhein-Ruhr-Gebiet für die Zeit vom 01. Januar 1983 bis 31. Dezember 1983.
Schriftenreihe der Landesanstalt für Immissionsschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Heft 61, S. 71 - 119, Verlag W. Girardet, Essen 1984.
- [20] BUCK, M.:
Immissionsmessungen polycyclischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAH) im Rhein-Ruhr-Gebiet.
Schriftenreihe der Landesanstalt für Immissionsschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Heft 57, S. 37 - 46, Verlag W. Girardet, Essen 1983.
- [21] PFLOCK, H., H.-W. GEORGII und J. MÜLLER:
Teilchengebundene polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH) in belasteten und unbelasteten Gebieten.
Staub-Reinhaltung der Luft, 43 (1983), S. 230 - 234.
- [22] BRUCKMANN, P., R. BEIER und S. KRAUTSCHEID:
Immissionsmessungen von Kohlenwasserstoffen in den Belastungsgebieten Rhein-Ruhr.
Staub-Reinhaltung der Luft, 43 (1983), S. 404 - 410.
- [23] BUCK, M., H. IXFELD und K. ELLERMANN:
Benzolmessungen im Lande Nordrhein-Westfalen.
LIS-Berichte der Landesanstalt für Immissionsschutz, Heft 36 (1983), 59 S.

- [24] SEXTON, K. und H. WESTBERG:
Nonmethane Hydrocarbon Composition of Urban an Rural Atmospheres.
Atmos. Environ., Vol. 18 (1984), Nr. 6, S. 1125 - 1132.

T a b e l l e n - u n d B i l d a n h a n g

Tabelle 1: Kenngrößen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) verschiedener kontinuierlich gemessener Schadstoffe für den Zeitraum Oktober 1983 bis September 1984

(Datenbasis: 0,5-h-Werte; Schwebstoffe 3-h-Werte)

	Station	Mittelwert	50 %-Wert	95 %-Wert	98 %-Wert	Maximum
Schwefeldioxid	Eggegebirge	38	19	149	223	549
	Eifel	30	16	113	168	826
Stickstoffmonoxid	Eggegebirge	6	4	16	38	163
	Eifel	5	4	10	28	266
Stickstoffdioxid	Eggegebirge	21	16	58	73	155
	Eifel	18	12	56	72	197
Schwebstoffe	Eggegebirge	39	30	112	149	581
	Eifel	32	27	81	109	213
Ozon	Eggegebirge	42	38	97	124	200
	Eifel	51	48	108	131	216

Tabelle 2: Konzentrationen verschiedener Metalle als Schwebstoff-Inhaltsstoffe ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) Zeitraum Oktober 1983 - September 1984

Komponente	Eggegebirge	Eifel
Blei (Pb)	0,08	0,10
Zink (Zn)	0,22	0,11
Cadmium (Cd)	0,002	0,001
Nickel (Ni)	0,012	< NG
Chrom (Cr)	< NG	< NG
Kupfer (Cu)	0,02	< NG
Kobalt (Co)	< NG	< NG
Eisen (Fe)	0,50	0,44

NG bedeutet, daß die Mittelwerte kleiner sind als die Nachweisgrenzen. Die Nachweisgrenzen sind ($\mu\text{g}/\text{m}^3$):

NG (Pb) = 0,02	NG (Zn) = 0,02
NG (Cd) = 0,001	NG (Ni) = 0,006
NG (Cr) = 0,006	NG (Cu) = 0,017
NG (Co) = 0,004	NG (Fe) = 0,05

Tabelle 3: Konzentrationen verschiedener polycyclischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAH) als Schwebstoff-Inhaltsstoffe (ng/m³)
Zeitraum Oktober 1983 bis September 1984

Komponente	Eggegebirge	Eifel
BaP	1,28	1,42
BeP	1,11	1,00
BaA	1,21	0,82
DBahA	0,41	0,31
BghiP	1,04	0,87
COR	0,37	0,27

BaP = Benzo(a)pyren
 BeP = Benzo(e)pyren
 BaA = Benz(a)anthracen
 DBahA = Dibenz(a,h)anthracen
 BghiP = Benzo(ghi)perylen
 COR = Coronen

Tabelle 4: Kohlenwasserstoffkonzentrationen an den TEMES-Stationen im Eggegebirge und in der Eifel (µg/m³)
Mittelwerte aus ca. 260 Einzelwerten im Zeitraum Oktober 1983 bis August 1984

Komponente	Eggegebirge	Eifel
Ethan	1,01	1,08
Ethen	2,72	2,50
Propan	2,05	2,05
Propen	0,62	1,04
i-Butan	1,29	1,68
n-Butan	2,05	2,20
i-Pentan	2,35	2,96
n-Pentan	2,04	2,15
i-Hexan	1,68	1,65
n-Hexan	1,50	1,41
Benzol	2,41	2,35
Toluol	3,86	3,49

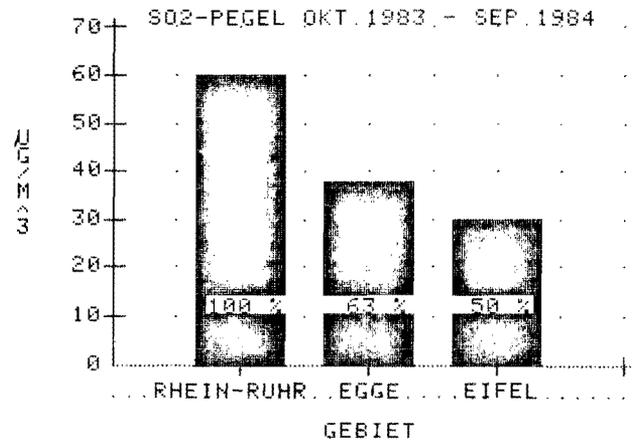
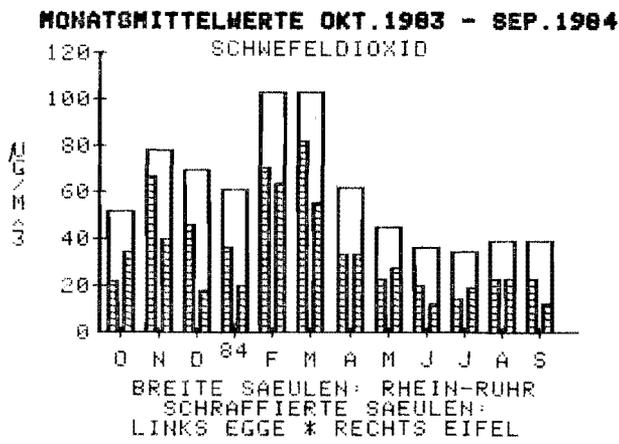


Abb. 1: Monats- und Jahresmittelwerte für die Komponente Schwefeldioxid

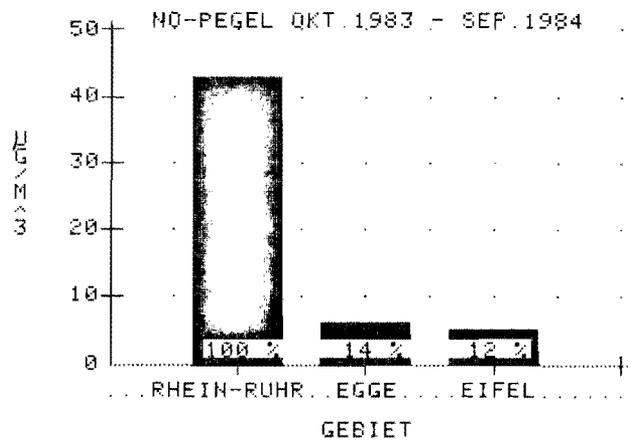
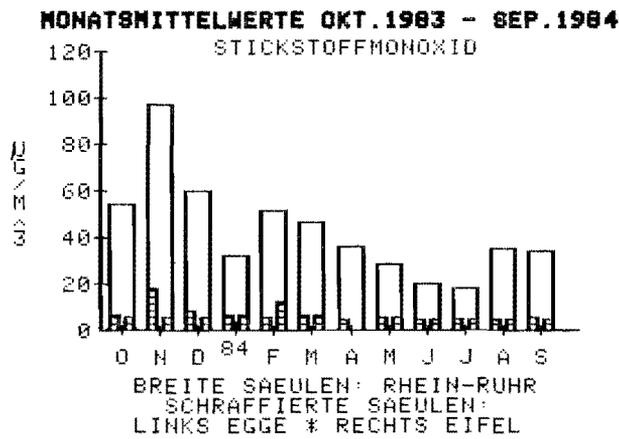


Abb. 2: Monats- und Jahresmittelwerte für die Komponente Stickstoffmonoxid

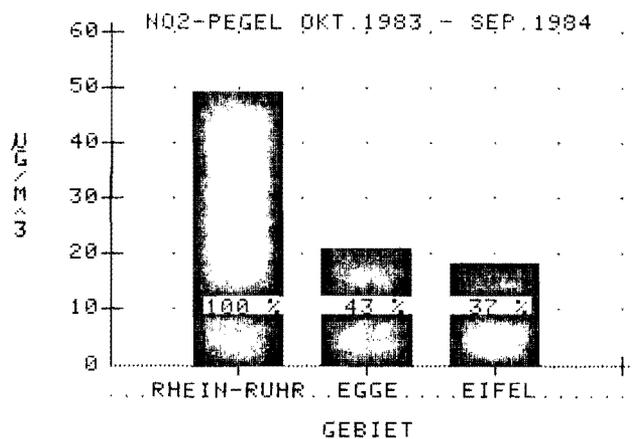
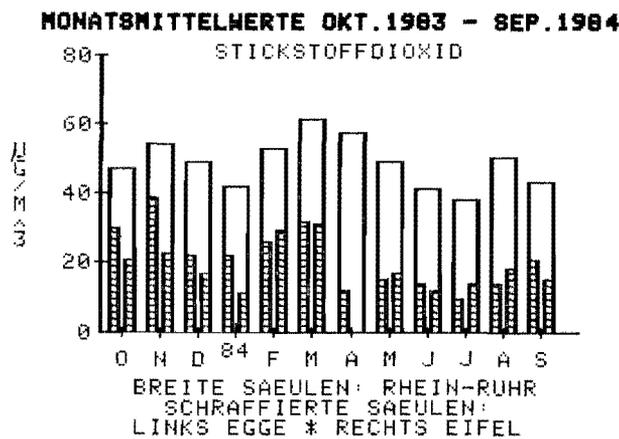


Abb. 3: Monats- und Jahresmittelwerte für die Komponente Stickstoffdioxid

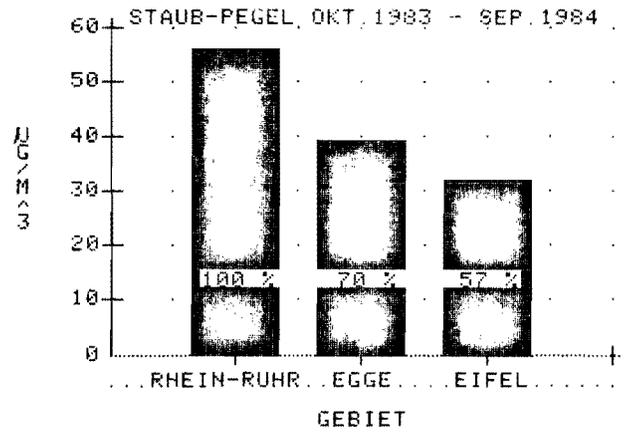
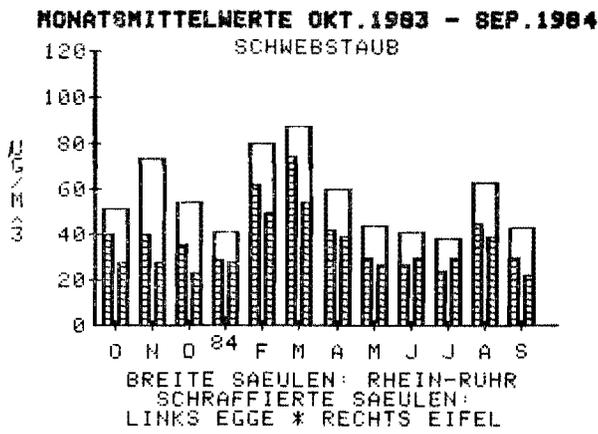


Abb. 4: Monats- und Jahresmittelwerte für die Komponente Schwebstoffe

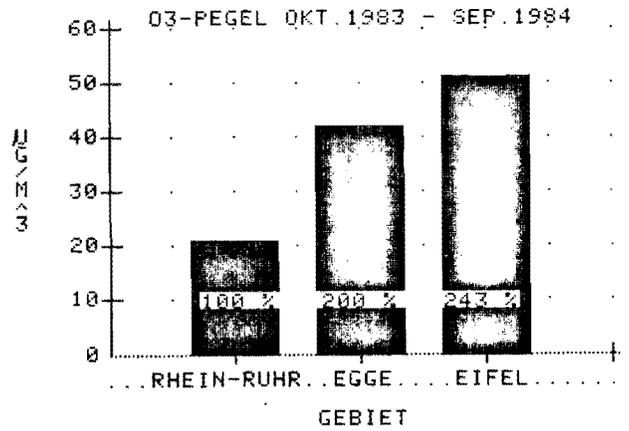
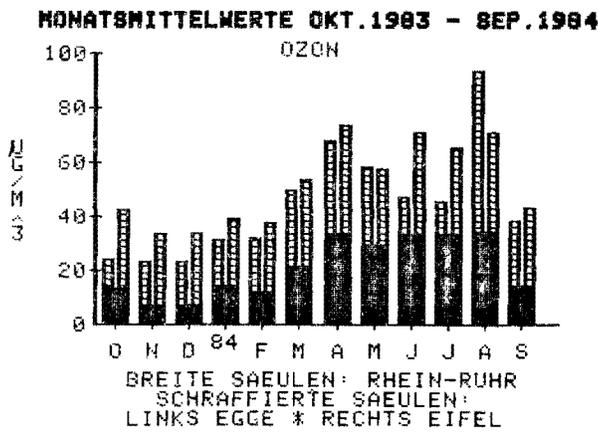


Abb. 5: Monats- und Jahresmittelwerte für die Komponente Ozon

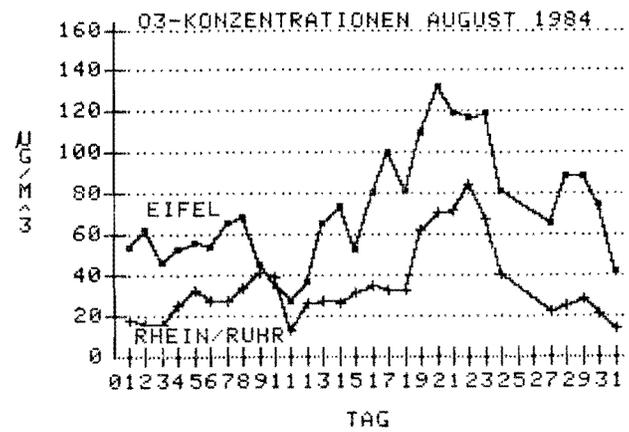
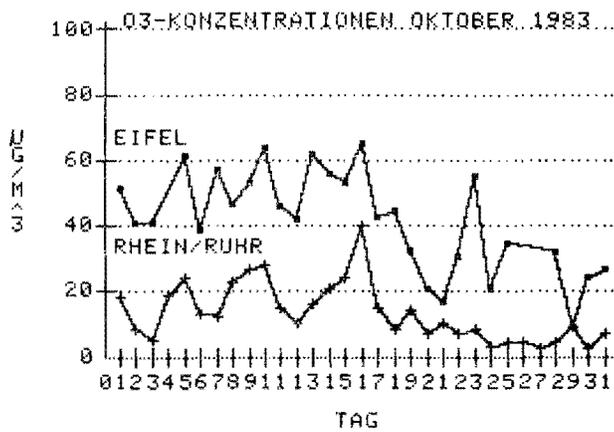


Abb. 6: Tagesmittelwerte für Ozon am Beispiel der Monate Oktober 1983 (strahlungsarm) und August 1984 (strahlungsreich)

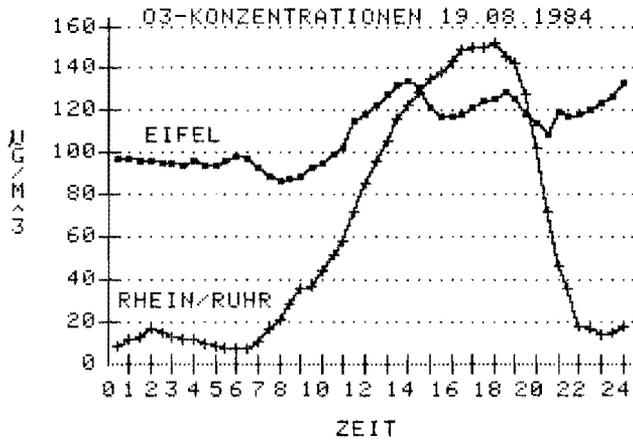


Abb. 7:
Typische Tagesgänge für Ozon an
einem strahlungsreichen Tag
(19.08.1984, Halbstundenmittel-
werte)

