Zeitschrift: Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen = Swiss foresty journal = Journal forestier suisse

Herausgeber: Schweizerischer Forstverein

Band: 137 (1986)

Heft: 11

Artikel: Untersuchungen über Waldschäden in festen Buchenbeobachtungsflächen der Kantone Basel-Landschaft, Basel-Stadt, Aargau, Solothurn, Bern, Zürich und Zug

Autor: Flückiger, Walter / Braun, Sabine / Flückiger-Keller, Heidi

DOI: https://doi.org/10.5169/seals-765191

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Mehr erfahren

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. En savoir plus

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. Find out more

Download PDF: 12.12.2025

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, https://www.e-periodica.ch

Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen
Journal forestier suisse

137. Jahrgang November 1986 Nummer 11

Untersuchungen über Waldschäden in festen Buchenbeobachtungsflächen der Kantone Basel-Landschaft, Basel-Stadt, Aargau, Solothurn, Bern, Zürich und Zug

Oxf.: 48:181.45:176.1 Fagus: (494)

Von

Walter Flückiger, Sabine Braun, Heidi Flückiger-Keller
Silvio Leonardi, Norbert Asche, Ueli Bühler[1], *Monica Lier*

(Institut für Angewandte Pflanzenbiologie, CH-4124 Schönenbuch)

[1]Selbständig erwerbender Forstingenieur, CH-7451 Alvaschein

Die der Forstverwaltung der Bürgergemeinde der Stadt Basel angeschlossenen Waldeigentümer haben die Finanzierung der Farbtafeln in verdankenswerter Weise vollumfänglich übernommen.

Vorwort

Vor mehreren Jahren schon wurden in der Nordwestschweiz zunehmende Schäden an Waldbäumen festgestellt. Zur besseren Einsicht in die sehr komplizierten Zusammenhänge hatten sich die nordwestschweizerischen Kantone entschlossen, ein gemeinsames Untersuchungsprogramm über die Kantonsgrenzen hinweg durchzuführen. Da in der weiteren Region von Basel eine starke Konzentration von Industriebetrieben und eine verhältnismässig grosse Bevölkerungsdichte vorhanden sind, wollte man herausfinden, ob in diesem Gebiet die Waldschäden stärker auftreten als in andern Teilen unseres Landes. Die bisherigen Vermutungen über die Schadstoffeinwirkungen sollten durch wissenschaftlich begründete Daten ersetzt werden. Diese werden nun seit 1984 auf 39 Untersuchungsflächen zwischen Basel und dem Belchen und zwischen dem Laufental und dem Bözberg erhoben.

Zur gleichen Zeit begann der Kanton Zürich mit eigenen ähnlichen Untersuchungen. Diese basieren auf 12 Buchen- und 13 Fichten-Beobachtungsflächen. Das Buchenprogramm berücksichtigt teilweise die gleichen Parameter wie das nordwestschweizerische Projekt.

Ein Jahr später legte auch der Kanton Zug drei Beobachtungsflächen an.

Die Durchführung des Programmes wurde dem privaten Institut für angewandte Pflanzenbiologie in Schönenbuch (IAP) übertragen, da sich dessen Leitung schon seit Jahren aus eigener Initiative mit den Fragen der Pflanzenschädigung durch Schadstoffe in der Luft auseinandersetzte; zudem fehlten den beteiligten Kantonen die personellen Mittel für ausgedehnte eigene Untersuchungen.

Die Zusammenarbeit zwischen dem Institut und den staatlichen Stellen wie auch unter den einzelnen Kantonen klappt sehr gut. Die Erhaltung der Ziele des Projektes wird durch eine Projektleitung überwacht. In der Nordwestschweiz besteht diese aus den vier Kantonsoberförstern und dem Leiter des IAP, in Zürich aus je einem Vertreter des Oberforstamtes, des Amtes für Technische Anlagen, der Forstabteilung der ETH und des Auftragnehmers, im Kanton Zug aus einem Vertreter des Kantonsforstamtes. Die kantonalen Lufthygieniker leisten den Projektleitungen in verdankenswerter Weise Hilfe. Alle drei Monate finden Projektleitungssitzungen statt, an welchen Zwischenresultate besprochen werden.

Was ist der Zweck der Untersuchungsprogramme?

Allgemein wird heute anerkannt, dass die Luftverschmutzung einen wesentlichen Beitrag zur Walderkrankung leistet. Förster und Politiker benötigen jedoch detaillierte Angaben, welche Schadstoffe in welcher Form und auf welche Weise wirken können. Da es sich bei der Walderkrankung um ein sehr komplexes Problem mit gegenseitigen, teilweise schwer überblickbaren Beeinflussungen handelt, müssen die einzelnen Faktoren dieses Gefüges im Detail untersucht und ihre Wechselbeziehungen dargestellt werden. Der Forstdienst wäre nicht in der Lage, diese wissenschaftlichen, zum Teil hochspezialisierten Untersuchungen selber durchzuführen, weshalb er Fachleute beiziehen muss. Von diesen erwartet er praktische Hilfe bei der Abwehr der Waldschäden und der waldbaulichen Behandlung erkrankter Bestände. Der Forstdienst wirkt bei den Aussenarbeiten, wie zum Beispiel beim Einrichten der Beobachtungsflächen, mit, und die Fachleute des IAP diskutieren ihre Untersuchungsresultate mit den Vertretern des Forstdienstes. Zudem sind die Wissenschafter des IAP dauernd in engem Kontakt mit Fachkollegen im

In- und Ausland, um ihre Resultate durch Vergleiche zu erhärten und in ganzheitlichem, ökologischem Denken die Zusammenhänge herauszuarbeiten.

Auf den Untersuchungsflächen werden der Zustand der Waldbäume, des Bodens und der Luft sowie die Einflüsse chemischer Schadstoffe auf den Einzelbaum und auf ganze Bestände überprüft. Das Hauptaugenmerk wird dabei, vor allem in der Nordwestschweiz, auf die Buche gerichtet, weil diese im schweizerischen Mittelland und im Jura eine sehr häufig vorkommende und seit Jahrtausenden hier heimische Baumart ist. Ergänzt werden diese Untersuchungen durch Aufnahmen an Nadelbäumen im Voralpengebiet.

Bereits lassen sich Zusammenhänge zwischen den gewonnenen Daten und der Baum- und Bestandesschädigung erkennen, welche für die waldbauliche Behandlung nützlich sind.

Das Untersuchungsprogramm wird durch die beteiligten Kantone selbst, ohne Bundeshilfe, finanziert. Sie leisten damit einen wichtigen Beitrag an die Abklärung der Walderkrankung in der Schweiz.

Die Kantonsoberförster
der Kantone
AG, BE-J, BL/BS, SO, ZH, ZG

Untersuchungen über Waldschäden in festen Buchenbeobachtungsflächen der Kantone Basel-Landschaft, Basel-Stadt, Aargau, Solothurn, Bern, Zürich und Zug

1. Einführung

Im Jahre 1983 wurden erste, von den Kantonen BL, BS, AG und SO unterstützte Untersuchungen in zehn Buchenbeobachtungsflächen der Nordwestschweiz durchgeführt *(Flückiger et al.* 1984). Da es sich zeigte, dass diese Anzahl Flächen den heterogenen Verhältnissen in der Nordwestschweiz (Bodentypen, Exposition, Höhenlagen, lokalklimatische Bedingungen, unterschiedliche Erkrankungssymptome) nicht gerecht wird, wurde in den Jahren 1984 und 1985 eine Ausdehnung des Beobachtungsnetzes auf 37 Flächen vorgenommen. Neben 18 Flächen im Kanton Basel-Landschaft wurden fünf Flächen im Kanton Basel-Stadt und je sechs Flächen in den Kantonen Aargau und Solothurn (Thierstein und Dorneck) sowie zwei Flächen im Kanton Bern (Laufental) ausgeschieden. 1985 wurden zusätzlich zwei Buchenflächen im Kanton Zug dem Untersuchungsprogramm angegliedert. Im Kanton Zürich wurden im Rahmen des in einer Arbeitsgemeinschaft mit der ETH, der Universität, dem Amt für Technische Anlagen und Lufthygiene sowie zwei privaten Institutionen durchgeführten Forschungsprogrammes «Immissionsökologische Untersuchungen an Dauerbeobachtungsflächen im Wald des Kantons Zürich» 12 weitere Buchenbeobachtungsflächen eingerichtet. In drei zusätzlichen Flächen in den Kantonen Basel-Stadt, Basel-Landschaft und Zürich wird die Entwicklung spezieller Schadsymptome verfolgt *(Abbildung 1)*. Die Flächen umfassen einen Bestand von 70 bis 100 ausgewachsenen Bäumen, vornehmlich Buchen, im Alter von 70 bis 120 Jahren. In weiteren Beständen mit unterschiedlichem Alter werden bei Laub- und Nadelbäumen zudem Ernährungsversuche durchgeführt. Zielsetzung dieser Untersuchungen ist es, durch Vergleich des Schadenszustandes und der Schadensentwicklung mit möglichst vielen Standortsmerkmalen einige im Vordergrund stehende Hypothesen über die Ursache der Waldschäden zu prüfen. Dabei wird möglichst eine «ganzheitliche» Betrachtungsweise angestrebt. Zusätzlich werden einzelne Fragestellungen vertiefend experimentell angegangen.

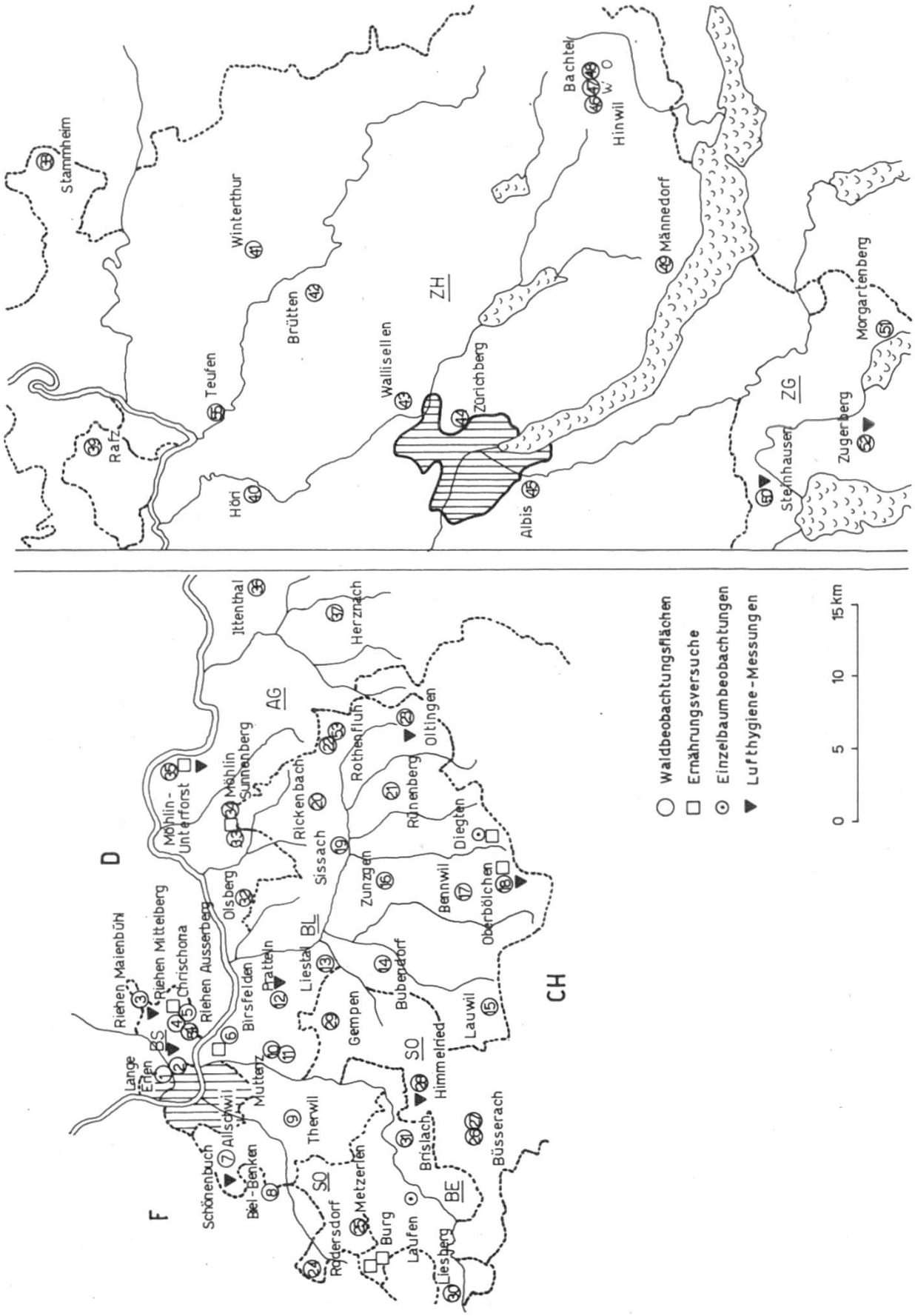


Abbildung 1. Buchenbeobachtungsflächen in der Nordwestschweiz sowie in den Kantonen Zürich und Zug.

Neben reinen phänologischen und analytischen Arbeiten, die als Grundlage für die oben skizzierte Prüfung dienen, wie Verfolgen der Schadensentwicklung und permanente Luftschadstoffmessungen, werden folgende Fragestellungen vertiefend behandelt:

- *Waldpflege:*
  Gibt es einen Zusammenhang zwischen der Durchforstungsintensität und dem Schadensausmass bzw. der Schadensentwicklung?

- *Witterungsbedingte Einflüsse, Trockenheit:*
  Witterungseinflüsse wie Trockenheit werden verschiedentlich für die Waldschäden verantwortlich gemacht. Die Beweisführung für oder gegen diese Hypothese gestaltet sich schwierig, da primäre Witterungseinflüsse von sekundären oft nicht zu trennen sind. Parasitenbefall und Immissionsbelastung sind stark von den meteorologischen Bedingungen abhängig. Trokkene, warme Sommer bringen eine erhöhte Ozonbelastung mit sich, kalte Winter eine hohe Belastung mit SO_2 und NO_X. Dennoch soll hier der «Versuch» gemacht werden, einige wenige Betrachtungen anzustellen. Gibt es einen Zusammenhang zwischen witterungsbedingten Einflüssen wie Trokkenheit und dem Höhenzuwachs von Gipfeltrieben als empfindlichen Stressindikator? Welche Bedeutung haben die Bodenwasserbeziehungen für Schadensmerkmale von Gipfeltrieben wie Zuwachs und Verzweigung sowie das allgemeine Schadensausmass und die Schadensentwicklung der Krone? Gibt es einen Zusammenhang zwischen Trockenstress und der Krankheitsentwicklung von ausgewählten, verbreiteten Forstparasiten (Experimente)?

- *Ernährung*
  Welche Rolle spielt der Ernährungszustand für das Schadensausmass und die Schadensentwicklung in unseren Beobachtungsflächen? Welche Bedeutung kommt der Nährstoffverfügbarkeit des Bodens für den Ernährungszustand, welche den Nährstoffeinträgen über die Luft zu?
  Welche Nährstoffmengen gehen dem Waldboden bei unterschiedlichen Bodentypen durch Leaching verloren und tragen damit zur Nährstoffverarmung bei? Welches ist das Ausmass der Nährstoffverluste als Folge von Leachingprozessen aus der Krone? Gibt es zwischen dem Ausmass von Nährstoffleaching aus dem Laub, dem Schadenszustand des Baumes und der aktuellen Immissionsbelastung, insbesondere mit sauren Depositionen, einen Zusammenhang?

- *Bodenversauerung*
  Lässt sich eine unterschiedliche Feinwurzelwachstumsdynamik in Abhängigkeit des pH-Wertes der Bodensuspension feststellen? Welche Rolle spie-

len dabei bodenchemische Prozesse? Welche Bedeutung hat die Bodenversauerung für das Aufkommen von Forstkeimlingen und das Entstehen von Wurzelschäden? Gibt es Zusammenhänge zwischen Bodenversauerung und Durchwurzelung des Bodens in den Beobachtungsflächen, und wie verhält sich die Kronenschädigung dazu? Welche Rolle spielt der Baum selbst bei der Versauerung der Wurzelräume? Lassen sich aufgrund von Immissionsbelastungen Veränderungen in der Vegetation in den Beobachtungsflächen feststellen?

– *Immissionen*
  Beeinflussen die aktuellen Luftschadstoffkonzentrationen die Forstpflanzen hinsichtlich ihrer Photosyntheseleistung, Wachstum von Spross und Wurzeln, physiologischen, biochemischen und morphologischen Merkmalen? Gibt es Zusammenhänge zwischen den bestehenden Luftschadstoffverhältnissen und der Entwicklung von forstlichen Pathogenen und Schädlingen (auch in Kombination mit Trockenstress) (Negativbegasungen und Nebelexperimente)? Lassen sich zwischen dem Ausmass der Schadstoffdeposition und der Schadensentwicklung Zusammenhänge erkennen?

– *Radioaktivität*
  Lässt sich zwischen dem Schadensausmass/der Schadensentwicklung und der messbaren Radioaktivität im Boden und Pflanzengut (Gammaspektren, ^{137}Cs) ein Zusammenhang erkennen?

Da die Untersuchungen noch in vollem Gange sind, dürfen die im folgenden vorgestellten Ergebnisse lediglich als erste Auswahl von Methodenbeschreibung, Beobachtungs- und Messergebnissen angesehen werden. Dabei ist auch zu berücksichtigen, dass hier erst einfache Korrelationsbetrachtungen, mehrheitlich auf Bestandesebene, angestellt wurden. Am Schluss des vierjährigen Untersuchungsprojektes sollen auf der Einzelbaumebene mögliche Interaktionen verschiedener Einflussgrössen geprüft werden. Bewusst soll hier neben Messergebnissen auch auf Einzelbeobachtungen aufmerksam gemacht werden. Sie müssen als solche angesehen und dürfen nicht verallgemeinert werden.

2. Material und Methoden

2.1 Erfassen des waldbaulichen Zustandes

2.1.1 Prinzip des Vorgehens

Zur Erfassung des waldbaulichen Zustandes wurde einerseits eine allgemeine Bestandesbeschreibung nach der Anleitung für eine vereinfachte Bestandesbeschreibung des vormaligen Institutes für Waldbau der ETH vorgenommen. Diese Beschreibung gibt Auskunft über Betriebsart, Baumartenzusammensetzung, Mischungsform, Beschirmungsgrad und vertikalen Bestandesaufbau und wurde ergänzt mit Angaben über Relief, Exposition und Randeinflüsse. Andererseits wurde der Pflegezustand beurteilt. Dabei wurde von der Überlegung ausgegangen, dass der schweizerische Waldbauer vornehmlich in zwei Richtungen auf den Wald einwirken kann:

1) Baumartenzusammensetzung, sei es bei der Bestandesbegründung oder bei den späteren Durchforstungen,
2) Pflege und «Erziehung» hinsichtlich Qualität und Dichtstand der Bäume sowie Bestandesaufbau mittels Durchforstung. Sorgfalt bei der Ausführung der Pflegearbeiten (Fäll-, Rückeschäden, Bodenverdichtung durch Schlepper), Einhaltung der waldhygienischen Grundsätze.

Bei den zu beurteilenden Beständen handelt es sich aus forstlicher Sicht überwiegend um mittelalte bis ältere Waldbestände des Mittellandes und des Jura mit einem hohen Buchenanteil. In solchen Beständen manifestiert sich die vom Menschen ausgehende Waldbehandlung am deutlichsten im Durchforstungszustand. Aufgrund dieser Überlegung sowie des Umstandes, dass die Erfassung von Fäll- und Rückeschäden bereits bei der einzelbaumweisen Bonitierung erfolgte, wurde das Schwergewicht für die Beurteilung des Pflegezustandes auf die Durchforstungsintensität gelegt. Die Schwierigkeiten, die sich bei deren Erfassung ergeben, veranlassten uns, dabei zwei unabhängige Verfahren anzuwenden. Das eine Verfahren bestand in der rein okularen Beurteilung ohne Vornahme von Messungen, das andere in der Erhebung von ertragskundlichen Merkmalen und deren Vergleich mit Ertragstafelwerten. Das letztgenannte Verfahren setzt voraus, dass entweder auf der ganzen Untersuchungsfläche ein homogener Reinbestand – also zum Beispiel ohne Lücken infolge Schadenereignissen – stockt oder dass sich eine genügend grosse und repräsentative Teilfläche mit diesen Eigenschaften ausscheiden lässt. Dies war nur in 26 der insgesamt 44 beurteilten Beobachtungsflächen der Fall.

Das gewählte Vorgehen zur Beurteilung des Pflegezustandes wurde vor Beginn der Aufnahmen P. Rotach und B. Schmid, Institut für Wald- und Holzforschung der ETH, zur kritischen Prüfung unterbreitet.

2.1.2 Okulare Beurteilung der Durchforstungsintensität

Die okulare Beurteilung der Durchforstungsintensität erfolgte durch Vergleich mit den beiden Buchen-Durchforstungsversuchsflächen des vormaligen Institutes für Waldbau *(Leibundgut et al.* 1971) und der Buchenurwaldfläche der EAFV im Birriboden, Sihlwald (Gemeinde Horgen). Es wurde, basierend auf dem Aspekt dieser Versuchsflächen, ein Schlüssel in Tabellenform erstellt, in welchem je Stufe der Durchforstungsintensität die Ausbildung folgender Merkmale aufgeführt ist: Kronenschluss, Kronenausformung, Kronenlänge, Stammzahl, Mittelstamm, Stammqualität sowie Ausformung des Nebenbestandes und der Krautschicht. Da die Aufnahmen rein okular durchführbar sein mussten, enthielt die Schlüsseltabelle keine Werte, die eine Messung notwendig machten. Bei den Feldaufnahmen wurden alle genannten Merkmale einzeln angesprochen und die ihrer Ausbildung entsprechenden Durchforstungsintensitäten zum Endresultat gemittelt. Dabei wurde folgende Abstufung der Durchforstungsintensität verwendet:

Stufe	*Bisherige waldbauliche Eingriffe*	*Vergleichsfläche*
1	keine Eingriffe	Urwaldfläche EAFV
2	sehr schwache Hoch- oder Niederdurchforstung	
3	schwache Hochdurchforstung	ETH-Fläche, schwache Durchforstung
4	mittlere Hochdurchforstung in regelmässigem Turnus	
4b	mittlere Hochdurchforstung, erst kürzlich intensiver, früher schwächer	
5	starke Hochdurchforstung in regelmässigem Turnus	ETH-Fläche, starke Durchforstung
5b	starke Hochdurchforstung, erst kürzlich intensiver, früher schwächer	

Die vorliegende Beurteilung im Felde geschah nur in bezug auf die Buche und bei ehemaligen Mittelwäldern, mit Einschränkung, ausschliesslich auf die ehemalige Hauschicht. Die okulare Beurteilung von Stammzahl und Mittelstamm erwies sich als besonders schwierig, so dass das Schwergewicht der Ansprache auf die übrigen Merkmale gelegt wurde. Für die Gesamtbeurteilung wurden auch Zwischenstufen wie 3 – 4 verwendet. Während der Feldaufnahmezeit wurden die Vergleichsflächen im Birriboden zur Eichung des Auges regelmässig aufgesucht.

In Ergänzung wurden zudem noch folgende Grössen erhoben: Bestandesalter mittels Stockzählung, voraussichtliches Alter bei ertragskundlicher Hiebsreife, Art und ungefährer Zeitpunkt des letzten Eingriffes in den Bestand, Umfang und Art bisheriger Schadenereignisse (Zwangsnutzungen), soweit davon Spuren zurückgeblieben waren. Natürlich lässt sich damit nur die waldbauliche Behandlung der letzten zwei bis drei Dezennien abschätzen, während die frühere Bestandesgeschichte unbekannt bleibt.

Für die vorliegende Auswertung wurden jeweils die Stufen 4b mit 4 und 5b mit 5 zusammengefasst.

2.1.3 Beurteilung der Durchforstungsintensität anhand ertragskundlicher Merkmale

Es wurde ein genügend grosser, homogener und repräsentativer Buchenreinbestand in der Beobachtungsfläche ausgeschieden, dessen Fläche eingemessen, die Bäume kluppiert und die Bestandesoberhöhe ermittelt. Über das unter 2.1.2 bestimmte Bestandesalter und die Oberhöhe wurde die Oberhöhenbonität nach den *Ertragstafeln der EAFV für die Buche* (1967) bestimmt. Der Mittelstamm sowie die auf Hektarwerte umgerechnete Stammzahl und Basalfläche können nun zur Charakterisierung der aufgenommenen Bestockung mit den entsprechenden Ertragstafelwerten für gleiche Bonität und gleiches Bestandesalter verglichen werden. Namentlich kann der Bestockungsgrad, das heisst der Quotient aus der beobachteten und der tabellierten Basalfläche als eigentliches Mass für die bisherige Durchforstungsintensität aufgefasst werden, wobei allerdings der zeitliche Abstand zwischen der letzten Durchforstung und der Aufnahme mitberücksichtigt werden muss.

2.1.4 Vergleich von Bestockungsgrad und Durchforstungsintensität nach okularer Ansprache

In *Abbildung 2* ist die Durchforstungsintensität gemäss okularer Ansprache gegen den Bestockungsgrad aufgetragen. Ohne Messfehler lägen die Punkte mit jeweils gleichem Abstand zwischen letzter Durchforstung und Aufnahme auf einer ungefähr parallel zur eingezeichneten Geraden verlaufenden Kurve. Diese müsste um so tiefer verlaufen, je kürzer der Abstand zwischen letzter Durchforstung und Aufnahme ist. Im grossen und ganzen entspricht das Diagramm dieser Erwartung. Abweichungen dürften eher auf Ungenauigkeiten bei der Erfassung des Bestockungsgrades zurückgehen als auf eine unzureichende okulare Ansprache der Durchforstungsintensität. Probleme bieten unseres Erachtens namentlich die Repräsentativität der ausgeschiedenen Buchenreinbestände sowie Besonderheiten einiger der untersuchten Bestände (Kuppenlage, Entstehung aus ehemaligem Niederwald), welche die Vergleichbarkeit mit den Ertragstafelwerten einschränken.

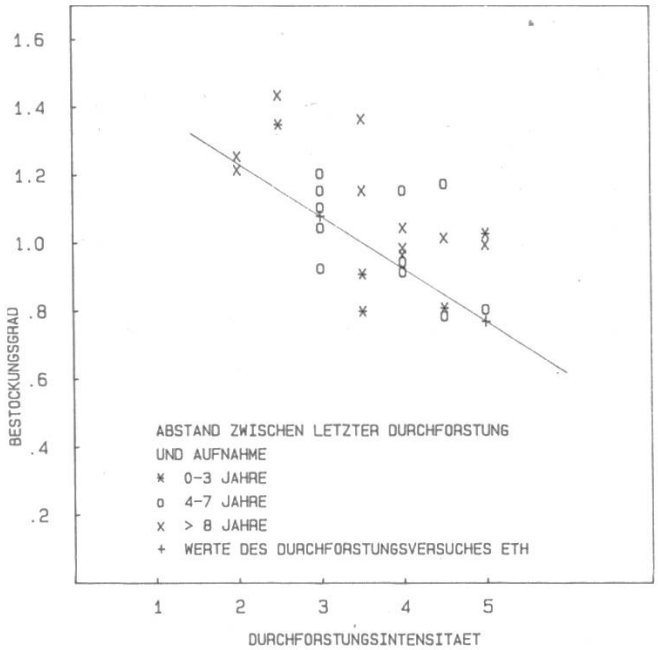


Abbildung 2. Vergleich der okularen Beurteilung der Durchforstungsintensität mit dem gemessenen Bestockungsgrad.

In der unten dargestellten Auswertung über den Zusammenhang zwischen der Waldschädigung und der Durchforstungsintensität wurde deshalb der durch okulare Beurteilung ermittelte Wert verwendet.

2.2 Phänologische Untersuchungen

2.2.1 Schadenserhebung

In den Beobachtungsflächen wurden sämtliche Bäume, die einen Stammdurchmesser von mindestens 25 cm aufweisen, numeriert. In die Bonitierung einbezogen wurden lediglich herrschende und mitherrschende Bäume. Neben Buchen als Hauptbaumart in den Untersuchungsflächen wurden auch die anderen Laubbaumarten sowie das Nadelholz (in der Nordwestschweiz und im Kanton Zug) erfasst. Pro Bestand wurden 60 bis 70 Bäume in die jährlichen Untersuchungen eingeschlossen, davon jeweils 30 bis 60 Buchen (je nach Kanton und Auftrag). Die Buchen wurden auf folgende Merkmale hin aufgenommen: Stammumfang, soziale Stellung, Stellung im Bestand, Kronenlänge, Kronenform, Verlichtung, Astdürre, Verzweigungsart der Gipfeltriebe, Kleinblättrigkeit, Gesamtverfärbung, Fruchtbehang, mechanische Stamm- und Rindenverletzungen, pathologische Stamm- und Rindenverletzungen, Schleimfluss, Algenbesatz sowie Befall mit Parasiten wie *Cryptococcus fagisuga, Nectria coccinea,* Borkenkäfern. Am Stammfuss wurden zudem säurezeigende Moose erfasst wie Dicranaceen und Polytrichum. Neben den Erhebungen an den ausgewachsenen Bäumen wurden auch Beobachtungen am Jungwuchs durchgeführt, insbesondere über das Auftreten von Pathogenen und Schädlingen wie *Nectria ditissima, Apiognomonia errabunda, Phyllaphis fagi, Rhynchaenus fagi* und verschiedenen Gallmücken.

Die Ansprache der Verlichtung erfolgte in Anlehnung an die Erhebungsmethode der Sanasilva-Waldschadensinventur 1984/85, jedoch mit etwas veränderter Stufung. Nachbonitierungen in zwei Dritteln der Flächen an etwa 10 bis 15 Bäumen wurden jeweils durch eine zweite Gruppe vorgenommen.

Neben der Verlichtung als Hauptkriterium für das Schadensausmass wurde zusätzlich der Versuch unternommen, eine Beurteilung der «Gesamtschädigung» des Baumes vorzunehmen. Für diese Beurteilung wurden zusätzlich zur Verlichtung Kleinblättrigkeit, Gesamtvergilbung der Krone, periphere Astdürren, Peitschentriebe sowie Schädlingsbefall am Stamm und pathologische Stammschäden nach folgender Formel mitgewichtet:

«Gesamtschädigung» = SV + V + C + S + P
wobei:

SV	Schadstufe der Verlichtung	
	0–20% verlichtet	0
	> 20–40% verlichtet	1
	> 40–60% verlichtet	2
	> 60% verlichtet	3

Die übrigen Glieder der Gleichung wurden 1 gesetzt, wenn die unten angegebenen Bedingungen erfüllt waren, sonst 0. Die maximale «Gesamtschädigung» betrug 3 , das heisst, bei einer Verlichtungsstufe 3 wurden keine zusätzlichen Parameter mehr mitgewichtet.

V = 1 wenn	Kleinblättrigkeit	≥ 40% oder
	periphere Astdürre	≥ 40% oder
	Peitschen- und Krallentriebe	≥ 40%
C = 1 wenn	Gesamtvergilbung	≥ 40%
S = 1 wenn	Schädlinge am Stamm	≥ 40%
P = 1 wenn	mindestens vier markante pathologische Faulstellen am Stamm	

Die Beurteilung einer «Gesamtschädigung» der Bäume drängte sich auf, da die Verlichtung bei Buche als Schadensausmass allein nicht befriedigt. Eine zusätzliche, starke Vergilbung des Laubes oder eine augenfällige Kleinblättrigkeit müssen als zusätzliche Vitalitätsminderung angesehen und in der Folge auch gewertet werden. Auch das Auftreten von peripherer Astdürre, pathologischen Stammschäden oder Schleimfluss am Stamm manifestieren sich in ihren Anfangsstadien nicht unbedingt in der Verlichtung; sie gehören aber genauso zur Waldschadenssymptomatik und müssen deshalb in die Gesamtbeurteilung des Gesundheitszustandes eines Baumes mit einfliessen. Die hier verwendete Gewichtung soll als Versuch gewertet werden, zusätzlich zur Verlichtung weitere

Schadensmerkmale zur Bewertung heranzuziehen. Ob sie vernünftig ist, wird vor allem die Auswertung der Schadensentwicklung auf Einzelbaumbasis zeigen, die erst am Schluss der Untersuchungsdauer vorliegt.

2.2.2 Gipfeltriebuntersuchungen

Ende Juni 1984 wurden in allen Beständen der Nordwestschweiz und Zürich mit Hilfe eines Helikopters Gipfeltriebe von acht möglichst nicht geschädigten, dominierenden Buchen und in zwei Flächen auch von geschädigten Buchen geerntet. Die beernteten Bäume wurden für weitere Untersuchungen alle vom Helikopter aus mit Bändern von verschiedener Farbe in der Krone markiert. Insgesamt wurden rund 400 Bäume beerntet. Die Triebe wurden hinsichtlich ihres Längenzuwachses, des Verzweigungsmusters (Kurztrieb-/Langtriebverhältnis), Fruchtbehangs, Blattverfärbung und Parasitenbefalls bonitiert. Das Laub wurde zudem für die chemische Blattanalyse verwendet, und die gewonnenen Ergebnisse wurden in Beziehung zu anderen Grössen gesetzt.

Vom jährlichen Zuwachs der acht beernteten Bäume wurde der Medianwert gebildet; die weitere Auswertung auf der Basis der einzelnen Standorte erfolgte durch Berechnung des arithmetischen Mittels. Einige Korrelationsbetrachtungen wurden auf der Ebene der Einzelbäume durchgeführt.

In Anlehnung an *Roloff* (1985a) wurde der theoretische Zuwachs aus dem der jeweiligen Oberhöhenbonität entsprechenden Höhenzuwachs berechnet (Ertragstafeln der EAFV für die Buche 1967). Da die Gipfeltriebe der Buchen nicht genau senkrecht, sondern schräg wachsen, wurde der jährliche Höhenzuwachs mit 1,1 multipliziert.

2.2.3 Wurzeluntersuchungen

Zur Prüfung, ob geschädigte oder ungeschädigte Buchen sich in der Regeneration der Feinwurzelbildung unterscheiden, wurden in verschiedenen Flächen Wurzel-Einwuchskerne angelegt. Im Wurzelbereich von als ungeschädigt und stark geschädigt eingestuften Buchen (Paarvergleich) wurden zu diesem Zwecke drei bis vier Bohrkerne pro Baum in 1 bis 1,5 m vom Stamm mit einem Wurzelbohrer (Eijkelkamp) im Herbst 1984 entnommen. Die Bohrlöcher wurden nach Auslese aller Wurzeln und nach einer pH-Bestimmung wieder mit einer Mischung aus der erbohrten Walderde und Torf (2/3:1/3 V/V) gefüllt. Hierdurch sollte in diesem Bereich ein physikalisch «optimales» Milieu für ein Wurzelwachstum geschaffen werden (in-growth-cores). Im Herbst 1985 wurden diese Einwuchskerne wieder erbohrt. An der gewonnenen Probe wurden das pH (H_2O) sowie die Wurzelmasse bestimmt. Zur Überprüfung, ob geschädigte und ungeschädigte Buchen eine unterschiedliche Versorgung der Wurzeln mit Assimilaten aufweisen, erfolgten im Herbst in oberflächennah le-

benden Wurzeln Stärkebestimmungen. Zu diesem Zwecke wurden die Wurzeln im Feld in flüssigem Stickstoff schockgefroren und danach gefriergetrocknet und gemahlen. Die Bestimmung des Stärkegehaltes erfolgte mit dem Boehringer Enzymtest, wobei zwei Fraktionen gebildet wurden: Wurzeln mit einem Durchmesser von weniger als 1 mm und solche mit > 2 mm Ø.

2.2.4 Untersuchungen an Buchennüsschen und Keimlingen

Zur Prüfung, ob ein unterschiedliches Schadensausmass des Baumes sich auf die Keimfähigkeit der Buchensamen auswirkt, wurden in fünf Beständen unterschiedlicher Bodentypen innerhalb des engeren Kronenbereichs von jeweils drei nicht geschädigten und drei deutlich geschädigten Buchen (entsprechend der Sommerbonitierung) im Dezember innerhalb einer Woche Buchennüsschen gesammelt. Dabei wurde ein Raster auf den Boden ausgelegt und jeweils leergesucht. Pro Baum wurden je rund 300 Nüsschen gesammelt. Die Nüsschen wurden hinsichtlich folgender Grössen untersucht: leere, faulende, mit Schädlingen befallene, missgebildete oder verkümmerte Nüsschen, äusserlich intakte Nüsschen, Auflaufquote. Zur Prüfung der Keimfähigkeit wurden die Nüsschen in Keimschalen mit einem Gemisch aus Gartenerde und Sand (1:1) ausgesät und im Gewächshaus exponiert.

In einem zweiten Versuchsansatz wurden in drei Beständen mit unterschiedlichen Bodentypen (pH-Wert der Bodensuspension) je 15mal ein Quadratmeter in einem Raster über den Bestand ausgeschieden und das Aufkommen von Buchensämlingen ausgezählt.

2.3 Nähr- und Schadstoffuntersuchungen in Laub und Nadeln

Von den Ende Juni in allen Beobachtungsflächen gewonnenen Gipfeltrieben wurden ausgewachsene Blätter geerntet, getrocknet, gemahlen und auf folgende Nährstoffe analysiert: Stickstoff, Phosphor, Kalium, Calcium, Magnesi-

Tabelle 1. Für die Pflanzenanalytik verwendete Aufschluss- und Nachweisverfahren.

Element	*Aufschluss*	*Bestimmung*
N	Kjeldahl	Destillation und Titration von NH3
P	Nassaufschluss mit HNO_3	Kolorimetrisch (Phosphormolybdänblau)
K, Mn, Fe, Cu, Zn	Nassaufschluss mit HNO_3	Atomabsorption
Ca, Mg, Al	Nassaufschluss mit HNO_3	Atomabsorption (Lachgasflamme)
Pb, Cd	Nassaufschluss mit HNO_3	Atomabsorption (mit Quarzrohr-Zusatz zur Erhöhung der Empfindlichkeit)
B	Trockenveraschung mit CaO	Kolorimetrisch (Azomethin)
S	Schöniger	Ionenchromatographie mit UV-Detektion
F	Schöniger	Ionensensitive Elektrode
Cl	Extraktion mit 0,1 M HNO_3	Titration mit $AgNO_3$ in Aceton

um, Bor, Mangan, Eisen, Kupfer und Zink. Zudem erfolgten Untersuchungen auf Schwefel, Chlor, Fluor, Aluminium, Blei und Cadmium. *Tabelle 1* gibt Auskunft über die verwendeten Aufschluss- und Analysenverfahren. Zu Vergleichszwecken wurden Referenzproben des US National Bureau of Standards (Citrus leaves) mit analysiert.

2.4 Nährstoff- und Schadstoffuntersuchungen im Stammabflusswasser

In allen Beobachtungsflächen wurden im Sommer 1984 an acht herrschenden, möglichst ungeschädigten Buchen pro Standort Manschetten montiert für die Gewinnung von Stammabflusswasser. Während verschiedener Regenereignisse wurde simultan an allen Standorten (Nordwestschweiz und Zürich getrennt) eine Aufsammlung des Stammabflusses vorgenommen. Gleichzeitig wurde auch das Regenwasser im bestandesnahen Bereich aufgefangen. Um den Einfluss der Trockendeposition möglichst gering zu halten, erfolgte die Aufsammlung erst jeweils nach mindestens 4 mm Niederschlag.

In einzelnen Flächen wurde zudem der Versuch unternommen, mittels ganzjähriger Aufsammlung von Stammabfluss- und Kronentraufewasser eine «Bilanz» über die Nährstoffverluste aus der Krone zu ermitteln. Sowohl im Stammabflusswasser wie im Regenwasser wurden der pH-Wert gemessen und nach Filtration (0,45 μm Membranfilter) folgende Parameter bestimmt: NH_4, NO_3, SO_4, Cl, PO_4, K, Mg, Ca, Mn, F, Cd, Pb. Die angewendeten Methoden sind in *Tabelle 2* zusammengestellt.

Tabelle 2. Für die Analyse von Regenwasser und Stammabflusswasser verwendete Nachweismethoden.

Element	*Bestimmung*
K, Mn	Atomabsorption
Ca, Mg	Atomabsorption (Lachgasflamme)
Cd, Pb	Flammenlos-Atomabsorption (Graphitküvette)
NH_4	Kolorimetrisch (Indophenol)
NO_3, SO_4, Cl	Ionenchromatographie mit UV-Detektion
PO_4	Kolorimetrisch (Phosphormolybdänblau)
F	Ionensensitive Elektrode

2.5 Bodenuntersuchungen

In allen Beobachtungsflächen der Nordwestschweiz und des Kantons Zug wurden Bodenprofile gegraben und die Böden nach der Kartieranleitung der Forschungsanstalt Reckenholz angesprochen. Zusätzlich wurden über die ganze Fläche verteilt mit einem Spiralbohrer horizontweise Bodenproben entnommen (10 Einstiche pro Bestand). Die Bodenproben wurden pro Bestand

und Horizont zu einer Mischprobe vereinigt und auf folgende Grössen analysiert: pH(H_2O), pH($CaCl_2$), Kalk, organischer Kohlenstoff, Katalasezahl, NH_4, NO_3, P_2O_5, K, Ca, Mg, Mn, Na, Al, Fe, Cu, Zn, Cd, Pb, SO_4, Cl, Kationenaustauschkapazität, Basensättigung (Methoden vergleiche *Tabelle 3)*. Die Kationen wurden nach der von Hüttl (pers. Mitt.) für Routineanalytik modifizierten Göttinger Methode mit einer ungepufferten, verdünnten Salzlösung (0,5 M NH_4Cl) in einem weiten Boden-Lösungsmittelverhältnis (zweimal 1:20) extrahiert und mittels Atomabsorption bestimmt. Die Säuren (Al^{3+} und H^+) wurden im Ammoniumchloridextrakt titriert. Kationenaustauschkapazität und Basensättigung wurden aus den Summen der austauschbaren Basen und Säuren berechnet; die Bestimmung der Kationenaustauschkapazität war nur bei kalkfreien Böden möglich, da das Extraktionsmittel auch $CaCO_3$ anlöste. Die Schwermetalle wurden nach der VSBO-Vorschrift *(Eidg. Departement des Innern* 1986) mit einer $NaNO_3$-Lösung aus dem Boden extrahiert und mittels Flammen-Atom-Absorption bzw. Inversvoltammetrie gemessen. Der Bodenwasserhaushalt (nutzbare Feldkapazität, nFK) wurde ausgehend von der Bodenart, dem Humusgehalt, dem Skelettgehalt und der Profiltiefe errechnet und in fünf Klassen eingeteilt: sehr geringe (< 40 mm), geringe (40–90 mm), mittlere (90–140 mm), hohe (140–200 mm) und sehr hohe (> 200 mm) nutzbare Feldkapazität *(Benzler et al.* 1982).

Tabelle 3. Für die Bodenanalytik verwendete Extraktions-, Aufschluss- und Analysenverfahren.

Element	*Probenaufbereitung*	*Bestimmung*
pH	Suspension mit Wasser bzw. 0,01 N $CaCl_2$ (1:2,5)	potentiometrisch
NO_3, Cl, SO_4	Extraktion des feldfrischen Bodens mit Wasser 1:2,5	Ionenchromatographie mit UV-Detektion
NH_4	Extraktion des feldfrischen Bodens mit 2 N KCl 1:2,5	kolorimetrisch (Indophenol)
Kationen (K, Ca, Mg, Na, Mn, Al, Fe)	Extraktion mit 0,5 M NH_4Cl (2x 1:20)	Atomabsorption
Säuren (Summe von Al^{3+} und H^+)	Extraktion mit 0,5 M NH_4Cl (2x 1:20)	Endpunkttitration mit 0,01 N NaOH
P_2O_5	Extraktion mit 2% Citronensäure 1:10	kolorimetrisch (Phosphormolybdänblau)
Schwermetalle	Extraktion mit 0,1 M $NaNO_3$ (1:2,5)	Atomabsorption (Zn) bzw. Inversvoltametrie (Pb, Cd)
Organisches C	Oxidation mit schwefelsaurer Dichromatlösung	Redoxtitration mit 1N Eisensulfatlösung
Kalk		Volumenbestimmung des mit HCl freigesetzten CO_2 (Passon)
Katalase		O_2-Entwicklung in Anwesenheit von H_2O_2

2.6 Immissionsuntersuchungen

Mit drei mobilen Messwagen wurden in der Nordwestschweiz an 7 (8) Standorten Luftschadstoffe gemessen und meteorologische Daten erfasst. Während eine Station permanent in Schönenbuch stand, wurden mit den beiden anderen Messwagen nach vorgegebenem Turnus über jeweils 13 Tage pro Jahreszeit und Standort Messungen durchgeführt (52 Messtage pro Standort und Jahr). Die Wagen sind mit HORIBA-Geräten der Serie 2000 (SO_2, NO_X, O_3) bzw. 300 (CO) ausgerüstet, wobei O_3 und NO_X mittels Chemilumineszenz, SO_2 flammenphotometrisch gemessen werden. Die Gasanalysengeräte (ausser CO) wurden einmal täglich automatisch geeicht; das Ozongerät war mit einem eingebauten Ozongenerator ausgerüstet, der alle drei Monate nasschemisch überprüft wurde (KJ-Methode). Mit einem High-Volume-Sampler (Digitel) mit automatischem Probenwechsler wurde der Schwebestaub gesammelt; die Filter wurden gravimetrisch ausgewertet. Von den meteorologischen Grössen erfasst wurden Lufttemperatur und relative Luftfeuchtigkeit (Aspirations-Psychrometer), Windgeschwindigkeit und Windrichtung (kombinierter Windmesswertgeber, bestehend aus Windfahne und Schalenanemometer) sowie Globalstrahlung.

Zusätzlich zu den gasförmigen Luftverunreinigungen wurden mit Georgii-Geräten, die zur besseren Erfassung der Trockendeposition mit Impaktoren ausgerüstet sind, die Nass- und Trockendeposition verschiedener Nähr- und Schadstoffe gemessen.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Schadensausmass und Schadensentwicklung

In der Nordwestschweiz zeigt sich bei der Buche in den 37 hier berücksichtigten Beobachtungsflächen eine deutliche Zunahme des Laubverlustes von 1984 bis 1986 *(Abbildungen 3 a, b)*. 1984 waren 30% der bonitierten Buchen 20% oder mehr verlichtet, 1985 bereits 45% und 1986 68%. Bei Berücksichtigung der zusätzlich mitgewichteten Schadgrössen wie augenfällig erhöhter Vergilbung, Kleinblättrigkeit, Astdürren, grossen pathologischen Stammschäden und übermässigem Parasitenbefall mussten in der Nordwestschweiz 1984 41%, 1985 65% und 1986 71% der Bäume als «geschädigt» eingestuft werden. Im Kanton Zürich zeigt sich auf den 12 Buchenbeobachtungsflächen ein ähnliches Bild wie in der Nordwestschweiz. 1984 musste bei 25%, 1985 bereits bei 44% und 1986 bei 57% der Buchen eine Verlichtung von 20% oder mehr registriert werden. Die Zunahme der «Gesamtschädigung» ist eher etwas geringer, nämlich 1984 33%, 1985

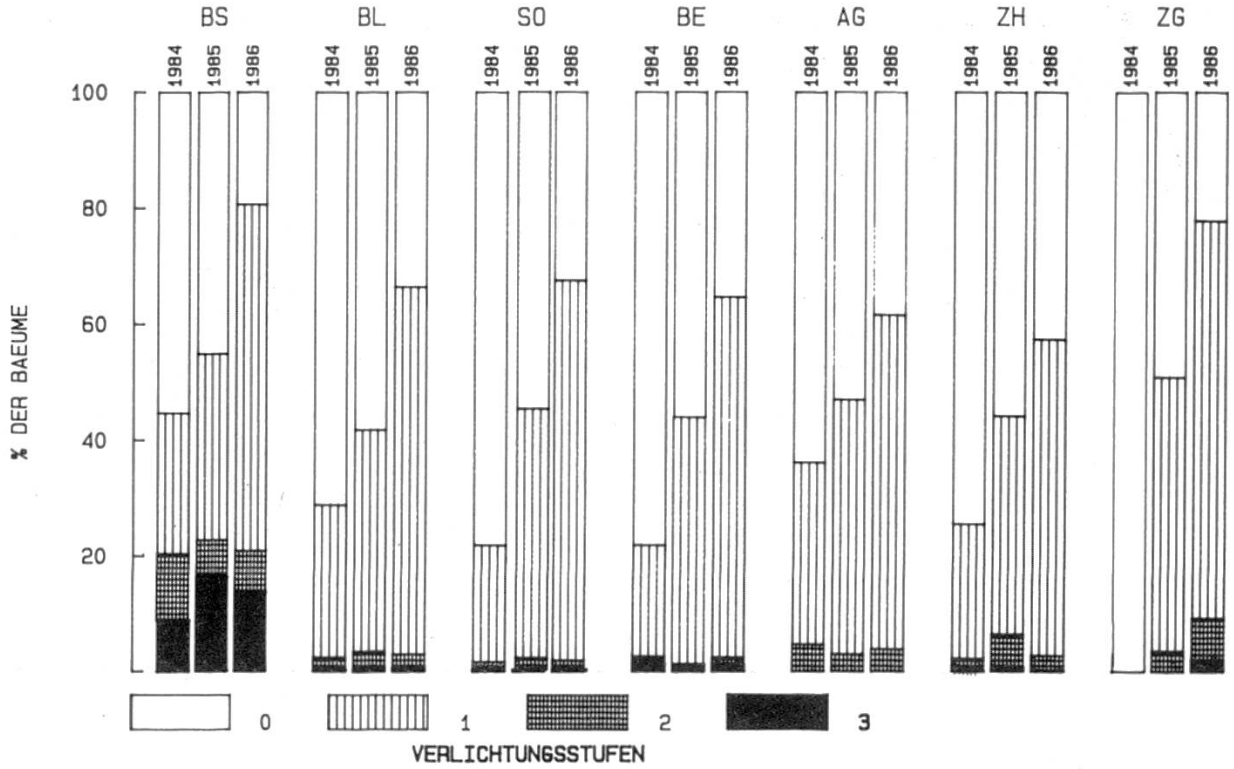
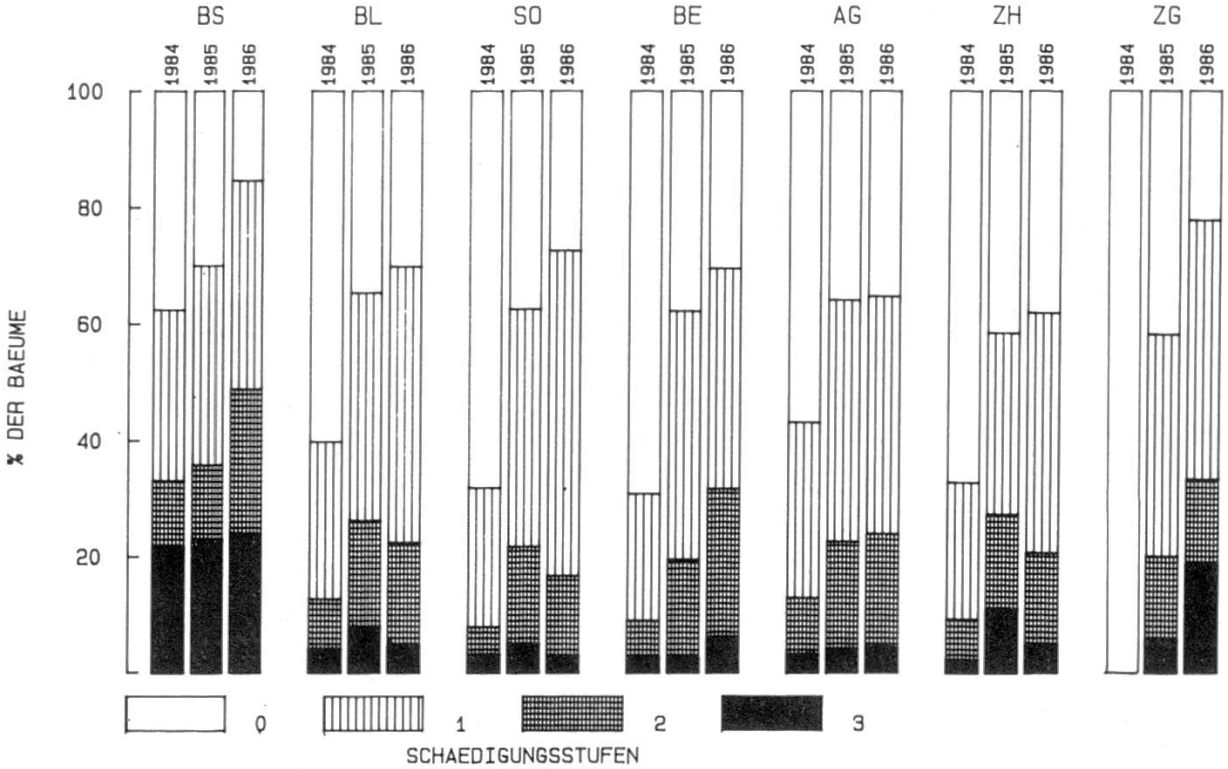


Abbildung 3 a, b. Ausmass und Entwicklung der Verlichtung (a) sowie der «Gesamtschädigung» (b) bei den Buchen in den Beobachtungsflächen der verschiedenen Kantone.



58% und 1986 62% «geschädigte» Bäume. Auf den beiden Buchenflächen im Kanton Zug wurde 1985 ebenfalls bei 51% und 1986 bei 78% der Buchen eine Verlichtung von 20% oder mehr verzeichnet, bzw. 58% der Bäume waren 1985 und 78% 1986 «geschädigt» («Gesamtschädigung»).

Die Frage, ob der Verlichtung für die Beurteilung des Schädigungsgrades bei Buchen und Laubbäumen ganz allgemein eine zentrale Bedeutung beigemessen werden darf, muss offenbleiben. Sie wurde hier bewusst aus Gründen der «Vergleichbarkeit» mit anderen Schadenserhebungen (Sanasilva, FVA usw.) als hauptsächliches Schadkriterium herangezogen, obwohl wir zur Auffassung neigen, dass eine schwache Verlichtung vielmehr als verminderte Vitalität angesehen werden sollte. Bei einer schwach verlichteten Krone (geringer «Laubverlust») dürfte die verbleibende Laubmasse infolge eines besseren Lichteinfalles in das Kroneninnere die verlorengegangene Assimilationsfläche durch eine erhöhte Photosyntheseaktivität kompensieren. Eine reduzierte Brutto-Assimilation ist in der Folge bei einer schwach verlichteten Krone nicht zu erwarten. Eine eigentliche Schädigung liegt unseres Erachtens erst ab Schadstufe 2 vor bzw. bei einer Verlichtung ab 40%. Auch bei dieser «konservativen» Handhabung der Schadensbeurteilung ist das festgestellte Schadensausmass immer noch erheblich. Im Mittel müssen 1986 über alle Beobachtungsflächen und Kantone immer noch rund 24% der Buchen als eindeutig geschädigt eingestuft werden.

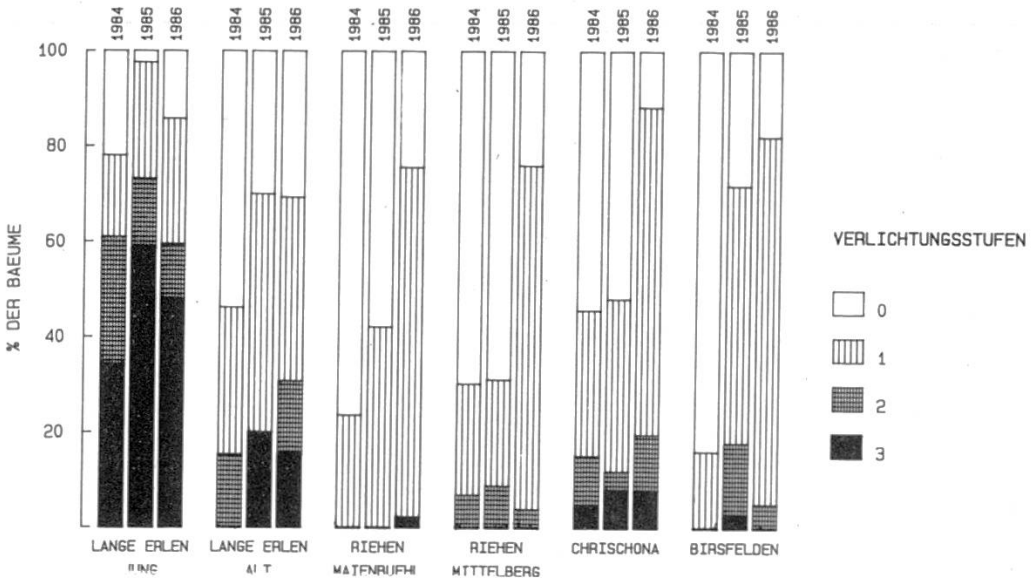
Bei einer Wertung der Ergebnisse in Anlehnung an Sanasilva und FVA stehen die vorliegenden Ergebnisse in Übereinstimmung mit dem Schadensausmass im benachbarten Baden-Württemberg, wo 1985 70% der Buchen mit über 60 Jahren als geschädigt angegeben wurden *(Schöpfer* 1985). Sie liegen auch in der gleichen Grössenordnung wie die Ergebnisse der Infrarot-Luftbildauswertung der Kantone Basel-Stadt und Basel-Landschaft, wenn die Verlichtung als alleiniges Schädigungsmass herangezogen wird. Nach vorläufigen Schätzungen lag das aufgrund der IR-Bilder ermittelte Schadensausmass in den beiden Halbkantonen 1985 bei 40 bis 50% (pers. Mitt. M. Fischer, Kantonsforstamt BL). Die vorliegenden Schadensergebnisse sind deutlich höher als diejenigen von Sanasilva, wo 1985 31% der Buchen als geschädigt klassiert wurden. Die Gründe für die Differenz zwischen den Sanasilva-Zahlen und den hier präsentierten Daten dürften vor allem darin liegen, dass bei Sanasilva Grossräume zu Einheiten zusammengefasst und jüngere Bestände mit in die Aufnahme einbezogen wurden, die im allgemeinen weniger geschädigt sind (Schöpfer 1985). Auch kann in den Sanasilva-Aufnahmeflächen eine Holznutzung durchgeführt werden, während bei unseren Beobachtungsflächen keine Bäume, ausgenommen bereits abgestorbene bzw. vom Wind geworfene Bäume, entfernt werden dürfen, das heisst, auch stärker geschädigte Bäume bleiben stehen und werden jährlich neu aufgenommen. Entfernte Bäume (Windwurf) sind in den vorliegenden Ergebnissen mitberücksichtigt. Es wurde jeweils die zuletzt eingeschätzte Schädigung eines Baumes beibehalten.

Wie aus den standortbezogenen Schadensentwicklungen hervorgeht, lassen sich auf den verschiedenen Beobachtungsflächen deutlich voneinander abweichende Entwicklungen feststellen *(Abbildungen 4 a, b)*. In der Nordwestschweiz wie in Zürich sind von einer Verbesserung oder Stagnation der Schadensentwicklung bis hin zu einer Verschlechterung alle Entwicklungen zu beobachten.

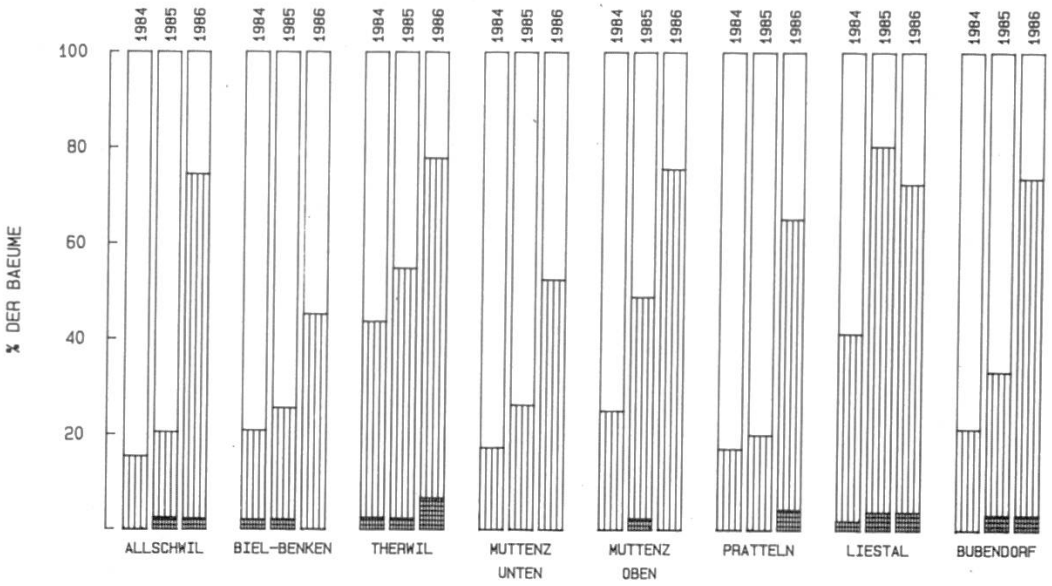
Von 49 bzw. (ab 1985) 51 hier dargestellten Flächen zeigten 1985 fünf Flächen und 1986 vier Flächen eine geringere Verlichtung gegenüber dem Vorjahr (mit der Einschränkung, dass auch hier Einzelbäume eine erhebliche Zunahme der Verlichtung aufweisen können, vor allem, wenn sie bereits 1984 stärker geschädigt waren), sechs Flächen sind 1985 und drei Flächen 1986 nahezu unverändert. Bei acht Flächen wurde 1985 gegenüber 1984 eine Zunahme um 5 bis 10%, bei 13 um 10 bis 20%, bei 15 um 20 bis 40% und bei 2 um mehr als 40% fest-

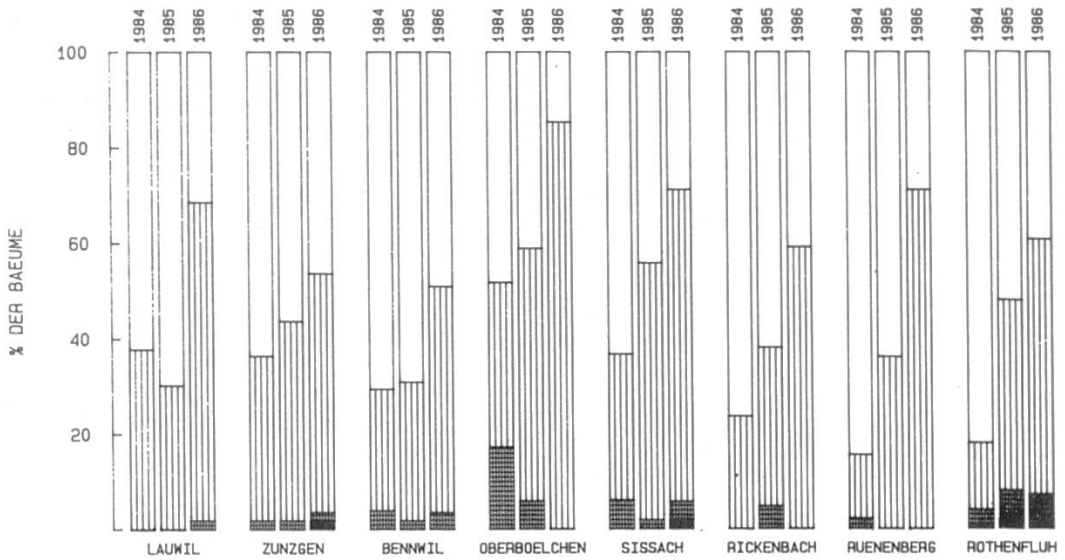
Abbildung 4 a (I-VII). Ausmass und Entwicklung der Verlichtung in den einzelnen Buchenbeobachtungsflächen.