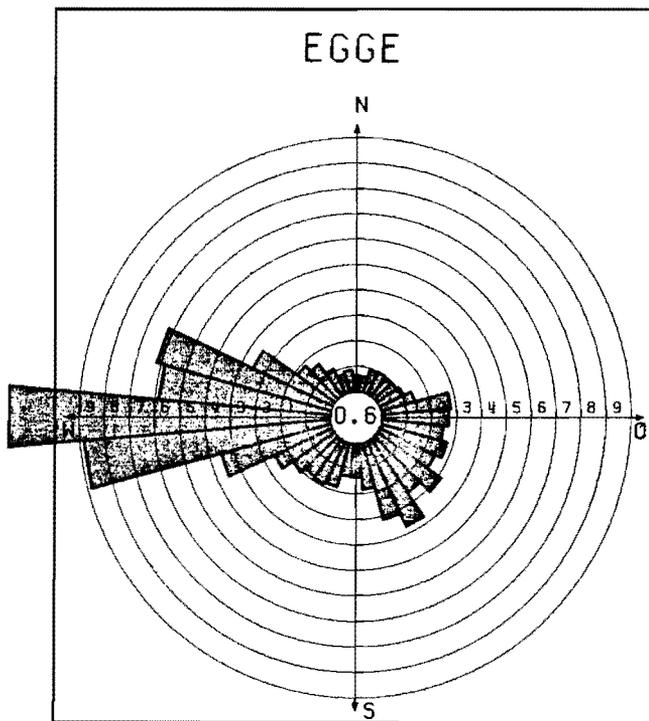
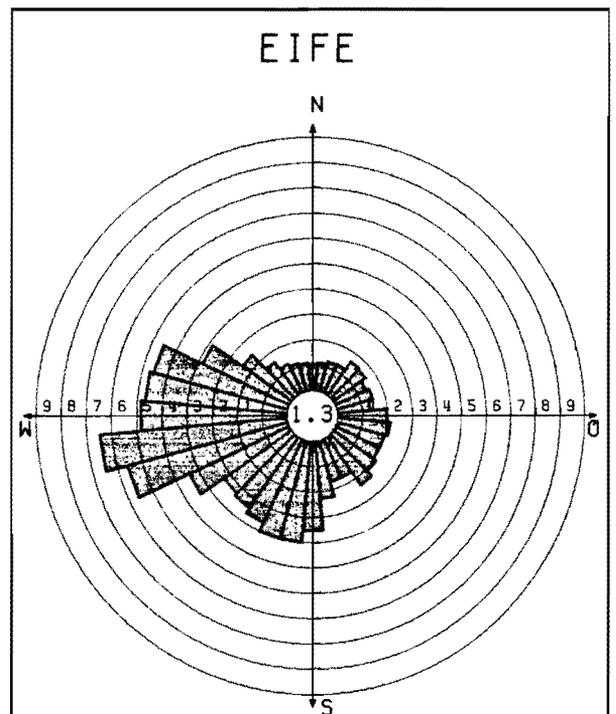


Abb. 8:
Windrosen für den Zeitraum
Oktober 1983 bis September 1984
(relative Häufigkeiten in Pro-
zent; im Zentrum: Windstillen)



BELASTUNGSWINDROSEN IN μGM^{-3}
 STATION: EGGE (1.10.83-30.09.84)

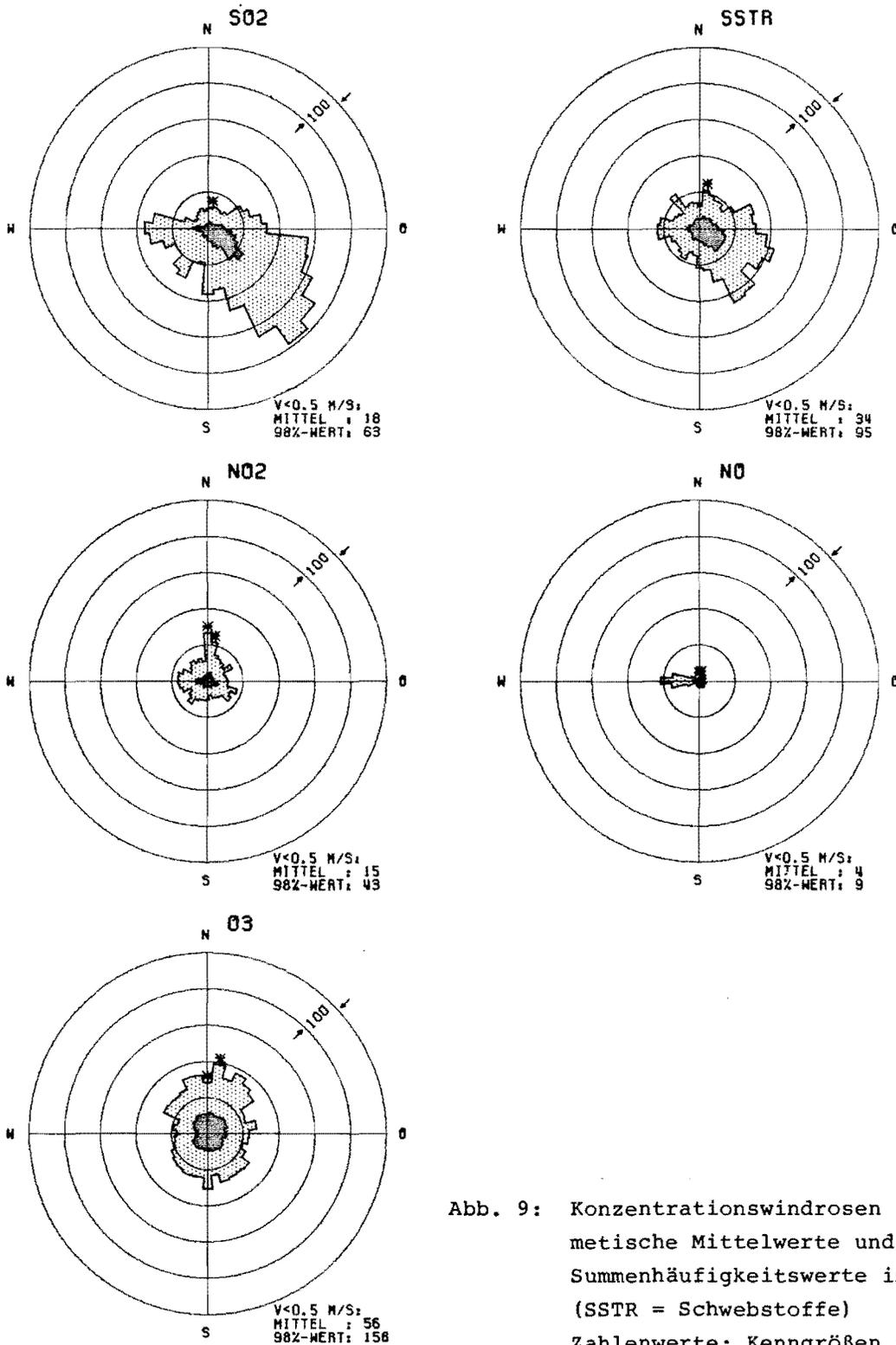


Abb. 9: Konzentrationswindrosen (arithmetische Mittelwerte und 98 %-Summenhäufigkeitswerte in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) (SSTR = Schwebstoffe)
 Zahlenwerte: Kenngrößen für Windgeschwindigkeiten $< 0,5 \text{ m/s}$

STROMDICHTE IN $\text{GM}^{-2}\text{A}^{-1}$
 STATION: EGGE (1.10.83-30.09.84)

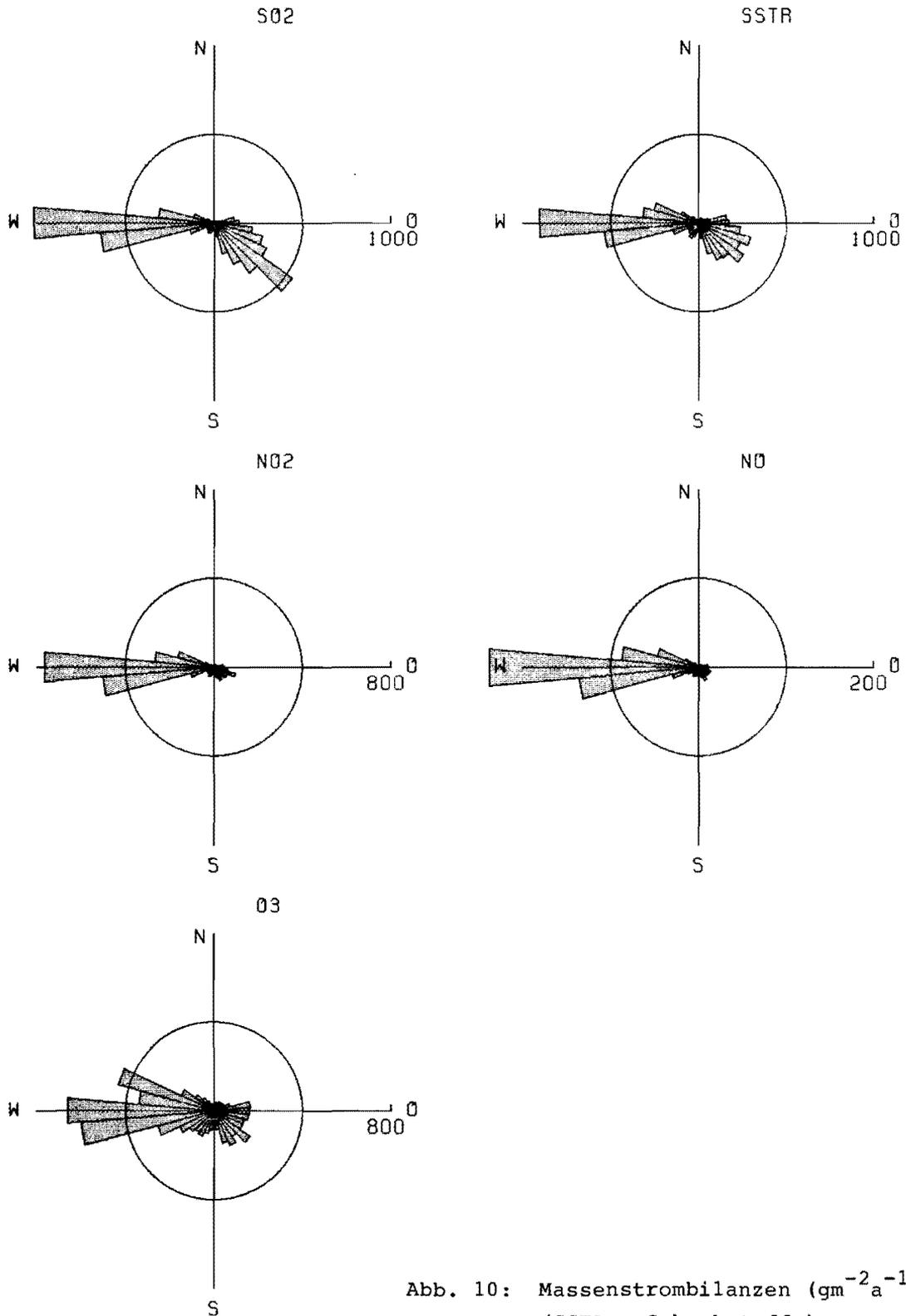


Abb. 10: Massenstrombilanzen ($\text{gm}^{-2}\text{a}^{-1}$)
 (SSTR = Schwebstoffe)

BELASTUNGSWINDRÖSEN IN μGM^{-3}
 STATION: EIFE (1.10.83-30.09.84)

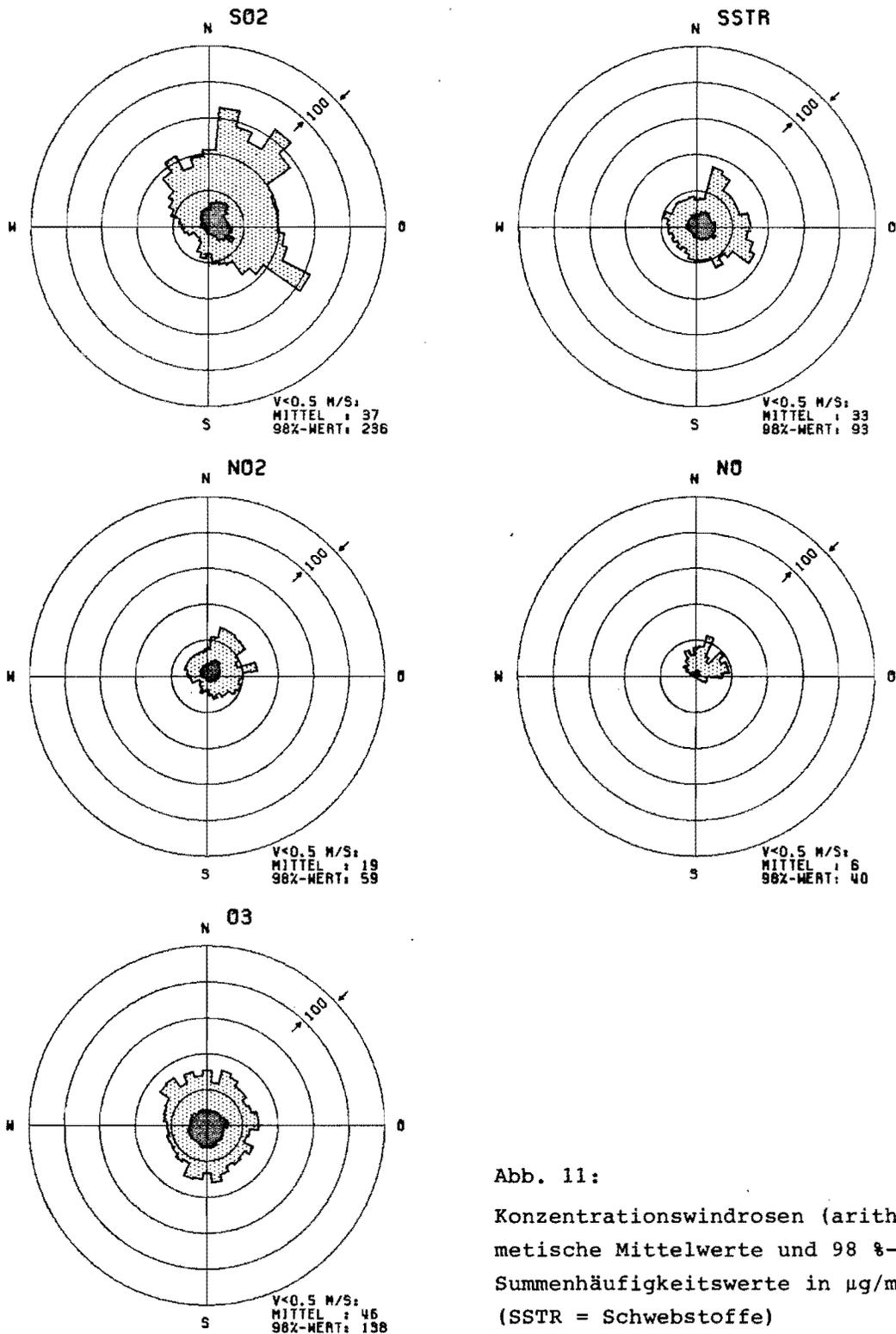


Abb. 11:

Konzentrationswindrosen (arithmetische Mittelwerte und 98 %-
 Summenhäufigkeitswerte in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)
 (SSTR = Schwebstoffe)

Zahlenwerte: Kenngrößen für
 Windgeschwindigkeiten $< 0,5 \text{ m/s}$

STRÖMDICHTE IN $\text{GM}^{-2}\text{A}^{-1}$
 STATION: EIFE (1.10.83-30.09.84)