I

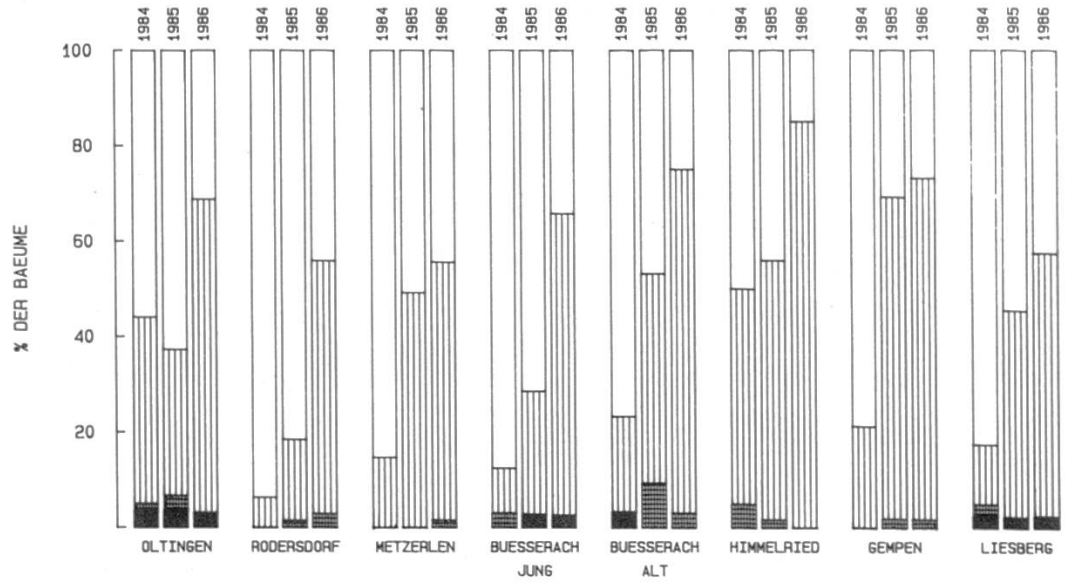


II

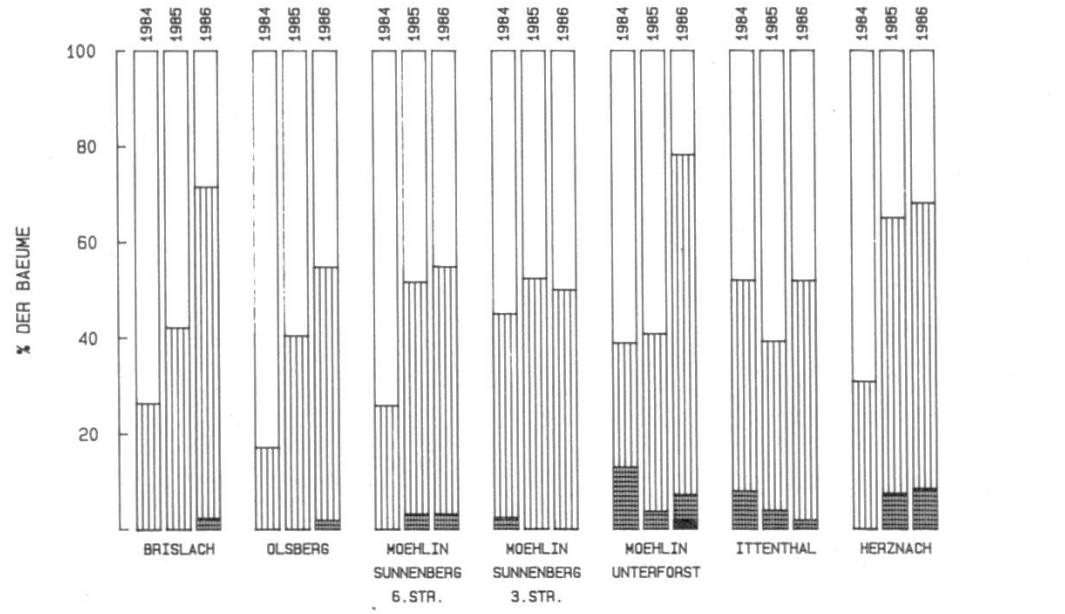



% DER BAEUME
100
80
60
40
20
1984
1985
1986
LAUWIL
ZUNZGEN
BENNWIL
OBERBOELCHEN
SISSACH
RICKENBACH
RUENENBERG
ROTHENFLUH

III

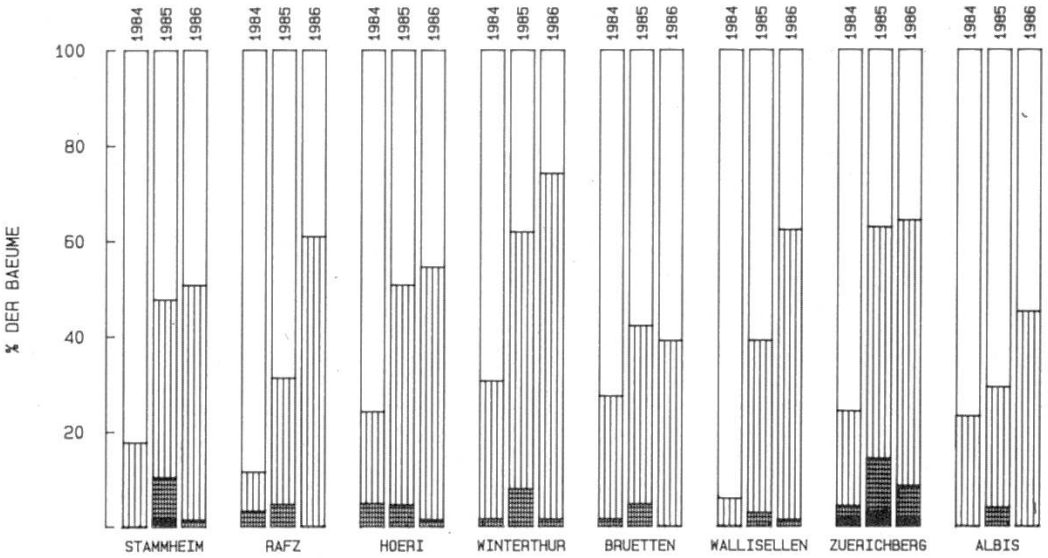

% DER BAEUME
100
80
60
40
20
1984
1985
1986
OLTINGEN
RODERSDORF
METZERLEN
BUESSERACH JUNG
BUESSERACH ALT
HIMMELRIED
GEMPEN
LIESBERG

IV


% DER BAEUME
100
80
60
40
20
1984
1985
1986
BRISLACH
OLSBERG
MOEHLIN SUNNENBERG 6.STR.
MOEHLIN SUNNENBERG 3.STR.
MOEHLIN UNTERFORST
ITTENTHAL
HERZNACH

V

VI


% DER BAEUME
100
80
60
40
20
1984
1985
1986
STAMMHEIM
RAFZ
HOERI
WINTERTHUR
BRUETTEN
WALLISELLEN
ZUERICHBERG
ALBIS

VII

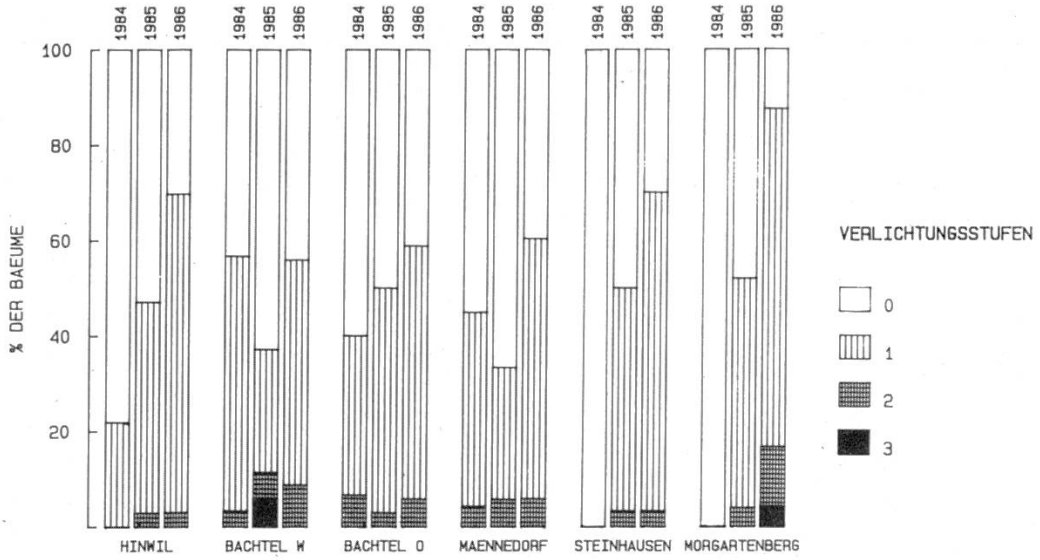
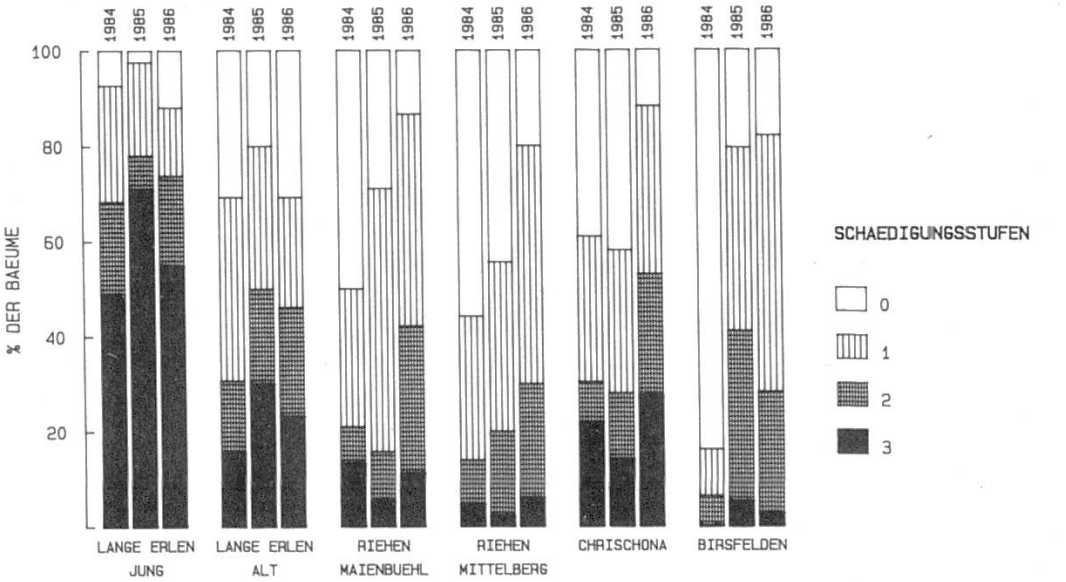
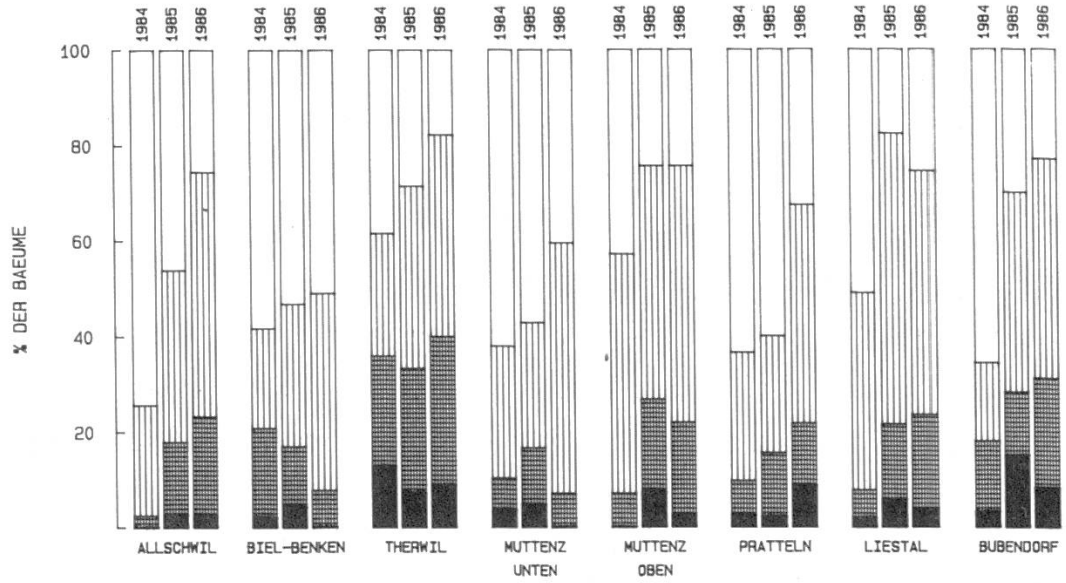

% DER BAEUME
100
80
60
40
20
1984
1985
1986
HINWIL
BACHTEL W
BACHTEL O
MAENNEDORF
STEINHAUSEN
MORGARTENBERG
VERLICHTUNGSSTUFEN
0
1
2
3

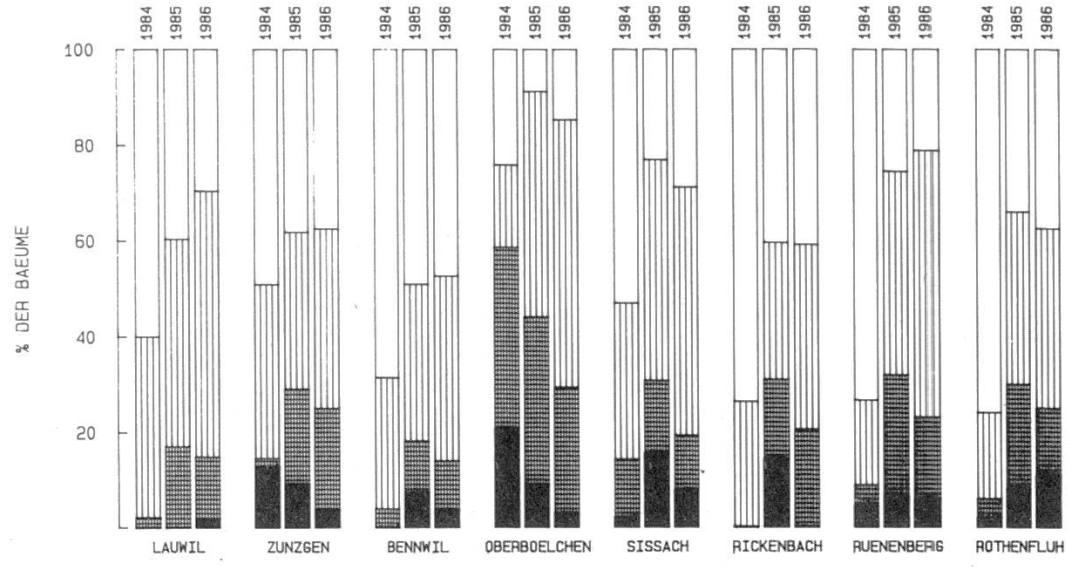
Abbildung 4 b (I-VII). Ausmass und Entwicklung der «Gesamtschädigung» in den einzelnen Buchenbeobachtungsflächen.



I

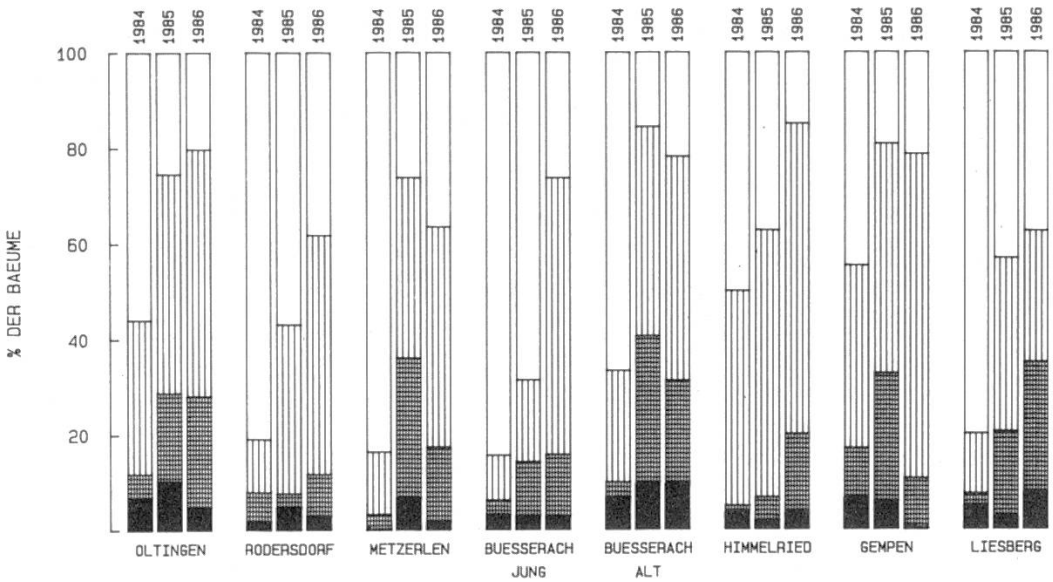


II

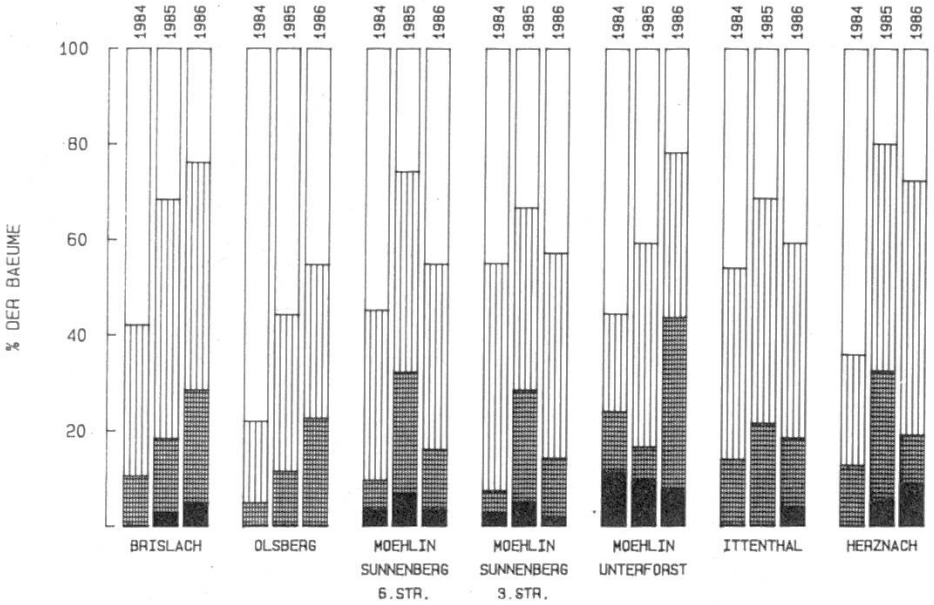


III

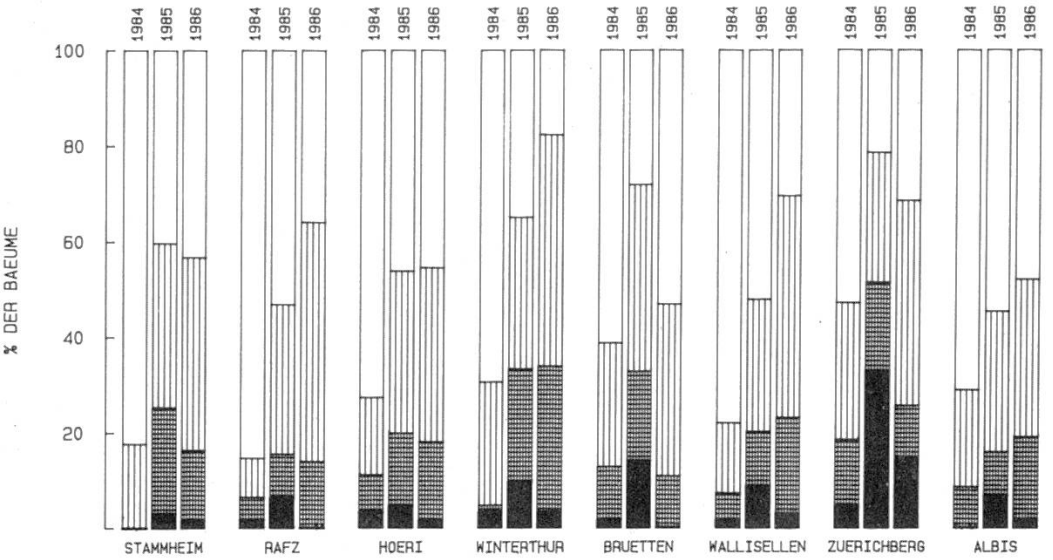
IV

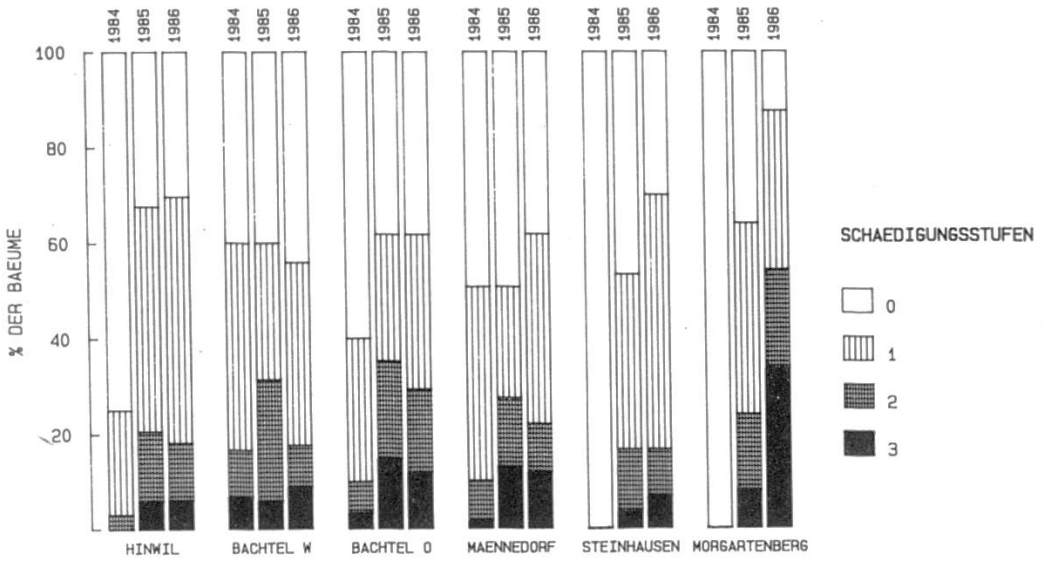

% DER BAEUME
100
80
60
40
20
1984
1985
1986
OLTINGEN
RODERSDORF
METZERLEN
BUESSERACH JUNG
BUESSERACH ALT
HIMMELRIED
GEMPEN
LIESBERG

V


% DER BAEUME
100
80
60
40
20
1984
1985
1986
BRISLACH
OLSBERG
MOEHLIN SUNNENBERG 6.STR.
MOEHLIN SUNNENBERG 3.STR.
MOEHLIN UNTERFORST
ITTENTHAL
HERZNACH

VI


% DER BAEUME
100
80
60
40
20
1984
1985
1986
STAMMHEIM
RAFZ
HOERI
WINTERTHUR
BRUETTEN
WALLISELLEN
ZUERICHBERG
ALBIS



VII

gestellt. 1986 ist bei 46 Flächen eine teilweise erhebliche Zunahme der Verlichtungsstufe 1 gegenüber 1985 festzustellen. Berücksichtigt man nur die Bäume in den Verlichtungsstufen 2 oder 3, so zeigen 23 Bestände eine Abnahme, 17 Bestände eine Zunahme der Verlichtung, und 11 Bestände sind unverändert. Beim Betrachten der «Gesamtschädigung» von 1986 bezüglich Stufen 2 oder 3 zeigen 30 Bestände eine Abnahme und 18 Bestände eine Zunahme der Schädigung. Drei Bestände sind im Vergleich zum Vorjahr (1985) unverändert. Statistische Aussagen über die Schadensentwicklung können allerdings erst gemacht werden, wenn die Auswertung auf der Ebene der Einzelbäume vorliegt.

Bei den Einzelflächen ist insbesondere das hohe Schadensausmass in der Fläche Lange Erlen «jung» (Bestandesalter 50 Jahre) bemerkenswert. Aufgrund der an mehreren Stämmen gefundenen Hallimasch-Rhizomorphen muss vermutet werden, dass hier infolge einer vorausgegangenen Schwächung bzw. durch Einwirkung verschiedener Stressfaktoren auf die Bäume Pathogene angegriffen haben, die einen Teil der Bäume bereits zum Absterben gebracht haben (*Manion* 1981, *Schütt* und *Cowling* 1985). Augenfällig ist auch die kontinuierliche Schadensreduktion (Stufen 2 und 3) am Standort Oberbölchen seit der Stillegung des Abluftkamins der N2 im Frühjahr 1984 (siehe weiter unten).

Im folgenden soll auf einzelne Fragestellungen, die aufgrund des vorliegenden Datenmaterials geprüft werden können, näher eingegangen werden.

3.2 Waldpflege und Schadensausmass

Die 44 auf ihre Durchforstungsintensität geprüften Bestände zeigen ein weites Spektrum von sehr schwacher Hoch- oder Niederdurchforstung bis starker und regelmässiger Hochdurchforstung. Ordnet man die einzelnen Bestände nach den beschriebenen Stufen und setzt das Schadensausmass in Beziehung dazu, so lässt sich bei den stärker durchforsteten Beständen (Stufen 3—4 bis 5)

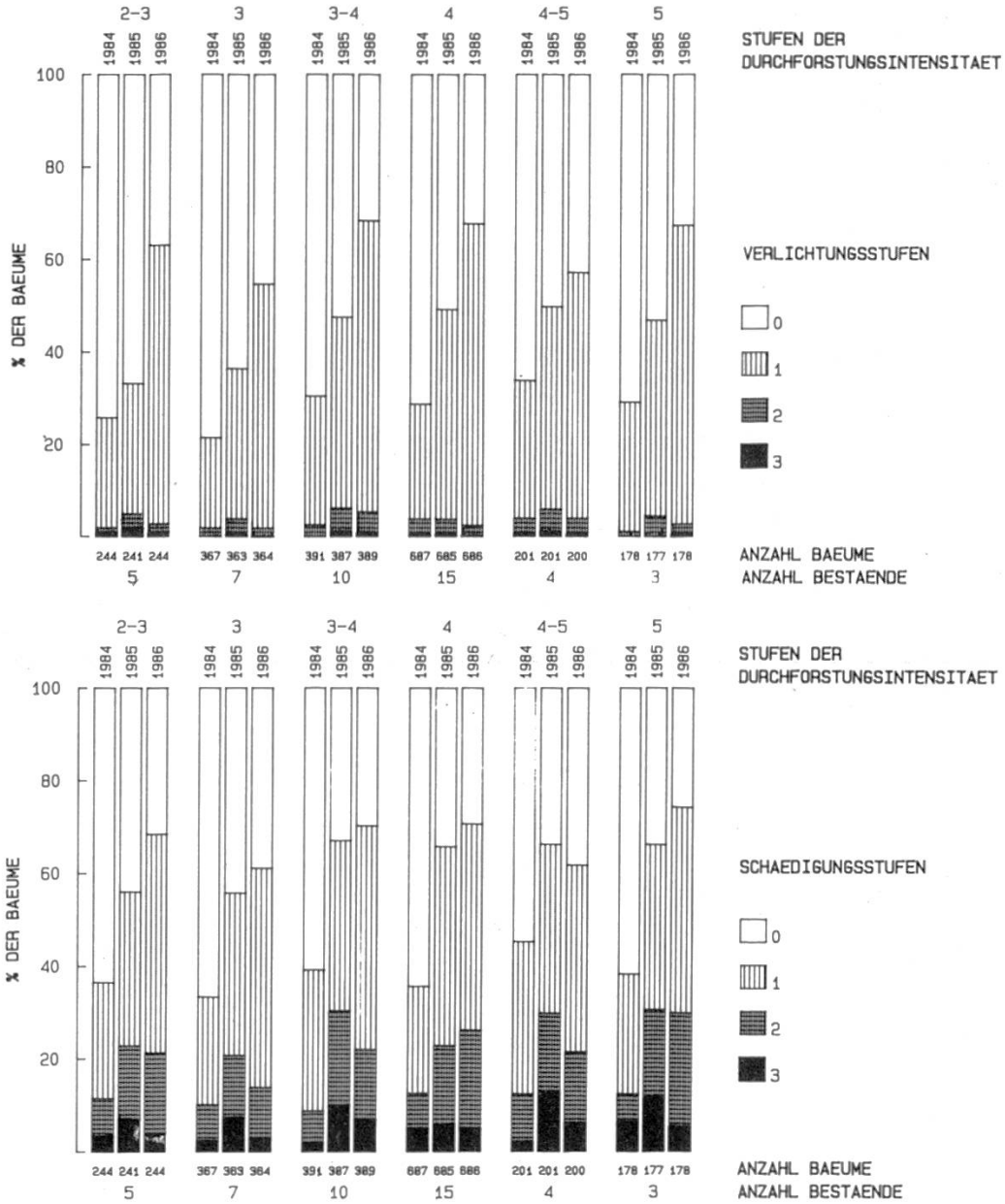


Abbildung 5 a, b. Ausmass und Entwicklung der Verlichtung (a) und der «Gesamtschädigung» (b) in unterschiedlich durchforsteten Buchenbeständen.

ein Trend zu einer erhöhten Verlichtung (Stufe 1) im Jahre 1985 und zu einer erhöhten «Gesamtschädigung» (Stufen 2 und 3) in den Jahren 1985 und 1986 feststellen *(Abbildungen 5a, b)*. Sicher kann nicht ausgeschlossen werden, dass bei zu langer Unterlassung eines Eingriffes ein erhöhter Konkurrenzdruck eine vorübergehende Schwächung der Bäume verursachen kann *(Mitscherlich* 1981, *Leibundgut* 1984) und sich in der Folge auch eher Schwächeparasiten einstellen können. Die hier gemachten Beobachtungen weisen aber in die Richtung, dass Waldbestände mit guter Durchforstung eher grössere Schäden aufweisen, was auch mit den Beobachtungen von *Hradetzky* und Schöpfer (1984) übereinstimmt, die von einem deutlichen Trend zu stärkerer Schädigung mit zunehmender Bestandesverlichtung berichten. Wegen ihrer lockereren Struktur besitzen diese Bestände ein höheres Ausfilterungsvermögen für windgetragene Luft-

schadstoffe *(Evers* 1984); die Bedeutung des Schadstoff-Fluxes (Konzentration multipliziert mit der Windgeschwindigkeit) kommt hier zum Ausdruck *(Landolt* und *Keller* 1986).

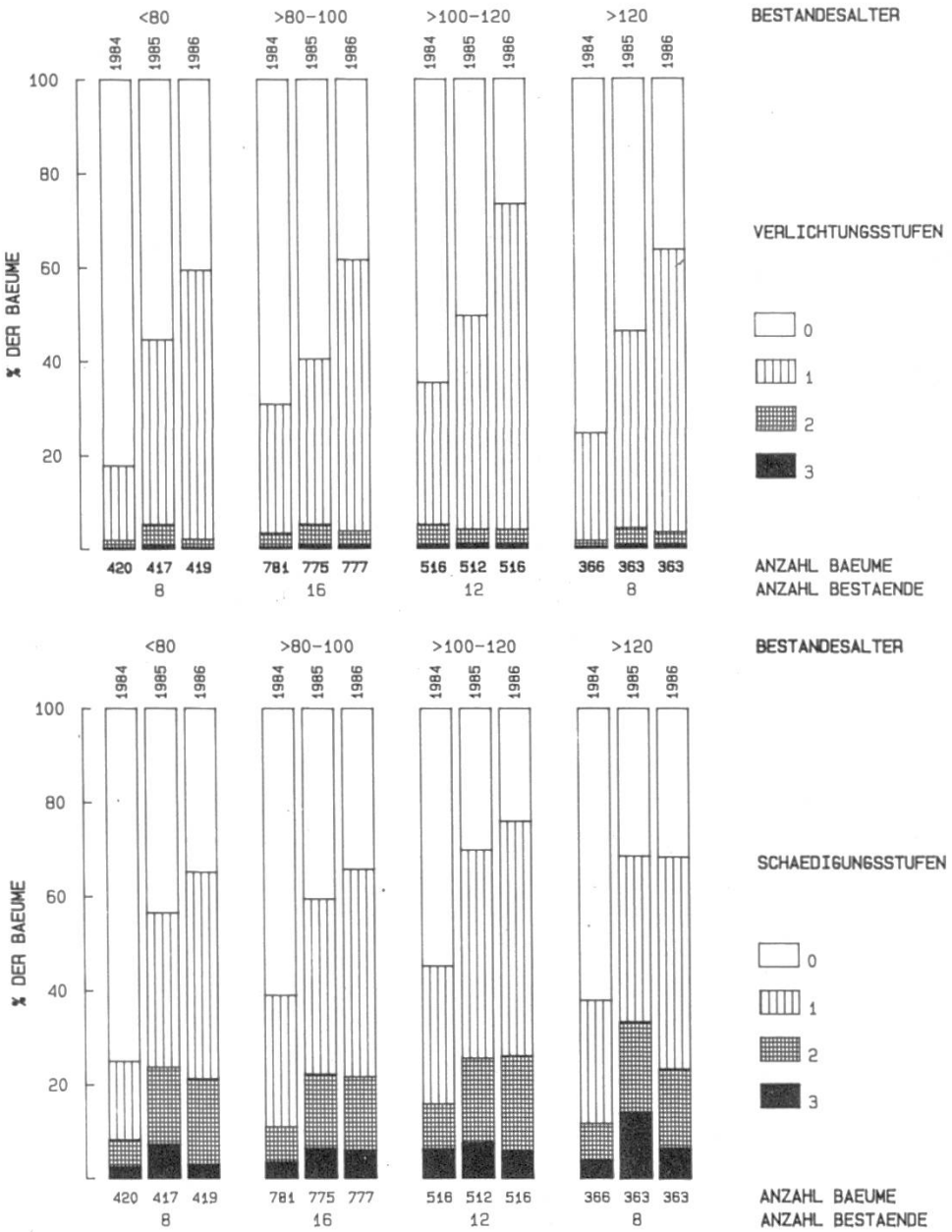


Abbildung 6 a, b. Ausmass und Entwicklung der Verlichtung (a) und der «Gesamtschädigung» (b) in Buchenbeständen von unterschiedlichem Alter.

3.3 Bestandesalter und Schadensausmass

Die Bestände wurden so gewählt, dass mehrheitlich eine Altersstruktur von 70 bis 120 Jahren vorherrscht. Ein Teil der Bestände ist allerdings etwas jünger (50 bis 70 Jahre) oder älter (120 bis 160 Jahre). Betrachtet man nun die Verlichtung *(Abbildung 6a)* in Beständen mit unterschiedlichem Alter, so zeigt sich innerhalb des untersuchten Altersspektrums kein Zusammenhang zwischen dem Verlichtungsgrad und dem Alter. Bei der «Gesamtschädigung» lässt sich eben-

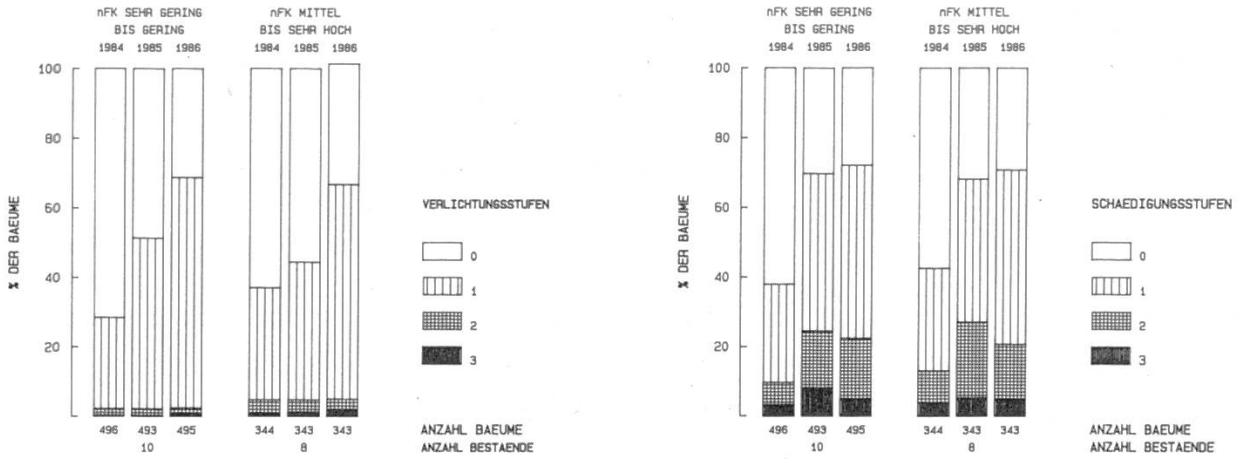


Abbildung 7 a, b. Ausmass und Entwicklung der Verlichtung (a) und der «Gesamtschädigung» (b) in Buchenbeständen mit unterschiedlichem Bodenwasserhaushalt (nFK = nutzbare Feldkapazität).