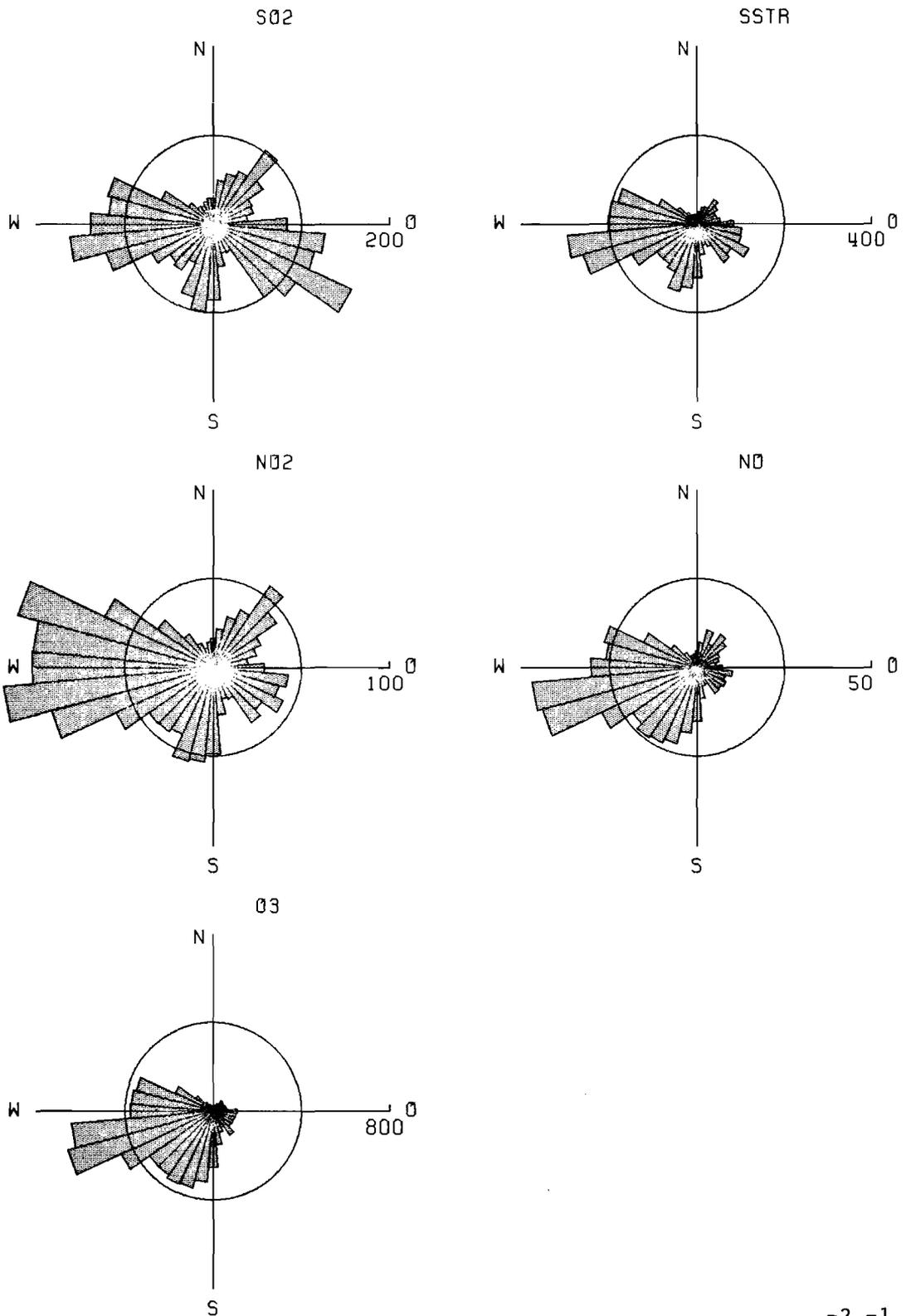


Abb. 12: Massenstrombilanzen ($\text{gm}^{-2}\text{a}^{-1}$)
 (SSTR = Schwebstoffe)

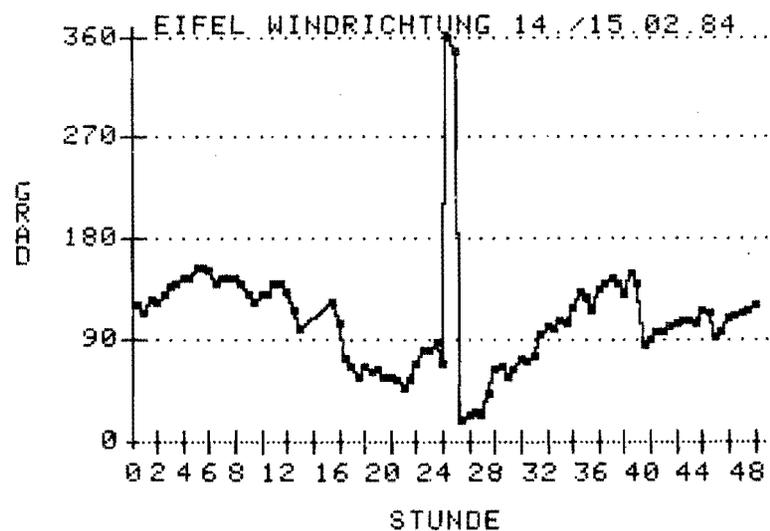
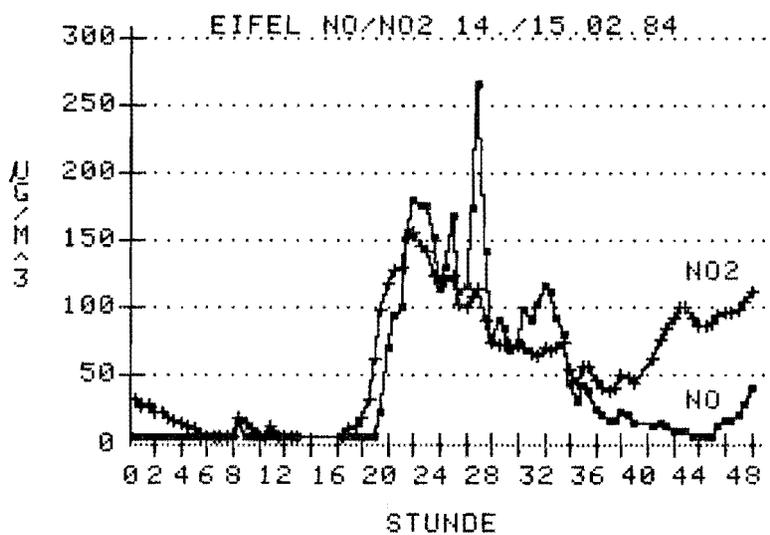
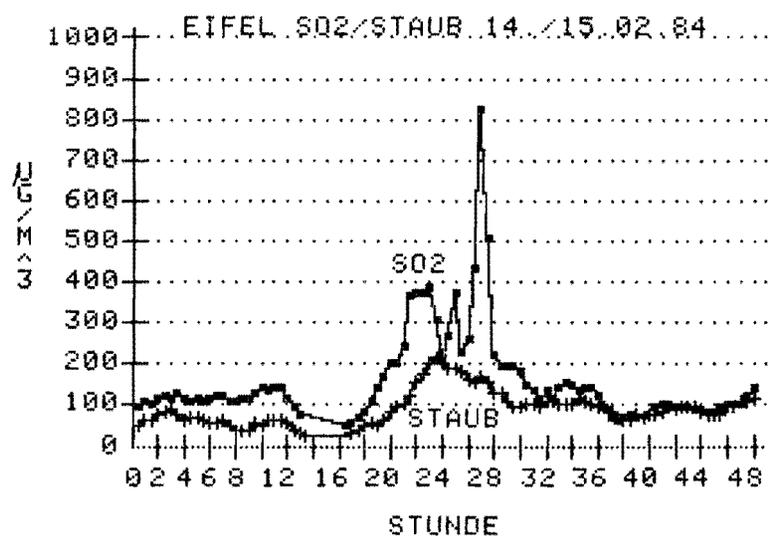


Abb. 13: Immissionsepisode vom 14.-15. Februar 1984 (Eifel)

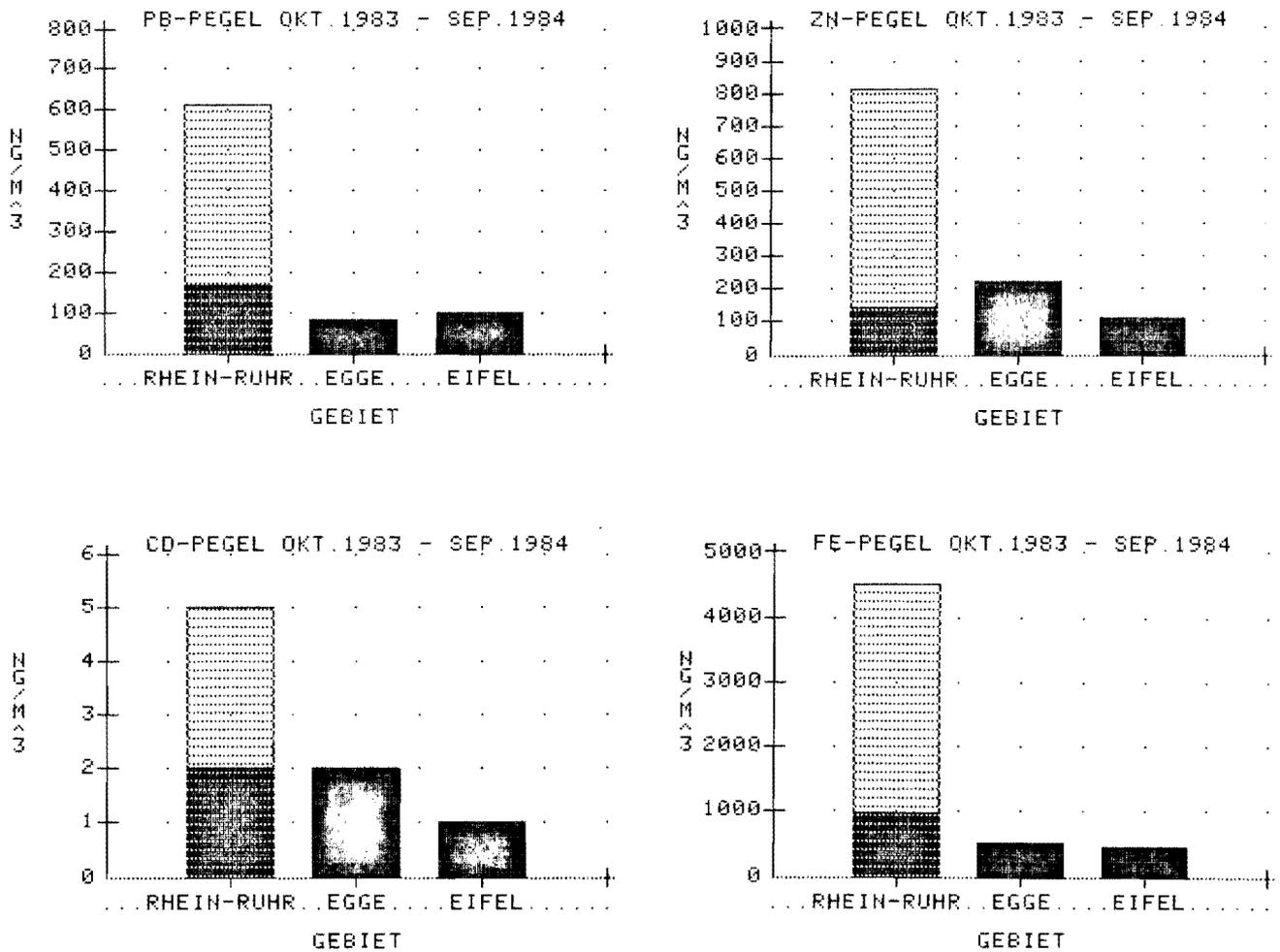


Abb. 14: Mittelwerte und Spannweiten von Mittelwerten für verschiedene Metalle als Staubinhaltsstoffe in ng/m³ (Rhein-Ruhr: 1983) (vgl. Tabelle 2)

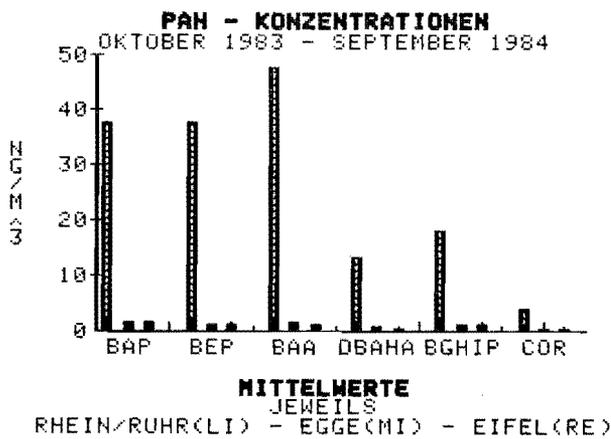


Abb. 15: Mittelwerte und Spannweiten von Mittelwerten für verschiedene polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH) als Staubinhaltsstoffe in ng/m³ (Rhein-Ruhr: 1983) (vgl. Tabelle 3)

ROLLE DES BODENS BEI DER ENTWICKLUNG DER WALDSCHÄDEN

Prof. Dr. H.W. Zöttl

Z u s a m m e n f a s s u n g

Maßgebliche Hypothesen über die Kausalketten bei der Entwicklung der "neuartigen" Waldschäden beurteilen die Rolle des Bodens außerordentlich unterschiedlich. Diese Meinungen werden kritisch diskutiert.

Ausgehend von den Konzepten der traditionellen forstlichen Standortkunde und der modernen Streßphysiologie wird die Hochlagenfichtenerkrankung als Beispiel untersucht. Boden- und Nadelanalysen weisen auf einen substratbedingten Magnesium- und Zinkmangel als disponierenden Streßfaktor hin. Als auslösende Faktoren sind Photooxidantien möglich, die vor allem die Chloroplasten schädigen. Erhöhte Nährstoffverluste aus dem Assimilationsgewebe können dann von den Bäumen nur teilweise kompensiert werden.

Eine Verbesserung der Nährelementversorgung durch Mineraldünger bringt bei geringer Schädigung die Symptome in einer Vegetationsperiode zum Verschwinden. Diese Ergebnisse bestätigen die wichtige Rolle der bodenbedingten Nährelementversorgung bei dieser Fichtenerkrankung.

S u m m a r y

Current hypotheses concerning the causal chain leading to the "new type" of forest damage assess the role of the soil very disparately. These opinions are critically reviewed.

Using the concepts of traditional forest site science and modern stress physiology, a specific disease of spruce growing at high altitudes is examined as an example. Soil and needle analyses provide evidence that a deficient supply of magnesium and zinc acts as a predisposing stress factor, due to the substrate chemistry. Photooxidants are seen as the most probable inciting factors which may damage the chloroplasts. Increased losses of nutrients from the assimilating tissue can then be only partially replenished by the trees.

If the damage is slight, improving the nutrient supply by application of mineral fertilizers results in the disappearance of the symptoms within one growing season. These findings confirm the important role of the nutrient supply from the substrate in the case of the spruce disease considered here.

In der Diskussion über die Ursachen der "neuartigen" Waldschäden findet man die Rolle des Bodens außerordentlich verschieden bewertet. Einige Meinungen seien kurz genannt. ULRICH [1] sieht in der gestiegenen Versauerung der Böden von Waldökosystemen durch sauren Regen den entscheidenden Faktor. Zunehmend freigesetzte toxische Aluminiumionen sollen Wurzelschäden verursachen, wodurch die Wasser- und Nährstoffaufnahme beeinträchtigt wird.

ISERMANN [2] hält Nährstoffmangel (vor allem bei Kalium, Magnesium und Kalzium) im durchwurzelten Bodensubstrat für verantwortlich - hervorgerufen durch anhaltenden Nährstoffentzug infolge Holznutzung und andere anthropogene Einwirkungen.

SCHÖPFER und HRADEZKY [3] verneinen nach der Schadensinventur in Baden-Württemberg einen Zusammenhang zwischen Bodenfaktoren (Nährstoffversorgung, Wasserhaushalt und Gründigkeit) und der Erkrankung von Fichte und Tanne und halten die direkte Einwirkung von Luftschadstoffen auf die Baumkronen für entscheidend.

PRINZ [4] ist der Ansicht, daß in erster Linie Photooxidantien (Leitelement Ozon) schädigend auf die Bäume einwirken, räumt aber mangelhafter Nährelementanlieferung aus dem Boden eine begleitende Rolle bei der Schadentwicklung ein.

Bei diesen und anderen hier nicht genannten Autoren ist allerdings zunehmend ein Abrücken von einer anfänglich meist monokausalen Erklärung zu beobachten, d.h. auch anderen Faktoren wird eine begleitende Wirkung zugesprochen.

Insbesondere gegen die drei erstgenannten Hypothesen lassen sich gewichtige Einwände geltend machen. Ein Absinken der pH-Werte von Waldböden während der letzten 1 - 3 Jahrzehnte ist zwar durch mehrere Untersuchungen belegt [5]. Niemals werden aber die schon früher bekannten niedrigsten Werte unterschritten; zugenommen hat offenbar nur der Flächenanteil von Böden mit stärker saurer Reaktion [6]. Es sind also keine neuartigen Verhältnisse eingetreten, die ein Auslösen der zu beobachtenden Schäden bewirkt haben könnten. Auch aus den genauen Messungen im Solling ist keine Übereinstimmung im Trend der Entwicklung der pH-Werte und der Waldschäden zu erkennen [7]. Und die in zahlreichen älteren Arbeiten beschriebenen podsolierten Waldböden mit pH-Werten im Oberboden um oder sogar unter 3 zeigten damals nicht die heute beobachteten Schadenssymptome. Kulturversuche mit Fichten unter verschiedenen pH-Bedingungen bzw. steigenden Aluminiumzugaben erbrachten Schädigungen der Wurzeln und entscheidende Beeinträchtigung der Nährstoffaufnahme in der Regel erst bei Aluminiumkonzentrationen, die ein Vielfaches höher lagen als die am Standort, etwa im Solling, gemessenen Werte [8]. Bei der Interpretation der in der Bodenlösung gemessenen Aluminiumkonzentrationen ist schließlich auch zu beachten, daß im humusreichen Waldboden hohe Anteile des Aluminiums komplex organisch gebunden sind. Toxisch wirksam ist aber nur ionares Aluminium. Aus den norwegischen Experimenten mit künstlichem saurem Regen ergab sich übereinstimmend, daß merkliche Absenkungen des pH-Werts oder der Anteile austauschbarer (pflanzenverfügbarer) Magnesium- und Kalziumionen erst bei einem vielfach höheren

Aziditätseintrag eintraten als unseren Waldschadensgebieten in den letzten Jahrzehnten zugeführt worden sein kann [9].