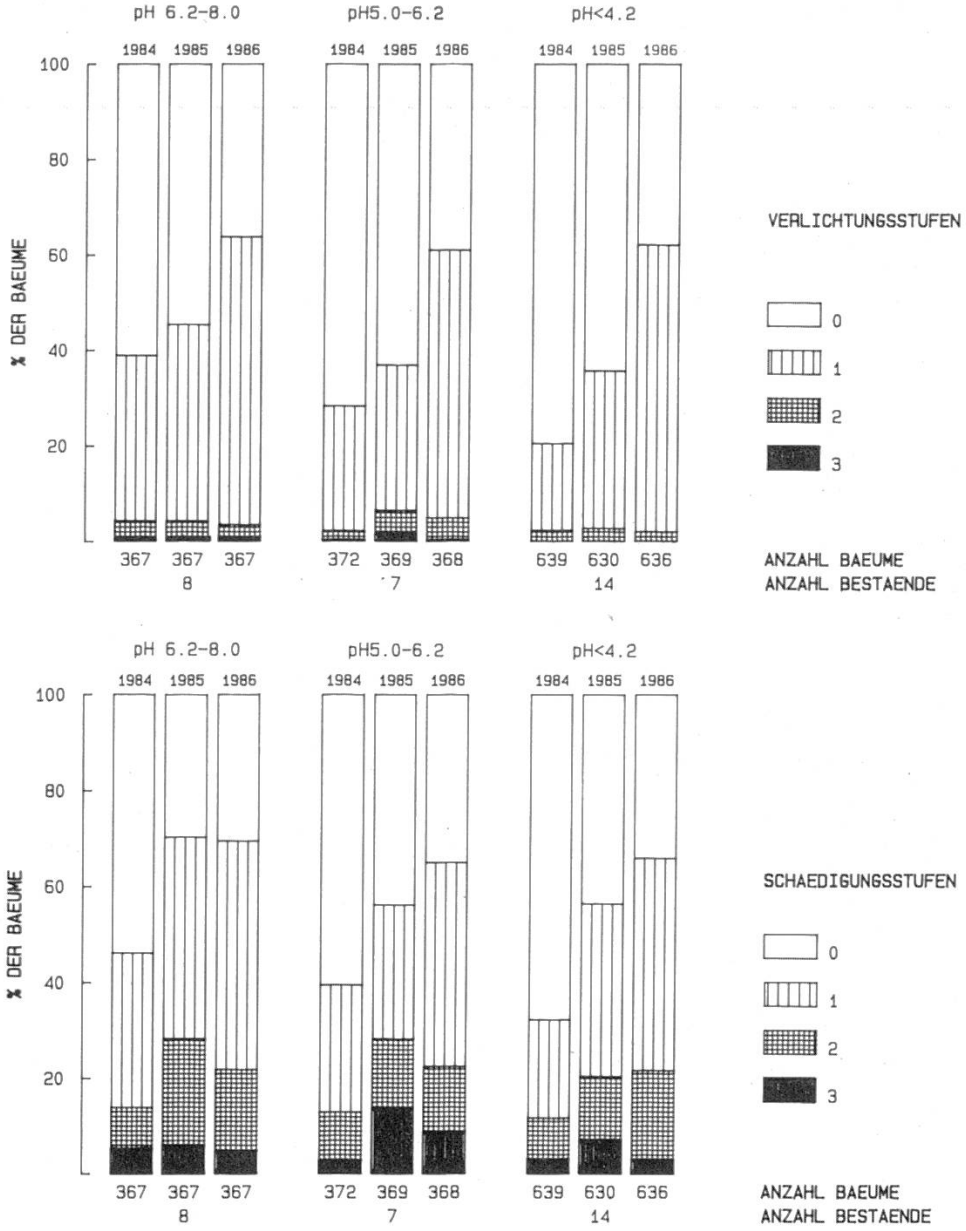


Abbildung 8 a, b. Ausmass und Entwicklung der Verlichtung (a) und der «Gesamtschädigung» (b) in Buchenbeständen mit unterschiedlichem pH-Wert der Bodensuspension.

falls kein altersbedingter Trend beobachten *(Abbildung 6b)*. Dieser Befund steht im Gegensatz zu den Beobachtungen von Hradetzky und Schöpfer (1984), die bei der Buche eine deutliche Abhängigkeit des Schädigungsgrades vom Alter feststellen konnten. Dass in unseren Untersuchungen sowohl bei jungen wie alten Beständen ein gleiches Schädigungsausmass angetroffen werden kann, dürfte vermutlich auf lokal unterschiedliche Belastungen zum Beispiel durch Immissionen, Ernährungsungleichgewichte und Parasitenbefall zurückzuführen sein (die Fläche Lange Erlen «jung» ist in der vorliegenden Betrachtung allerdings nicht mitberücksichtigt).

3.4 Bodenwasserhaushalt und Schadensausmass

Trockenperioden wirken sich auf trockenen, flachgründigen Böden trotz einer gewissen Anpassung der Pflanzen stärker aus als auf Böden mit guter Wasserversorgung. Bei einem entscheidenden Einfluss von Trockenheit müsste deshalb die Reaktion der Bäume auf flachgründigen Böden stärker ausfallen als auf tiefgründigen Böden. In 18 Beständen der Nordwestschweiz auf Rendzinen oder Braunerde-Rendzinen, deren Böden sich in der nutzbaren Feldkapazität (nFK) deutlich unterscheiden, zeigt sich, dass die Verlichtung auf den mehr zur Trockenheit neigenden Böden (sehr geringe bis geringe nFK) von 1984 auf 1985 trendmässig stärker zugenommen hat als auf Böden mit gutem Wasserhaushalt (mittlere bis sehr hohe nFK); Böden, die zur Staunässe neigen, wurden bei dieser Betrachtung ausgeschlossen. 1986 kann jedoch kein Unterschied im Verlichtungsgrad bei Buchen auf Böden mit verschiedenen Bodenwasserbeziehungen mehr festgestellt werden *(Abbildung 7a)*. Dieser Umstand dürfte vermutlich auf die im Jahre 1986 besseren Witterungsverhältnisse für die Buche zurückzuführen sein. Bezüglich der «Gesamtschädigung» zeigen die Buchen in allen drei Jahren das gleiche Schadensausmass auf Standorten mit flachgründigen, zur Trockenheit neigenden Böden wie auf tiefgründigeren Böden *(Abbildung 7b)*. Sicher muss bei dieser Betrachtung berücksichtigt werden, dass sich Trockenperioden auch auf tiefgründigen Böden mit guter Wasserversorgung stark auswirken können, wenn das Wurzelwerk der Bäume geschädigt ist, wie dies in unseren Flächen bei Windwürfen immer wieder beobachtet werden konnte (Flückiger *et al.* 1984).

3.5 pH-Wert der Bodensuspension und Schadensausmass

Zur Prüfung, ob die Bodenversauerung die Schädigung beeinflusst, wurden als erster Auswertungsansatz 34 Bestände in der Nordwestschweiz und in Zürich ausgewählt, die in den von *Ulrich* (1981) beschriebenen verschiedenen Pufferbereichen liegen. Dabei wurden Bestände im Calciumcarbonat-

Pufferbereich (pH 6,2–8,0), im Silikat-Pufferbereich (pH 5,0–6,2) und im Aluminium-Pufferbereich (unterhalb von pH 4,2) ausgeschieden. Zur Trockenheit neigende Böden wurden bei dieser Betrachtung ausgeschlossen. Wie in *Abbildungen 8 a, b* ersichtlich ist, ist die Verlichtung in Beständen auf Karbonatböden trendmässig am höchsten, wobei sich die Unterschiede 1986 ausgleichen. Bezüglich der «Gesamtschädigung» lassen sich keine Unterschiede feststellen. Die Ergebnisse bestätigen also die Hypothese nicht, wonach eine allgemeine Bodenversauerung bei dem hier betrachteten «Versauerungsspektrum» eine ursächliche Rolle bei den Waldschäden spielt. Dies bedeutet aber nicht, dass nicht lokale Versauerungsprozesse in der Rhizosphäre von Bedeutung sein können (siehe weiter unten).

In weiteren Untersuchungen wird zurzeit abgeklärt, wie sich die Feinwurzeldynamik auf diesen Böden insbesondere auch im Zusammenhang mit bodenchemischen Prozessen verhält.

3.6 Wachstumsuntersuchungen an Buchengipfeltrieben

Der Höhenzuwachs von Bäumen ist ein empfindlicher, spontaner und nachhaltiger Indikator für Stresseinwirkung wie Immissionen (*Wentzel* 1983). *Kennel* (1984) berichtet von einem starken Höhenzuwachsverlust bei geschädigten Fichten seit 1978 und einem leichten Wachstumsrückgang bei gesunden Bäumen seit 1979. Roloff (1984, 1985a) untersuchte den Höhenzuwachs bei Buchen sehr eingehend. Er fand, dass stark geschädigte Bäume teilweise schon seit 30 Jahren eine Einbusse des Gipfeltriebwachstums aufweisen, schwach geschädigte Bäume seit 10 bis 15 Jahren. Der Zuwachsverlauf der gesunden Bäume folgte, abgesehen von witterungsbedingten Einbrüchen, in etwa dem nach der Ertragstafel zu erwartenden Alterstrend. Auch nach einem Trockenjahr sank der Zuwachs bei gesunden Bäumen nicht unter 10 cm pro Jahr.

3.6.1 Triebwachstum und witterungsbedingter Trockenstress

Beim Betrachten des Gipfeltriebwachstums von nicht geschädigten Buchen (in der Nordwestschweiz und in Zürich) in den vergangenen 10 Jahren fällt auf, dass nach dem Trockenjahr von 1976 eine massive Triebwachstumseinbusse im Jahre 1977 folgte. Diese um ein Jahr verzögerte Reaktion ist auf die Tatsache zurückzuführen, dass das Triebwachstum der Buchen gleichzeitig mit dem Laubaustrieb stattfindet und bereits Ende Mai abgeschlossen ist (Roloff 1984). Somit wird das Triebwachstum zu einem wesentlichen Teil aus den Reservestoffen des Vorjahres bestimmt. Die Witterung während des Triebwachstums beeinflusst zwar die Wachstumsgeschwindigkeit, jedoch nur in geringem Masse die absolute Länge der gebildeten Triebe (Mitscherlich 1975). Ende der 70er Jahre

zeigt sich bei den Buchen wieder eine Erholung des Triebwachstums. Vergleicht man den Triebzuwachs mit den Ertragstafelwerten für die jeweiligen Bestände (EAFV 1967), so stellt man zu diesem Zeitpunkt in der Nordwestschweiz teilweise sogar ein erhöhtes Wachstum fest. Bereits mit Beginn der 80er Jahre ist jedoch ein erneuter Wachstumsrückgang zu verzeichnen, im Mittel in Zürich bereits ab 1981 und in der Nordwestschweiz ab 1982. 1984 beträgt der Zuwachs im Mittel lediglich noch 35% des aus der Ertragstafel entnommenen Sollwertes. Dieser Befund steht im Einklang mit Beobachtungen an Fichtentrieben im Kanton Zürich (R. Huber, pers. Mitt.).

Für den Vergleich des Triebwachstums mit Klimadaten wurden für die Nordwestschweiz Messungen der Station Basel-Binningen und für Zürich der Station Zürich SMA herangezogen. Lokalklimatische Verhältnisse konnten in dieser Betrachtung nicht berücksichtigt werden, doch zeigte ein Vergleich der Regendaten verschiedener Stationen, dass zwar örtliche Unterschiede in den Niederschlagsmengen existieren, innerhalb der betrachteten Klimaräume jedoch im allgemeinen ein mehr oder weniger paralleler Verlauf erwartet werden kann. In den *Abbildungen 9* und *10* sind die Triebwachstumsdaten einerseits den Jahresniederschlägen der beiden Stationen gegenübergestellt, andererseits den monatlichen Wasserbilanzen, die sich aus der Differenz zwischen Niederschlag und potentieller Evapotranspiration berechnen; die entsprechenden Daten wurden den agrarmeteorologischen Bulletins der Schweizerischen Meteorologischen Anstalt entnommen. Deutlich erkennbar ist die negative Wasserbilanz im Sommer 1976, die in der Nordwestschweiz stärker ausgeprägt ist als in der Region Zürich. Bemerkenswert in diesem Zusammenhang ist die Tatsache, dass trotz der grösseren Trockenheit in der Nordwestschweiz im Jahre 1976 die Buchen schneller (schon ab 1978, in Zürich erst ab 1979) wieder Anzeichen einer Erholung zeigen. Was die Klimadaten (Wasserbilanzen) Anfang der 80er Jahre anbelangt, so findet sich im Kanton Zürich im Sommer 1983 eine ähnliche Trockenperiode wie im Jahr 1976. In der Nordwestschweiz folgen im Jahre 1983 zwar ebenfalls drei Monate mit negativer Wasserbilanz aufeinander, aber geringer als 1976 und auch erst nach nahezu abgeschlossenem Triebwachstum. Trotz der unterschiedlichen Niederschlagsverhältnisse der beiden betrachteten Regionen ist der Verlauf des Triebwachstums sehr ähnlich. Die beobachtete Wachstumsreduktion lässt sich also mit den Niederschlagsverhältnissen allein in den untersuchten Perioden nicht erklären. Eine Nachwirkung des trokkenen Sommers als begleitender Stressfaktor auf das Wachstum von 1984 muss jedoch in Betracht gezogen werden (*Braun* und Flückiger, in Vorbereitung).

Die vorliegenden Daten geben keinen direkten Hinweis auf eine Nachwirkung des extremen Frostereignisses in der Silvesternacht 1978/1979, das von Rehfuess (pers. Mitt.) unter anderem als massgeblicher auslösender Faktor für die Waldschäden diskutiert wird. Hingegen kann nicht ausgeschlossen werden, dass die Kälteperiode im Januar und Februar 1985 beim sprunghaften Anstieg der «Gesamtschädigung» von 1984 auf 1985 als Faktor mitbeteiligt war.

3.6.2 Triebwachstum und Bodenwasserhaushalt

Zur Prüfung, inwiefern sich der Bodenwasserhaushalt auf das Gipfeltriebwachstum der Buche auswirkt, wurden 17 Bestände mit unterschiedlicher nutzbarer Feldkapazität ausgeschieden. Für den Vergleich wurden lediglich Standorte mit kalkhaltigen Böden einbezogen, um eine allfällige durch den Bodenchemismus bedingte Streuung gering zu halten. Wie in *Abbildung 11* ersichtlich ist, ist die Triebwachstumseinbusse als Folge des Trockenjahres von 1976 im Folgejahr auf den zur Trockenheit neigenden Böden signifikant stärker als auf den Böden mit gutem Wasserhaushalt. Zu Beginn der 80er Jahre ist die Abnahme des Triebwachstums jedoch unabhängig vom Wasserhaushalt der Böden. Dieser Befund steht scheinbar im Widerspruch mit den Beobachtungen von *Schmidt* und *Hartmann* (1984), die bei der Fichte von 1978 bis 1981 einen Höhenwachstumsrückgang finden und ab 1982 wieder eine Erholungstendenz, wobei ein deutlicher Einfluss der Wasserversorgung des Bodens (Schotterboden, Lehmboden) festzustellen ist. Die Frage, inwiefern für die abweichenden Befunde das unterschiedliche Wurzelsystem der beiden beschriebenen Baumarten (Fichte = Flachwurzelsystem, Buche = Herzwurzelsystem) verantwortlich ist, muss hier offenbleiben.

3.6.3 Triebwachstum und Verlichtung der Krone

Bäume, die bezüglich Verlichtung in die Stufen 2 und 3 einklassiert wurden, zeigen gegenüber gesunden und leicht geschädigten Bäumen im gleichen Bestand *(Abbildung 12)* eine deutliche Wachstumseinbusse seit dem Trockenjahr 1976. Sie erholen sich langsamer nach dem Trockenjahr und neigen zu Beginn der 80er Jahre schneller zu einer erneuten Wachstumsreduktion. Die Unterschiede zwischen den beiden Baumgruppen sind in den Jahren 1979 bis 1983 signifikant. Auch Roloff (1985) fand eine Wachstumsreduktion bei Bäumen der Schadstufen 1 und 2 über eine Periode von 10 bis 15 Jahren, bei Bäumen der Schadstufe 3 über die letzten 25 bis 30 Jahre. Allerdings ist damit die Frage nicht geklärt, ob Bäume, die schon seit langem «Schwierigkeiten» haben, zuerst von den Waldschäden betroffen wurden oder ob die die Waldschäden verursachenden Faktoren bereits über diese Zeiträume einwirkten. Bemerkenswert ist das Verschwinden der Zuwachsdifferenz im Jahre 1984.

3.6.4 Triebwachstum und Alter

Von direkten klimabedingten Reaktionen müsste man Simultaneität erwarten. Während der Wachstumseinbruch nach der Trockenperiode von 1976 in praktisch allen Fällen simultan erfolgte, zeigt sich zu Beginn der 80er Jahre zum

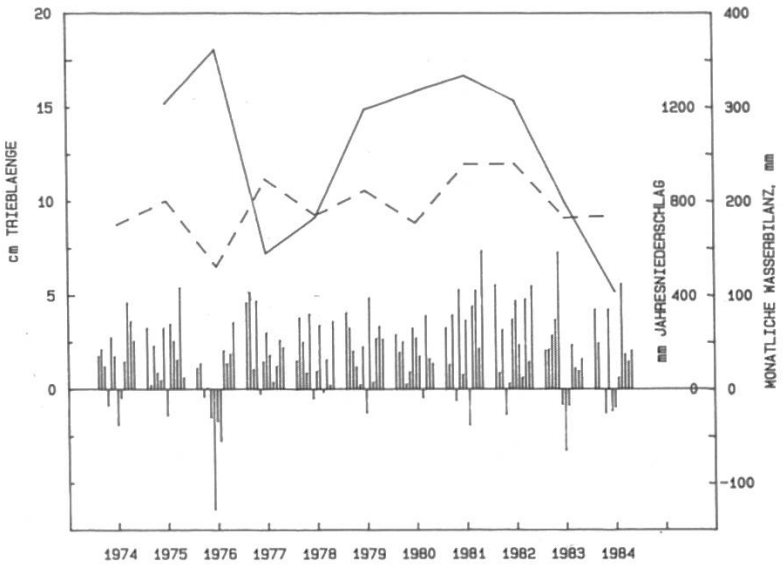


Abbildung 9. Gipfeltriebwachstum bei Buchen in der Nordwestschweiz (ausgezogene Linie), Jahresniederschläge (gestrichelte Linie) sowie Wasserbilanz in den Jahren 1974 bis 1984 (Strichdiagramme). Daten der Klimastation Basel-Binningen (langjähriges Mittel für den Jahresniederschlag 790 mm).

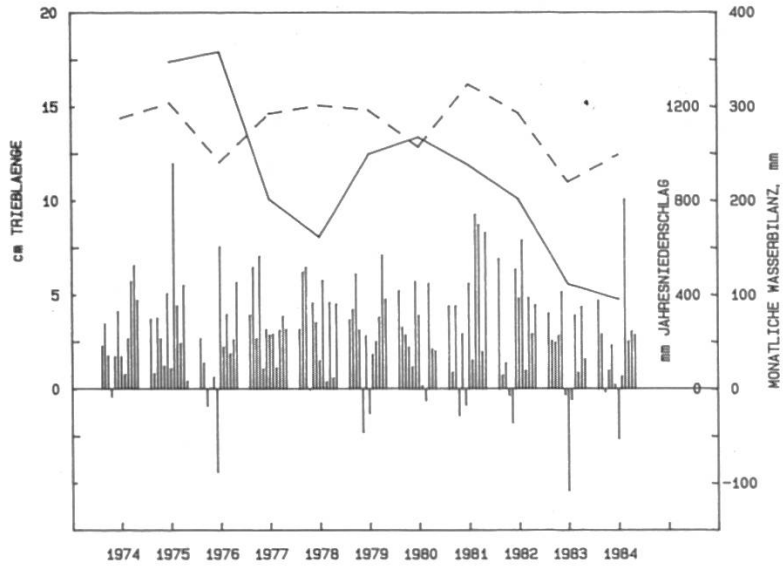


Abbildung 10. Gipfeltriebwachstum bei Buchen im Kanton Zürich (ausgezogene Linie) und Jahresniederschläge (gestrichelte Linie) sowie Wasserbilanz in den Jahren 1974 bis 1984 (Strichdiagramme). Daten der Klimastation Zürich SMA (langjähriges Mittel für den Jahresniederschlag 1128 mm).

Zeitpunkt der Abnahme des Triebwachstums eine Abhängigkeit vom Bestandesalter *(Abbildung 13)*. In den Beständen mit einem Alter von mehr als 120 Jahren zeichnet sich schon 1981 eine Wachstumsreduktion ab, während bei Beständen zwischen 100 und 120 Jahren eine gleiche Beobachtung erst ab 1982, bei Beständen zwischen 80 und 100 Jahren ab 1983 und bei jüngeren erst ab 1984 gemacht werden kann. Die Zuwachsdaten der Jahre 1975 bis 1979 für die jüngste Altersklasse fehlen, da die Gipfeltriebe bei den jungen, wüchsigen Be-

ständen zuwenig Jahrgänge enthielten. Der Unterschied zwischen den verschiedenen Altersklassen ist in den Jahren 1982 bis 1984, nicht jedoch 1981, signifikant. Auch dieser Vergleich lässt keine Hinweise auf einen alleinigen primären witterungsbedingten Einfluss zu.

Abbildung 11. Gipfeltriebwachstum bei Buchen auf Standorten mit unterschiedlichem Bodenwasserhaushalt. 1977 ist die Wachstumseinbusse auf Böden mit einer sehr geringen bis geringen nutzbaren Feldkapazität (nFK) signifikant grösser ($p<0{,}05$, t-Test).

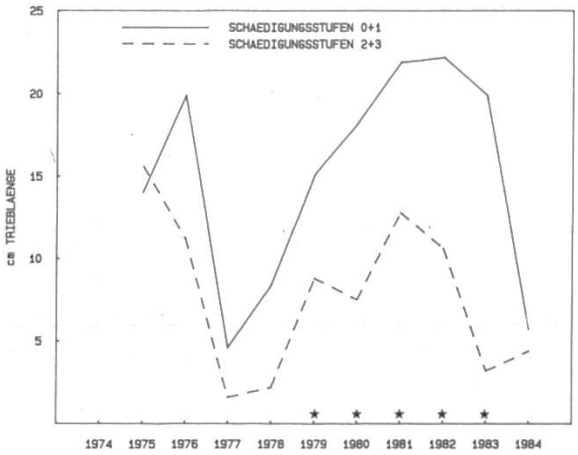


Abbildung 12. Gipfeltriebwachstum bei Buchen mit unterschiedlicher Verlichtung. Signifikante Wachstumsunterschiede zwischen den beiden Schadensgruppen 0 und 1 bzw. 2 und 3 sind in den Jahren 1979 und 1980 ($p<0{,}05$) sowie 1981–1983 ($p<0{,}01$) festzustellen (t-Test, $n=8$ für die Schädigungsstufen $0+1$, $n=11$ für die Schädigungsstufen $2+3$).

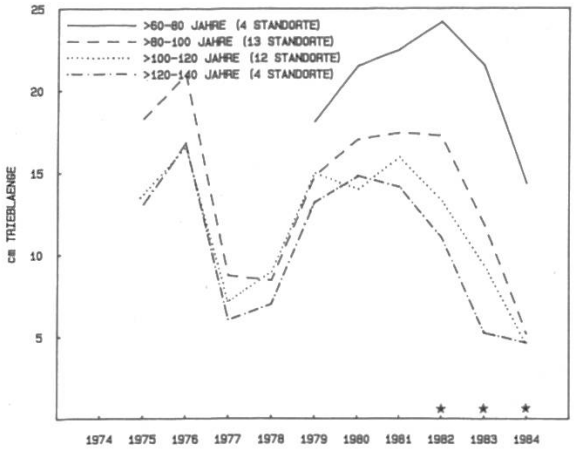


Abbildung 13. Gipfeltriebwachstum bei Buchen von unterschiedlichem Alter in den letzten 10 Jahren. 1982–1984 unterscheiden sich die einzelnen Altersklassen im Triebwachstum signifikant voneinander: 1981 $p<0{,}01$, 1983 und 1984 $p<0{,}001$ (Varianzanalyse).

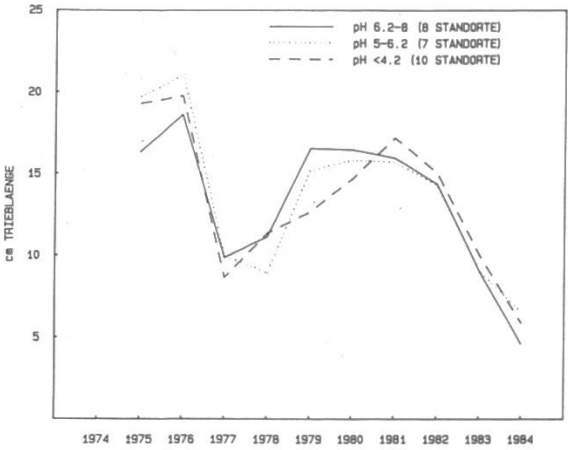


Abbildung 14. Gipfeltriebwachstum bei Buchen auf Böden mit verschiedenen Puffersystemen. Bei der vorliegenden Betrachtung bestehen keine Unterschiede zwischen den Standorten mit verschiedenen pH-Werten in der Bodensuspension (Varianzanalyse).

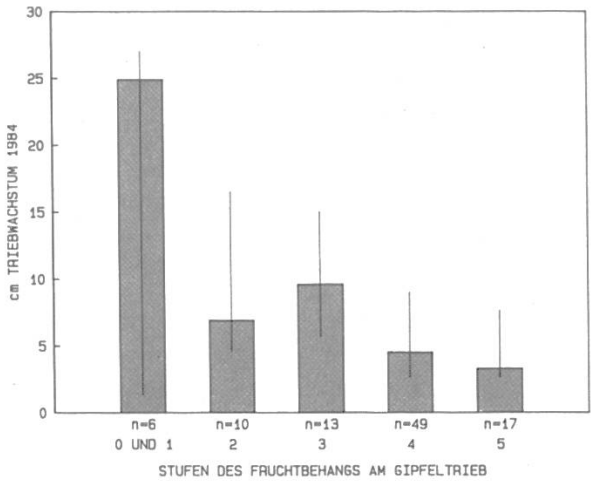


Abbildung 15. Gipfeltriebwachstum und Fruchtbehang in den Buchenbeobachtungsflächen des Kantons Zürich. Dargestellt sind die Medianwerte des Triebwachstums in den einzelnen Klassen mit Angabe des 25%- und des 75%-Quartils. Stufen des Fruchtbehangs: 0 keine, 1 vereinzelte, 2 wenige, 3 mässig, 4 viele, 5 sehr viele Früchte am Gipfeltrieb. Zwischen Fruchtbehang und Triebwachstum besteht eine enge Korrelation ($p<0{,}01$, Spearman-Korrelation).

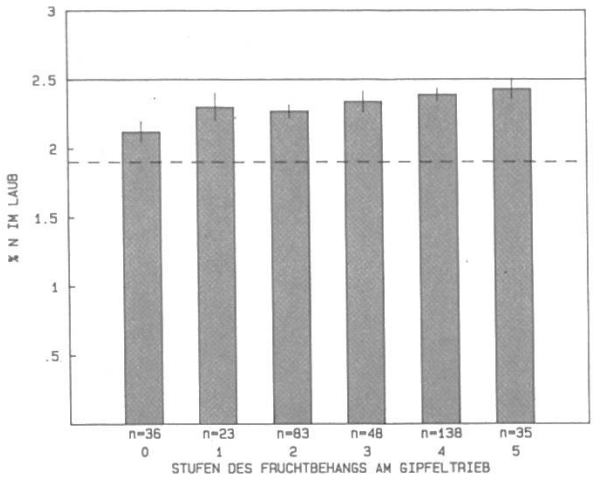


Abbildung 16. Fruktifikation an den Buchen-Gipfeltrieben und Stickstoffgehalt im Laub. Dargestellt sind die arithmetischen Mittel des Stickstoffgehaltes mit Angabe des 95%-Vertrauensbereichs. Stufen des Fruchtbehangs siehe *Abbildung 15.* Die Korrelation ist hochsignifikant ($p<0{,}0001$, Spearman-Korrelation).

3.6.5 Triebwachstum und pH der Bodensuspension

Bezüglich der verschiedenen Puffersysteme des Bodens (Ulrich 1981) und des Triebwachstums kann in den vorliegenden Betrachtungen keine Beziehung gefunden werden. Bestände auf Böden mit verschiedenen pH-Bereichen zeigen keine Unterschiede im Verlauf des Triebwachstums *(Abbildung 14).* Ein vom Bodenchemismus herrührender Stress, der sich in der Wachstumsvitalität manifestieren würde, kann hier nicht festgestellt werden.

3.6.6 Triebwachstum und Fruchtbehang

Nach *Larcher* (1973) verbraucht eine Vollmast bei Buchen bis zu 20% und mehr des Jahresreingewinnes der Photosynthese, Energie, die den Bäumen nicht mehr für das Wachstum zur Verfügung steht. Wie *Abbildung 15* zeigt, besteht im Kanton Zürich eine signifikante negative Korrelation zwischen dem Ausmass des Fruchtbehangs an Gipfeltrieben und ihrem Wachstum. Je mehr Früchte ein Baum trägt, um so geringer ist sein Triebwachstum. Ein ähnlicher Trend zeigt sich in der Nordwestschweiz, er ist jedoch nicht signifikant, möglicherweise deshalb, weil die Standortsverhältnisse in der Nordwestschweiz heterogener sind als im Kanton Zürich und ganz allgemein der Fruchtbehang an den geernteten Gipfeltrieben geringer war.

Hingegen besteht eine hochsignifikante positive Korrelation zwischen dem Fruchtbehang der Gipfeltriebe und dem Stickstoffgehalt im Laub. Je mehr Stickstoff vorhanden ist, um so höher ist der Fruchtansatz *(Abbildung 16)*. Dies stimmt auch mit den Untersuchungen von *Le Tacon* und *Oswald* (1977) überein, die bei N-Düngung eine erhöhte Fruktifikation bei Buchen feststellten.

Die Vermutung, dass gleiche Bäume zwei Jahre lang hintereinander fruktifizieren, trifft in den untersuchten Beständen nur sehr eingeschränkt zu. 1984 wiesen von den schon im Jahre 1983 untersuchten zehn Beständen 167 Buchen eine mittlere oder starke Fruktifikation auf. Davon hatten im Vorjahr (1983) lediglich 12 (7,2%) und im Folgejahr (1985) nur 4 (2,4%) Bäume einen mittleren, niemals einen starken Fruchtbehang.

3.7 Verzweigung von Gipfeltrieben

Nach *Thiébaut* (1981) und Roloff (1984) lassen sich bei Buchen verschiedene altersbedingte Phasen der Verzweigung unterscheiden *(Abbildung 17)*:

Phase	*Thiébaut (1981)*	*Roloff (1984)*	*Alter*
0		Prolepsis	Jungbaum
1	Exploration du milieu	Exploration	
2	Exploitation du milieu	Degeneration	150 Jahre
3	Stabilisation	Stagnation	200 Jahre
4		Resignation	

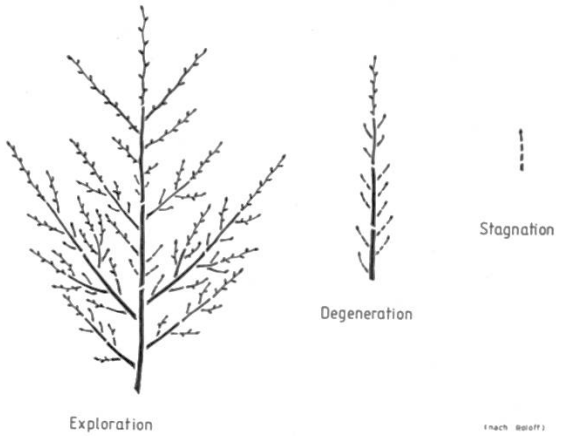


Abbildung 17. Explorations-, Degenerations- und Stagnationsphasen bei der Buche nach Roloff (1984).

In der *Explorationsphase*, die typisch für den Gipfelbereich von gesunden Buchen bis zu einem Alter von ca. 140 Jahren ist, ist der Zuwachs gut. Der Kronenraum wird harmonisch durch Lang- und Kurztriebe aufgeteilt; die Gipfeltriebe zeigen eine gute Auffächerung. In der *Degenerationsphase* nimmt das Wachstum ab; sie tritt bei Buchen mit einem Alter von 150 Jahren und mehr

(Roloff 1985b) sowie nach Stresssituationen (Trockenjahren) ein und ist dadurch gekennzeichnet, dass sich die Seitentriebe ausschliesslich noch als Kurztriebe ausbilden. In der *Stagnationsphase* schliesslich verhält sich der Endtrieb selbst nur noch wie ein Kurztrieb. Es werden über Jahre hinweg keine Verzweigungen mehr gebildet. Dieses Stadium sollte erst nach 200 Jahren auftreten (Roloff 1984). In der vorliegenden Auswertung wurde die Verzweigung als Degeneration eingestuft, wenn mindestens zwei Jahre lang nur Kurztriebe gebildet worden waren. Als Mass für die Stagnation wurde ein Fehlen aller Verzweigungen über denselben Zeitraum genommen.

3.7.1 Verzweigung und Alter

Die Einstufung der Gipfeltriebe in die beschriebenen Phasen zeigt eine klare Altersabhängigkeit der Degenerations- und der Stagnationsphase *(Abbildung 18)*. Doch tritt das Degenerationsstadium bereits in der Altersklasse unter achtzig Jahren auf. In der Altersstufe von 80 bis 100 Jahren weisen 40% der untersuchten Bäume ein «morphologisches Alter» auf, welches nicht ihrem eigentlichen Alter entspricht, in Beständen mit über 120 Jahren gar über 65%. Eine vorzeitige Alterung auch bei herrschenden und als «nicht geschädigt» beurteilten Buchen, wie sie hier untersucht wurden, muss in der Folge angenommen werden.

3.7.2 Verzweigung und Bodenwasserhaushalt

Die Vermutung, dass der Wasserhaushalt des Bodens bzw. ein Trockenstress in den achtziger Jahren das Verzweigungsmuster der Bäume mitbeeinflusst, konnte nicht bestätigt werden *(Abbildung 19)*. Auf den zur Trockenheit neigenden Böden finden sich etwas mehr Bäume in der Degenerations- und etwas weniger Bäume in der Stagnationsphase als auf Böden mit gutem Wasserhaushalt; der Unterschied ist jedoch nicht signifikant.

3.8 Wurzeluntersuchungen

3.8.1 Regeneration des Feinwurzelwerkes

Die Untersuchungen über die Regeneration des Feinwurzelwerkes im Kanton Zürich ergaben, dass sowohl gesunde als auch geschädigte Bäume etwa gleichviel Wurzelmasse in den Einwuchskernen gebildet hatten. Die Masse von Feinstwurzeln ($\leq$ 1 mm) in den Einwuchskernen lag im Bereich von 0–1,1 g TS/1. Im Wurzelbereich der als geschädigt eingestuften Bäume innerhalb eines

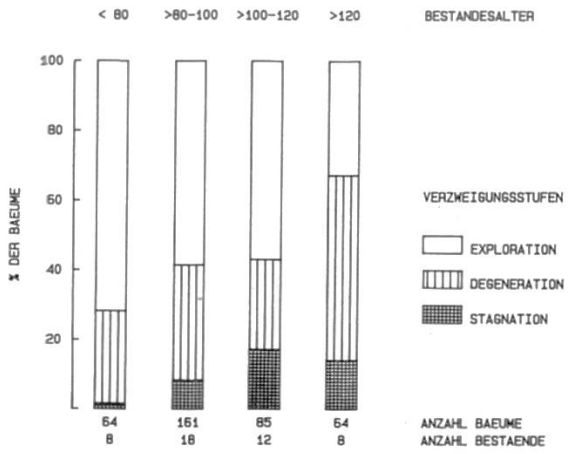


Abbildung 18. Bestandesalter und Phasen der Gipfeltriebverzweigung. Die Altersgruppen unterscheiden sich signifikant in der Verzweigung ($p < 0{,}001$, x^2-Test).