Geringe Nährstoffvorräte und die häufig extrem niedrige Basensättigung von Waldböden waren auch früher schon bekannt und Anlaß zu Forstdüngungsmaßnahmen, die wirtschaftlich interessante Zuwachssteigerungen erbrachten [10]. Nährstoffmangel in Waldböden ist durch die natürliche Pedogenese unter kühl-humiden Klimabedingungen und anthropogene Beeinflussung wie Waldweide, Streunutzung und Holzernte ohne Ersatz der Nährelemente durch Düngung hervorgerufen. Eine Verstärkung von Nährstoffmangelsituationen, etwa durch zunehmende Basenauswaschung, ist als alleinige Ursache der "neuartigen" Waldschäden schwer vorstellbar, zumal ein kurzfristiges Auftreten von Schäden zum gleichen Zeitpunkt in sehr verschiedenen Gebieten beobachtet wird.

Die aus der Waldschadensinventur gezogenen Schlüsse sind durch die angewandte Methode bzw. die vorhandenen Unterlagen bedingt. So war die Nährstoffversorgung nur für einen Teil der Inventurpunkte und nur nach der sehr groben Einstufung der mit Zeigerpflanzen arbeitenden Forststandortskartierung zu charakterisieren. Dies gestattet bestenfalls gewisse Hinweise auf das Stickstoffangebot. Eine konkrete Einstufung der Nährstoffversorgung war also nicht möglich, was die gemachte negative Aussage unbrauchbar macht.

Zu dem bei PRINZ (siehe seinen Beitrag in diesem Heft) verwendeten Ansatz des Zusammenwirkens mehrerer Faktoren ist zu sagen, daß er letztlich auf dem bewährten Konzept der örtlich wechselnden Kombination von Standortfaktoren (= Wachstumsfaktoren) basiert, wobei nur eine Erweiterung auf der Seite negativ wirkender Faktoren (Luftschadstoffe) vorzunehmen ist. Die Auffassung der modernen Streßphysiologie ist diesem Ansatz verwandt. Sie geht ebenfalls von einer wechselnden Kombination von beeinflussenden Faktoren aus, wobei die "Stressoren" (mit schädlicher Wirkung) im Vordergrund stehen. Man kann die meist langfristig wirksamen "disponierenden" Faktoren gegenüber "auslösenden" und "begleitenden" Faktoren unterscheiden [11, 12].

Wenn wir dieses Konzept auf die Untersuchung und Erklärung von Waldschäden anwenden, müssen wir allerdings diese Schäden nach Baumarten und Symptomen differenzieren. Es gibt nämlich keine neuartige geheimnisvolle Krankheit namens Waldsterben, die alle Bäume in ähnlicher Weise befällt, sondern vielmehr das Auftreten verschiedener, als solche fast durchweg bekannter Symptome - allerdings in manchen Gebieten in einer erschreckenden Häufung und Ausdehnung.

Ich möchte nun als Beispiel für diesen Ansatz unsere Untersuchungen der "Hochlagenfichtenerkrankung" heranziehen [13, 14]. Neben der unspezifischen partiellen Entnadelung, die vor allem beim Kammfichtentyp zum Lamettasyndrom führt, tritt in den höheren Lagen der Mittelgebirge Gelbspitzigkeit der älteren Nadeljahrgänge von Fichten auf. Die Vergilbung beginnt an den ältesten Nadeln im unteren Bereich des Baumes und führt nach starken Chlorosen zu nekrotischen Erscheinungen und zum Abfallen der Nadeln. Der jüngste Nadeljahrgang und im Gipfelbereich manchmal auch mehrere jüngere Nadeljahrgänge sind von der Ver-

gilbung regelmäßig ausgenommen. Bei stark betroffenen Bäumen erfaßt die Gelbfärbung schon im Herbst den jüngsten Nadeljahrgang. Das Höhenwachstum der geschädigten Fichten ist meist nicht sichtbar beeinträchtigt. Bei stärkerem Nadelverlust entsteht das typische Bild des "sub-top-dying"; schließlich sterben die Fichten ab. Für diese Erkrankung ist eine klare Beziehung zum Boden, d.h. zur substratbedingten Nährelementversorgung erkennbar.

Dies sei im folgenden anhand unserer Untersuchungsergebnisse aus dem Südschwarzwald demonstriert. Die besprochenen Daten stammen von 12 Fichtenökosystemen im Alter von 12 bis 20 Jahren in Höhenlagen von 800 bis 1200 Meter ü. NN. im Belchengebiet. Die tiefgründigen Böden sind durchweg Moderbraunerden aus sandig-lehmigem Solifluktionsschutt über Granit, Kulmschiefer oder Porphyr. In Tabelle 1 (siehe Anhang) sind Bodendaten für die jeweils 6 gesunden und kranken Bestände als arithmetische Mittelwerte angegeben. Bei den Gesamtgehalten der Bodenfeinerde fällt der sehr niedrige Kalzium- und Magnesiumgehalt auf, der zwischen krank und gesund signifikant verschieden ist. Bei den Werten der austauschbaren Kationen zeigt sich die starke Dominanz von Aluminium und das enorme Absinken der austauschbaren Magnesium- und Kalziumfraktionen vor allem in den kranken Beständen. Das extrem niedrige Magnesiumangebot in den kranken Beständen wird durch den Quotient Mg/Al noch klarer belegt als durch die Gehalte an austauschbaren Ionen. Dieser Quotient ist deshalb so aussagekräftig, weil er die antagonistische Wirkung von Aluminium auf die Magnesiumaufnahme berücksichtigt. Die pH-Werte der Untersuchungsstandorte liegen ohne große Differenzierung im stark sauren Bereich um 3,5. Aus den relativ hohen Humusgehalten und den C/N-Quotienten ist die gute biologische Umsetzung der Streu erkennbar. Es sind keinerlei Anzeichen für eine Hemmung des Streuabbaus und der Humifikation zu sehen.

Das differenzierte Nährelementangebot spiegelt sich in dem nadelanalytisch ermittelten Ernährungszustand der Fichten gut wider. Aus Tabelle 2 (siehe Anhang) ist der gute bis sehr gute Versorgungsgrad bei Stickstoff und Phosphor und ebenfalls bei Kalium klar ersichtlich. Dies gilt gleichermaßen für gesunde und kranke Fichten. Auch Mn, Fe und Cu zeigen keine signifikante Differenzierung zwischen gesund und krank. Die Werte liegen im normalen Rahmen saurer Kristallinstandorte. Die Al-Gehalte bewegen sich im üblichen Bereich von stark sauren Böden mit sehr hoher Aluminiumbelegung; es ist kein Unterschied zwischen krank und gesund zu erkennen. Aus den niedrigen Gehalten von Pb und Cd ist die geringe Fernimmissionsbelastung des Gebietes erkennbar. Alle Schwefelgehalte liegen deutlich unter dem Grenzwert von 2 mg/g, dessen Überschreitung auf höhere SO_2 -Belastung schließen ließe. Extrem niedrige Werte werden aber bei Magnesium und Zink erreicht. Dabei treten hochsignifikante Unterschiede zwischen gesund und krank auf. Der Magnesiummangel und vermutlich auch Zinkmangel ergibt sich aus dem Vergleich mit den gültigen Grenzwerten. Zu beachten ist, daß die untersuchten einjährigen Nadeln auch bei den kranken Bäumen normale Grünfärbung zeigten. Die Mangelsituation ist hier also nur durch die chemische Analyse erkennbar.

Aus den Abbildungen 1 und 2 (siehe Anhang) geht schließlich die Beziehung

zwischen den Bodendaten und dem Ernährungszustand für die im Mangelbereich liegenden Elemente Mg und Zn gut hervor. Die hier gezeigte Übereinstimmung zwischen dem Nährstoffangebot im Boden, dem Ernährungszustand und der Gelbspitzigkeit der Fichten ist in ähnlicher Weise auch von sauren Kristallinstandorten des Bayerischen Waldes [15] und Fichtelgebirges [16] beschrieben.

Unter Berücksichtigung der Meßdaten für die Immissionsituation [17] interpretieren wir die vorgestellten Befunde mit folgender Hypothese: Nach dem Ansatz der Streßphysiologie stellt die schwache Nährelementanlieferung vieler Waldböden einen disponierenden Streßfaktor dar. Welche Elemente betroffen sind, hängt vom Muttergestein, der natürlichen Bodenentwicklung und anthropogener Beeinflussung ab. Im vorgestellten Beispiel sind es Magnesium und Zink. Als auslösende Faktoren nehmen wir eine direkte Wirkung auf den Assimilationsapparat der Bäume durch Ozon und andere Photooxidantien an, möglicherweise in synergistischem Zusammenwirken mit SO_2 . Dabei müßten sommerliche Spitzenwerte von Ozon eine entscheidende Rolle spielen. Die SO_2 -Belastung des Untersuchungsgebietes ist so gering, daß sie allein keine Schäden verursachen dürfte. Dies läßt sich auch an der üppigen Flechtenvegetation ablesen. Hinzu kommen Witterungsereignisse und biotische Komponenten. Die Schädigung der Nadeln trifft vor allem das Assimilationsgewebe. Die Chloroplasten werden zunehmend zerstört, die Semipermeabilität der Zellmembranen verändert. Dies führt zu erhöhten Verlusten an leicht mobilisierbaren Elementen durch Auswaschung mit dem Regen. Hierbei sollte besonders der stark saure Wasserfilm aus Nebeltröpfchen bedeutsam sein. Dieses "leaching" betrifft vor allem Kalium, Magnesium, Mangan und Zink. Die Bäume können nun in Abhängigkeit von der Nährelementanlieferung im Boden diese Verluste teilweise kompensieren. Es gelingt im Untersuchungsgebiet angesichts der hohen Nachlieferung von Kalium und Mangan bei diesen Elementen sehr gut, nur mangelhaft aber für Magnesium und Zink. Die geschilderten Schadsymptome stellen dann die letzte Phase des Prozesses dar, bei dem ein laufendes Wechselspiel zwischen Schadstoffeinwirkung, Nährelementaufnahme und Mobilisierungsreaktionen des Baumes abläuft. Dabei ist zu berücksichtigen, daß die Basensättigung des Bodens auch durch gestiegenen Aziditätseintrag zusätzlich reduziert worden sein kann.

Wenn nun eine mangelhafte Versorgung mit Nährelementen einen disponierenden Streßfaktor darstellt, muß eine Verbesserung dieser Situation zu einer Milderung bzw. Behebung der Schäden führen - falls die direkte Immissionswirkung nicht allzu gravierend ist. Letzteres ist z.B. im Erzgebirge der Fall, wo bei etwa 10fach höheren SO_2 -Konzentrationen ein rasches Absterben der Bäume ohne Gelbspitzigkeitssymptome auf allen Bodensubstraten eintritt.

Eine Verbesserung der Nährelementversorgung ist durch gezielte Mineraldüngergaben möglich. Zur Erzielung rascher Effekte müssen allerdings etwaige antagonistische Wirkungen berücksichtigt werden und eine hohe Aufnahmefähigkeit der Nährstoffe gegeben sein. Wir haben in einem umfangreichen Programm diagnostische Düngungsversuche auch auf Standorten des hier geschilderten Untersuchungsgebietes angelegt. Nach Düngungsmaßnahmen im Frühjahr 1984 waren bereits im Herbst des gleichen Jahres eindeutige positive Reaktionen schwach vergilbter

Bäume zu sehen. Die grüne dichte Benadelung der gedüngten Bäume ist in den gezeigten Farbbildern gegenüber den gelbspitzigen erkrankten Exemplaren deutlich sichtbar. Diese positiven Ergebnisse belegen somit die bedeutsame Rolle der Nährelementversorgung bei der Entwicklung der hier untersuchten Fichtenerkrankung.

S c h r i f t t u m

- [1] ULRICH, B.:
Soil Acidity and its Relations to Acid Deposition.
In: Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems
(Eds. B. Ulrich and J. Pankrath), D. Reidel Publ. Comp. 1983
S. 127 - 146.
- ULRICH, B. und E. MATZNER:
Raten der Ökosysteminternen H^+ -Produktion und der sauren Deposition
und ihre Wirkung auf Stabilität, Elastizität von Waldökosystemen.
In: Saure Niederschläge.
VDI-Berichte, Nr. 500 (1983), S. 289 - 300.
- [2] ISERMANN, K.:
Bewertung natürlicher und anthropogener Stoffeinträge über die
Atmosphäre als Standortsfaktoren im Hinblick auf die Versauerung
land- und forstwirtschaftlich genutzter Böden.
In: Saure Niederschläge.
VDI-Berichte, Nr. 500 (1983), S. 307 - 335.
- [3] SCHÖPFER, W. und J. Hradetzky:
Der Indizienbeweis: Luftverschmutzung als maßgebliche Ursache der
Walderkrankung.
Forstwiss. Centralbl., 103 (1984), S. 231 - 248.
- [4] PRINZ, B., G.H.M. KRAUSE und H. STRATMANN:
Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland.
LIS-Berichte Nr. 28 (1982) der Landesanstalt für Immissionsschutz
des Landes NRW, 154 S.
- [5] BUTZKE, H.:
Versauern unsere Wälder?
Der Forst- und Holzwirt, 36 (1981), S. 542 - 548.
- [6] WITTMANN, O. und K.D. FETZER:
Aktuelle Bodenversauerung in Bayern.
Hrsg.: Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und
Umweltfragen. Materialien 20 (1982).

- [7] REHFUESS, K.E.:
Boden- und Wasserverunreinigungen und gesunder Wald.
Vortrag IUFRO-Symposium "Human Impact on Forests",
Strasbourg 1984.
- [8] MAKKONEN-SPIEKER, K.:
Auswirkungen des Aluminiums auf junge Fichten (*Picea abies* Karst.)
verschiedener Provenienzen. Diss. Forstwiss. Fakultät Univ. Frei-
burg/Br., 1984.
- [9] ABRAHAMSEN, G.:
Acid Precipitation, Plant Nutrients and Forest Growth.
Proc. Intern. Conference on "Ecological Impact of Acid Precipi-
tation", Sandefjord, Norway, (1980), S. 58 - 63.
- ABRAHAMSEN, G.:
Sulphur Pollution: Ca, Mg and Al in Soil and Soil Water and Possible
Effects on Forest Trees.
In: Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems.
(Eds. B. Ulrich and J. Pankrath) D. Reidel Publ. Comp., (1983),
S. 207 - 218.
- [10] ZÖTTL, H.W.:
Waldstandort und Düngung.
Centralbl. f. d. ges. Forstwesen (Wien), 81 (1964), S. 1 - 24.
- [11] MANION, P.D.:
Tree Disease Concepts. Prentice-Hall, Englewood Cliffs (1981).
- [12] MOHR, H.:
"Baumsterben" als pflanzenphysiologisches Problem.
Biologie in unserer Zeit, 14 (1984), (4), S. 103 - 110.
- [13] ZÖTTL, H.W. und E. MIES:
Die Fichtenerkrankung in den Hochlagen des Südschwarzwaldes.
Allg. Forst- und Jagdz., 154 (1983), S. 110 - 114.

- [14] ZÖTTL, H.W. und E. MIES:
Nährelementversorgung und Schadstoffbelastung von Fichtenökosystemen
im Südschwarzwald unter Immissionseinfluß.
Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., 38 (1983), S. 429 - 434.
- [15] BOSCH, C., E. PFANNKUCH, U. BAUM und K.E. REHFUESS:
Über die Erkrankung der Fichte (*Picea abies* Karst.) in den Hochlagen
der Bayerischen Waldes.
Forstwiss. Centralbl., 102 (1983), S. 167 - 181.
- [16] ZECH, W. und E. POPP:
Magnesiummangel, einer der Gründe für das Fichten- und Tannensterben
in NO-Bayern.
Forstwiss. Centralbl., 102 (1983), S. 50 - 55.
- [17] OBLÄNDER, W.:
Exkursionsführer Kälbelescheuer.
IUFRO-Symposium "Human Impacts on Forests", Strasbourg 1984.