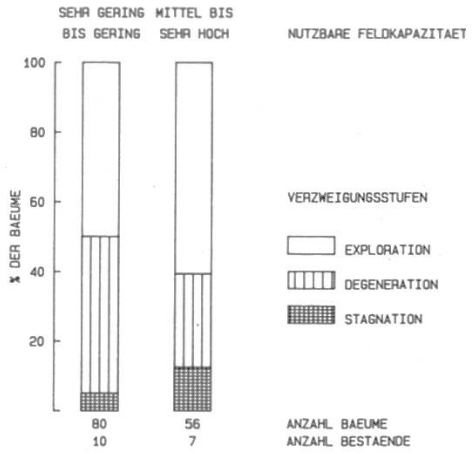


Abbildung 19. Wasserhaushalt des Bodens und Phasen der Gipfeltriebverzweigung. Keine signifikanten Unterschiede zwischen den beiden Gruppen (x^2-Test).

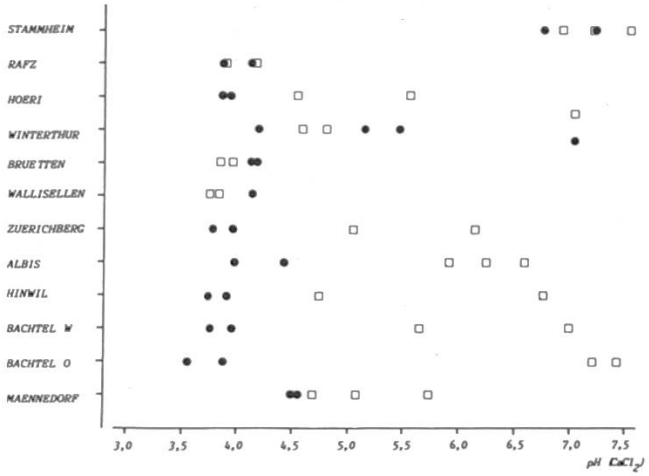


Abbildung 20. pH($CaCl_2$) in der Bodensuspension im Wurzelraum geschädigter (●) (Stufen 2 und 3) und «ungeschädigter» (□) (Stufen 0 und 1) Buchen auf Standorten mit unterschiedlichen Boden-pH-Verhältnissen in Buchenbeobachtungsflächen des Kantons Zürich.

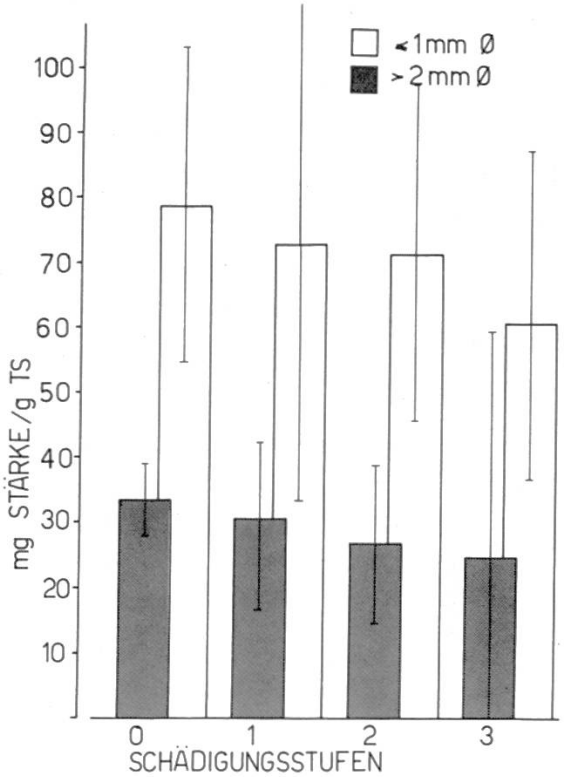


Abbildung 21. Stärkegehalt in oberflächennah lebenden Feinst- (< 1 mm Ø) und Feinwurzeln (≥ 2 mm Ø) von Buchen. Zwischen den einzelnen Schadstufen und dem Stärkegehalt besteht weder bei den Feinst- noch bei den Feinwurzeln ein signifikanter Unterschied. Die Balken geben den 95%-Vertrauensbereich an.

Bestandes wurden tiefere pH-Werte in der Bodensuspension gemessen als im Wurzelbereich der ungeschädigten Bäume. Dies gilt sowohl für die Messung bei der Anlage der Bohrkerne als auch bei der Probenahme im Herbst 1985 *(Abbildung 20)*. Diese erhöhte Versauerung im Wurzelbereich könnte mit der weiter unten diskutierten stressbedingten erhöhten Protonenabgabe der Wurzeln im Zusammenhang stehen.

3.8.2 Stärkegehalt in Wurzeln

Die Untersuchungen über den Stärkegehalt zeigen, dass zwischen Feinst- und Feinwurzeln kein abweichendes Verhalten besteht *(Abbildung 21)*. Sowohl in den Feinstwurzeln mit weniger als 1 mm Durchmesser als auch in der Wurzelfraktion mit mehr als 2 mm ∅ zeichnet sich ein Trend ab zu geringerem Stärkegehalt mit zunehmender Schadstufe. Feinwurzeln von Buchen der Schadstufe 3 enthalten im Mittel etwas weniger Stärke (etwa 60 mg/g TS) als von ungeschädigten Buchen (etwa 80 mg/g TS). Die Streuung ist allerdings sehr gross und die Unterschiede sind statistisch nicht signifikant.

3.9 Untersuchungen an Buchennüsschen und Keimlingen

3.9.1 Phänologie und Keimfähigkeit

Da allgemein befürchtet wurde, dass im Zusammenhang mit den Vorgängen des «Waldsterbens» in absehbarer Zeit die natürliche Waldverjüngung in Frage gestellt ist, wurden in verschiedenen Beobachtungsflächen von geschädigten und nicht geschädigten Buchen Nüsschen gesammelt und auf ihre Keimfähigkeit geprüft. Dabei erfolgte auch eine Untersuchung auf die in *Abbildung 22* dargestellten Merkmale.

Zwischen dem Saatgut gesunder und anhand der Verlichtung als geschädigt eingestufter Buchen konnte kein Unterschied festgestellt werden. Weder in der Anzahl leerer Nüsschen (Befruchtung) noch in der Keimfähigkeit unterschied sich das Saatgut. Vielmehr lassen sich standortbezogene Unterschiede beobachten. Zunzgen weist einen signifikant erhöhten Anteil leerer Nüsschen auf, während die beiden Standorte Muttenz anteilsmässig am meisten faulende Nüsschen zeigten. Die mit tierischen Schädlingen befallenen Nüsschen sind an allen Standorten etwa gleich vertreten. Die Keimfähigkeit der Samen, die als intakt klassifiziert worden waren, ergab signifikante Standortsunterschiede. Die Samen von Riehen Mittelberg wiesen die beste Keimkraft auf, während sich bei denjenigen von Muttenz oben die geringste Auflaufquote ergab. Je schwerer die Samen waren (Reservestoffe!), um so besser keimten sie. Das 100-Korn-Gewicht betrug im Mittel in Riehen 28,5 g, in Zunzgen 21,3 g, in Muttenz oben 17,6 g, in Muttenz unten 21,4 g und in Ittenthal 21,1 g.

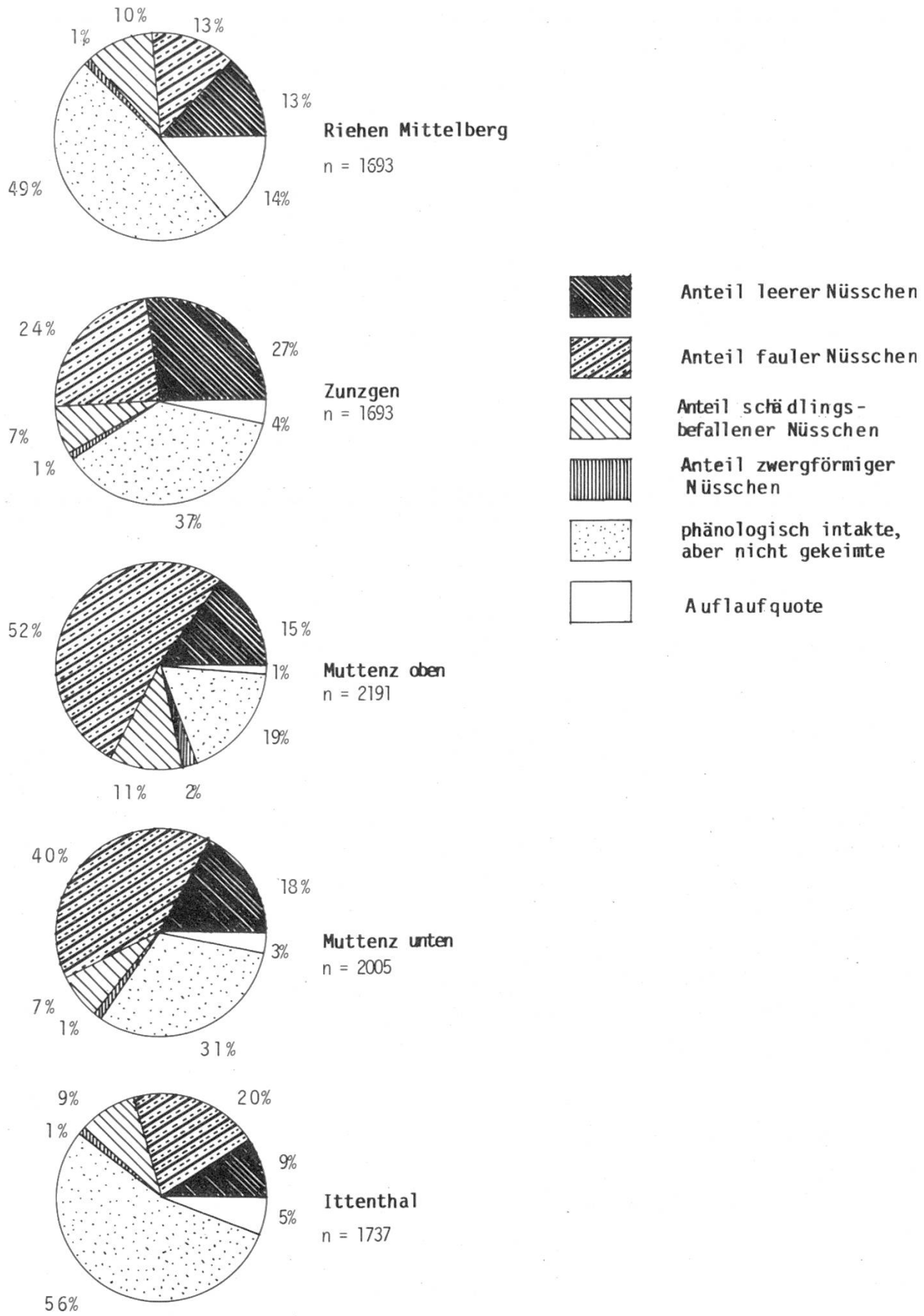


Abbildung 22. Untersuchungen an Buchennüsschen verschiedener Standorte auf ihre Keimfähigkeit und andere Qualitätsmerkmale.

Zusammenfassend kann festgehalten werden:

- Unterschiede in der Samenqualität bzw. dem Krankheitsbefall, Missbildungen und Keimrate von gesunden und geschädigten Bäumen konnten auf keiner der hier untersuchten Beobachtungsflächen nachgewiesen werden.
- Ähnlich eingestufte, zum Teil benachbarte Bäume produzieren oft ganz unterschiedliche Samenqualitäten.
- Die verschiedenen Standorte zeigen zum Teil signifikante Unterschiede in der Samenqualität. Dabei spielt das Bestandesalter wahrscheinlich eine Rolle, doch müssen noch andere Faktoren mitbeteiligt sein. So ist zum Beispiel der Unterschied zwischen Riehen Mittelberg (85 Jahre) und Ittenthal (90 Jahre) ebenfalls signifikant.

3.9.2 Untersuchungen an Buchenkeimlingen in den Flächen

Die in den drei Beobachtungsflächen Gempen, Biel-Benken und Muttenz unten zufällig ausgeschiedenen Beobachtungsareale von 15mal je 1 m^2 weisen im Jahre 1985 nach dem Mastjahr 1984 eine ganz unterschiedliche Auflaufquote von Buchenkeimlingen auf, obwohl aufgrund der okularen Einschätzung im Jahre 1984 in allen drei Beständen der Anteil der mittel und stark fruktifizierenden Bäume zwischen 30% und 40% schwankte, die Samenproduktion also vergleichbar war *(Tabelle 4)*. Die Lichtverhältnisse in den Beständen, ein möglicher limitierender Faktor, zeigen auf Keimlingshöhe gemessen (etwa 20 cm über Boden) in Muttenz und Gempen nicht stark voneinander abweichende Werte. Hingegen sind die pH-Werte und die physikalischen Eigenschaften der Böden sehr unterschiedlich. Auf den sauren Böden wie Biel-Benken (Braunerde-Parabraunerde) wurden lediglich 2000 Keimlinge/ha gezählt, während auf dem neutralen Boden von Gempen (Rendzina) 370 000 Keimlinge pro ha aufkamen.

Gehrmann (1983) und *Becker* (1983) führen das schlechte Aufkommen von Buchenkeimlingen teilweise auf eine erschwerte Verankerung der Keimlingswurzel in der «verfestigten» Bodenoberfläche einerseits und auf bodenchemische Effekte andererseits zurück wie erhöhte Freisetzung von toxischen Kationen (Aluminium). Durch Bodenlockerung oder Kalkung gelang es, ein verbessertes Aufkommen der Buchensämlinge zu bewirken.

Tabelle 4. Untersuchungen über das Aufkommen von Buchenkeimlingen und die Standortverhältnisse in drei verschiedenen Beobachtungsflächen. Messung der Lichtverhältnisse bei sonnigem wolkenlosem Himmel zwischen 15 und 16.30 Uhr.

Standort	*Fruchtbehang % der Bäume in Stufe*				*Lichteinfall im Bestand*		*Anzahl Buchenkeimlinge pro m²*			*pH-Wert im Boden*	
	0	1	2	3	uE $m^{-2}s^{-1}$ $\bar{x}$	s	$\bar{x}$	s	n	pH(H_2O) $\bar{x}$	pH($CaCl_2$) $\bar{x}$
Gempen	36	26	25	13	15,7	3,6	37	21,5	15	7,1	6,5
Biel-Benken	53	16	18	13	7,9	1,7	0,2	0,41	15	4,4	3,8
Muttenz unten	28	31	38	3	18,5	3,8	2,3	2,5	15	4,3	3,8

In 12 von 14 Flächen, in denen die Wurzelbildung von jeweils 5 bis 20 Keimlingen untersucht wurde, konnte das von Becker (1983) und Gehrmann (1983) beschriebene Absterben der Primärwurzel häufig beobachtet werden, teilweise bei bis zu einem Drittel der Keimlinge. Allerdings zeigte sich keine Beziehung zwischen dem Auftreten dieses Phänomens und dem pH der Bodensuspension; es trat sowohl auf sauren Braunerden-Parabraunerden wie auf basischen Rendzinen auf.

3.10 Nähr- und Schadstoffuntersuchungen im Laub

Nach Untersuchungen von Le Tacon und *Toutain* (1973), die in Ostfrankreich über eine ganze Vegetationsperiode Nährstoffgehalte im Buchenlaub untersuchten, besteht für die verschiedenen Elemente eine unterschiedliche Nährstoffdynamik im Jahresverlauf. Stickstoff, Phosphor und Kalium weisen im Frühjahr hohe Werte auf, die bis Anfang Juni kontinuierlich absinken. Zwischen Mitte Juni und Anfang September zeigen die genannten Nährstoffe dann aber eine «stabile» Phase. Nach Mitte September fallen die Gehalte der drei Nährstoffe wieder deutlich ab. Magnesium weist eine kontinuierliche Abnahme von Frühjahr bis Herbst auf, während Kalzium sich genau gegensätzlich verhält. In den vorliegenden Untersuchungen wurde der Erntezeitpunkt auf Ende Juni festgelegt, das heisst etwa 3 bis 4 Wochen nach abgeschlossenem Triebwachstum auch in den höheren Lagen, so dass sich die drei Hauptnährstoffe zu Beginn der «stabilen» Phase befanden. Die Wertung des Nährstoffgehaltes geschah in Anlehnung an Bergmann (1983), wobei folgende Stufung vorgenommen wurde:

überversorgt	über dem Bereich für ausreichende Versorgung nach Bergmann
ausreichend vers.	innerhalb des Bereiches für ausreichende Versorgung nach Bergmann
mässig versorgt	0 bis 20% unterhalb des Bereiches für ausreichende Versorgung
unterversorgt	>20 bis 40% unterhalb des Bereiches für ausreichende Versorgung
Mangel	>40% unterhalb des Bereiches für ausreichende Versorgung.

3.10.1 Stickstoff

In den hier untersuchten 50 Beobachtungsflächen konnte bei den Buchen eine ausreichende, in vier Beständen gar eine Überversorgung mit Stickstoff festgestellt werden *(Abbildung 23)*. Der mittlere N-Gehalt des Laubes betrug

2,3% N in TS (Minimum 1,6%, Maximum 3% N). Schon bei der Gipfeltriebbonitierung zeigte sich anhand der Blattfarbe die reichliche Stickstoffversorgung. Als Stickstoffquellen müssen verschiedene Möglichkeiten in Betracht gezogen werden. Einerseits ist in den letzten drei Jahrzehnten die Emission von Stickoxiden (NO_X) in der Schweiz um ein Mehrfaches angestiegen *(EDI* 1984). Die daraus resultierenden geschätzten Stickstoffemissionen betrugen 1950 8000 t Stickstoff (NO_X-N) und 1985 57 000t NO_X-N.

Stickoxide können von den Pflanzen einerseits direkt als gasförmige N-Quelle verwendet werden *(Faller* 1972, *Law* und *Mansfield* 1982), andererseits gelangen sie als Nitrate auf die Pflanzenoberfläche oder die Erde und können in dieser Form aufgenommen werden. Ausser den Stickoxiden kommt nach *Stadelmann* und *Fuhrer* (1986) auch die in der Schweiz vor allem von der Landwirtschaft herrührende Ammoniak-Emission (NH_3) als bedeutende pflanzenverfügbare N-Quelle in Frage. Die geschätzte NH_3-Emission betrug in der Schweiz 1950 38 500 t NH_3-N und 1985 50 500 t NH_3-N. Insgesamt dürften die direkt pflanzenverfügbaren N-Emissionen in der Schweiz von 1950 mit 46,5 kt N auf 107,5 kt N im Jahre 1985 angestiegen sein. Evers (1985) konnte N-Einträge im südwestdeutschen Raum in belasteten Waldökosystemen von 36 bis 40 kg N/ha a messen. In den dichtbesiedelten Regionen Nordwestschweiz und Zürich dürften vergleichbare N-Einträge in Waldökosystemen zu erwarten sein.

Neben der luftgetragenen N-Düngung muss für die reichliche N-Versorgung der Buchen aber auch ein erhöhtes N-Angebot aus dem Boden in Betracht gezogen werden. Die hohen Temperaturen in den Sommermonaten der letzten Jahre dürften sich zusammen mit erhöhten Säure- und Stickstoffdepositionen günstig auf den Humusabbau und die N-Mineralisierung ausgewirkt haben *(Scheffer* und *Schachtschabel* 1984, *Reich et al.* 1986, *Asche* und Flückiger in Vorbereitung). Zudem kann nicht ausgeschlossen werden, dass eine stärkere Erwärmung des Waldbodens als Folge einer erhöhten Kronenverlichtung («Durchforstungseffekt») bzw. einer stärkeren Einstrahlung den Humusvorratsabbau und die N-Mineralisierung förderte *(Dominski* 1971, *Bormann* und *Likens* 1979, Stadelmann 1981). Anzeichen eines intensiven Abbaus der organischen Substanz in Waldböden konnten in sechs Beobachtungsflächen bei der Wurzelprobenentnahme gefunden werden. In 10 bis 20 cm Tiefe wurde ein auffallend dichtes Pilzmyzel beobachtet, und zwar sowohl in Rendzinen wie in Braunerden-Parabraunerden. In die gleiche Richtung weist auch eine Beobachtung aus dem Nahbereich der Beobachtungsfläche Möhlin Sunnenberg, die im Jahre 1983 gemacht wurde. Nach den ersten auf die trockenen Sommermonate folgenden Regenfällen im Herbst spalteten die Stämme von Fichten in einer Stangenholzfläche auf, die im Winter 1975/76 durchforstet worden war (pers. Mitt. J. Steck). Jahrringuntersuchungen ergaben bei den gespaltenen Fichten einen massiven Anstieg der Jahrringbreite im Jahre 1977, nach dem Trockenjahr 1976 bzw. ein Jahr nach der Durchforstung *(Abbildung 24)*. Das Holz war derart porös und weich, dass es leicht mit dem Finger eingedrückt werden

konnte. Die einjährigen Nadeln der gespaltenen Fichten enthielten Stickstoffmengen, die auf eine N-Überversorgung hinweisen.

Erste Untersuchungen der mit Lysimetern gewonnenen Bodenlösung in einer Rendzina ergaben, dass der NO_3-Gehalt innerhalb einer kleinen Fläche recht unterschiedlich sein kann *(Tabelle 5)*. Die Stickstoffverfügbarkeit für die einzelnen Bäume in einem Bestand könnte dementsprechend sehr variieren. Interessant ist auch die Tatsache, dass erhöhte Nitratwerte vornehmlich in tieferen Horizonten (20 bis 35 cm) zu finden sind. Ihre Bedeutung für die weiter unten beschriebene Unterbodenversauerung kann hier allerdings noch nicht abgeschätzt werden.

Im Zusammenhang mit einer guten N-Verfügbarkeit im Boden sei auch der in den Beständen oftmals beobachtete Befall der Bäume mit Hallimasch *(Armillaria mellea* (Vahl ex Fr) erwähnt. Der Hallimasch gilt als Schwächeparasit, dessen Wachstum durch verschiedene Formen von Stickstoff wie NH_4^+ und Aminosäuren wie Asparaginsäure, Glutaminsäure bzw. Säureamide wie Asparagin, Glutamin sowie durch Aethanol erheblich gefördert werden kann *(Weinhold* und *Garraway* 1965). Glutaminsäure und Asparagin konnten im Wurzelexsudat von *Pinus strobus*-Sämlingen nachgewiesen werden *(Slanskis et al.* 1964).

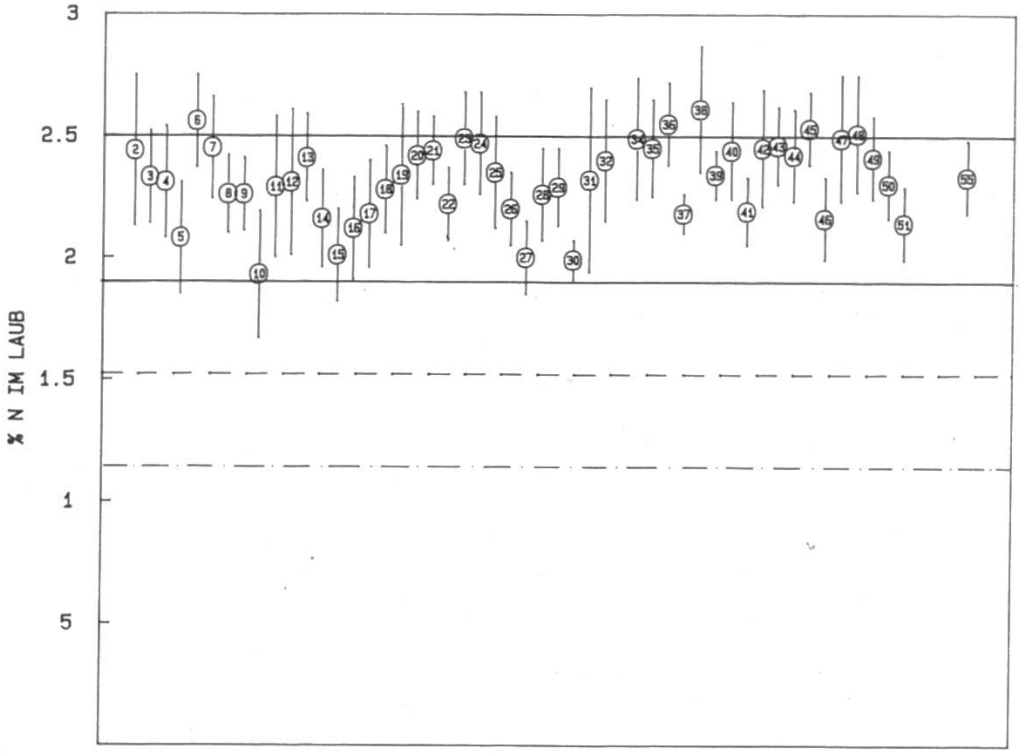


Abbildung 23. Stickstoffgehalt in ausgewachsenen Blättern von Buchengipfeltrieben. Die Zahl im Kreis gibt die Nummer der Beobachtungsfläche an (vergleiche *Abbildung 1* und *Tabelle 10*). Die Querlinien bedeuten:

——————— ausreichender Versorgungsbereich nach *Bergmann* (1983)
– – – – – 20% unterhalb des ausreichenden Versorgungsbereiches
–·–·–·– 40% unterhalb des ausreichenden Versorgungsbereiches

Jeder Wert repräsentiert den Mittelwert aus acht Einzelproben; der Balken gibt die Standardabweichung an.

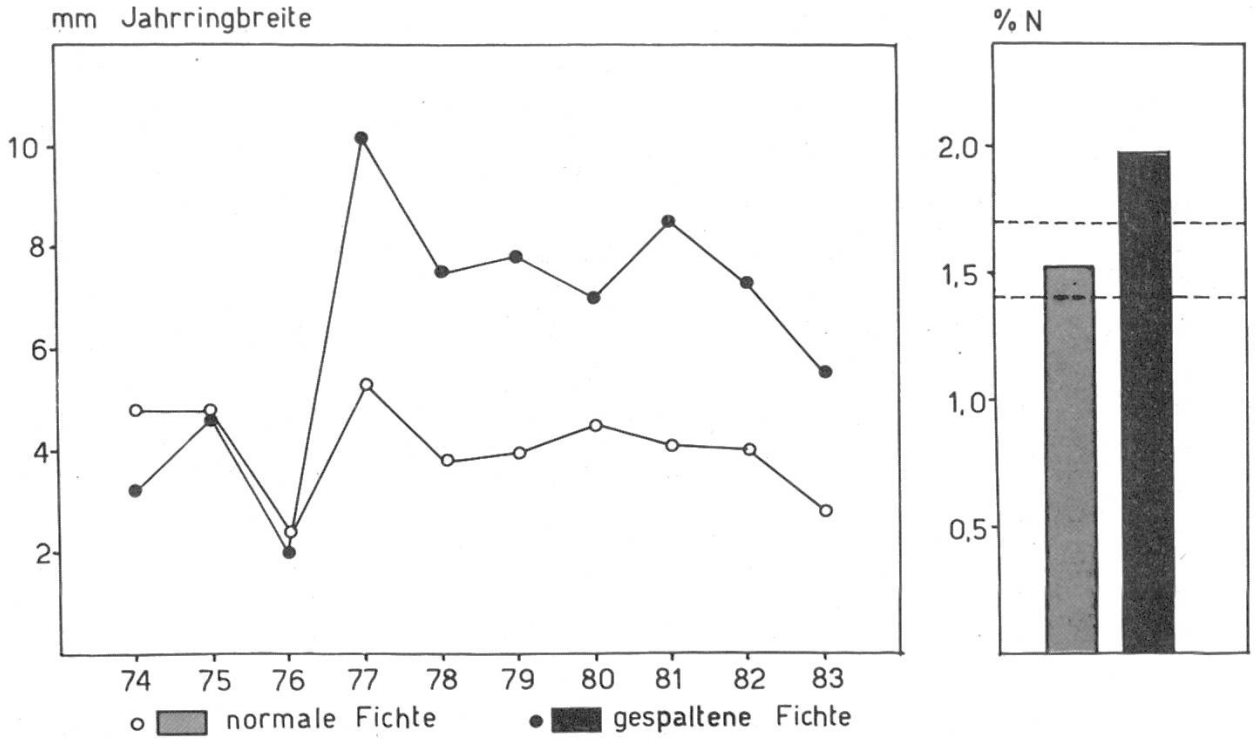


Abbildung 24. Jährlicher Holzzuwachs einer normalen und einer gespaltenen Fichte und deren Stickstoffgehalt im jüngsten Nadeljahrgang (etwa 7. Quirl, Entnahme Anfang Dezember). Die untere und die obere Grenze des Normbereiches nach *Bergmann* (1983) sind als gestrichelte Linie eingezeichnet.

Tabelle 5. Nitratgehalte im Lysimeterwasser aus einer Rendzina in zwei verschiedenen Bodenhorizonten während eines Jahres (1985–1986). Die Striche bedeuten, dass die Lysimeter-Kerzen zu wenig Wasser enthielten.
NO_3-N-Konzentration (ppm) im Lysimeterwasser, Bodentyp: Rendzina (Blauen).

	Lysimeter	*Datum* 21.5.	4.6	1.7	7.8	3.9	16.9	18.9	7.11	11.11	5.12	19.12	15.1	15.5
Ah-Horizont	1	3,0	5,6	4,3	5,6	5,2	5,5	5,4	–	–	13,1	19,9	9,8	5,3
(5 bis 15 cm)	2	9,3	14,9	11,2	–	–	0,7	0,5	–	–	–	–	–	–
	3	–	0,5	–	–	–	1,2	0,1	9,8	4,5	1,8	2,8	–	2,5
BvCv-Horizont	4	3,6	8,9	10,2	8,9	8,5	7,7	8,8	16,3	–	18,7	18,5	15,6	–
(20 bis 35 cm)	5	40,0	–	19,7	16,9	21,0	21,0	17,8	16,2	21,3	12,9	12,3	7,6	2,2
	6	1,6	6,4	5,9	3,9	2,1	1,3	1,2	–	10,0	6,3	8,4	8,2	2,8

In gleichen Sämlingen konnte aber auch bei hohem N-Angebot ein starker Konzentrationsanstieg unter anderem von Glutaminsäure und Glutamin in den Wurzeln festgestellt werden (*Lister et al.* 1968).

Konzentrationserhöhungen im Aethanolgehalt der Wurzeln von Forstpflanzen als Folge der Einwirkung von Stress wie Sauerstoffmangel im Boden, Trokkenheit, Laubverlust und Luftverunreinigungen (zum Beispiel SO_2 und O_3) sind bekannt (*Crawford* und *Baines* 1977, *Kimmerer* und *Kozlowski* 1982, *Wargo* 1985). Stichprobenuntersuchungen (n = 24) in unseren Flächen auf den Aethanolgehalt von oberflächennah lebenden Buchenwurzeln (0,5 bis 2 cm ∅)

ergaben bei Buchen mit Verlichtungsstufe 0 einen Aethanol-Konzentrationsbereich von 0,09–0,26 μmol/g FG, bei der Stufe 1 von 0,43 bis 0,99 μmol/g FG und bei der Stufe 2–3 von 2,1–3,6 μmol/g FG. Diese ersten Angaben müssen mit der erforderlichen Vorsicht aufgenommen werden, dennoch geben sie einen interessanten Hinweis, der zurzeit weiterverfolgt wird. Wargo und *Montgomery* (1983) gelang es zu zeigen, dass durch künstlich in Wurzeln von Eichen injiziertes Aethanol das Wachstum von *Armillaria mellea* auf den Wurzeln stark gefördert wurde. Auch war der Befall der behandelten Bäume mit dem Prachtkäfer *Agrilus bilineatus* deutlich erhöht. Aufgrund der vorliegenden vorläufigen Befunde kann nicht ausgeschlossen werden, dass unter anderem ein erhöhter Aethanolgehalt in den Buchenwurzeln geschädigter Bäume den Hallimaschbefall fördert.

3.10.2 Phosphor

Die Buchen zeigen unabhängig vom Boden-pH einen breiten Bereich des Phosphorgehaltes im Laub *(Abbildung 25)*. Die mittlere P-Versorgung in den Beständen liegt bei 0,15% P in TS (Minimum 0,07%, Maximum 0,46% P). Bei 15 Standorten wurde eine Unterversorgung festgestellt. Die Phosphorversorgung im Laub zeigt eine positive, allerdings nur schwache Korrelation mit dem citratlöslichen Phosphor im Boden ($r = 0{,}348$, $p < 0{,}05$).

3.10.3 Kalium

Von allen untersuchten Nährstoffen sind die Buchen mit Kalium am schlechtesten versorgt. Nach Bergmann (1983) liegt der Normalversorgungsbereich für K bei Laubbäumen zwischen 1% und 1,5% K in der Trockensubstanz. Le Tacon (1981) gibt für die Buche als Optimum 0,9% K und als Mangelgrenze 0,5% K an. In nicht weniger als 23 Beobachtungsflächen enthält das Buchenlaub weniger als 0,8% Kalium in der Trockensubstanz, davon in 3 weniger als 0,6%. Im Mittel ergab sich ein Kaliumgehalt von 0,82% (Minimum 0,39%, Maximum 1,44% K) *(Abbildung 26)*. Der Kaliumgehalt im Boden muss teilweise als tief bezeichnet werden; zwei Drittel der Böden in der Nordwestschweiz weisen einen Gehalt an austauschbarem Kalium von weniger als 100 ppm auf. Zwischen der Kaliumverfügbarkeit im Boden und der Kaliumversorgung im Laub konnte entgegen früheren Vermutungen kein Zusammenhang gefunden werden ($r = 0{,}052$). Sowohl auf Böden mit guter als auch mit geringer K-Verfügbarkeit zeigen die Bäume ausreichende oder mangelhafte K-Versorgung. *Zöttl* und *Hüttl* (1985) berichten von einer K-Abnahme in Fichtennadeln innerhalb von 22 Jahren um 70%, von 0,98% K in TS (1962) auf 0,37% K in TS (1983). Sie führen diese K-Spiegelveränderung auf Leachingprozesse zurück.

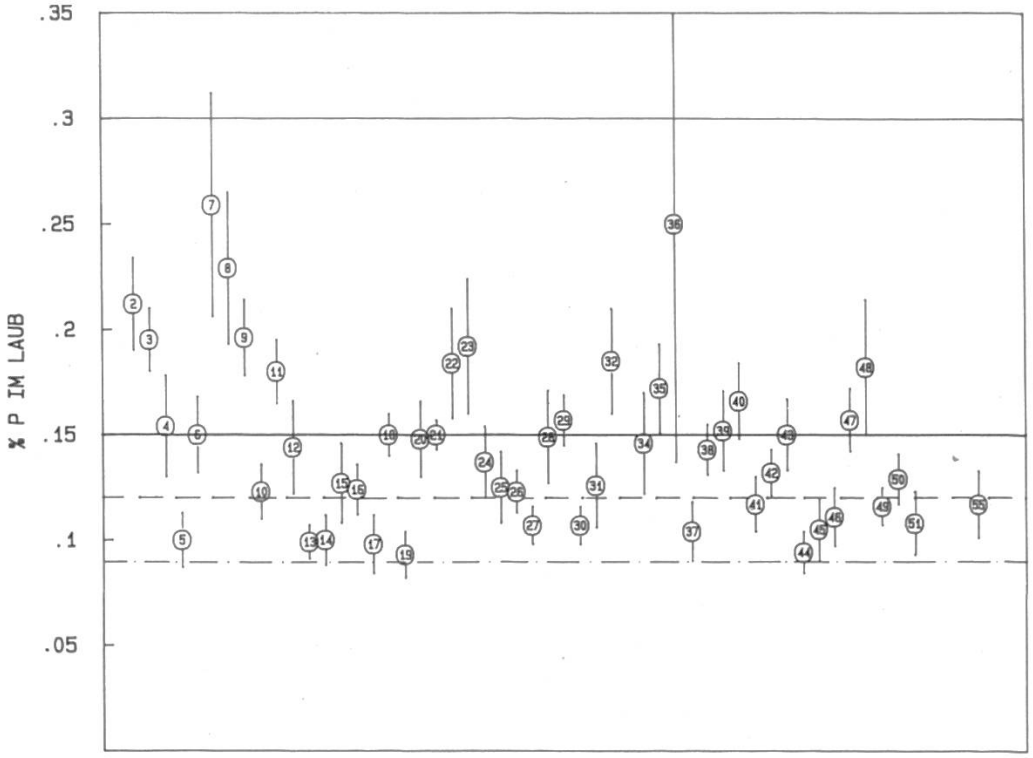
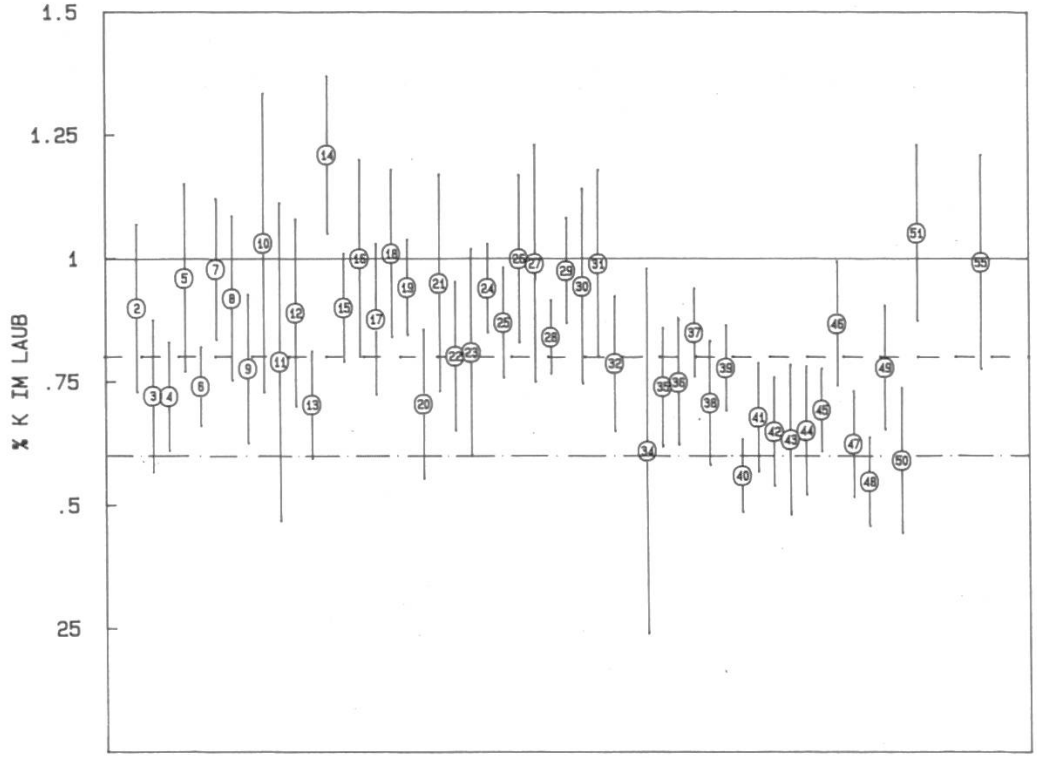


Abbildung 25. Phosphorgehalt in ausgewachsenen Blättern von Buchengipfeltrieben. n = 8, Zeichenerklärung siehe *Abbildung 23.*

Abbildung 26. Kaliumgehalt in ausgewachsenen Blättern von Buchengipfeltrieben. n = 8, Zeichenerklärung siehe *Abbildung 23.*



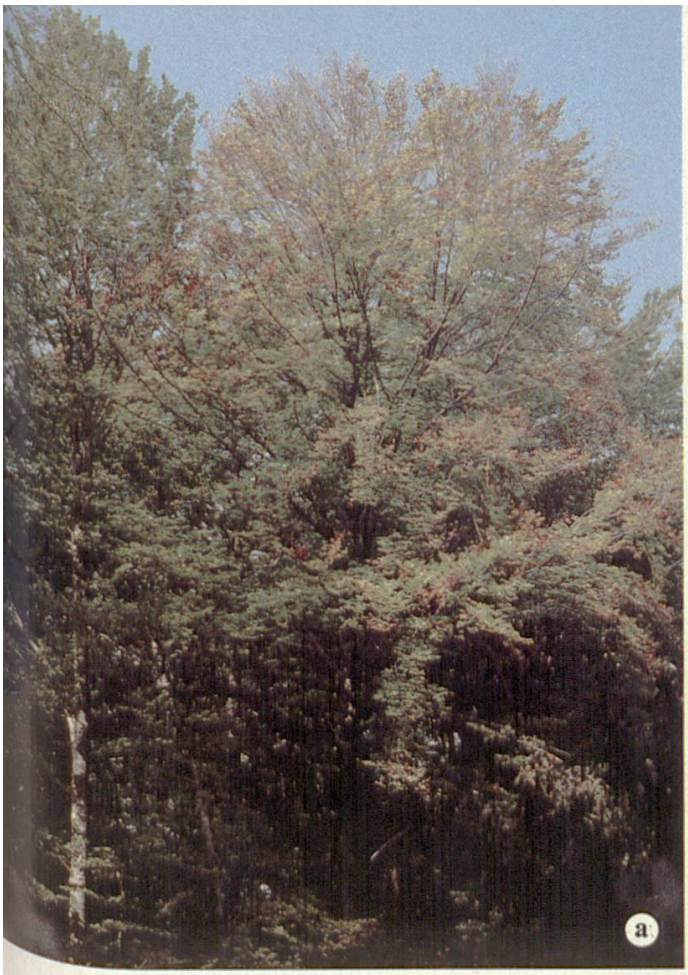
Tafel 1
Verschiedene Stufen der Verlichtung bei der Buche.

a Stufe 0 **b** Stufe 1
c Stufe 2 **d** Stufe 3

Tafel 2

a, b, c, d
Vitale Buche (2a) und Kronenbilder von Buchen mit abnehmender Vitalität (2b–d). Aufnahmen März 1985 in der Fläche Biel-Benken (Bestandesalter 90 Jahre).

e Verschiedene Verzweigungsstadien der Buche aus der Beobachtungsfläche Biel-Benken im Detail.
v.l.n.r.: Exploration, Exploration-Degeneration, Degeneration, Stagnation.



Tafel 3

a Vorzeitige Laubverfärbung und Laubfall bei Buche (Aufnahme Anfang September in der Beobachtungsfläche Ittenthal).

b Reisserstriche an Buchenstamm. Der jüngste, oberste «Strich» ist nicht wie die älteren darunter verheilt, sondern vermutlich infolge Pathogenbefalls nekrotisiert. Diese Nekrotisierung von Reisserstrichen konnte in 26 Beobachtungsflächen festgestellt werden.

c, d Buchen-Stammbasiserkrankung, wie sie in den Beobachtungsflächen Metzerlen, Ittenthal und Teufen verbreitet ist. Man beachte die eingefallenen Stammpartien (Aufnahmen Metzerlen und Teufen 1985).

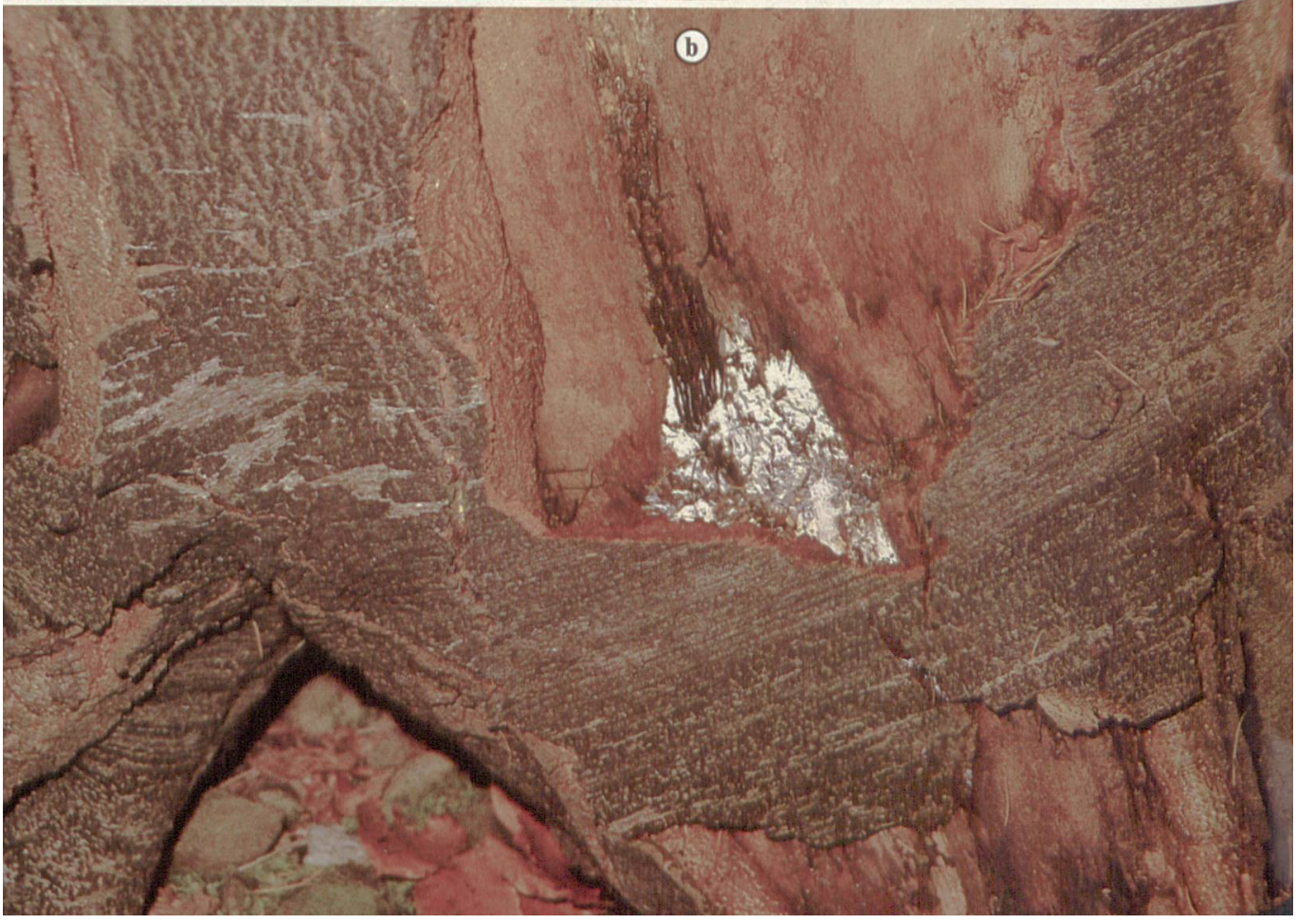
Tafel 4

a «Schleimfluss» an der Buchenstammbasis, wie er durch Hallimaschbefall hervorgerufen werden kann (Möhlin Sunnenberg, Herbst 1985).

b Hallimaschbefall an Buchenstammbasis, Myzel und Rhizomorphen (Teufen, Herbst 1985).

c Rhizomorphe von Hallimasch auf junger Buchenwurzel (Gempen, Herbst 1985).

d Aufgeschnittene Buchenwurzeln mit Infektionsstelle von Hallimasch. Die verfärbte Holzpartie zeigt an, dass der Pilz in die Wurzel eingedrungen ist (Metzerlen, Herbst 1985).



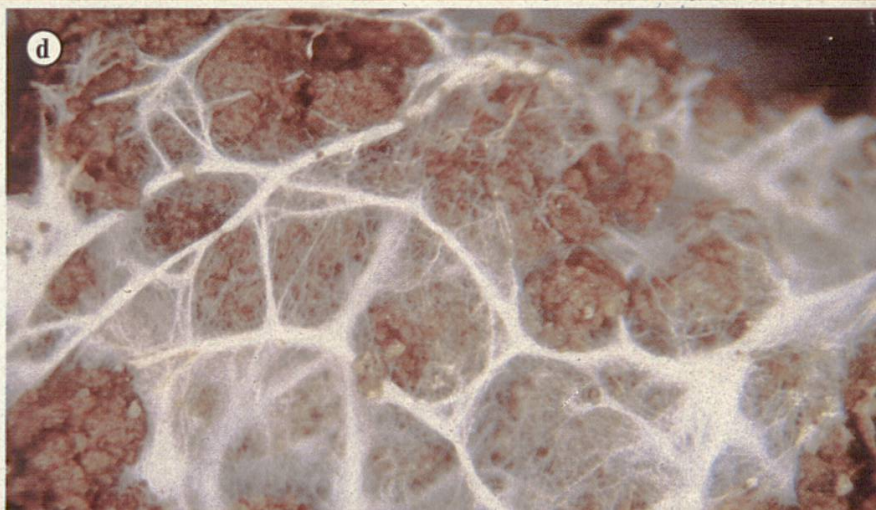
Tafel 5

a Gespaltene Fichte im Bestand, Herbst 1983 (Möhlin Sunnenberg).

b Stammscheiben einer etwa 16jährigen gespaltenen Fichte (rechts) und einer etwa 20jährigen Fichte aus einem Vergleichsbestand (Möhlin Sunnenberg). Man beachte den auffälligen Jahreszuwachs bei der Fichte rechts ab 1977.

c «Blattverfärbung» bei Buche als Folge verschiedener Stickstoffgehalte. Wie das Blatt rechts blaugrün verfärbte Blätter enthielten im Schnitt 2,43% N ± 0,25, «normal»grüne wie das Blatt links 2,21% N ± 0,22 (Unterschied signifikant mit $p < 0{,}001$, $n = 197$ bzw. 163).

d Weisses, die Bodenaggregate umspannendes Pilz-



Tafel 6

a K-Mangel-Vergilbungstyp bei der Buche mit Blattrandchlorose, der meist eine Nekrose folgt. Nährstoffgehalte der abgebildeten Blätter: N 2,4%, P 0,18%, K 0,45%, Ca 0,49%, Mg 0,28%. Der Kaliumgehalt liegt 55% unter dem Bereich für ausreichende Versorgung nach *Bergmann* 1983 (Aufnahme Sommer 1985, Möhlin Unterforst).

b Mg-Mangel-Vergilbungstyp bei der Fichte. Die älteren Jahrgänge sind vergilbt, die jüngsten Triebe sind noch grün (Aufnahme Sommer 1985, Möhlin Unterforst).

c Starker Algenbesatz im Stammabflussbereich als Folge eines nährstoffreichen Stammabflusswassers? (Riehen Mittelberg 1984).

d Buchenkeimlinge mit unterschiedlich ausgebildeten Wurzeln. Die Spitze der Hauptwurzel des mittleren Keimlings ist abgestorben, der rechte Keimling zeigt eine schwache Seitenwurzelausbildung (Zürichberg 1985).

Tafel 7

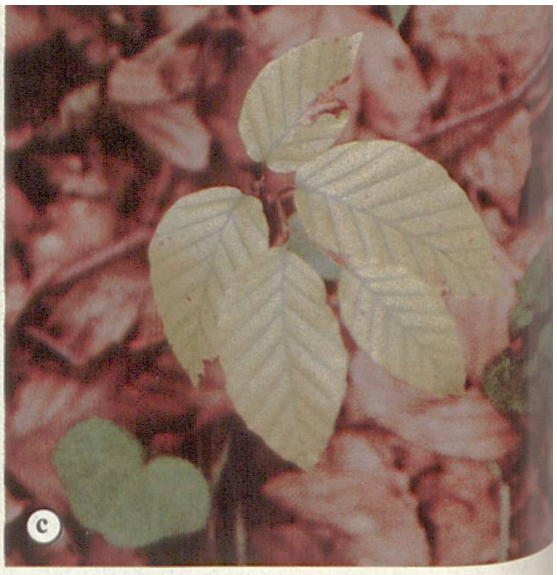
a Die durch die Larve des Buchenspringrüsslers *(Rhynchaenus fagi* L.*)* verursachten Gang- und Platzminen (linkes Blatt) können leicht mit Infektionsstellen des Pilzes *Apiognomonia errabunda* (rechtes Blatt) verwechselt werden.

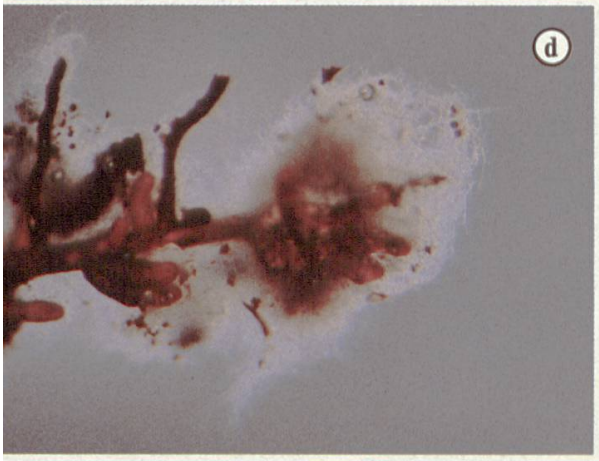
b Frassspuren der Imago des Buchenspringrüsslers an einem Buchenblatt. So beschädigte Blätter können vorzeitig abgeworfen werden.

c Buchenblattbaumlaus *(Phyllaphis fagi* L.*)*: adulte und junge Blattläuse.

d Eichenkernkäfer *(Platypus cylindrus* F.*)* auf gefälltem Eichenstamm. Diese Käferart gehört zu den forstwirtschaftlich bedeutsamen Holzbrütern. Brutsysteme reichen tief in das Holz hinein und können dadurch erhebliche Schäden am Stammholz anrichten (Wirtsbäume vornehmlich Eiche, aber auch Buche, Esche, Kastanie, Kirsche, Linde, Ulme, Nussbaum).

e Schwarzer Nutzholzborkenkäfer *(Xylosandrus germanus* Blandf*)* auf Buchenstock. Dieser Käfer wurde an gefällten Stämmen von Buche, Eiche und Robinie gefunden und trat im Sommer 1986 teilweise in Massen auf.
Beobachtungen für d) und e) in Riehen und Möhlin, Sommer 1986.





Tafel 8

a Buchenbestand mit einzelnen vergilbten Bäumen mit Manganmangelsymptomen (siehe Text). Luftaufnahme M. Fischer, 27. Juni 1984 Rothenfluh. 53.

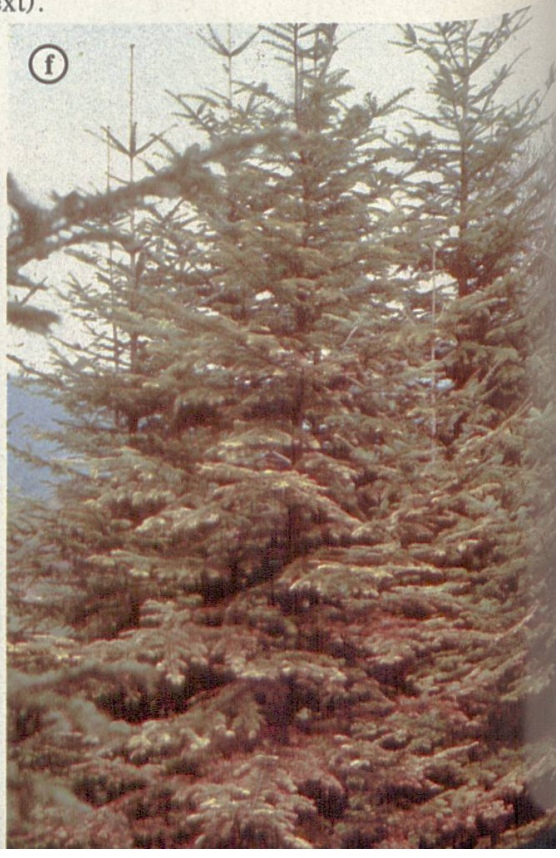
b Buchenblätter mit starken interkostalen Chlorosen, (Mn-Mangel-Vergilbungstyp). Meist ist der ganze Baum von der Chlorose erfasst, wobei einzelne Äste eine unterschiedliche Vergilbung aufweisen können. Zum Vergleich rechts ein Ast eines gesunden Baumes (Erklärungen siehe Text). (Rothenfluh, 53, 1986.)

c Buchenkeimling mit Manganmangelsymptom (Rothenfluh, 53, 1986).

d Verpilzte Wurzeln eines Buchenkeimlings mit Manganmangelsymptomen.

e Junge Tanne mit starker Nadelchlorose am jüngsten Nadeljahrgang und teilweise nekrotisiertem älterem Nadeljahrgang. Das Symptom entwickelt sich von unten nach oben (Oberbölchen 1985).

f Tannenzweig mit starker Nadelchlorose (Mn-Mangel-Typ) der Nadeljahrgänge 1983 und 1984. An einzelnen Trieben ist eine leichte Ergrünung des 1984er Jahrgangs erkennbar. Aufnahme am 5. Oktober 1984, Oberbölchen (Erläuterungen siehe Text).



Untersuchungen in unseren Flächen zeigen, dass Kalium im Vergleich zu anderen Nährstoffen in erhöhten Mengen im Stammabfluss vorhanden ist *(Abbildung 27)*. Im Vergleich zu simultan aufgefangenem Regenwasser hatte der Stammabfluss im Mittel eine 13,9fach höhere Kaliumkonzentration (im Maximum 26,1fach, im Minimum 9,3fach). Damit der Einfluss der Trockendeposition möglichst gering gehalten werden konnte, wurde mit der Probensammlung erst nach einer Niederschlagsmenge von mindestens 4 mm begonnen *(Abbildung 28)*. Bestimmend für die im Stammabfluss gefundenen Kaliumwerte ist die Acidität des Regens. Hatte der aufs Kronendach auffallende Regen ein pH von 4,4 oder mehr, so war der Stammabfluss saurer als der Regen *(Abbildung 29)*, das heisst, der Baum gab zusätzlich Protonen ab. Unterhalb von pH 4,4 des Regens hingegen war der Stammabfluss stets weniger sauer, das heisst, der Baum hatte Protonen aufgenommen und dafür andere Kationen wie Kalium abgegeben (Protonenpufferung), Beobachtungen, die auch *Miller* (1984) und *Kelly* und *Strickland* (1986) experimentell nachvollziehen konnten. Die Beziehung zwischen dieser pH-Veränderung durch den Baum und dem Kaliumgehalt im Stammabflusswasser zeigt *Abbildung 30;* sie ist hochsignifikant *(Leonardi* und Flückiger 1986). Vereinfacht gesagt wird also um so mehr Kalium ausgewaschen, je saurer der Regen ist. *Krause et al.* (1985) konnten bei Fichten zeigen, dass mit zunehmender Ansäuerung von künstlichem Nebel und/oder steigender Ozon-Behandlung die Auswaschung von Anionen und Kationen gefördert wird. Inwieweit die hier beobachteten Leachingprozesse für die festgestellte K-Unterversorgung verantwortlich sind, kann aufgrund der bisherigen Stammabfluss-Ereignisproben nicht beurteilt werden, da verschiedene Regenereignisse ganz unterschiedlich sein können.

Aufgrund der vorliegenden Beobachtungen kann nicht ausgeschlossen werden, dass zur Aufrechterhaltung einer ausgeglichenen Nährstoffbilanz der Kreislauf zwischen Auswaschung und Aufnahme innerhalb des Baumes beschleunigt wird *(Johnson et al.* 1985). Diese Leaching-induzierte Ankurbelung des biogeochemischen Nährstoffkreislaufes *(Mecklenburg* und *Tuckey* 1964) führt einerseits zu einer erhöhten Energieaufwendung für den Baum bzw. zu einem erhöhten Verbrauch von Assimilaten für die Reabsorption von verlorenen Nährstoffen *(Amthor* 1986) und andererseits zu einer entsprechend gesteigerten Protonenabgabe der Wurzeln bei der Wiederaufnahme der positiven Ladungsträger (K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, NH_4^+) *(Matzner* und Ulrich 1983), was eine erhöhte Ansäuerung der Rhizosphäre zur Folge hat *(Marschner et al.* 1982). Erste Versuche mit Buchenkeimlingen in Hydrokultur zeigten, dass eine Belastung der Blattorgane mit künstlich angesäuertem «Nebel» von pH 4,6 bis 2,6, also im Bereich von pH-Verhältnissen, wie sie *Stumm et al.* (1985) im Nebel der Region Zürich gefunden hatten (pH 6,9 bis 2,3), in kurzer Zeit zu einer deutlichen pH-Absenkung des Nährmediums und gleichzeitig zu einer erhöhten Transpiration führte. Bei einem pH des «Nebels» von 3,6 war die H^+-Abgabe der Wurzeln um einen Faktor 6,3 und die Transpiration um einen Faktor 2,2

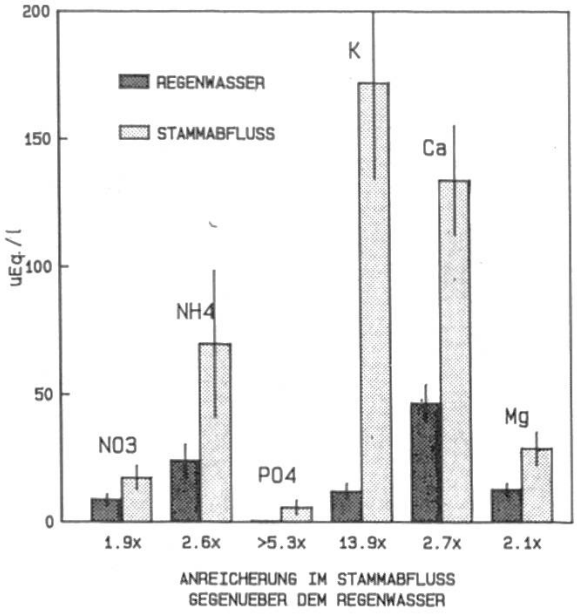


Abbildung 27. Nährstoffkonzentrationen im Stammabfluss- und Regenwasser. Simultan aufgesammelte Ereignisproben in 37 Beobachtungsflächen der Nordwestschweiz im Sommer 1984. Für den Stammabfluss wurden pro Fläche acht Proben entnommen, für das Regenwasser jeweils eine. Der Balken gibt den 95%-Vertrauensbereich an.

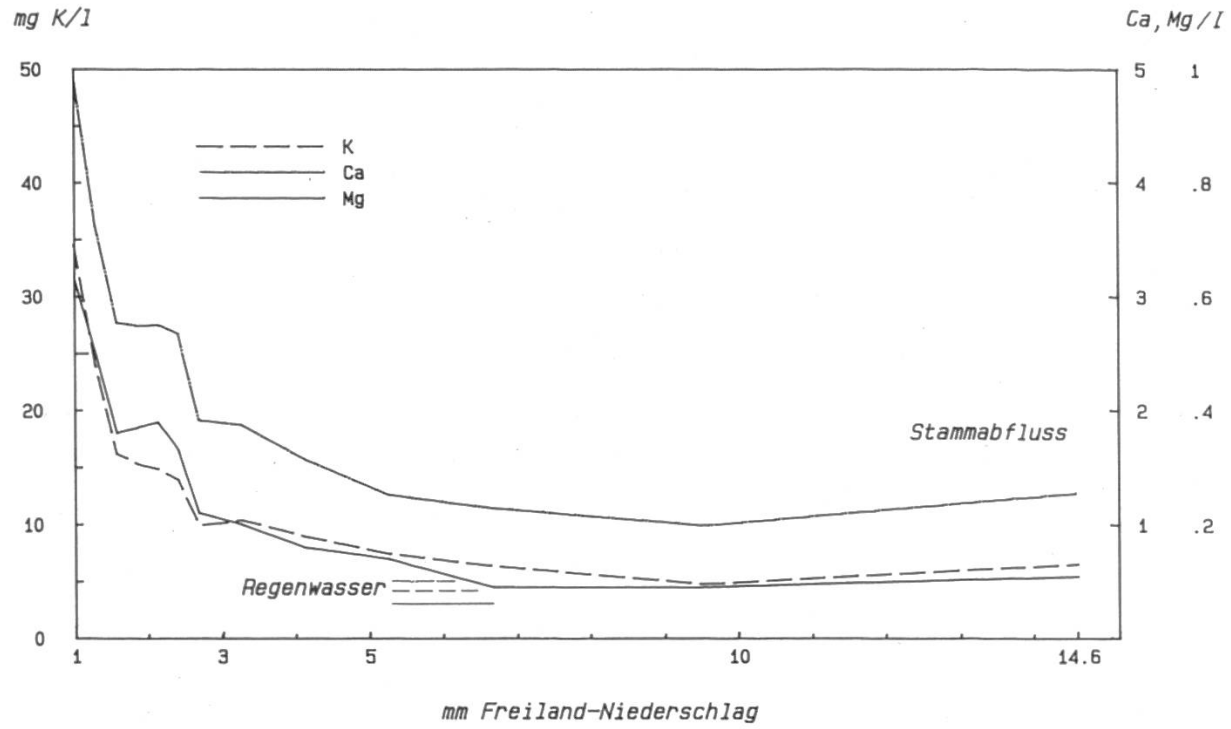


Abbildung 28. Nährstoffkonzentrationen im Stammabflusswasser in Abhängigkeit von der Freiland-Niederschlagsmenge.

(mehr als doppelt so hoch!) erhöht im Vergleich zu pH 4,6, während bei pH 2,6 die H^+-Abgabe der Wurzeln lediglich noch um das 3,9- und die Transpiration um das 2,1fache erhöht waren *(Tabelle 6)*.

Die Ansäuerung der Rhizosphäre konnte auch in einem Experiment sichtbar gemacht werden, bei dem die Wurzeln von Buchenkeimlingen in einen Agar mit Bromkresolgrün als pH-Indikator eingebettet wurden. Bereits 20 Stunden nach der Behandlung der Blattflächen von Keimlingen mit einem «Nebel»

von pH 2,6 war der Agar um die Wurzeln deutlich gelb verfärbt, während die mit pH 4,6 behandelten Keimlinge nach dieser Zeit noch praktisch keinen Farbumschlag des Indikators bewirkt hatten.

Aufgrund des begrenzten Eindringbereiches des Stammabflusswassers werden auf den Stammfussbereich bis zu 20 Mal höhere Stoffmengen (Nähr- und Schadstoffe) eingetragen als auf den Waldboden unter der Kronentraufe *(Tabelle 7)*. Es kann deshalb selbst auf Kalkböden zu einer Versauerung (und Anhäufung von Schadstoffen) im Stammfussbereich kommen *(Glatzel et al.* 1983), was das Aufkommen von acidophiler Flora ermöglicht. Beobachtungen auf den Jurahöhen ergaben, dass neben acidophilen Dicranaceen am Stammfuss von Buchen im Einsickerbereich des Stammabflusswassers bei einem Boden-pH(H_2O) von 3,8 in 30 bis 50 cm Entfernung das kalkliebende Kraut *Mercurialis perennis* bei pH(H_2O) 6,8 wächst.