T a b e l l e n - u n d B i l d a n h a n g

Tabelle 1: Bodendaten gesunder (g) und kranker (k) Fichtenbestände;
* = signifikante Differenz; aus [14]

Bodentiefe (cm)	Gesamtgehalte ($\mu\text{mol/g TS}$)			
	Al	Ca	Mg	K
0 - 10	g 2820	25	270	780
	k 2940	16*	170*	810
20 - 30	g 3100	24	290	870
	k 3220	16*	170*	830

Bodentiefe (cm)	austauschbar ($\mu\text{eq/g TS}$)				
	Al	Ca	Mg	K	Mg/Al (mol)
0 - 10	g 52,2	11,6	5,1	2,7	0,147
	k 75,3*	4,6*	2,2*	3,2	0,044
20 - 30	g 43,9	6,8	2,4	1,6	0,082
	k 64,8	1,9*	0,8*	1,7	0,019

Bodentiefe (cm)	pH CaCl_2	C %	N %	C : N
0 - 10	g 3,65	7,53	0,46	16,0
	k 3,56*	5,03	0,33	14,7
20 - 30	g 3,43	5,19	0,33	15,6
	k 3,81	3,41*	0,23*	14,9

Tabelle 2: Elementgehalte der 1- und 4jährigen Fichtennadeln; * = signifikante Differenz zwischen gesund (g) und krank (k); aus [14]

	N	P	K	Ca	Mg
	(mg/g)				
1 g	15,1	2,92	12,4	2,89	0,83
1 k	13,9	2,63	11,2	2,10	0,35*
4 g	10,2	2,31	8,1	3,19	0,64
4 k	10,0	2,45	9,6	3,39	0,22*

	Mn	Fe	Zn	Cu
	(µg/g)			
1 g	405	50	33	3,4
1 k	522	51	23*	4,8
4 g	515	99	40	2,9
4 k	784	84	24*	4,4

	Al	Pb	Cd	S
	(µg/g)			(mg/g)
1 g	263	0,59	0,09	1,66
1 k	216	0,91	0,07	1,43
4 g	486	1,53	0,09	1,74
4 k	471	1,86	0,07	1,56

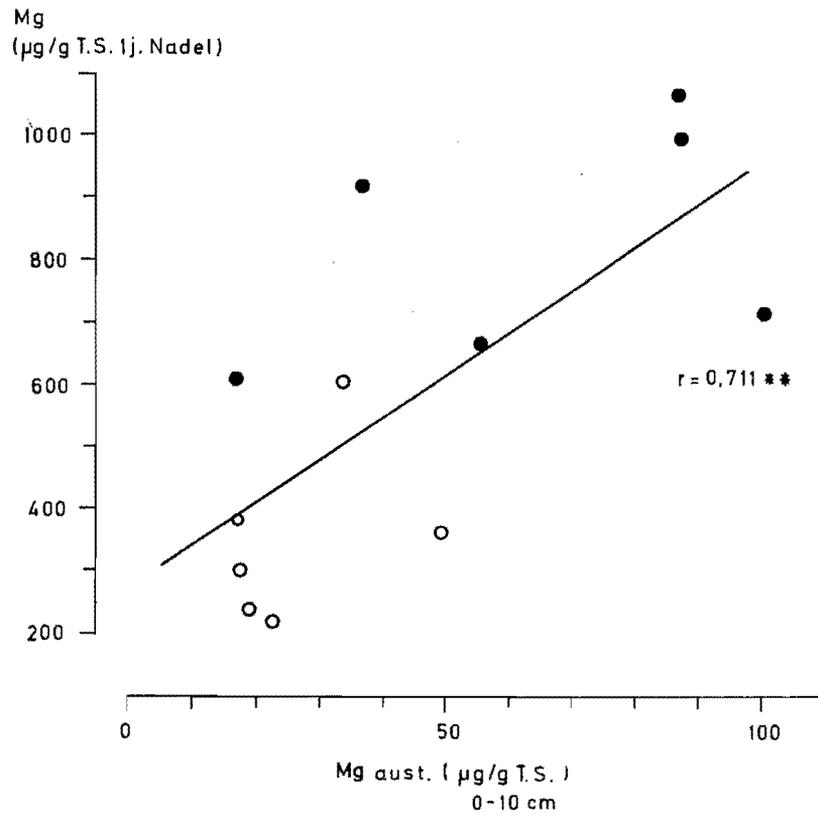


Abb. 1: Beziehung zwischen austauschbarem Magnesium im Oberboden und Magnesiumgehalt der Fichtennadeln; ● = gesund; ○ = krank; aus [14]

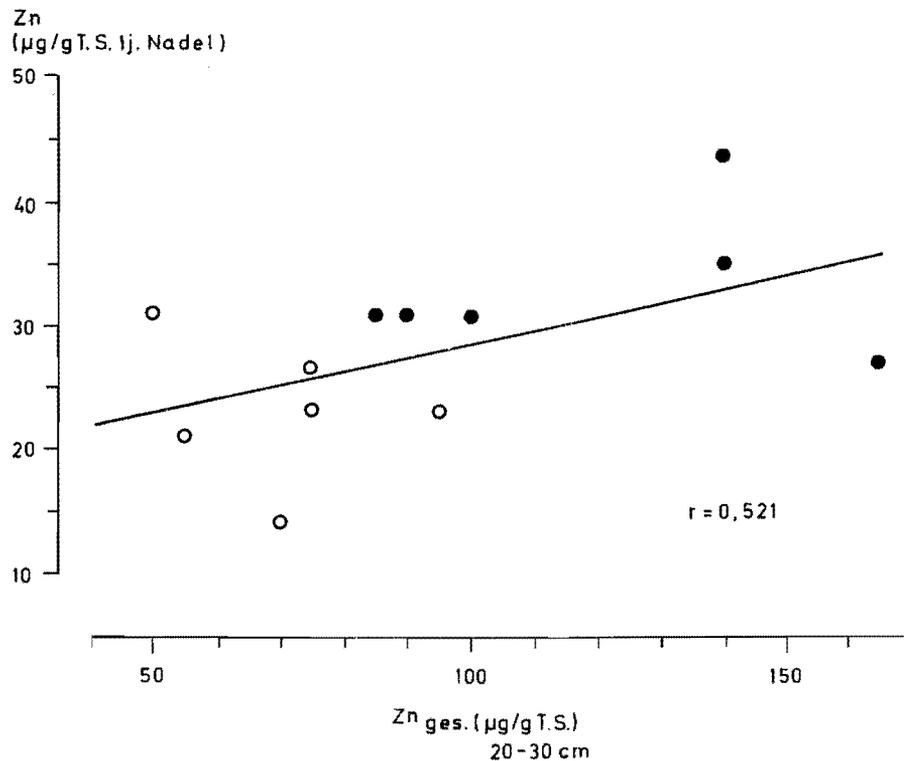


Abb. 2: Beziehung zwischen Zink-Gesamtgehalt im Boden und Zinkgehalt der Fichtennadeln; ● = gesund; ○ = krank

PHOTOSYNTHESEAKTIVITÄT BEI NADELN GESUNDER UND GESCHÄDIGTER KONIFEREN

Prof. Dr. K. Lichtenthaler, G. Schmuck und M. Döll

Z u s a m m e n f a s s u n g

Anhand ausführlicher Untersuchungen in Baden-Württemberg wird die Hypothese begründet, daß eine direkte oder indirekte Schädigung der Photosynthese und des Photosyntheseapparates primär die großflächigen Waldschäden in Mitteleuropa verursacht. Dieser Hauptschaden muß eine Reihe von Folgeschäden wie z.B. Störung des Wurzelwachstums, der Mycorrhizabildung, der Mineralstoffaufnahme, des Wasserhaushaltes und der endogenen Wuchsstoffgehalte, nach sich ziehen, die dann negativ auf die Photosynthese rückwirken.

S u m m a r y

With detailed examinations in Baden-Württemberg reasons for the hypothesis are given that a direct or indirect damage of photosynthesis and of the photosynthetic apparatus primarily causes the large scale forest damage in middle Europe. This main damage is followed by subsequent damages, e.g. the disturbance of root growth, mycorrhiza formation, uptake of minerals, water budget and content of endogenous growth regulators, which negatively effect photosynthesis.

E i n f ü h r u n g

Für die These, daß die großflächigen Waldschäden in Mitteleuropa durch Immissionen ausgelöst werden, sprechen vor allem Indizien. Begasungsversuche mit niedrigen Konzentrationen an SO_2 und NO_2 - unter Ausschluß von Regen und Ozon - zeigen, daß die sauren Oxide bereits als Gase schädigen und daß Stickoxide die schädigende Wirkung von SO_2 verstärken (mehr als additive Wirkung) [1]. Die eingehenden terrestrischen Waldschadensinventuren in Baden-Württemberg von 1983 und 1984 belegen ebenfalls klar die Beteiligung der Immissionen an der Auslösung der Baumschäden [2, 3]. Standorte, an denen durch natürliche Streßfaktoren die Vitalität der Bäume von vornherein geringer ist (z.B. Höhenlagen, nährstoffarme Böden mit geringer Basensättigung), ist auch die chronische Immissionsschädigung der Bäume früher erkennbar als in tiefen Lagen. Mit zeitlicher Verschiebung treten Schäden aber in allen Höhenlagen und auf allen Böden, in Mischkulturen wie in Monokulturen auf [2, 3, 4]. An Standorten mit hohem Protonen und Säureeintrag (H^+ , SO_4^{--} , NO_3^-) in Baden-Württemberg, z.B. im Bereich Rotenfels (Nordschwarzwald, 707 m über N.N.) oder im Bereich Heidelberg (Odenwald, Wilhelmsfeld 500 m über N.N.), sind auch besonders starke Baumschäden zu erkennen [5]. Die Ergebnisse von Begasungsversuchen mit Ozon und sauren Oxiden, sowie insbesondere Messungen der Ozonkonzentrationen an verschiedenen Standorten auch unter Einsatz von Bioindikatoren weisen auf die Beteiligung von Ozon bei der Auslösung der Schäden hin und sind weitere Indizien für die These der Schadauslösung durch Immissionen [6, 7, 8]. Bei der Hochlagenfichtenerkrankung werden insbesondere Magnesiumarmut als disponierender Streßfaktor und Photooxidantien, sowie saure Nebel, als schadauslösende Faktoren angesehen, die zur Auswaschung der Elemente Magnesium, Kalium, sowie Mangan oder Zink führen [9, 10]. Auswaschung von Elementen aus den durch Immissionen versauerten Böden und Schädigung der Wurzeln durch toxische Aluminiumkonzentrationen wird für andere Standorte angenommen [11]. Auf die Möglichkeit der direkten oder indirekten Schädigung des Photosyntheseapparates und der Photosynthesefunktion durch saure Oxide, saure Taue und Photooxidantien als ein wesentlicher Primärschaden, der zu weitreichenden Folgeschäden führen muß, wurde ebenfalls hingewiesen [12]. Pigmentanalysen und Untersuchungen der Chlorophyll-Fluoreszenzinduktionskinetik bei photochemisch teilgebleichten Fichtennadeln zeigen, daß zunächst eine Schädigung des Reaktionszentrums des Photosystems II der Photosynthese erfolgt, bevor eine Nadelvergilbung einsetzt [13].

Aus den vorgenannten Ausführungen ergibt sich, daß es für eine Schädigung von Pflanzen und Bäumen durch Luftschadstoffe vielfältige Ansatzpunkte gibt. Man muß zwischen den verschiedenen Luftschadstoffen (z.B. SO_2 , NO_2 , Ozon, Photooxidantien) unterscheiden und berücksichtigen, daß diese je nach Standort ganz unterschiedlich zusammengesetzt sein können. Darüberhinaus wird die Wirkungsweise von Luftschadstoffen auf Wachstum und Stoffwechsel der Pflanzen je nach Angriffsort und Wirkungsmechanismus zunächst unterschiedlich sein. Außerdem ist zu beachten, daß die Luftschadstoffe einerseits von den oberirdischen Pflanzenteilen über die Assimilationsorgane, die Blätter und Nadeln, aufgenommen werden können und auch dort primär schädigend wirken, sie anderer-

seits aber auch über den Boden und die Hemmung des Wurzelwachstums wirksam werden können und auf die oberirdischen Organe rückwirken. Vor allem ist aber die kombinierte gleichzeitige Wirkung über Blätter bzw. Nadeln und über die Wurzeln in Betracht zu ziehen. Vieles spricht aber dafür, daß die Luftschadstoffe, auch wenn deren primäre Ansatzpunkte zunächst woanders liegen, letztlich direkt oder indirekt in die Physiologie der Photosynthese und in die Verteilung der Assimilate schädigend eingreifen und so zu einer endgültigen Schädigung der Bäume führen.

Basis unserer Untersuchungen ist die These (Hypothese), daß eine direkte oder indirekte Schädigung der Photosynthese und des Photosyntheseapparates primärer Hauptschaden ist, der eine Reihe von Folgeschäden nach sich ziehen muß (wie z.B. Störung des Wurzelwachstums, der Mycorrhizabildung, der Mineralstoffaufnahme, des Wasserhaushaltes und der endogenen Wuchsstoffgehalte), die dann negativ auf die Photosynthese rückwirken. Mögliche Schädigungen des Photosyntheseapparates lassen sich durch Bestimmung der Pigmentverhältnisse, wie auch durch Erfassung der Chlorophyll-Fluoreszenzkinetiken an der intakten Nadel (KAUTSKY-Effekt: schnelle und langsame Komponente) nachweisen. Die Funktionsfähigkeit der Stomata und die tatsächliche Netto-Photosyntheseaktivität wird mit dem $\text{CO}_2/\text{H}_2\text{O}$ -Porometer erfaßt. In den folgenden Ausführungen werden erste Ergebnisse über Pigmentzusammensetzung und die Aktivität des Photosyntheseapparates bei gesunden und geschädigten Tannen und Fichten beschrieben.

M e t h o d i k

Pigmentextrakte:

Chlorophylle und Carotinoide wurden mit Aceton aus den zerkleinerten Nadeln extrahiert, in Petrolbenzin (Siedebereich 50 - 70° C) überführt und der Gehalt an Chlorophyll a und b sowie die Gesamtcarotinoide im Spektralphotometer quantitativ bestimmt. Die Auswertung erfolgte mittels der neuen Extinktionskoeffizienten nach [14]. β -Carotin und Xanthophylle wurden nach dünnschichtchromatographischer Trennung [13] im Spektralphotometer bestimmt.

Chlorophyll-Fluoreszenzinduktionskinetik (variable Fluoreszenz):

- a) Fluoreszenzabfall (langsame KAUTSKY-Komponente, min-Bereich, vgl. Abb. 1 im Anhang).

Anregungslicht: 633 nm (He/Ne-Laser, Spectra Physics 5 mW). Detektion beim Freilandgerät durch ein Kantenfilter (RG 665, Schott) und ein Interferenzfilter (684,5 nm, Schott) mittels einer Photodiode (SD-444-41-11-261, Silicon Detector Corp.).

- b) Fluoreszenzanstieg (schnelle Komponente, ms-Bereich).

Anregungslicht und Filter wie bei a); die Detektion erfolgte über einen Photomultiplier mittels Speicheroszillogoskop und Transientenrecorder (siehe auch [13, 15]).

CO₂-Gaswechsel und Transpiration:

Die Messung der Photosyntheseintensität und der Transpiration erfolgte mit dem CO₂/H₂O-Porometer der Firma Walz (8521 Effeltrich). Die Berechnung der CO₂-Fixierung und Leitfähigkeit geschah nach SCHULZE et al. [16]. In der Meßküvette befinden sich je nach Nadelgröße ein Nadelzweig (Jahrgang) mit 20 - 50 Nadeln. Zur Belichtung wurde ein Leitz-Diaprojektor (Halogenlampe, 250 W) mit 2 zusätzlichen IR-Filtern (KG3, 3 mm Stärke) benutzt (photosynthetisch aktive Strahlung 400 - 700 nm PAR, 3000 - 3500 $\mu\text{E} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-2}$).

E r g e b n i s s e

Bei krautigen Pflanzen und bei Laubbäumen ist die Adaptation des Photosyntheseapparates an die Lichtbedingungen gut untersucht [15, 17, 18]. Im vollen Sonnenlicht bilden sich die Sonnentyp- (Starklicht-) Chloroplasten aus, die eine kleinere Pigmentantenne (bestehend aus den Light-harvesting Chlorophyll a/b-Proteinen) aufweisen. Bei Lichtsättigung besitzen sie eine bessere photosynthetische Lichtquantennutzung (höhere Netto-Photosyntheseaktivität) als die Schwachlicht-Chloroplasten von Schattenpflanzen und Schattenblättern. Die mengenmäßig unterschiedliche Pigmentausrüstung von Sonnen- und Schattenchloroplasten mit den light-harvesting Chlorophyll a/b-Proteinen (LHCPs) und den Chlorophyll a/β-Carotin-Proteinen (CPa, CPI und CPIa) ist durch Pigmentbestimmungen und die Bildung verschiedener Pigmentverhältnisse erkennbar [17]. Sonnentyp-Chloroplasten haben höhere Zahlenwerte für das Verhältnis Chlorophyll a/b und geringere Werte für die Verhältnisse Chlorophyll a/β-Carotin (a/c), Chlorophyll zu Carotinoiden (a+b/x+c) und Xanthophyllen zu β-Carotin (x/c).

Pigmentverhältnisse:

Die Adaptation des Photosyntheseapparates an die Lichtintensität tritt auch bei Tannen und Fichten auf, wie die Pigmentverhältnisse der Sonnen- und Schattenadeln zeigen (siehe Tabelle 1). Diese Anpassung der Pigmentausrüstung an die Lichtverhältnisse tritt bei allen Nadeljahrgängen auf. Ältere Jahrgänge, die durch den Neuzuwachs nicht mehr voll belichtet sind, zeigen dann fließende Übergänge zwischen Sonnen- und Schattenblättern.

Der Gehalt an Photosynthesepigmenten ist in der Regel bei den zwei- bis dreijährigen Nadeln am höchsten und sinkt bei älteren Nadeln durch teilweisen Abbau ab (siehe Tabelle 2). Die jüngsten Nadeln sind hellgrün und haben im Laufe des Sommers noch geringere Pigmentgehalte. Im Herbst wurde ein leichter Anstieg der Pigmentgehalte beobachtet.