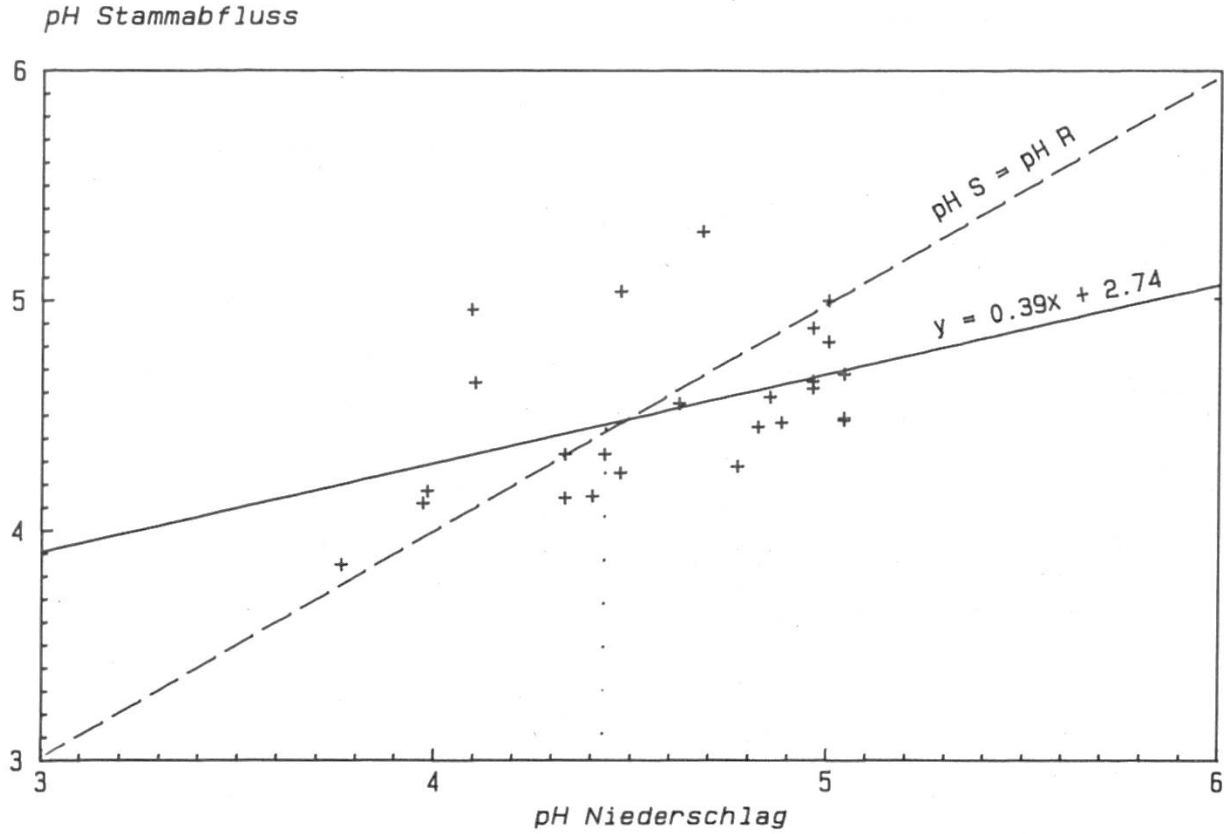


Abbildung 29. Korrespondierende Datenpaare von den pH-Werten des Freilandniederschlags und des Stammabflusses. Punkte über der gestrichelten Linie (pH-Regen – pH Stammabfluss) widerspiegeln die Aufnahme von Protonen aus dem Regen durch die Baumkrone, Punkte unterhalb repräsentieren eine Ansäuerung des Stammabflusses. Dargestellt sind Mittelwerte von 26 Buchenbeständen in der Nordwestschweiz. $r^2 = 0{,}30$, $F = 10{,}5$, Signifikanz $p < 0{,}005$.

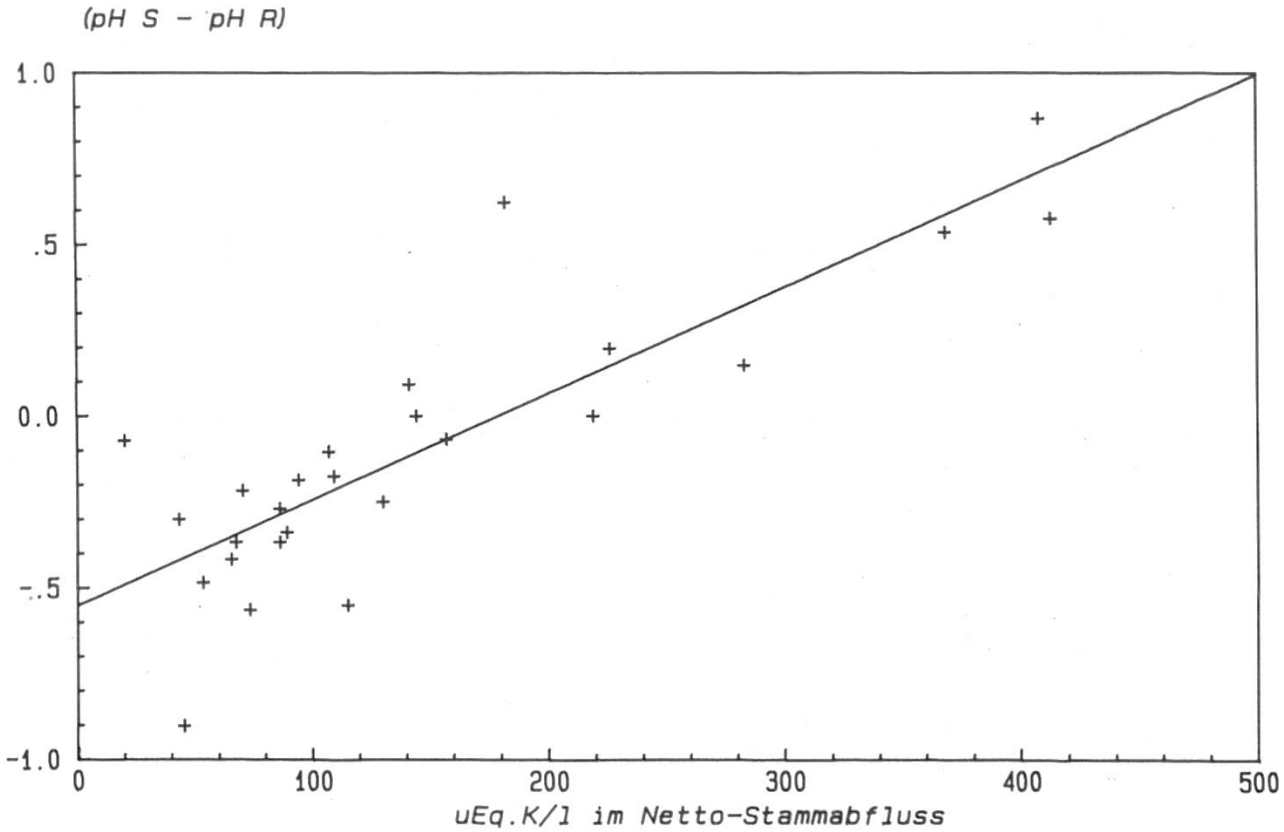


Abbildung 30. Korrelation zwischen der Protonenpufferung (dargestellt als Änderung des pH-Wertes bei der Regenpassage durch das Kronendach) (pH_S-pH_R) und dem K^+-Leaching (in μEq K^+/l). Dargestellt sind Mittelwerte (n=8) von 26 Buchenbeständen in der Nordwestschweiz. $r^2=0{,}51$, $F=52{,}5$, signifikant bei $p<0{,}005$.

Tabelle 6. Reaktion von Buchenkeimlingen auf künstlichen sauren «Nebel». Unterschied zur Kontrolle (pH 4,6) signifikant mit $p < 0{,}05$ (*) bzw. $p < 0{,}01$ (**) (nach Leonardi und Flückiger, in Vorbereitung).

pH des «Nebels»	*H^+-Abgabe während 8 Tagen in die Nährlösung über die Wurzeln (neq/cm² Blattfläche)*	*Transpiration in 8 Tagen (ml/cm² Blattfläche)*
4,6	347 ± 457	0,38 ± 0,25
3,6	2203 ± 1424 **	0,84 ± 0,43 *
2,6	1368 ± 654 **	0,80 ± 0,38 *

Tabelle 7. Ioneneintrag (mg/m²/Tag) im Stammabflussbereich und Kronentraufe
Beispiel: Stammheim vom 13.9.85 bis 29.3.86

	H^+	NO_3^--N	NH_4^+-N	SO_4^{--}S	PO_4^{---}	K^+	Ca^{++}	Mg^{++}	Cl^-
Kronentraufe	0,03	1,67	1,68	2,79	0,04	5,61	3,56	0,85	3,27
Stammabfluss (Einsickerbereich im Radius von 25 cm)	1,89	19,90	26,97	666,83	0,50	80,7	50,8	7,94	56,2

3.10.4 Stickstoff-Kalium-Verhältnis

Eine Folge der guten bis übermässigen Stickstoff- und der mässigen bis ungenügenden Kaliumversorgung ist ein ungünstiges N/K-Verhältnis. Optimal wäre nach Bergmann (1983) ein Verhältnis von 2:1; an allen Standorten ausser Bubendorf (14) werden jedoch teilweise sehr viel höhere Verhältnisse gefunden *(Abbildung 31)*. An 25 Standorten übersteigt es einen Wert von 3:1. Im Mittel beträgt das N/K-Verhältnis 3,0 (Variationsbreite Minimum 1,4, Maximum 6,4). Durch das ungünstige N/K-Verhältnis wird die Prädisposition für Krankheits- und Schädlingsbefall erhöht und die Frostresistenz sowie die Toleranz gegenüber Trockenstress vermindert (Bergmann 1983). *Chaboussou* (1972) stellte bei Apfelbäumen bereits bei einem N/K-Verhältnis von 2,53 einen wesentlich höheren Schorfbefall fest. In diese Richtung gehen auch eigene Beobachtungen an Gipfeltrieben von Buchen, bei denen trendmässig ein erhöhter Befall mit *Nectria ditissima, Phyllaphis fagi* und *Rhynchaenus fagi* festgestellt wurde, wenn das N/K-Verhältnis über 3,7 lag *(Abbildung 32)*.

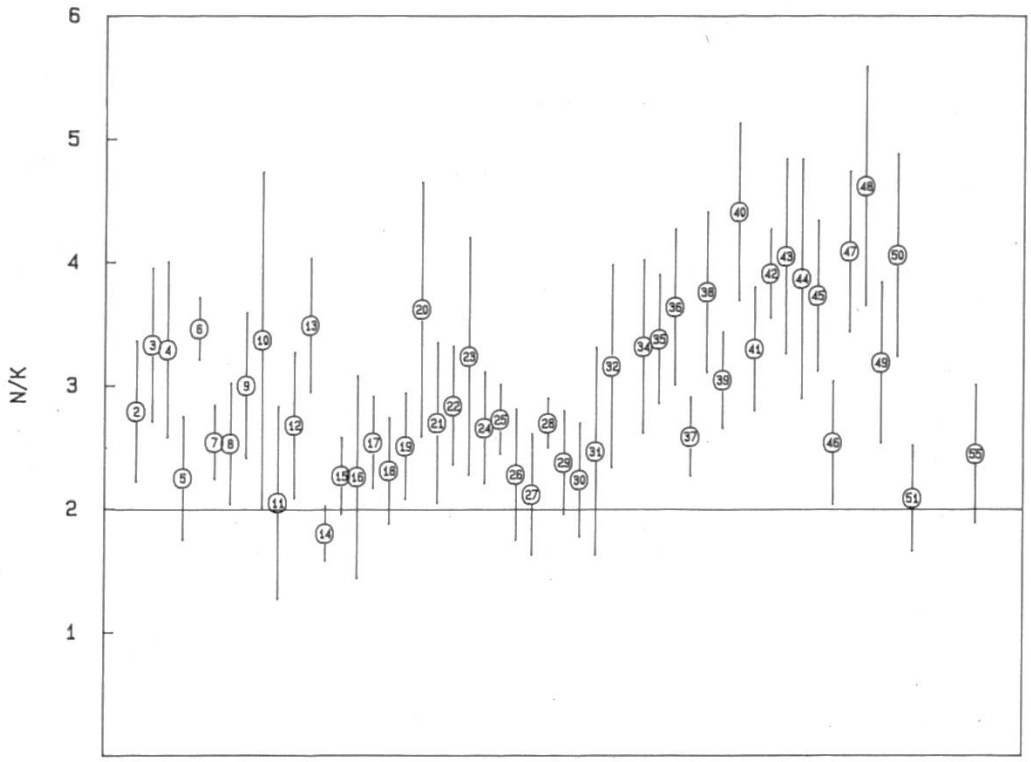


Abbildung 31. Stickstoff/Kalium-Verhältnis in ausgewachsenen Blättern von Buchengipfeltrieben. ———— «optimales» Verhältnis, n = 8, übrige Zeichenerklärung siehe *Abbildung 23*.

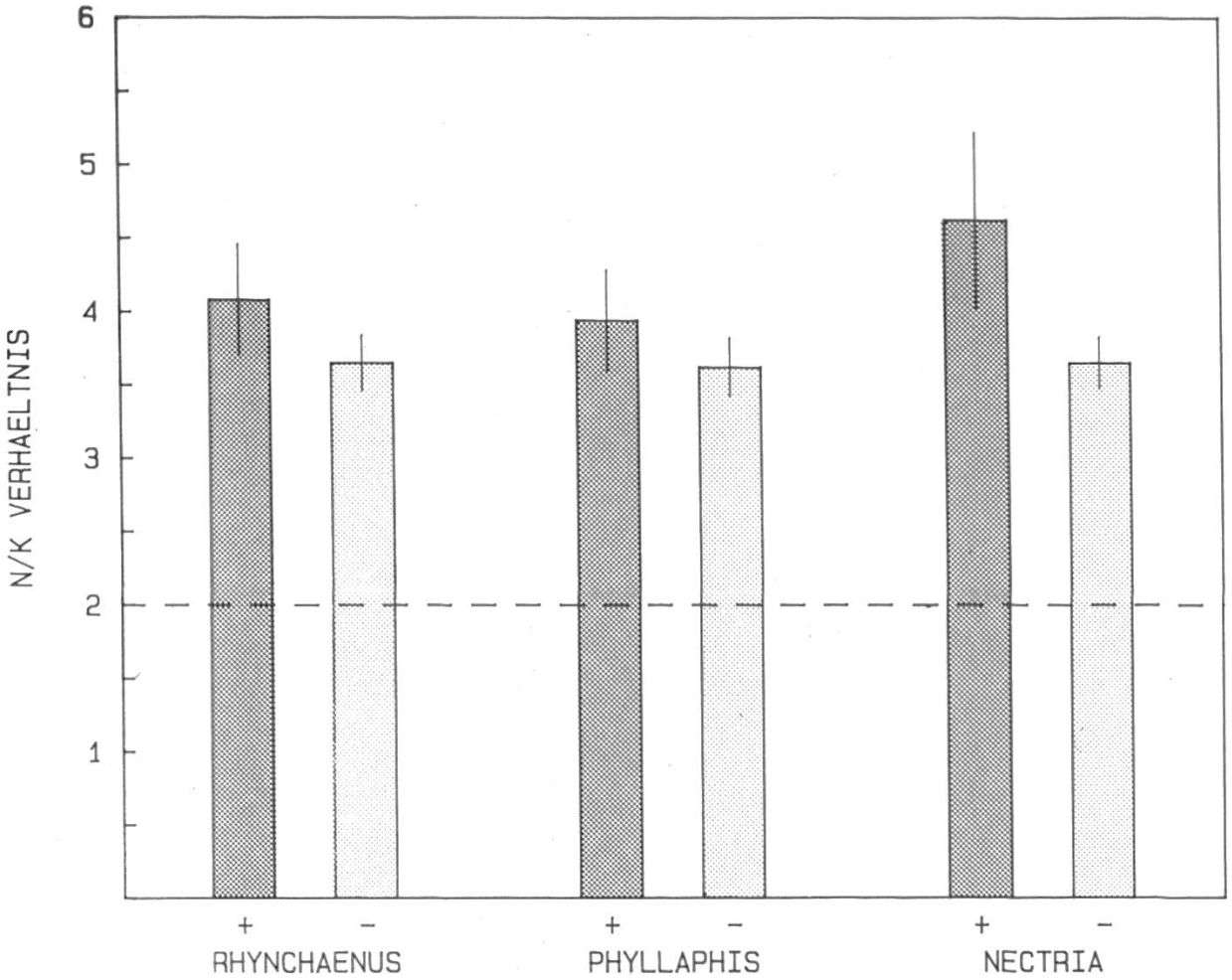


Abbildung 32. Stickstoff-Kalium-Verhältnis im Laub von Gipfeltrieben, die mit Buchenkrebs *(Nectria ditissima)* infiziert waren oder einen starken Befall mit dem Buchenspringrüssler *(Rhynchaenus fagi)* oder mit der Buchenblattbaumlaus *(Phyllaphis fagi)* aufwiesen, jeweils linke Säule (+); das für die Nährstoffanalyse verwendete Laub war frei von Parasiten. Die rechte Säule (−) stellt jeweils das N/K-Verhältnis in Blättern nicht befallener Triebe dar. Die Balken geben den 95%-Vertrauensbereich an.

3.10.5 Kalzium

In allen Beständen konnte eine ausreichende Kalziumversorgung bei den Buchen festgestellt werden *(Abbildung 33)*. Im Mittel lag der Kalzium-Blattspiegelwert bei 0,83% Ca in TS (Minimum 0,34%, Maximum 1,54% Ca). Der Kalziumgehalt zeigt eine klare Abhängigkeit vom Boden-pH-Wert, doch ist auch auf kalkfreien Böden noch eine ausreichende Versorgung festzustellen.

3.10.6 Magnesium

Im Gegensatz zu Fichtenbeständen, in denen im Schwarzwald auf sauren Böden teilweise ein akuter Magnesiummangel nachgewiesen werden konnte (Zöttl 1985), sind die untersuchten Buchenbestände in der Regel ausreichend

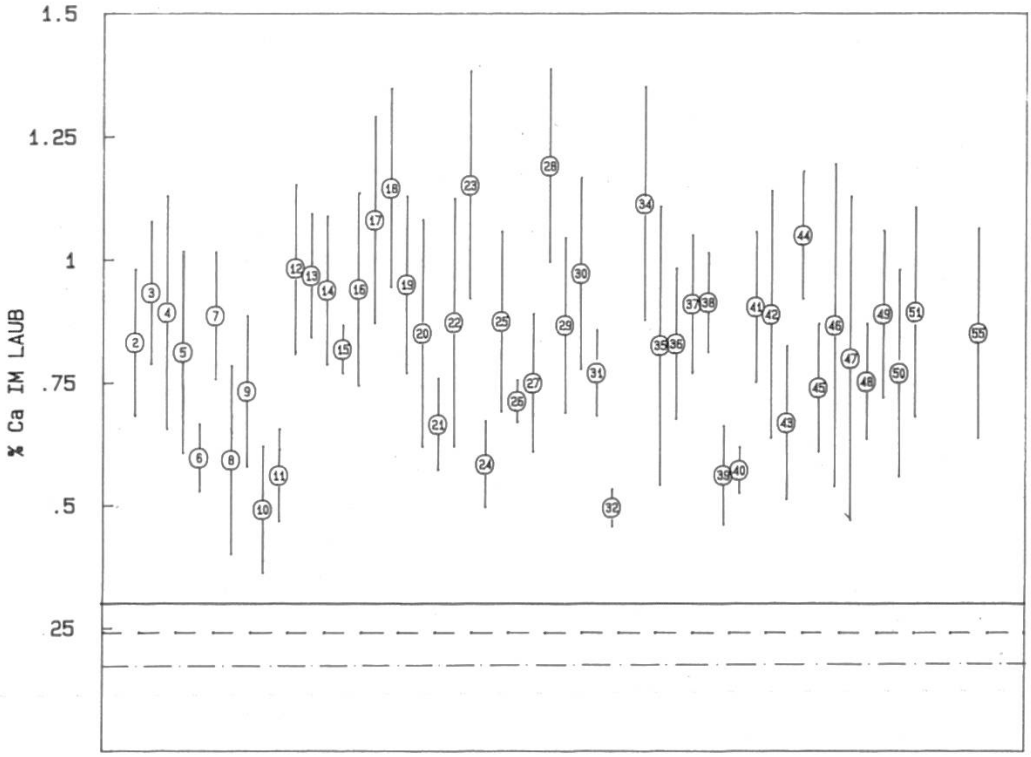
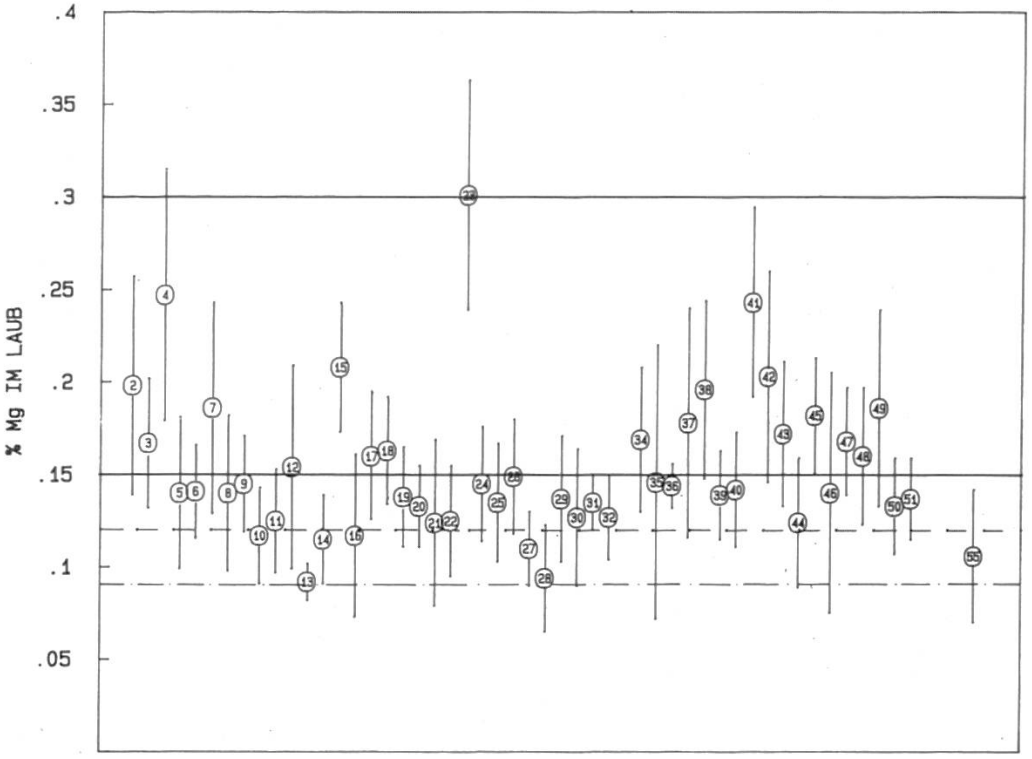


Abbildung 33. Kalziumgehalt in ausgewachsenen Blättern von Buchengipfeltrieben, n=8, Zeichenerkärung siehe *Abbildung 23.*

Abbildung 34. Magnesiumgehalt in ausgewachsenen Blättern von Buchengipfeltrieben, n=8, Zeichenerklärung siehe *Abbildung 23.*



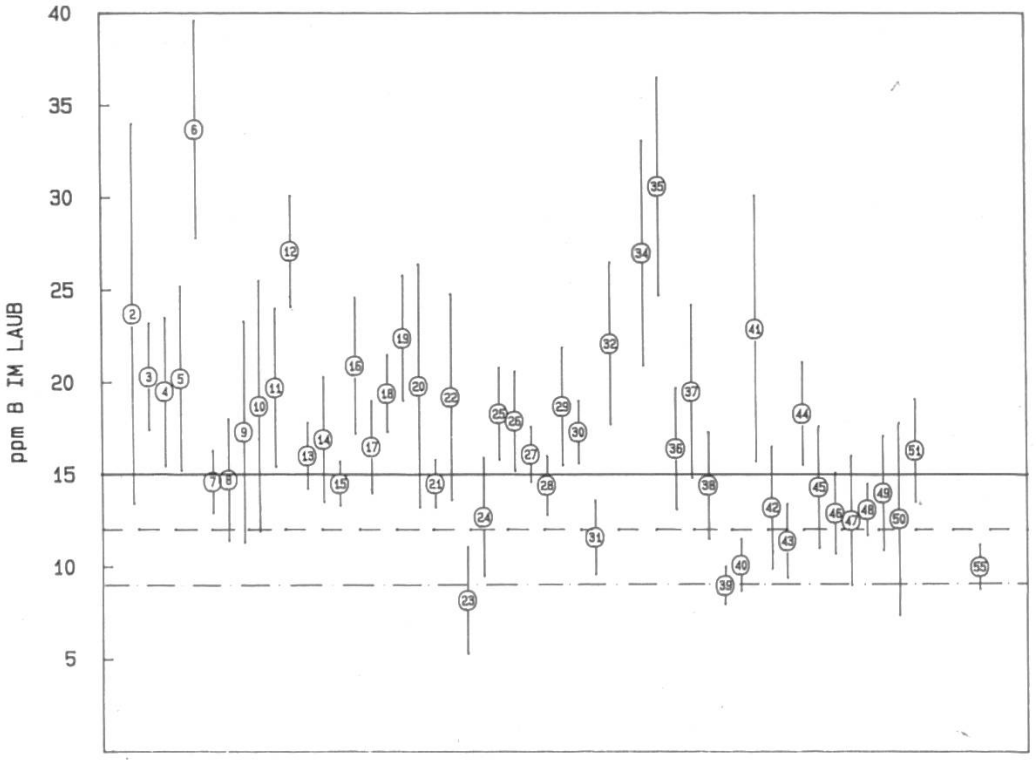
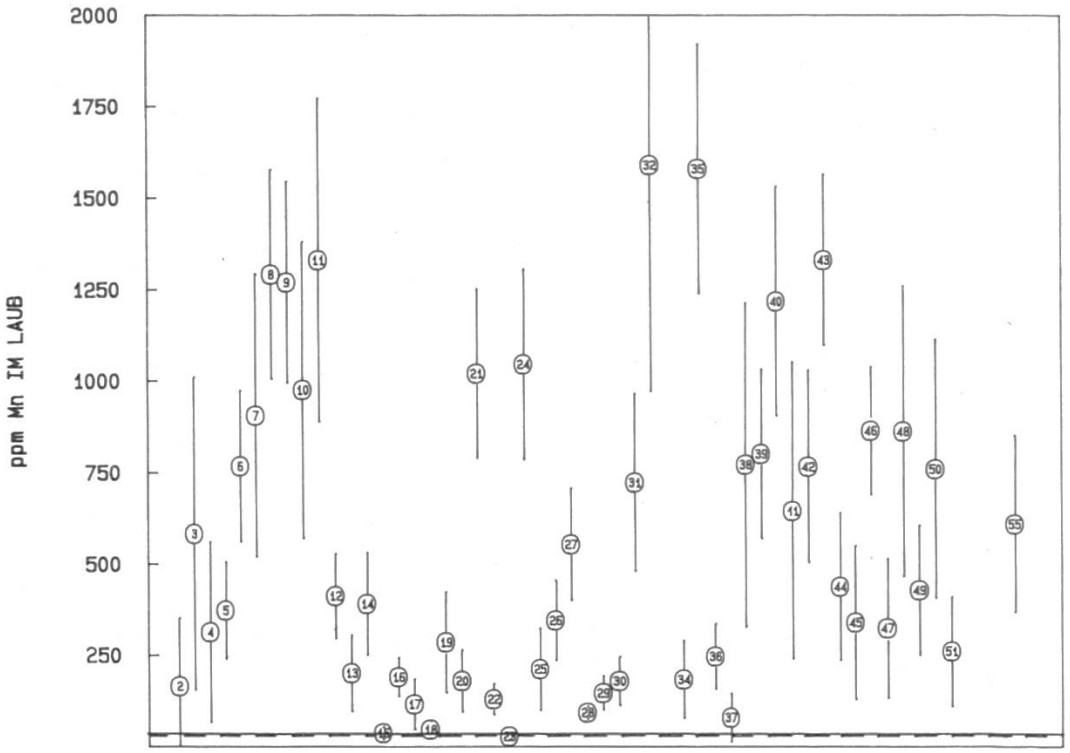


Abbildung 35. Borgehalt in ausgewachsenen Buchenblättern von Gipfeltrieben, n = 8, Zeichenerklärung siehe *Abbildung 23.*

Abbildung 36. Mangangehalt in ausgewachsenen Buchenblättern von Gipfeltrieben, n = 8, Zeichenerklärung siehe *Abbildung 23.*



mit Magnesium versorgt, lediglich sieben Beobachtungsflächen sind als unterversorgt zu bezeichnen *(Abbildung 34)*. Zwischen dem verfügbaren Magnesium des Bodens und dem Mg-Gehalt der Bäume besteht, anders als beim Kalium, eine gute Korrelation ($r = 0{,}632$, $p < 0{,}01$). Die durchschnittliche Versorgung der Bäume in den untersuchten Beständen liegt bei 0,15% Mg in TS (Minimum 0,05%, Maximum 0,40% Mg).

3.10.7 Bor

Die Borversorgung der Buchen ist ausser in sechs Beobachtungsflächen als gut zu bezeichnen *(Abbildung 35)*. Der mittlere Borgehalt im Laub beträgt 17,4 ppm in TS (Minimum 4,7 ppm, Maximum 44,9 ppm B). Obwohl die Bor-Verfügbarkeit mit steigendem pH-Wert üblicherweise abnimmt *(Mengel* 1968), tritt die Bor-Unterversorgung bei unseren Untersuchungen sowohl auf basischen wie auf sauren Böden auf.

3.10.8 Mangan

Mangan weist von den Nährelementen das weiteste Versorgungsspektrum auf. Die Blattspiegelwerte sind eng korreliert mit dem Boden-pH ($r = 0{,}896$, $p < 0{,}01$) bzw. mit dem austauschbaren Mn im Boden ($r = 0{,}782$, $p < 0{,}01$). Die durchschnittliche Manganversorgung liegt bei 598 ppm Mn in TS (Minimum 18 ppm, Maximum 2775 ppm Mn) *(Abbildung 36)*. In einigen besonderen Untersuchungsflächen, die durch Vergilbungserscheinungen bei Tanne, Fichte, Buche, Hasel, Weissdorn und Schneeball gekennzeichnet sind, wurden noch wesentlich tiefere Werte gemessen. Es wird daher angenommen, dass es sich bei diesen Vergilbungen um Manganmangelsymptome handelt, obwohl die Unterscheidung von Eisenmangelsymptomen nicht immer ganz einfach ist *(Zech* 1968). Bei Fichte und Tanne zeichnet sich das beobachtete Krankheitssymptom durch eine massive Chlorose des jüngsten Nadeljahrgangs aus, wie sie auch *Kreutzer* (1970) und *Rehfuess* (1983) bei Fichten feststellten. Die betroffenen Triebe zeigen auch in den Folgejahren kaum eine Erholung, sondern werden nekrotisch und fallen ab. Die Chlorose kann von einem Jahr auf das andere auftreten. Die Vergilbung und anschliessende Nekrotisierung der Nadeln entwikkelt sich vom unteren Kronenteil her nach oben, wobei das oberste Kronendrittel die geringsten Schäden aufweist oder gar symptomfrei bleibt. Das Krankheitsbild zeichnet sich zudem dadurch aus, dass einzelne Bäume betroffen sind. Neben gesunden stehen kranke Individuen zerstreut über den ganzen Bestand.

Erkrankte Buchen und Tannen weisen hohe Kaliumblattspiegelwerte auf, wie dies auch Kreutzer (1970) bei Fichten mit Mn-Mangel feststellte. Bei der Buche wurden ausserdem auch abnehmende N-Gehalte mit abnehmendem

Mangan-Gehalt gefunden (bei der Tanne wurde der Stickstoffgehalt nicht analysiert) *(Tabelle 8)*. Bezüglich Kalzium ist allerdings bei der Tanne und der Buche ein gegenläufiges Verhalten zu beobachten. Bemerkenswert ist auch der niedrige Phosphorgehalt im Buchenlaub aus der «Manganmangelfläche» Rothenfluh. Die Einzelbaumerkrankung einerseits und der ausreichende Gehalt des Bodens an aktivem Mangan (Ammoniumacetat + Hydrochinon) *(Tabelle 9)* andererseits lassen eine mangelnde Manganverfügbarkeit im Boden als primäre Ursache für dieses Phänomen nicht als wahrscheinlich erscheinen. Viel eher müssen andere Ursachen wie eine gestörte Mykorrhizierung *(Meyer* 1985) oder auch ein direkt durch Parasiten geschädigtes Wurzelsystem vermutet werden; erste Beobachtungen ergaben, dass das Feinwurzelwerk erkrankter Buchen und Tannen oftmals mit einem starken Pilzmyzel überzogen ist. Eine Beziehung zwischen Rhizosphärenmikroflora und dem Auftreten von Manganmangel-Symptomen ist bei der «Dörrfleckenkrankheit» des Hafers beschrieben worden; in sterilen Kulturen traten Manganmangelsymptome erst dann auf, wenn etwas nichtsterile Erde oder ein Wurzelrest der Mn-Mangelpflanzen hinzugefügt wurde *(Stiles* in *Ruhland* 1958).

Tabelle 8. Nährstoffgehalte (in TS) in grünen und chlorotischen Blattorganen bei der Tanne (*Abies alba* Mill.) und der Buche (*Fagus sylvatica* L.).

Baumart	*n= 6*		*% N*	*% P*	*%K*	*%Ca*	*%Mg*	*ppm Fe*	*ppm Cu*	*ppm Zn*	*ppm Mn*
Abies alba	chlorotisch	x̄		0,226	1,05	0,52	0,16	43	5,46	29,3	2
		s		0,058	0,28	0,08	0,01	10	1,42	3,0	1
	grün	x̄		0,184	0,83	0,70	0,14	33	3,87	28,6	55
		s		0,039	0,10	0,03	0,02	8	0,72	4,4	48
Fagus sylvatica	stark	x̄	1,40	0,076	1,26	2,54	0,18	103	5,75		23
	chlorotisch	s	0,12	0,003	0,21	0,48	0,041	43	0,69		5
	leicht	x̄	1,55	0,073	0,88	1,99	0,16	120	6,36		58
	chlorotisch	s	0,13	0,009	0,34	0,56	0,044	42	2,38		37
	grün	x̄	1,83	0,082	0,84	1,52	0,12	109	5,91		87
		s	0,08	0,008	0,24	0,44	0,023	16	0,57		45

Tabelle 9. Gehalt an aktivem Mangan in verschiedenen Bodentiefen in der Tannen-«Manganmangelfläche» Oberbölchen. «Grenzwert» für ausreichende Manganversorgung 80 ppm (nach *Scheffer* und *Schachtschabel* 1984).

Tiefe	*pH($CaCl_2$)*	*Mn mg/kg*
0– 5 cm	6,70	258
5–10 cm	6,77	266
10–20 cm	6,97	279
20–30 cm	7,17	292
30–50 cm	7,08	286

Bei Mn-Mangel werden die Gehalte an Asparaginsäure und Asparagin durch Hemmung von Stoffwechselschritten im Krebszyklus erhöht *(Vielemeyer et al.* 1969). Diese Stickstoffverbindungen fördern andererseits zusammen mit anderen Aminosäuren und Amiden das Aufkommen von herbivoren Insekten *(McNeill* und *Prestidge* 1982). Nach unseren Beobachtungen werden Tannen mit Mn-Mangelsymptomen stärker mit der Tannentrieblaus *(Dreyfusia nüsslini)* befallen, die dann vom Gipfel her die Bäumchen zum Absterben bringt.