Die in-vivo-Chlorophyllfluoreszenz:

Die Messung der Chlorophyllfluoreszenz intakter Blattgewebe (Fluoreszenzinduktionskinetik, KAUTSKY-Effekt) gibt Auskunft darüber, ob die im Photosyntheseapparat absorbierte Lichtenergie zur photochemischen Quantennutzung (Photosynthese) benützt wird oder gegebenenfalls z.B. bei Schädigung oder bei Herbizideinwirkung verstärkt als Fluoreszenzlicht wieder ausgestrahlt wird [15, 19]. Bei photosynthetisch aktiven Blattgeweben steigt bei Belichtung zu-

Tabelle 1: Verhältnis von photosynthetischen Pigmenten in Sonnen- und Schattennadeln von gesunden Tannen und Fichten. $a+b$ = Chlorophyll $a+b$, c = β -Carotin, x = Xanthophylle, $x+c$ = Summe der Carotinoide. Nadeltyp: S und N1; Nadeljahrgang jeweils 1984. Mittelwerte aus jeweils 4 Extrakten.

	a/b	a/c	x/c	a+b/x+c
Tanne (<i>Abies alba</i>)				
Sonnennadeln	3,8	7,4	1,2	4,3
Schattennadeln	2,8	14,2	1,8	7,0
Fichte (<i>Picea abies</i>)				
Sonnennadeln	4,3	10,6	1,2	5,9
Schattennadeln	3,4	17,8	1,7	8,6

Tabelle 2: Pigmentgehalt von lichtexponierten grünen Nadeln (S- und N1-Nadeln, Quirl 3 bis 4) verschiedener Nadeljahrgänge bei äußerlich gesunden Tannen und Fichten (Schadstufe 0). Angaben in μg Pigment pro 100 Nadeln; mittlere Nadellänge in mm; Trockengewicht (TG) in g/100 Nadeln. Standort: Mauzenberg/Nordschwarzwald, ca. 700 m über N.N., Mittelwerte aus 3 Versuchen. ($a+b$ = Chlorophyll $a+b$; $x+c$ = Carotinoide).

Jahrgang	a+b	x+c	a/b	a+b/x+c	Länge	TG
Fichte						
1984	1105	215	4,0	5,1	15	0,46
1983	1858	301	3,4	5,0	16	0,57
1982	1925	327	3,3	5,9	17	0,56
1981	1737	283	3,1	6,1	16	0,51
Tanne						
1984	1494	270	3,6	5,5	17	0,61
1983	1899	340	3,4	5,6	18	0,77
1982	2868	454	3,5	6,3	19	0,91
1981	2450	377	3,2	6,5	19	0,84

vor verdunkelter Blattproben die Chlorophyllfluoreszenz zunächst über die Grundfluoreszenz f_0 auf das Fluoreszenzmaximum f_{max} an, das in 0,1 bis 1 Sekunden erreicht wird (Fluoreszenzanstiegskinetik, schnelle Komponente des KAUTSKY-Effektes). Im Zuge der durch die Belichtung einsetzenden Photosynthese sinkt die Chlorophyllfluoreszenz innerhalb von 3 bis 4 Minuten auf einen steady state-Wert f_s ab (langsame Komponente des KAUTSKY-Effektes). Dies ist für gesunde grüne Tannennadeln in Abbildung 1 dargestellt. Fichtennadeln zeigen entsprechende Fluoreszenzinduktionskinetiken.

Die Grundfluoreszenz f_0 stammt aus der Pigmentantenne, der Anstieg auf f_0 ist unabhängig von der Photosynthese. Der variable Teil der Fluoreszenz, der Anstieg von f_0 über f_{max} und das Absinken auf f_s findet man nur bei photosynthetisch aktivem Gewebe. Je stärker die Fluoreszenzabnahme f_d mit einsetzender Photosynthese ist, umso höher ist die photosynthetische Lichtquantennutzung und die meßbare Photosyntheseaktivität. Durch Bildung des Verhältnisses der Fluoreszenzabnahme zur steady state-Fluoreszenz ($R_{fd} = f_d/f_s$) erhält man Auskunft über die potentielle photosynthetische Leistungsfähigkeit einer Nadel. In Sonnennadeln findet man höhere Zahlenwerte für R_{fd} , d.h. eine höhere potentielle Photosynthesekapazität als in Schattennadeln (Abb. 1). Das ist aufgrund der Lichtadaptation des Pigmentapparates der Chloroplasten (vgl. Tabelle 1) auch zu erwarten.

Bei der Messung der Chlorophyll-Fluoreszenzinduktionskinetiken zeigt sich - wie bereits bei krautigen Pflanzen und Laubblättern beschrieben [15, 17, 18] -, daß die sonnenexponierten Blattgewebe (Sonnennadeln) absolut gesehen eine geringere maximale und steady state-Fluoreszenz (Werte für f_{max} und f_s) besitzen als die schattenexponierten Blattgewebe (Schattennadeln) (vgl. Tabelle 3). Die absolute Höhe des Fluoreszenzsignals ist abhängig vom Chlorophyllgehalt und nimmt, u.a. bedingt durch Reabsorption der Fluoreszenz, mit steigendem Chlorophyllgehalt per Nadelfläche ab. Die Werte für das Chlorophyll-Fluoreszenzverhältnis R_{fd} liegen bei Sonnennadeln dennoch immer höher als bei Schattennadeln (vgl. Tabelle 3). Sie sind ein guter Indikator der höheren potentiellen photosynthetischen Leistungsfähigkeit der Sonnennadeln, die durch Messung der Nettophotosyntheseaktivität (CO_2 -Fixierung) der Nadeln bestätigt wird (vgl. Tabelle 3).

Wegen der Lichtadaptation des Photosyntheseapparates und der unterschiedlichen Leistungsfähigkeit der beiden Chloroplastentypen sind bei der Probennahme die natürlichen Belichtungsverhältnisse eines Astes (Sonnenexposition, Halbschatten, Totalschatten) sowie die Insertionshöhe am Stamm (Quirl-Nummer) unbedingt zu berücksichtigen. Daneben muß außer dem Jahrgang auch der Nadeltyp, d.h. die Stellung der Nadeln an Astspitze (S-Nadeln) oder an einem Nebenzweig des Hauptastes (N-Nadeln), berücksichtigt werden. S-Nadeln unterscheiden sich kaum voneinander, sie sind in der Regel größer, schwerer und haben mehr Pigmente und eine höhere Photosyntheseleistung per Nadel oder per Nadelfläche als die N-Nadeln (zur Nomenklatur siehe auch Abbildung 2 im Anhang).

Tabelle 3: Werte für das Chlorophyll-Fluoreszenz-Verhältnis R_{fd} und für die Netto-Photosynthese (P_N : mg CO_2 /100 Nadeln . h) von Sonnen- und Schattennadeln der Tanne (*Abies alba*) und Fichte (*Picea abies*) am natürlichen Standort Mauzenberg, Nordschwarzwald (700 m über N.N.), gemessen am Nadeljahrgang 1984. Nadeltyp: S und N1. f_{max} = maximale Fluoreszenz und f_s = steady state-Fluoreszenz. Mittelwerte (Fluoreszenz) und Grenzwerte (P_N) aus je 10 Einzelbestimmungen.

	f_{max}	f_s	R_{fd}	P_N
Tanne:				
Sonnenadeln	4,3	0,9	3,8	2,5 - 3,3
Schattennadeln	7,4	2,0	2,7	0,8 - 2,0
Fichte:				
Sonnennadeln	5,4	1,2	3,5	1,4 - 2,1
Schattennadeln	6,0	1,8	2,3	0,4 - 1,0

Die Kenntnis und Erfassung der Schattenadaptation der Chloroplasten von Tannen- und Fichtennadeln ist eine wesentliche Voraussetzung, wenn es zu entscheiden gilt, ob eine im Vergleich zur Kontrolle reduzierte Photosyntheseaktivität durch eine Schattenadaptation oder durch eine Schädigung der Chloroplasten bedingt wird. Die Pigmentverhältnisse und die Chlorophyllfluoreszenzkinetiken (schnelle und langsame Komponente) geben hier Auskunft [13]. Die andere Pigmentzusammensetzung der Schattennadeln ist schon bei gesunden Nadeln mit einer geringeren potentiellen Photosyntheseaktivität (kenntlich an geringeren Werten für das Fluoreszenzverhältnis R_{fd}) sowie einer niedrigen CO_2 -Fixierungsintensität verbunden und hat mit einer Schädigung der Nadeln nichts zu tun.

Pigmentgehalt und Photosynthese grüner Nadeln erkrankter Bäume:

Bei unseren Stichprobenanalysen grüner Nadeln erkrankter Fichten (Schadstufen 1, 2 und 3) zeigte sich, daß die äußerlich noch scheinbar normalgrünen, aber doch etwas helleren und meist kleineren Nadeln geschädigter Bäume bei vergleichbarem Bezugssystem (Trockengewicht, Nadelfläche) signifikant geringere Pigmentgehalte (ca. 15 - 30 %) besitzen als die grünen Nadeln gesunder Bäume. Solche Bäume mit eher hellgrünen Nadeln scheinen in höheren Lagen häufiger zu sein als in tieferen. Die Vermutung, daß hier Beziehungen zum höheren Ozongehalt in den Hochlagen vorhanden sind, ist naheliegend. Eine Veränderung der Pigmentverhältnisse bei der Fichte zeigte sich durch erhöhte Werte für das Verhältnis x/c (2 - 3) und erniedrigte Werte für $a+b/x+c$ (3,5 - 4,5), was auf Abbauvorgänge und einen höheren Turnover der Chlorophylle und des β -Carotins gegenüber den Nadeln gesunder Bäume hinweist. Die Photosyntheseaktivität dieser noch grünen Nadeln erkrankter Fichten (z.B. Schadstufe 1) ist deutlich geringer

als jene grüner Nadeln äußerlich gesunder Bäume (Schadstufe 0), wie aus der Netto-Photosyntheseleistung und dem Chlorophyll-Fluoreszenzverhältnis hervorgeht (vgl. Tabelle 4). In Einzelfällen können auch bei geschädigten Fichten der Schadstufe 1 und 2 insbesondere bei Nadeln der obersten Quirle auch photosynthetische Leistungen wie bei äußerlich gesunden Fichten auftreten. Im Mittel über mehrere Bäume liegen die Photosyntheseleistungen der geschädigten Fichten signifikant unter jenen der Schadstufe 0. Berücksichtigt man noch den Nadelverlust, so wird deutlich, daß die geschädigten Fichten eine stark verringerte Assimilationsleistung besitzen, die schon bei der Schadstufe 1 bei nur 40 bis 70 % jener gesunder Bäume liegen kann.

Tabelle 4: Aktivität der Netto-Photosynthese (P_N in $\text{mg CO}_2/100 \text{ Nadeln} \cdot \text{h}$) und Zahlenwerte für das Chlorophyll-Fluoreszenzverhältnis (R_{fd}) von grünen Fichtennadeln von Bäumen der Schadstufe 0 und Schadstufe 1 (10 - 25 % Nadelverlust). Gemessen wurde im August 1984 an licht-exponierten Ästen des 7. Quirls (S und N1 Nadeln), bei 20°C , 65 % relativer Feuchte, bei Lichtsättigung im natürlichen Sonnenlicht (ca. $1.800 \mu\text{E} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ photosynthetisch aktive Strahlung). Mittelwerte aus jeweils 3 Einzelmessungen. Standort Mauzenberg 700 m über N.N.

Nadeljahrgang	P_N	R_{fd}	mittlere Nadellänge (cm)
Schadstufe 0			
1984	2,3 (\pm 0,2)	3,5 (\pm 0,1)	1,8 (\pm 0,2)
1983	1,9 (\pm 0,4)	3,3 (\pm 0,1)	1,8 (\pm 0,2)
1982	1,7 (\pm 0,3)	2,5 (\pm 0,2)	1,9 (\pm 0,2)
Schadstufe 1			
1984	1,4 - 1,6	2,6 (\pm 0,2)	1,6 (\pm 0,2)
1983	1,3 - 1,7	2,4 (\pm 0,2)	1,8 (\pm 0,2)
1982	0,9 - 1,4	1,9 (\pm 0,3)	1,8 (\pm 0,2)

Photosyntheseaktivität bei Fichten mit Vergilbung älterer Nadeljahrgänge

Im Zuge der bei der Höhenlagen-Erkrankung der Fichte erfolgenden Gelbgrünverfärbung sind die älteren Nadeljahrgänge und die Nadeln in den unteren Baumregionen zuerst betroffen. Am Ast schreitet die Verfärbung von innen nach außen hin fort. Bei den unteren Ästen ist in der Regel nur noch der jüngste Nadeljahrgang grün, bei den Ästen der oberen 3 bis 5 Quirle können noch alle Nadeljahrgänge grün sein. Diese Vergilbung verläuft lichtstimuliert und ist bei vielen Nadeln (Sonnenlicht, blaues Himmelslicht z.B. auf der Nordseite der Bäume) auf der lichtexponierten Nadeloberseite stärker fortgeschritten als in Schattennadeln oder Nadelunterseite. Diese Vergilbung ist mit einer Störung des Mineralstoffhaushaltes, insbesondere mit einem Magnesiummangel verbunden [6, 9, 10]. Bei krautigen Pflanzen und bei Laubbäumen wird diese Art von Vergilbung auch bei Cytokininunterversorgung gefunden, wenn die Blätter wegen schlechter Photosynthese nicht genügend Assimilate für die Wurzelbildung liefern und die Cytokininproduktion der Wurzel zurückgeht. Solche Vorgänge kann man auch bei den Fichten als Arbeitshypothese annehmen. Sie müßte sich durch eine reduzierte Photosyntheseleistung und durch reduzierten Cytokininspiegel in den Nadeln belegen lassen.

Bei einzelnen Fichten (Nordschwarzwald, Mauzenberg 630 - 700 m über N.N., Baumalter 15 - 50 Jahre), die diese Vergilbung der älteren Nadeljahrgänge aufwiesen, wurde die Photosyntheseaktivität der Nadeln mit der Fluoreszenzmethode (R_{fd} -Werte) und durch Messung der Netto- CO_2 -Assimilation bestimmt. Nach Nadelverlust gehörten die Fichten der Schadstufe 1 (10 - 25 %), mit Berücksichtigung der Vergilbung der Schadstufe 2 an. Die Werte für das Chlorophyll-Fluoreszenzverhältnis R_{fd} (vgl. Abbildung 1), gemessen jeweils an den 3 letzten Nadeljahrgängen (1984, 1983, 1982), liegen bei den noch voll grün erscheinenden Nadeln (S-Nadeln und N1- bis N4-Nadeln) der so geschädigten Fichte mit Werten von 2,3 bis 3,9 (vgl. auch Abbildung 2) kaum unter jenen von gesunden Fichten mit 2,5 bis 4,2. Dies zeigt, daß diese grünen Nadeln noch weitgehend photosynthetisch aktiv sind. Dieses Ergebnis wird auch durch Messungen der photosynthetischen CO_2 -Fixierungsrate bestätigt. Die Werte für die Nettoassimilation liegen bei den noch grünen lichtexponierten Nadeln der 4 obersten Quirle (Jahrgänge 1984, 1983 und 1982) bei 3,8 bis maximal $8 \mu\text{Mol } CO_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ und damit im gleichen Grenzbereich wie die Nadeln gesunder Fichten.

Die gelbgrün verfärbten Nadeljahrgänge zeigen nur sehr geringe Werte für das Chlorophyll-Fluoreszenzverhältnis (R_{fd} -Werte von 0,7 bis 1,8). Feinuntersuchungen der schnellen Kinetik (Fluoreszenzanstieg) zeigen, daß die maximale Fluoreszenz im Vergleich zur Grundfluoreszenz stark erniedrigt ist. Ein Hinweis, daß das noch vorhandene Chlorophyll nicht mehr voll physiologisch aktiv ist und daß der Angriffspunkt der Schädigung die photosynthetischen Reaktionszentren sind. Die Netto-Photosyntheseaktivität ist entsprechend reduziert auf Werte zwischen 0,6 bis $2,2 \mu\text{Mol } CO_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ (jeweils gemessen an gelbgrünen S- und N1- bis N3-Nadeln der Jahrgänge 1983, 1982 und 1981 am 4. bis 7. Quirl). Je tiefer der R_{fd} -Wert, desto tiefer liegt auch die entsprechende

CO₂-Fixierungsintensität. Dies zeigt erneut die enorme Brauchbarkeit der Chlorophyll-Fluoreszenzmethode, die eine Schnellmethode ist, und bei der auch einzelne Nadeln untersucht werden können. Die CO₂/H₂O-Porometermethode zur Erfassung der CO₂-Fixierungsintensität gibt zwar wesentliche Zusatzinformationen, erfordert jedoch wesentlich mehr Zeit. Als Schnellmethode zur orientierenden Überprüfung, bevor man eingehende Detailüberprüfungen vornimmt, ist die Chlorophyll-Fluoreszenzmethode (Erfassung der R_{fd}-Werte) daher von außerordentlicher Bedeutung.

Die gelbgrünen Nadeln wiesen im Vergleich zu den noch grünen Nadeljahrgängen eine Magnesiumarmut auf. Diese Paralleluntersuchungen von Prof. KRIVAN, Ulm, werden an anderer Stelle im Zusammenhang mit einer ausführlichen Darstellung aufgeführt. Während im Herbst 1984 bei den 7 untersuchten gelbgrün verfärbten Fichten noch 3 bis 4 gelbgrüne Nadeljahrgänge auftraten, die z.T. schon einige Winter überdauert hatten, sind diese gelbgrünen Nadeln bei fast allen Fichten nach dem kalten Winter 1984/85 im Frühjahr 1985 abgefallen. Dies weist darauf hin, daß die Frosthärte dieser gelbgrünen Nadeln wesentlich geringer ist als jene grüner Nadeln.

Die Photosyntheseaktivität bei photochemisch gebleichten Tannennadeln

Bei mehreren jüngeren Tannenbeständen (12 - 20 Jahre) im Nordschwarzwald (900 m über N.N., Bereich Teufelsmühle, Höhenplateau) wurde eine andere Art der Vergilbung von Nadeln festgestellt, die alle Nadeljahrgänge von voll sonnenexponierten Nadeln betrifft. Die Nadeln im Halbschatten sind davon weniger betroffen und häufig noch gleichmäßig grün. Die inneren unteren Nadeln im Schatten zeigen hingegen eine nahezu normalgrüne Farbe. Die Nadeln besitzen noch 15 bis 30 % des Chlorophylls grüner Nadeln von vollgrün erscheinenden Tannen am gleichen Standort und verfügen noch über eine positive Photosynthesebilanz, wie sich aus der niedrigen Netto-Photosyntheseaktivität und den niedrigen R_{fd}-Werten ergibt (vgl. Tabelle 5). Die gebleichten Nadeln haben mit Bezug auf die Chlorophylle einen höheren Gehalt an Carotinoiden (extrem niedrigere Werte für a+b/x+c) und insbesondere einen hohen β-Carotingehalt, wie die niedrigen a/c-Werte anzeigen. Auch bei den grünen Nadeln zeigen die recht niedrigen Zahlenwerte von 3,7 und 4,1 für das Verhältnis von a+b/x+c, daß der Photosyntheseapparat dieser Nadeln unter Streß und rapidem Turnover steht. Das Grün ist auch eher ein Olivgrün im Vergleich zu voll grünen Kontrolltannen, die Werte für a+b/x+c in der Regel von 5 bis 8 aufweisen. Die Photosyntheseaktivität dieser lichtexponierten olivgrünen Nadeln, die vom Typ her Sonnennadeln sind, liegt mit den in Tabelle 5 angegebenen Werten im Schnitt ca. 20 bis 40 % unter den Werten normalgrüner Tannen.

Bei den Chlorophyll-Fluoreszenzuntersuchungen zeigt die langsame Komponente, ausgedrückt durch die niedrigen R_{fd}-Werte (Tabelle 5), eine Schädigung des Photosyntheseapparates in den gelbgrünen Nadeln an. Die schnelle Komponente des Fluoreszenzsignals (siehe Abbildung 3 im Anhang) ergab bei dem größten Teil der

Tabelle 5: Pigmentgehalte und Pigmentrelationen sowie Netto-Photosyntheseaktivität und Wert der Chlorophyllfluoreszenz (R_{fd} -Wert) in grünen und in photochemisch gebleichten gelbgrünen Nadeln der Tanne. Nadeltyp: N1, Quirl 2. Standort: Teufelsmühle/Nordschwarzwald, 900 m über N.N., Baumalter ca. 15 Jahre. CO_2 -Fixierung gemessen bei Lichtsättigung ($3000 \mu E \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$), $20^\circ C$ und 60 % relative Feuchte.

	Grüne Nadeln		Gelbgrüne Nadeln	
	1983	1984	1983	1984
a+b ($\mu g/1 g$ TG)	1954	1254	429	473
x+c ($\mu g/1 g$ TG)	476	339	224	247
a/b	3,4	3,7	3,9	3,6
a/c	14	16	5	4
a+b/x+c	4,1	3,7	1,9	1,9

Netto-Photosynthese:

mg CO_2 / 100 Nadeln . h	1,6	1,7	0,2	0,15
mg CO_2 / 1 g TG . h	2,2	1,9	0,6	0,9
μMol CO_2 / m^2 . s	2,0	1,9	1,0	1,1
R_{fd} -Werte	2,9	3,2	0,8	1,3

Einzeladeln eine erhöhte Grundfluoreszenz f_0 (im Vergleich zur maximalen Fluoreszenz f_{max}), war jedoch bei anderen Nadeln fast normal. Offenbar laufen in den photochemisch gebleichten Nadeln Schädigung und Regeneration des Photosyntheseapparates ständig nebeneinander ab. An diesem Standort haben wir mehrfach ein teilweises Wiederergrünen von zuvor gelbgrün bis gelb verfärbten Nadeln gesehen. Hier zeigen sich Parallelen zu Aurea-Varianten von Laubbäumen, bei denen bei starker Sonneneinstrahlung der Photosyntheseapparat der sonnenexponierten Blätter photooxidativ geschädigt wird, während die Schattenblätter voll grün bleiben.

In diesem Zusammenhang ist zu erwähnen, daß die zuvor erwähnten Tannen mit photolabilem Photosyntheseapparat auch stark verringerte Gehalte an Magnesium, Kalium, Mangan und teilweise auch Calcium aufweisen [20], in den gebleichten Sonnennadeln in stärkerem Maße als in den Schattennadeln. Die Photolabilität des photosynthetischen Pigmentapparates muß ursächlich mit diesen geringen Mineralstoffgehalten zusammenhängen. Der Wirkungsmechanismus dieser Starklichtlabilität ist bisher nicht bekannt. Möglicherweise ist durch den Mineralstoffmangel die Regulation der Stomata gestört (z.B. K-Armut), was gegebenenfalls zu Aufheizungen und Ausbleichungen der Nadeln führen könnte. Diese Hypothese muß in weiterführenden Untersuchungen überprüft werden.

Photooxidative Schädigung bei der Fichte

Ein Beispiel für photochemische Bleichungen der Pigmente bei sonnenexponierten Zweigen der Fichte, die alle Nadeljahrgänge betrifft und mit einer Reduktion der Photosyntheseaktivität (kenntlich an erniedrigten Werten für das Chlorophyll-Fluoreszenzverhältnis R_{fd}) einhergeht, ist in Abbildung 4 (siehe Anhang) dargestellt. Beim Quirl 7 dieser Fichte sind alle Nadeln grün; zwischen den N- und S-Nadeln der sonnenexponierten Zweige gibt es keine signifikanten Unterschiede in den R_{fd} -Werten. Allerdings sinken die R_{fd} -Werte mit zunehmendem Alter der Jahrgänge ab. Beim 8. Quirl, der noch weitgehend belichtet wird, gibt es grüne Äste und einen Ast, der voll sonnenexponiert war und bei dem die Nadeln aller Jahrgänge auf der Oberseite photochemisch hellgrün bis gelbgrün teilgebleicht waren. Die R_{fd} -Werte liegen signifikant unter jenen der grünen Nadeln (siehe Abbildung 4).

A b s c h l u ß b e m e r k u n g

Unsere bisherigen vergleichenden Photosynthese-Untersuchungen bei geschädigten und gesunden Nadelbäumen lassen erkennen, daß eine direkte oder indirekte Störung der Photosynthese und/oder des Pigmentapparates parallel zur Schädigung der Bäume erfolgt oder dieser vorausgehen kann. Grüne Nadeln geschädigter Bäume weisen - von Ausnahmen abgesehen - in der Regel eine signifikant geringere Photosyntheseleistung auf als die vergleichbaren Nadeln gesunder Bäume. Die Photosyntheseaktivität von gelbgrün verfärbten Nadeln liegt hingegen immer unter jener der Nadeln normalgrüner Bäume. Die grünen Nadeln geschädigter Bäume weisen in der Regel veränderte Verhältnisse für die photosynthetischen Pigmente (Chlorophylle/Carotinoide $a+b/x+c$) auf. Bei den gelbgrünen Nadeln sind hingegen immer sehr niedrige Werte für $a+b/x+c$ zu finden. Die Pigmentverhältnisse sind besonders bei den an Ozon-reichen Höhenlagen der Mittelgebirge stehenden Bäumen im Vergleich zu tieferen Lagen verändert, was auf einen höheren Turnover der photosynthetischen Pigmente und Biomembranen in den Höhenlagen hinweist. Die Bedeutung von Magnesium für die Photosynthese wird bei den Vergilbungen deutlich, die mit Magnesiummangel einhergehen. Magnesiumarmut der Nadeln kann am Magnesiummangel des Bodens oder an einer gestörten Aufnahme liegen. Auch wird es als Folge einer Störung der Photosynthese zu geringeren Magnesiumgehalten in den Nadeln kommen, da Magnesium nun nicht mehr physiologisch gebunden ist und ausgewaschen werden kann.

In den meisten Fällen wird es schwierig sein, die genaue Reihenfolge der Ereignisse im Zuge der sich entwickelnden Schädigung zu analysieren. Letztlich wird aber immer die Photosyntheseaktivität reduziert und der Pigmentapparat geschädigt. Unsere vergleichenden Untersuchungen aus dem Jahr 1984 zeigen auch, daß eine Kombination von Pigmentanalysen, Registrierung der Chlorophyll-Fluoreszenzkinetiken und von CO_2/H_2O -Porometer-Messungen (Photosynthese und stomatare Leitfähigkeit) eine wirkungsvolle Diagnose von Nadelschädigungen gestattet, dies auch schon zu einem Zeitpunkt bevor Nadelverfärbungen sichtbar werden. Erfassung der Pigmentverhältnisse und der Photosyntheseaktivität, insbe-

sondere über die Laser-induzierte Chlorophyll-Fluoreszenz, sind ein geeignetes Instrument der Frühdiagnose von Schäden.

Wir danken dem Projekt Europäisches Forschungszentrum (PEF) für Maßnahmen zur Luftreinhaltung, Karlsruhe, für die Förderung dieser Untersuchung.

Dank gilt auch Herrn C. BUSCHMANN für die Diskussion der Ergebnisse sowie Frau Iris FISCHER und Frl. Andrea FÜRNISS für technische Mitarbeit.

S c h r i f t t u m

- [1] WHITMORE, M.E. und P.H. FREER-SMITH:
Growth Effects of SO₂ and/or NO₂ on Woody Plants and Grasses during Spring and Summer.
Nature, 300 (1982), S. 55 - 57.
- [2] SCHÖPFER, W. und A. HRADEZKY:
Der Indizienbeweis: Luftverschmutzung maßgebliche Ursache der Wald-
erkrankung.
Forstwissenschaftl. Centralblatt, 103 (1984), S. 231 - 248.
- [3] SCHÖPFER, W., J. HRADEZKY, B. BÖSCH und C. HANNAK:
Terrestrische Waldschadensinventur 1984: Ergebnisse der 1. Wieder-
holungsinventur.
Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt,
Baden-Württemberg, Freiburg i. Breisgau, Heft 117 (1984) S. 1 - 154.
- [4] LICHTENTHALER, H.K.:
Luftschadstoffe als Auslöser des Baumsterbens.
Naturwissenschaftl. Rundschau, 37 (1984) S. 271 - 277.
- [5] EVERS, F.H.:
Ergebnisse niederschlagsanalytischer Untersuchungen in südwest-
deutschen Nadelwaldbeständen.
Mitteilungen des Vereins für Forstl. Standortskunde und Forst-
pflanzenzüchtung, Heft 31 (1985), S. 31 - 36.
- [6] PRINZ, B., G.H.M. KRAUSE und H. STRATMANN:
Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland.
LIS-Berichte der Landesanstalt für Immissionsschutz des Landes NRW,
Heft 28 (1982), 154 S.
- [7] ARNDT, U. und G. LINDNER:
Zur Problematik phytotoxischer Ozonkonzentrationen im südwest-
deutschen Raum.
Staub-Reinhaltung der Luft, 41 (1981), S. 349 - 352.

- [8] ARNDT, U., G. SEUFERT und W. NOBEL:
Die Beteiligung von Ozon an der Komplexkrankheit der Tanne (*Abies alba* Mill.) - eine prüfenswerte Hypothese.
Staub-Reinhaltung der Luft, 42 (1982), S. 243 - 247.
- [9] ZÖTTL, H.W.:
Waldschäden und Nährelementversorgung.
Düsseldorfer Geobotanische Kolloquien, 2 (1985), S. 31 - 41.
- [10] REHFUESS, K.E.:
Über die Wirkungen der sauren Niederschläge in Waldökosystemen.
Forstwissenschaftl. Centralblatt, 100 (1981), S. 363 - 381.
- [11] ULRICH, B.:
Eine Ökosystemare Hypothese über die Ursachen des Tannensterbens (*Abies alba* Mill.).
Forstwissenschaftl. Centralblatt, 100 (1981), S. 228 - 236.
- [12] LICHTENTHALER, H.K. und C. BUSCHMANN:
Beziehungen zwischen Photosynthese und Baumsterben.
Allgemeine Forstzeitschrift, 39 (1984), Heft 1/2, S. 12 - 16.
- [13] LICHTENTHALER, H.K. und C. BUSCHMANN:
Photooxidative Changes in Pigment Composition and Photosynthetic Activity of Air-Polluted Spruce Needles (*Picea abies* L.).
In: Advances in Photosynthesis Research Vol. IV (3), C. Sybesma ed.,
Martinus Nijhoff/Dr. W. Junk Publishers, The Hague 1984, S. 245-250.
- [14] LICHTENTHALER, H.K. und A.R. WELLBURN:
Determination of Total Carotenoids and Chlorophylls a and b of Leaf Extracts in Different Solvents.
Biochem. Society Transactions, 603 (1983), S. 591 - 592.
- [15] LICHTENTHALER, H.K., C. BUSCHMANN, M. DÖLL, H.J. FIETZ, T. BACH,
U. KOZEL, D. MEIER und U. RAHMSDORF:
Photosynthetic Activity, Chloroplast Ultrastructure and Leaf Characteristics of High-Light und Low-Light Plants and of Sun and Shade Leaves.
Photosynthesis Research, 2 (1981), S. 115 - 141.

- [16] SCHULZE, E.D., A.E. HALL, O.L. LANGE und H. WALZ:
A Portable Steady State Porometer for Measuring the Carbon Dioxide
and Water Vapour Exchanges of Leaves under Natural Conditions.
Oecologia, 53 (1982), S. 141 - 145.
- [17] LICHTENTHALER, H.K., G. KUHN, U. PRENZEL, C. BUSCHMANN und D. MEIER:
Adaptation of Chloroplast-Ultrastructure and of Chlorophyll-Protein
Levels to High-Light and Low-Light Growth Conditions.
Z. Naturforsch., 37c (1982), S. 464 - 475.
- [18] LICHTENTHALER, H.K. und D. MEIER:
Regulation of Chloroplast Photomorphogenesis by Light Intensity
and Light Quality.
In: *Chloroplast Biogenesis*, J. Ellis ed., Cambridge University
Press, Cambridge 1984, S. 261 - 281.
- [19] LICHTENTHALER, H.K. und K. PFISTER:
Praktikum der Photosynthese.
Quelle & Meyer, Heidelberg 1978.
- [20] LICHTENTHALER, H.K., G. SCHMUCK, M. DÖLL und C. BUSCHMANN:
Untersuchungen über die Funktionsfähigkeit des Photosyntheseappara-
tes bei Nadeln gesunder und geschädigter Koniferen.
Forschungsbericht des Projektes Europäisches Forschungszentrum für
Maßnahmen zur Luftreinhaltung, PEF-Bericht KfK-PEF 2, Kernfor-
schungszentrum Karlsruhe April 1985, S. 81 - 105.

B i l d a n h a n g

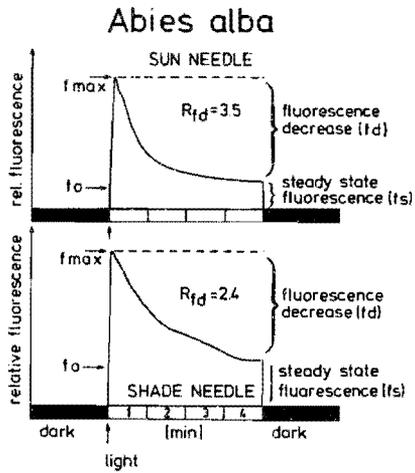


Abb. 1:

Induktionskinetik der Chlorophyllfluoreszenz (Kautsky-Effekt) von Sonnen- und Schattennadeln der Tanne (*Abies alba*). Das Verhältnis R_{fd} , d.h. die Fluoreszenzabnahme f_d zur steady state-Fluoreszenz f_s ($R_{fd} = f_d/f_s$) ist ein ungefähres Maß für die photochemische Lichtquantennutzung durch Photosynthese. Die Zahlenwerte für R_{fd} sind höher bei Sonnennadeln als bei Schattennadeln. Belichtet wurden dunkeladaptierte (20 min) Nadeln von Sonnen- und Schatten-exponierten Zweigen. Die Höhe der Grundfluoreszenz f_0 wird in einer separaten Messung des schnellen Fluoreszenzanstiegs mit entsprechend schneller Auslösung bestimmt.

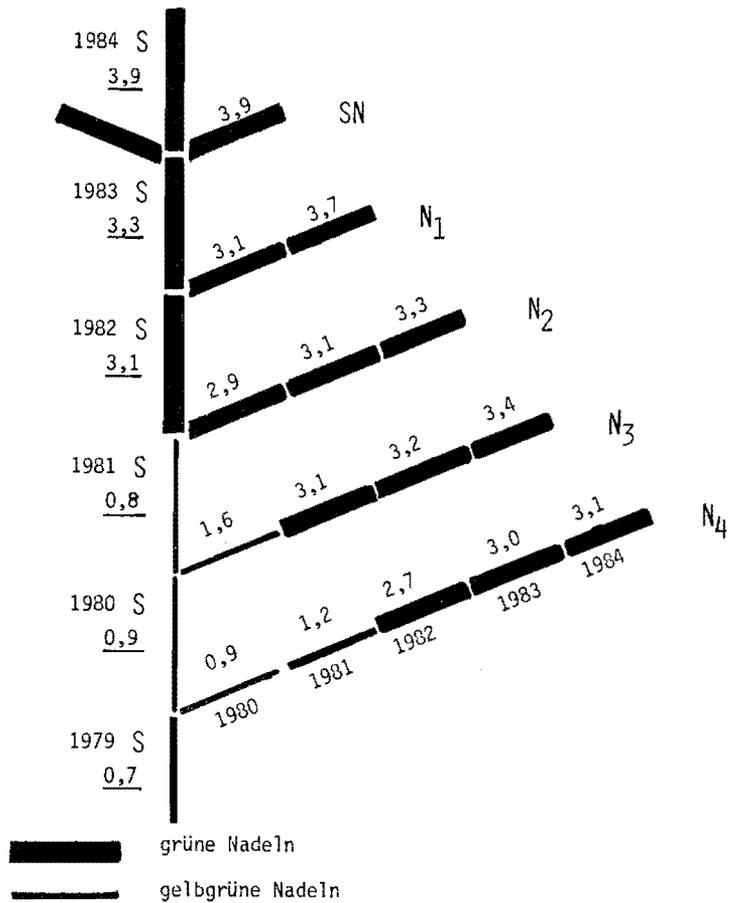


Abb. 2:

Zahlenwerte für das Chlorophyll-Fluoreszenzverhältnis R_{fd} bei grünen und gelbgrün verfärbten Fichtennadeln an einem Ast vom 7. Quirl einer geschädigten Fichte. Die letzten 3 Nadeljahrgänge sind noch grün, die älteren Nadeln sind, vorwiegend auf der Oberseite, gelbgrün verfärbt. Die Nomenklatur der Unterscheidung der Nadeln von der Astspitze (S-Nadeln) und nach Nadeln der Nebenzweige (N_1 bis N_4) ist angegeben. Mittelwerte von jeweils 10 Nadeln. Standort: Mauzenberg/Nordschwarzwald, ca. 630 m über NN, Baumalter ca. 50 Jahre.

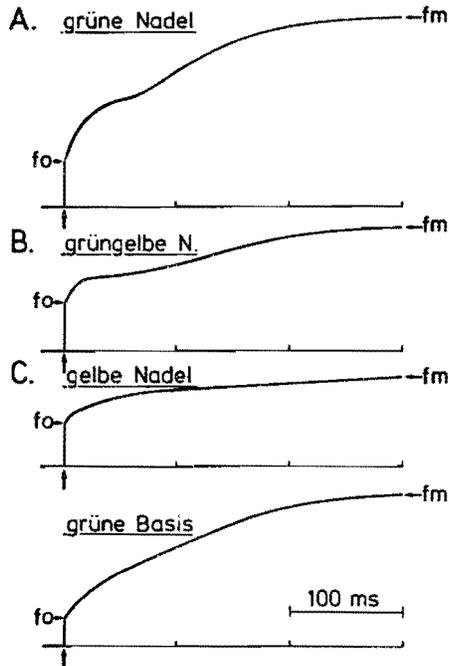


Abb. 3:

Kinetik der Chlorophyll-Fluoreszenzinduktion (Kautsky-Effekt, schneller Fluoreszenzanstieg) bei grünen (A) und photochemisch schwächer (B) oder stärker (C) gebleichten Tannennadeln. Bei C ist auch die Kinetik der noch grünen Nadelbasis angegeben. (Vor Belichtung wurden die Nadeln 20 min im Dunkeln gehalten; f_0 = Grundfluoreszenz, f_m = maximale Fluoreszenz). Standort: Teufelsmühle/Nordschwarzwald, 900 m über NN, N1-Nadeln Jahrgang 1984.

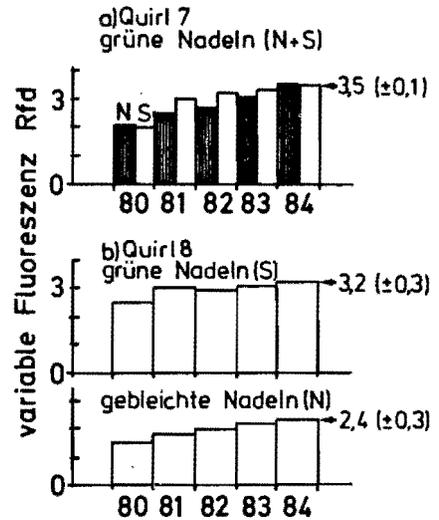


Abb. 4:

Werte des Chlorophyll-Fluoreszenzverhältnisses R_{fd} am 7. bzw. 8. Quirl einer 50-jährigen Fichte (Standort: Mauzenberg/Nordschwarzwald, 630 m über NN). Die Nadeln des Spitzentriebs (S) unterscheiden sich nur geringfügig von denen der Nebentriebe (N). Das R_{fd} -Verhältnis steigt zu den jüngeren Nadeljahrgängen an. Die beim 8. Quirl auf der Oberseite teilweise photochemisch gebleichten Nadeln haben geringere R_{fd} -Werte als grüne Nadeln. Mittelwerte aus 15 Einzelmessungen.

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 Str. 6
4300 E s s e n 1

- Berichte-Nr. 1: KRAUTSCHEID, S. und P. NEUTZ:
(vergriffen) LIDAR zur Fernüberwachung von Staubemissionen.
- Nachweis der Kalibrierfähigkeit eines LIDAR-Systems - (1978).
- Berichte-Nr. 2: BUCK, M.:
(vergriffen) Die Bedeutung unterschiedlicher Randbedingungen bei der Messung und Beurteilung der Luftqualität (1978).
- Berichte-Nr. 3: SCHEICH, G.:
(vergriffen) Entwicklung und Anwendung von Ausbreitungsmodellen und Luftüberwachungsprogramme in den USA (1979).
- Berichte-Nr. 4: SPLITTGERBER, H. und K.H. WIETLAKE:
(vergriffen) Ermittlung der Luftschalldämmung von Bauelementen für Industriebauten am Bau (1979).
- Berichte-Nr. 5: SPLITTGERBER, H.:
Zur Problematik der Meßgrößen und Meßwerte bei Erschütterungsimmissionen (1979).
- Berichte-Nr. 6: STRAUCH, H. und K.H. GOLDBERG:
Ermittlung der Dämmwirkung von Dachentlüftern für Werkshallen im Einbauzustand unter Berücksichtigung der baulichen Nebenwege (1979).
- Berichte-Nr. 7: KRAUSE, G.M.H., B. PRINZ UND K. ADAMEK:
(vergriffen) Untersuchungen zur Anwendbarkeit der Falschfarbenfotografie für die Aufdeckung und Dokumentation von Immissionswirkungen auf Pflanzen (1980).
- Berichte-Nr. 8: WIETLAKE, K.H.:
(vergriffen) Erschütterungsminderung durch "Direktabfederung" von Schabotte-Schmiedehämmern (1980).
- Berichte-Nr. 9: STRAUCH, H.:
(vergriffen) Methoden zur Aufstellung von Lärminderungsplänen (1980).
- Berichte-Nr. 10: HILLEN, R.:
(vergriffen) Untersuchung zur flächenbezogenen Geräuschbelastungs-Kennzeichnung
-Ziele, Methodik, Ergebnisse- (1980).
- Berichte-Nr. 11: MANN, H., H. GIES und W. STRAMPLAT:
(vergriffen) Erprobung des Staub-Immissionsmeßgerätes FH62I für die kontinuierliche Bestimmung der Schwebstoffkonzentration in Luft (1980).
- Berichte-Nr. 12: GIEBEL, J.:
(vergriffen) Verhalten und Eigenschaften atmosphärischer Sperrschichten (1981).
- Berichte-Nr. 13: BRÖKER, G., H. GLIWA und E. MEURISCH:
Abscheidegrade von biologisch- und chemisch-aktiven Aggregaten zur Desodorierung osmogener Abluft von Tierkörperbeseitigungsanlagen (1981).

- Berichte-Nr. 14: BRANDT, C.J.:
(vergriffen) Untersuchungen über Wirkungen von Fluorwasserstoff auf Lolium Multiflorum und andere Nutzpflanzen (1981).
- Berichte-Nr. 15: WELZEL, K. und H.D. WINKLER:
(vergriffen) Emission und interner Kreislauf von Thallium bei einem Drehrohrofen mit Schwebegaswärmeaustauscher zur Herstellung von Portlandzementklinker unter Einsatz von Purpurerz als Eisenträger. - 1. Bericht - (1981).
- Berichte-Nr. 16: PRINZ, B. und E. KOCH:
Umweltpolitik und technologische Entwicklung in der VR China (1984).
- Berichte-Nr. 17: BRÖKER, G. und H. GLIWA:
Untersuchungen zu den Dioxin-Emissionen aus den kommunalen Hausmüllverbrennungsanlagen in Nordrhein-Westfalen (1982).
- Berichte-Nr. 18: BUCK, M., H. IXFELD und K. ELLERMANN:
Die Entwicklung der Immissionsbelastung in den letzten 15 Jahren in der Rhein-Ruhr-Region (1982).
- Berichte-Nr. 19: PFEFFER, H.U.:
Das Telemetrische Echtzeit-Mehrkomponenten-Erfassungssystem TEMES zur Immissionsüberwachung in Nordrhein-Westfalen (1982).
- Berichte-Nr. 20: BACH, R.W.:
(vergriffen) Über Schätzfunktionen zur Bestimmung hoher Quantile der Grundgesamtheit luftverunreinigender Schadstoffkonzentrationen aus Stichproben (1982).
- Berichte-Nr. 21: STRAUCH, H.:
(vergriffen) Hinweise zur Anwendung flächenbezogener Schalleistungspegel (1982).
- Berichte-Nr. 22: SPLITTGERBER, H.:
Verfahren zur Auswertung von Erschütterungsmessungen und zur Beurteilung von Erschütterungsimmissionen (1982).
- Berichte-Nr. 23: KRAUSE, G.M.H.:
(vergriffen) 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 02.05.-24.05.1981 (1982).
- Berichte-Nr. 24: KÜLSKE, S.:
(vergriffen) Analyse der Periode sehr hoher lokaler Schadstoffbelastungen im Ruhrgebiet vom 15.01.1982 bis 20.01.1982 (1982).
- Berichte-Nr. 25: VAN HAUT, H. und G.H.M. KRAUSE:
(vergriffen) Wirkungen von Fluorwasserstoff-Immissionen auf die Vegetation (1982).
- Berichte-Nr. 26: KOCH, E., V. THIELE, J. GIEBEL, H. STRAUCH und P. ALTENBECK:
Empfehlungen für die problemgerechte Erstellung von Immissionsschutzgutachten in Bauleitplanverfahren (1982).
- Berichte-Nr. 27: MANNS, H., H. GIES und G. NITZ:
(vergriffen) Verbesserung der Zuverlässigkeit und Vergleichbarkeit von Messungen zur Ermittlung aromatischer Kohlenwasserstoffe in der Außenluft (1982).
- Berichte-Nr. 28: PRINZ, B., G.M.H. KRAUSE und H. STRATMANN:
Vorläufiger Bericht der Landesanstalt für Immissionsschutz über Untersuchungen zur Aufklärung der Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland (1982).
- Berichte-Nr. 29: GIEBEL, J.:
(vergriffen) Untersuchungen über Zusammenhänge zwischen Sperrschichthöhen und Immissionsbelastung (1983).

- Berichte-Nr. 30: MANN, H. und H. GIES:
Ergebnisse der Laborprüfung und Optimierung des meßtechnischen Teiles der Ozon-Meßplätze im Meßnetz LIMES-TEMES (1983).
- Berichte-Nr. 31: BEINE, H., R. SCHMIDT UND M. BUCK:
Ein Meßverfahren zur Bestimmung des Schwefelsäure- und Sulfatgehaltes in Luft (1983).
- Berichte-Nr. 32: BEIER, R. und P. BRUCKMANN:
Messung und Analyse von Kohlenwasserstoff-Profilen im Rhein-Ruhrgebiet (1983).
- Berichte-Nr. 33: FRONZ, W.:
Ermittlung von Verkehrsgeräusch-Immissionen
- zum tageszeitlichen Verlauf des Geräuschpegels und des Verkehrsaufkommens an Bundes- und Sammelstraßen (1983).
- Berichte-Nr. 34: BRÖKER, G.:
Zusammenfassende Darstellung der Emissionssituation in Nordrhein-Westfalen und der Bundesrepublik Deutschland für Stickstoffoxide (1983).
- Berichte-Nr. 35: PIORR, D. und R. HILLEN:
Veränderung akustischer Kenngrößen infolge der nächtlichen Abschaltung von Lichtsignalanlagen (1983).
- Berichte-Nr. 36: BUCK, M., H. IXFELD und K. ELLERMANN:
Benzol-Immissionsmessungen im Lande Nordrhein-Westfalen (1983).
- Berichte-Nr. 37: BACH, R.-W. und H. STRATMANN:
Untersuchungen zur Bestimmung der Aufnahme rate des IRMA-Gerätes bei verschiedenen Anströmverhältnissen (1983).
- Berichte-Nr. 38: WIETLAKE, K.H.:
Beurteilung und Minderung tieffrequenter Geräusche (1983).
- Berichte-Nr. 39: STRAUCH, H. und K. SCHWENGER:
Geräusche und Erschütterungen, verursacht durch elektrisch angetriebene Wärmepumpen (1983).
- Berichte-Nr. 40: BRÖKER, G. und B. SCHILLING:
Schwermetallemissionen bei der Verbrennung kommunaler Klärschlämme (1983).
- Berichte-Nr. 41: HILLEN, R.:
(vergriffen) Über Möglichkeiten zur Verbesserung der Qualität von Schießgeräuschmessungen im Immissionsbereich (1983).
- Berichte-Nr. 42: KLEIN, M.:
(vergriffen) Untersuchung zur Schallausbreitung im Freien - Ziele, Physik der Schallausbreitung, Vorgehensweise, Ergebnisse - (1983).
- Berichte-Nr. 43: PFEFFER, H.-U., S. KÜLSKE und R. BEIER:
Jahresbericht 1981 über die Luftqualität an Rhein und Ruhr.
Ergebnisse aus dem telemetrischen Immissionsmeßnetz TEMES in Nordrhein-Westfalen. (1984)
- Berichte-Nr. 44: BUCK, M., H. IXFELD und R. BEIER:
Immissionsbelastung durch Fluor-Verbindungen in der Nachbarschaft der Aluminiumhütte LMG in Essen. (1984).
- Berichte-Nr. 45: STRAUCH, H. und R. HILLEN:
Geräuschimmissionen in Großstädten; Flächenbezogene Kennzeichnung dieser Geräuschimmissionen (1984).
- Berichte-Nr. 46: BUCK, M. und P. BRUCKMANN:
Air quality surveillance in the Federal Republic of Germany (1984).

- Berichte-Nr. 47: BEIER, R.:
Kohlenwasserstoffbelastung in Ahlen - eine statistische Analyse - (1984).
- Berichte-Nr. 48: SCHADE, H.:
Prognose der Schadstoffemissionen aus Verbrennungsanlagen im Belastungsgebiet Rheinschiene-Süd für die Jahre 1985 und 1990 (1984).
- Berichte-Nr. 49: STRATMANN, H.:
Wirkungen von Luftverunreinigungen auf die Vegetation.
Bewertung der Luftanalyse auf der Grundlage weiterentwickelter Dosis-
Wirkungsbeziehungen für Schwefeldioxid und Ozon zur Ursachenaufklärung der
neuartigen Waldschäden (1984).
- Berichte-Nr. 50: GOLDBERG, K.H.:
Untersuchungen zu Schießlärminderungen, dargestellt an Fallbeispielen (1984).
- Berichte-Nr. 51: Messen und Beurteilen von Lichtimmissionen (1984).
- Berichte-Nr. 52: Pfeffer, H.-U.:
Qualitätssicherung in automatischen Immissionsmeßnetzen.
Teil 3: Ringversuche der staatlichen Immissions- Meß- und Erhebungsstellen in der
Bundesrepublik Deutschland (STIMES).
Ergebnisse für die Komponenten SO₂, NO_x, O₃ und CO (1984).
- Berichte-Nr. 53: BEIER, R.:
Zur Planung und Auswertung von Immissionsmessungen gemäß TA-Luft 1983 (1985).
- Berichte-Nr. 54: BRÖKER, G. und H. GLIWA:
Polychlorierte Dibenz-Dioxine und Furane in den Filterstäuben und Schlacken der
zwölf Hausmüllverbrennungsanlagen in Nordrhein-Westfalen sowie einiger
Sondermüllverbrennungsanlagen (1985).
- Berichte-Nr. 55: KÜLSKE, S., J. GIEBEL, H.-U. PFEFFER und R. BEIER:
ANALYSE der Smoglage vom 16. bis 21. Januar 1985 im Rhein-Ruhr-Gebiet.
Teil 1: Textband;
Teil 2: Meßergebnisse (in Vorbereitung)
- Berichte-Nr. 56: SPLITTGERBER, H., M. KLEIN und P. NEUTZ:
Untersuchungen zur Ermittlung der Wahrnehmungsschwelle bei Einwirkung von
Erschütterungen auf den Menschen - Beschreibung der Versuchsanlage - (1985).

Anmerkung:

Die LIS-Berichte - auch die vergriffenen - stehen Interessenten in zahlreichen Universitäts- und Hochschulbibliotheken zur Ausleihe bzw. Einsichtnahme zur Verfügung.