3.10.9 Eisen

Beim Eisen ist eine Angabe des Bereiches für ausreichende Versorgung nicht wie bei den anderen Nährstoffen möglich, da nicht der Gesamt-Eisengehalt in den Blattorganen, sondern der Gehalt an physiologisch aktivem Eisen (Fe^{2+}) entscheidend ist, der hier nicht speziell berücksichtigt werden konnte. Der mittlere Gehalt des Laubes an Gesamteisen in den Beständen liegt bei 104 ppm Fe in TS (Minimum 50 ppm, Maximum 162 ppm Fe) *(Abbildung 37).*

3.10.10 Zink

Beim Zink kann keine Unterversorgung in den Beobachtungsflächen festgestellt werden *(Abbildung 38).* Der Zinkgehalt im Buchenlaub zeigt wie andere Mikronährstoffe einen weiten Versorgungsbereich. Im Mittel aller Bestände liegt der Zinkgehalt bei 28,7 ppm Zn in TS (Minimum 13,6, Maximum 277,2 ppm Zn). Auffallend ist der sehr hohe Zinkgehalt in der Fläche Steinhausen (Nr. 50), der den sehr hohen $NaNO_3$-löslichen Zinkgehalt im Oberboden (Ah-Horizont, 0–10 cm) von 130 ppm widerspiegelt. Die Verteilung des Zinks über das Bodenprofil (hohe Werte im Oberboden, abnehmend nach unten) weist in diesem Fall auf eine anthropogene Zinkbelastung hin. Immerhin wird in dieser Fläche im Ah-Horizont der Grenzwert der Verordnung über Schadstoffe im Boden (VSBO) um das 260fache überschritten.

3.10.11 Kupfer

Die gemessenen Kupferwerte schwanken in einem sehr engen Bereich *(Abbildung 39).* Der Mittelwert über alle Bestände liegt bei 7,9 ppm (Minimum 5,2 ppm, Maximum 19,6 ppm Cu). Nach Bergmann (1983) ist die Versorgung für alle Bestände ausreichend.

3.10.12 Schwefel

Schwefel erreicht in keinem der Bestände im Durchschnitt den von *Décourt* (1981) angegebenen Grenzwert für den Nachweis einer Belastung bei Buchen *(Abbildung 40)*. Allerdings ist dieser Wert von 2000 ppm S für das Ende der Vegetationsperiode definiert. Die Ernte der Blätter hatte aber bereits in der Mitte der Vegetationsperiode stattgefunden, so dass ein Erreichen dieses Grenzwertes in einzelnen Beständen wie Birsfelden (6), Allschwil (7), Riehen Maienbühl (3) und Stammheim (38) bis Ende der Vegetationsperiode nicht ausgeschlossen werden kann. Im Mittel aller Bestände ergab sich ein S-Wert von 1570 ppm S in TS (Minimum 1097 ppm , Maximum 2423 ppm S). Bemerkenswert ist die enge Korrelation des Schwefels mit den Stickstoffgehalten, wobei hier nicht entschieden werden kann, ob dies auf die gemeinsame Rolle im Proteinaufbau oder auf das gleichzeitige Vorkommen von schwefel- und stickstoffhaltigen Immissionen zurückzuführen ist.

3.10.13 Chlorid

Der mittlere Chloridgehalt im Buchenlaub betrug 166 ppm. Augenfällig sind die erhöhten Chloridwerte in der Nähe der Agglomeration Basel (Standorte 2, 4, 5) und Zürich (Standorte 43, 44) einerseits sowie andererseits auf dem abgelegenen Bachtel (Standorte 47, 48) und in Teufen (55), wo bei Einzelbäumen bis zu 600 ppm Cl in TS gemessen wurde *(Abbildung 41)*. Kein Standort erreichte Ende Juni den Grenzwert nach Keller (1975) für den Nachweis einer Belastung von 1000 ppm. Allerdings muss auch hier berücksichtigt werden, dass die Proben in der Halbzeit der Vegetationsperiode entnommen wurden. Zudem besteht auch die Möglichkeit, dass es durch unkontrollierte Chloridaufnahme aus der Bodenlösung infolge Wurzelschäden zu einer erhöhten Chloridakkumulation kommen kann.

3.10.14 Fluor

Die Fluorkonzentration erreicht nirgends den von Décourt (1981) für Buchen angegebenen Grenzwert für den Nachweis einer Belastung von 25 ppm F in TS *(Abbildung 42)*. Augenfällig ist dennoch der in Brislach (31) festgestellte relativ hohe Wert von Fluor. Der mittlere gemessene Fluorgehalt über die Bestände betrug 3,2 ppm in TS (Minimum 0,4 ppm, Maximum 16,3 ppm F).

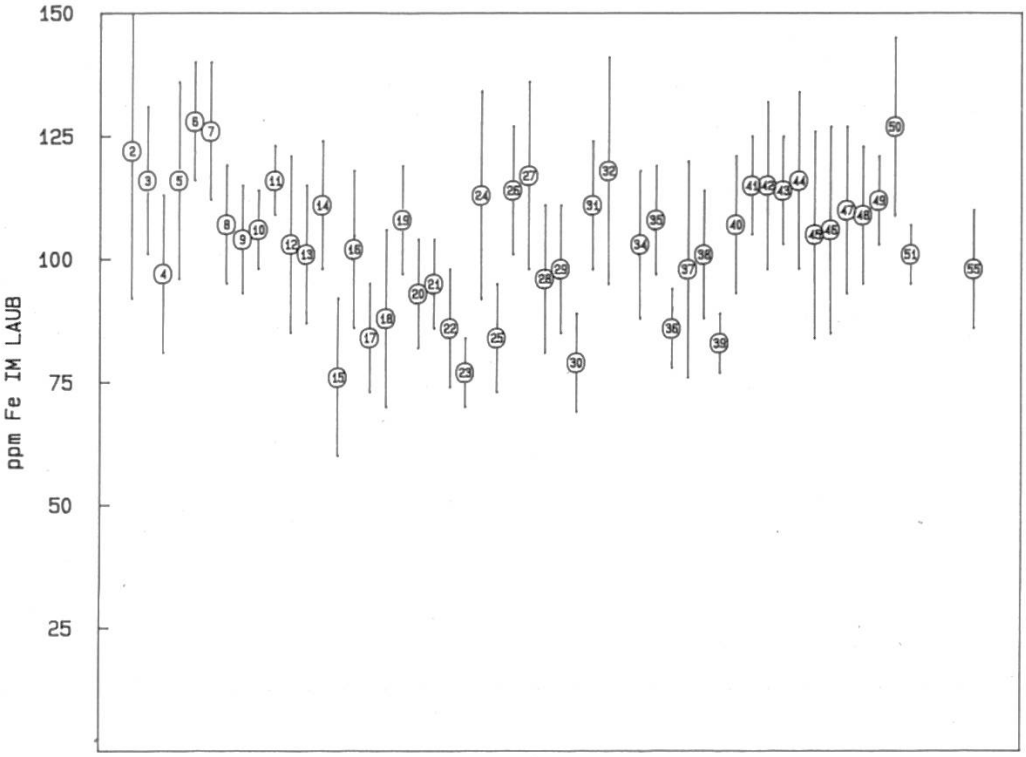
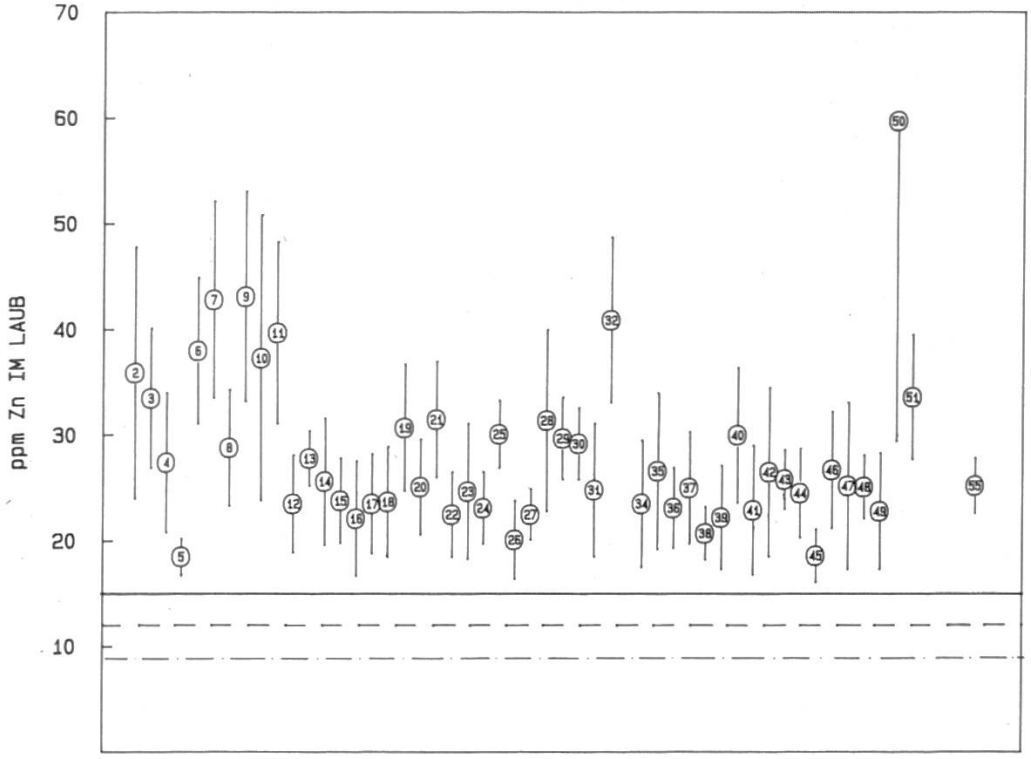


Abbildung 37. Eisengehalt in ausgewachsenen Buchenblättern von Gipfeltrieben, n=8, Zeichenerklärung siehe *Abbildung 23.*

Abbildung 38. Zinkgehalt in ausgewachsenen Buchenblättern von Gipfeltrieben, n=8, Zeichenerklärung siehe *Abbildung 23.*



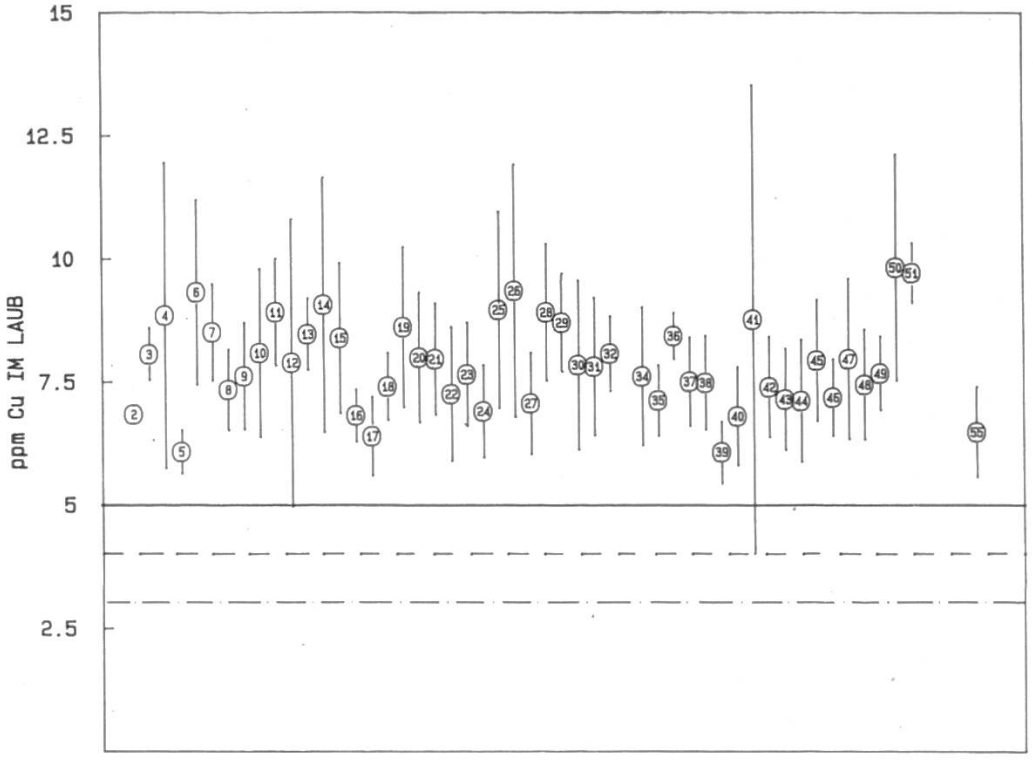
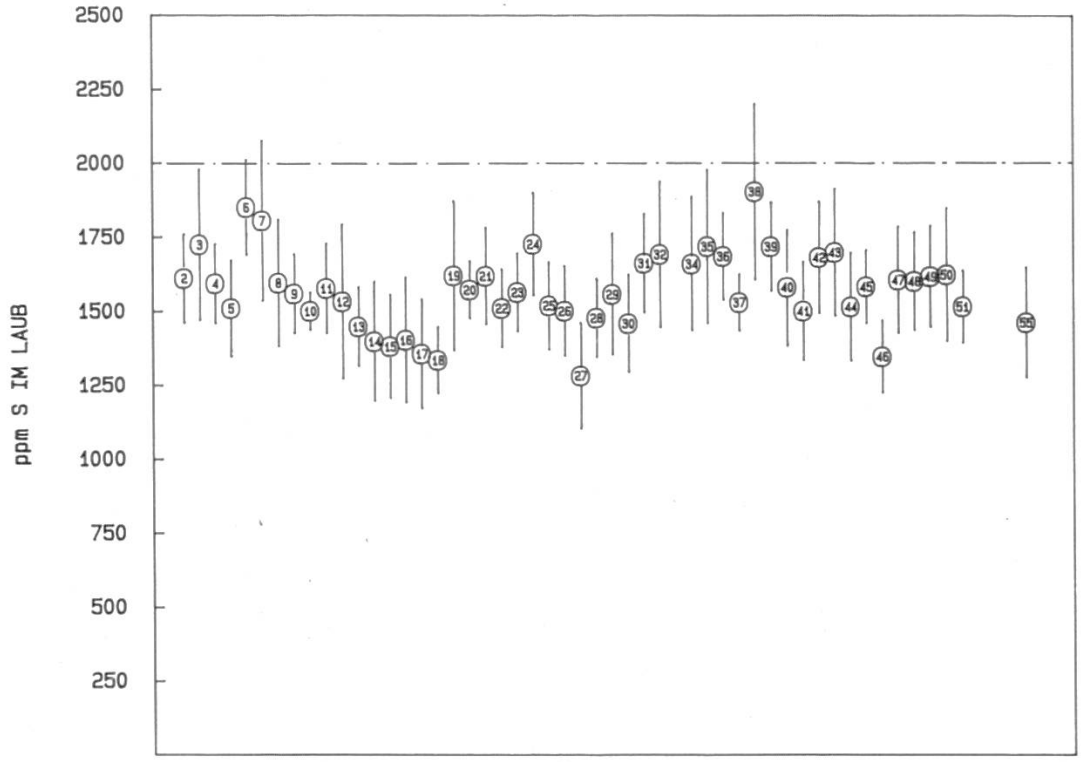


Abbildung 39. Kupfergehalt in ausgewachsenen Buchenblättern von Gipfeltrieben, n = 8, Zeichenerklärung siehe *Abbildung 23.*

Abbildung 40. Schwefelgehalt in ausgewachsenen Buchenblättern von Gipfeltrieben, — · — · — · — · — Grenzwert nach *Décourt* (1981), n = 8, übrige Zeichenerklärung siehe *Abbildung 23.*



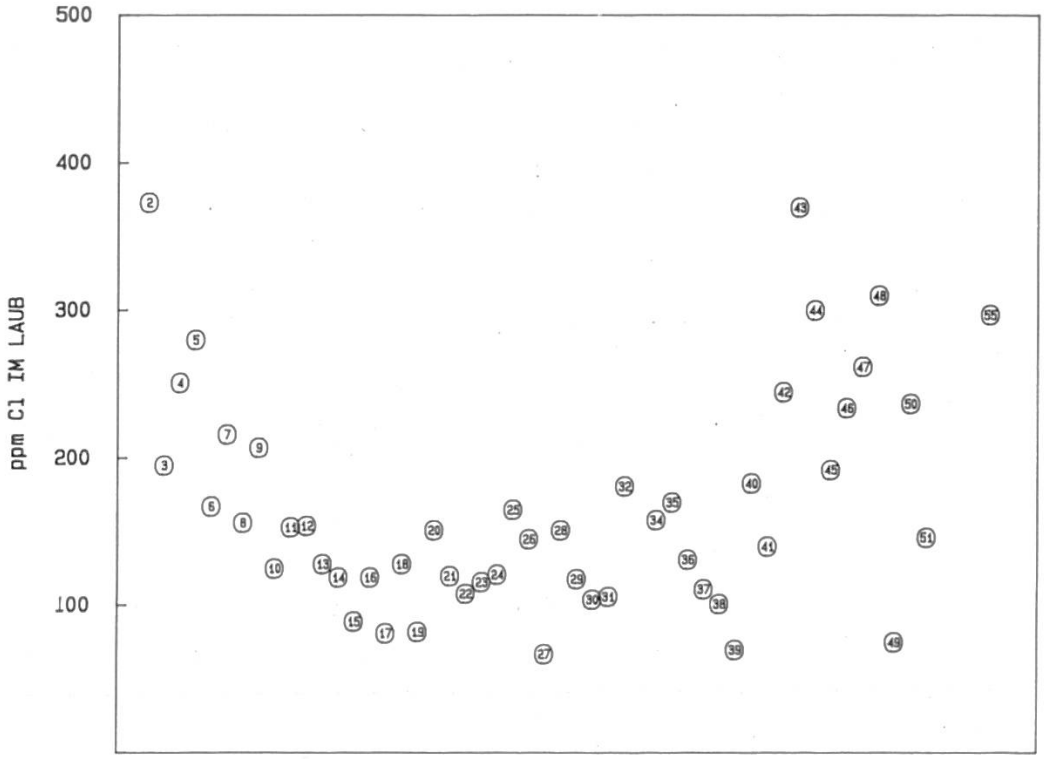
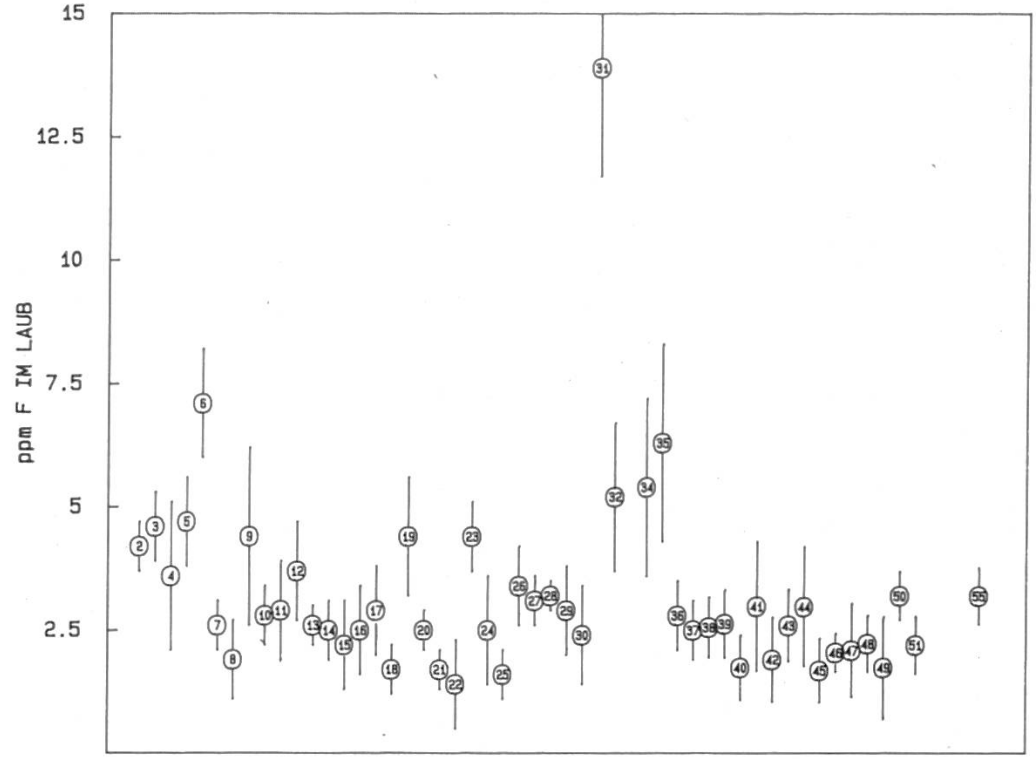


Abbildung 41. Chloridgehalt in ausgewachsenen Buchenblättern von Gipfeltrieben, Zeichenerklärung siehe *Abbildung 23.*

Abbildung 42. Fluorgehalt in ausgewachsenen Buchenblättern von Gipfeltrieben, n=8, Zeichenerklärung siehe *Abbildung 23.*



3.10.15 Cadmium

Der Grenzwert für die Pflanzenschädlichkeit von Cadmium nach *Stoeppler* (1985) von 2,5 bis 5 ppm Cd in TS wird nirgends erreicht. Die mittlere Cd-Belastung in den Beständen betrug 0,076 ppm Cd in TS (Minimum 0,017 ppm, Maximum 0,25 ppm) *(Abbildung 43)*. Die Cd-Blattspiegelwerte sind einerseits in agglomerationsnahen Standorten und andererseits auf Böden mit einem niedrigen pH-Wert (insbesondere auch mit Unterbodenversauerung, siehe weiter unten) erhöht. In der Fläche Steinhausen (pH($CaCl_2$) 4,3 im Ah-Horizont, 0–10 cm) konnte mit 67 ppb Cd ($NaNO_3$-löslich) auch die höchste Cd-Konzentration im Boden festgestellt werden; sie überschreitet den in der «Verordnung über Schadstoffe im Boden» (1986) des EDI angegebenen Grenzwert von 30 ppb Cd um mehr als 100%. Da Zink und Cadmium häufig vergesellschaftet vorkommen, muss ein Zusammenhang der erhöhten Cadmiumwerte mit der ebenfalls in Steinhausen festgestellten Zinkbelastung vermutet werden. Lediglich in der Fläche Muttenz oben mit dem sehr tiefen Boden-pH($CaCl_2$) von 3,1 im Ah-Horizont tritt noch eine Grenzwertüberschreitung mit 46 ppb Cd auf.

3.10.16 Blei

Erhöhte Bleiwerte (>2,5 ppm Pb in TS), wie sie auch Keller *et al.* (1986) in Fichtennadeln nachweisen konnten, finden sich in agglomerationsnahen oder verkehrsbelasteten Standorten um die Städte Basel, Zürich und Winterthur *(Abbildung 44)*. In unseren Untersuchungen konnten aber auch an exponierten, höher gelegenen Standorten fernab von Siedlungen hohe Pb-Werte gefunden werden. Über dem «Grenzwert» für den Bleigehalt im Pflanzengut «unbelasteter» Gebiete von 3 ppm *(Ewers* und *Schlipköter* 1984) liegen die Werte des autobahnnahen Standortes Olsberg mit 3,1 ppm und des agglomerationsnahen und verkehrsbelasteten Standortes Muttenz oben mit 3,2 ppm. Die entsprechenden $NaNO_3$-löslichen Bleiwerte im Boden betragen in Olsberg im Ah-Horizont 150 ppb und im AhAl-Horizont 5,3 ppb (bei einem pH($CaCl_2$)-Wert von 3,9) und in Muttenz oben 227 ppb im Ah-Horizont, 26 ppb im Al (bei einem pH-Wert von 3,1), während sonst im Mittel auf sauren Böden im Ah-Horizont 17 ppb gemessen werden konnten. Die vornehmlich nur im Ah-Horizont erhöhten Bleiwerte lassen auf Deposition als Hauptquelle schliessen. Eine saure Bodenreaktion ermöglicht zudem eine höhere Aufnahme durch die Pflanze *(Zuber* und *Bovay* 1972). Anders ist der hochsignifikante Unterschied im Bleigehalt zwischen den beiden unmittelbar benachbarten Beständen Muttenz unten und Muttenz oben (pH-Werte im Ah 4,1 bzw. 3,1) nicht zu erklären. Doch muss auch eine erhebliche direkte Deposition von Bleiaerosolen auf die Vegetation stattfinden. Der auf 1000 m Höhe gelegene Standort Bachtel West (pH($CaCl_2$)

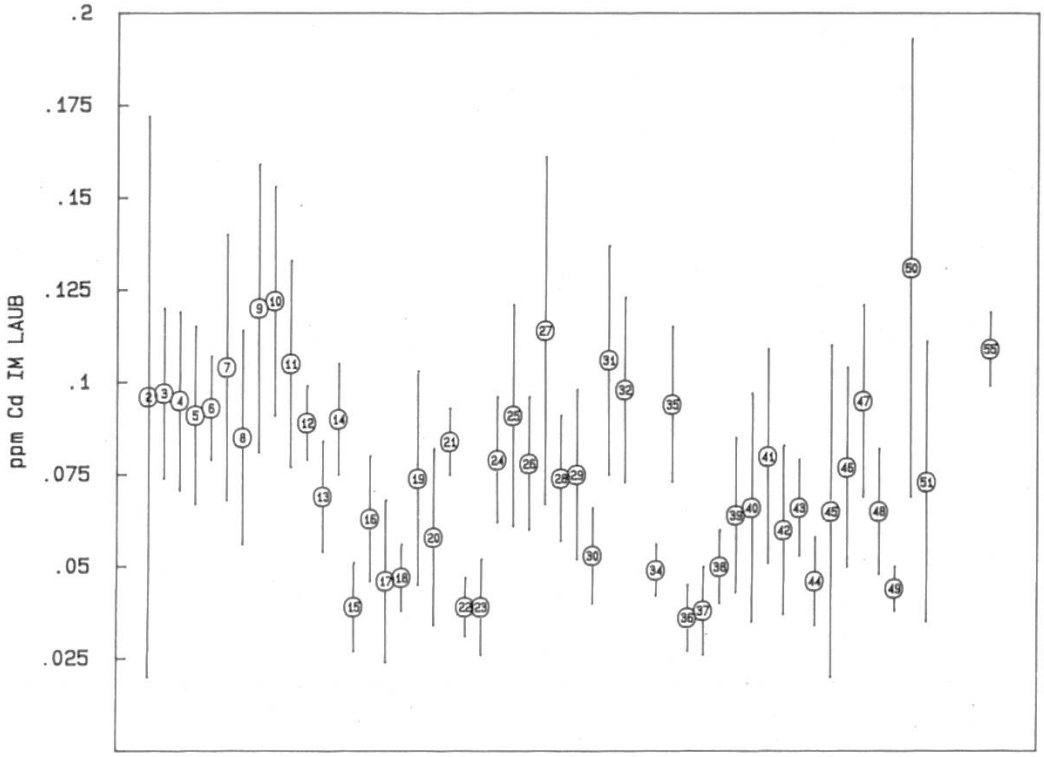
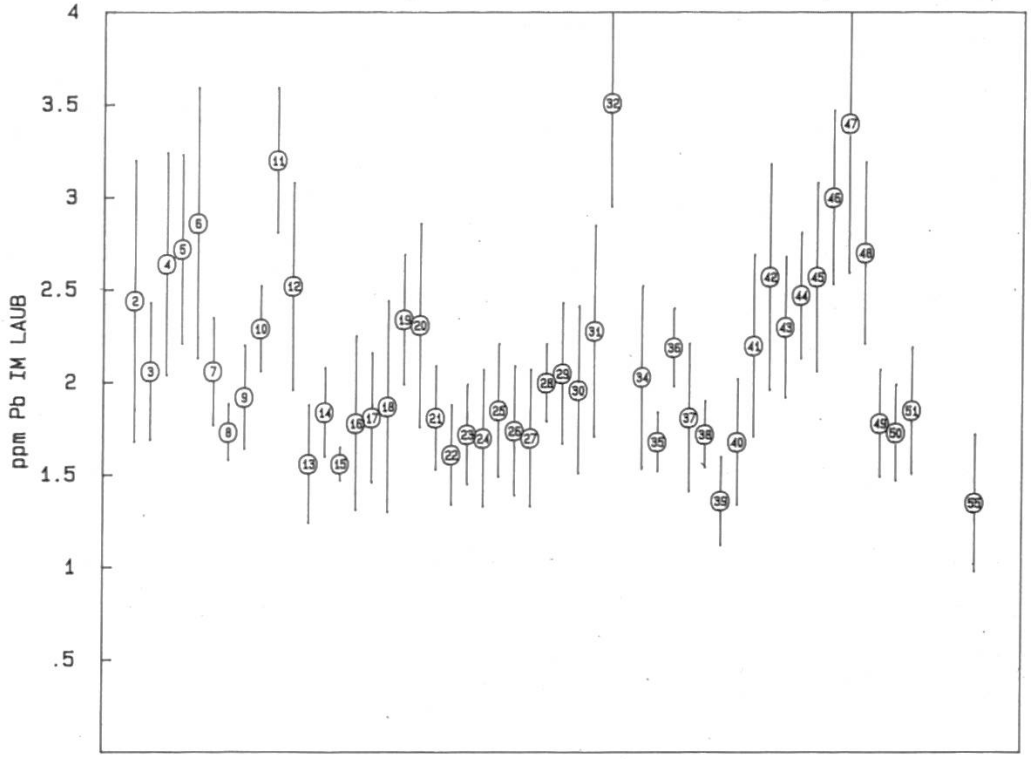


Abbildung 43. Cadmiumgehalte in ausgewachsenen Buchenblättern von Gipfeltrieben, n=8, Zeichenerklärung siehe *Abbildung 23.*

Abbildung 44. Bleigehalte in ausgewachsenen Buchenblättern von Gipfeltrieben, n=8, Zeichenerklärung siehe *Abbildung 23.*



im Ah-Horizont 6,1) weist auch bei wenig sauren Bodenverhältnissen Bleiwerte im Buchenlaub auf, die weit über dem Mittel der Standorte (2,1 ppm, Streubreite 0,97–4,46 ppm) liegen.

Der Einfluss von direkten Blei-Immissionen kommt deutlich in *Abbildung 45* zum Ausdruck. An sieben Standorten der Nordwestschweiz waren bereits 1983 Analysen in Buchenlaub durchgeführt worden, das Mitte Juni geerntet worden war. Im Mittel zeigen sich 1984 in Laub, das zwei Wochen später in der Vegetationsperiode als 1983 geerntet worden war, an allen Standorten leicht erhöhte Bleigehalte ausser in der Fläche Oberbölchen, die 1983 mit hohen Werten aufgefallen war. Im Zusammenhang mit einer Untersuchung war das als Emittent vermutete Abluftkamin des N2-Belchentunnels, das in etwa 1800 m Entfernung von der Beobachtungsfläche, in 800 m Höhe, ins Freie mündet, Anfang April 1984 für zwei Jahre ausgeschaltet worden. Die Folge waren 1984 deutlich tiefere Bleigehalte im Buchenlaub.

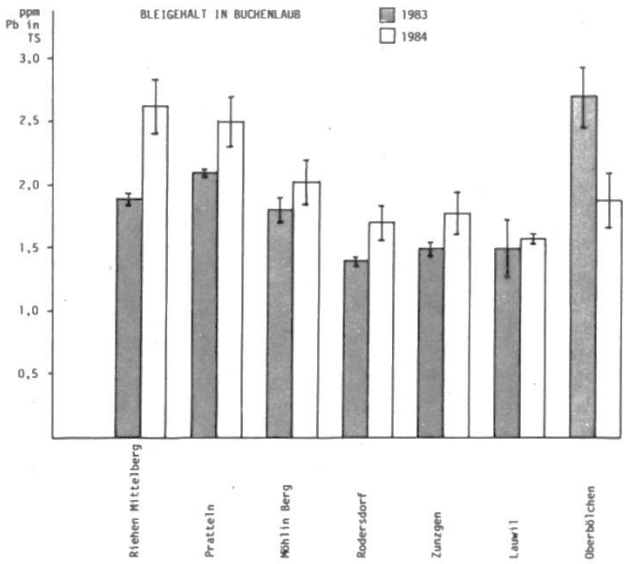
3.10.17 Aluminium

Die Aluminiumgehalte im Buchenlaub widerspiegeln weitgehend die Boden-pH-Verhältnisse ($r = 0{,}404$, $p < 0{,}05$) bzw. den Gehalt an austauschbarem Aluminium im Boden ($r = 0{,}434$, $p < 0{,}01$). Der mittlere Al-Gehalt im Buchenlaub betrug 73 ppm Al in TS (Variationsbreite: 16–155 ppm Al) *(Abbildung 46)*. Interessant sind dennoch auch die erhöhten Al-Werte im Laub auf Standorten mit ausgesprochen basischen Böden wie Herznach (37, Rendzina mit einem pH($CaCl_2$) von 7,1–7,6 in 0–70 cm Tiefe) oder Himmelried (28, Rendzina mit pH($CaCl_2$) 7,0–7,6) und Liesberg (30, Braunerde-Rendzina, pH($CaCl_2$) 7,0–7,5). In allen drei Standorten konnte kein verfügbares Aluminium im Boden nachgewiesen werden. Vielmehr muss hier die weiter oben skizzierte Möglichkeit einer stressbedingten Versauerung der Rhizosphäre in Betracht gezogen werden, aufgrund derer im engsten Wurzelbereich Aluminium freigesetzt werden kann. In dieser Richtung weisen auch die auf solchen Standorten gefundenen Wurzelschäden an Keimlingen, wie sie unter anderem für Versauerung und Al-Toxizität beschrieben werden *(Metzler* und *Oberwinkler* 1986).

3.11 Bodenuntersuchungen

Die Bodenuntersuchungen werden an dieser Stelle nicht im einzelnen diskutiert, da sie bereits bei den phänologischen und Immissionsuntersuchungen sowie bei den Nährstoffbetrachtungen gestreift wurden. Zusammenfassend sollen hier lediglich wichtige Standortmerkmale dargestellt werden *(Tabelle 10)*. Am Beispiel unterschiedlicher Bodentypen soll ausserdem eine Versauerung

Abbildung 45. Bleigehalte im Buchenlaub von Gipfeltrieben, 1983 n=6, 1984 n=8, I = Standardabweichung.



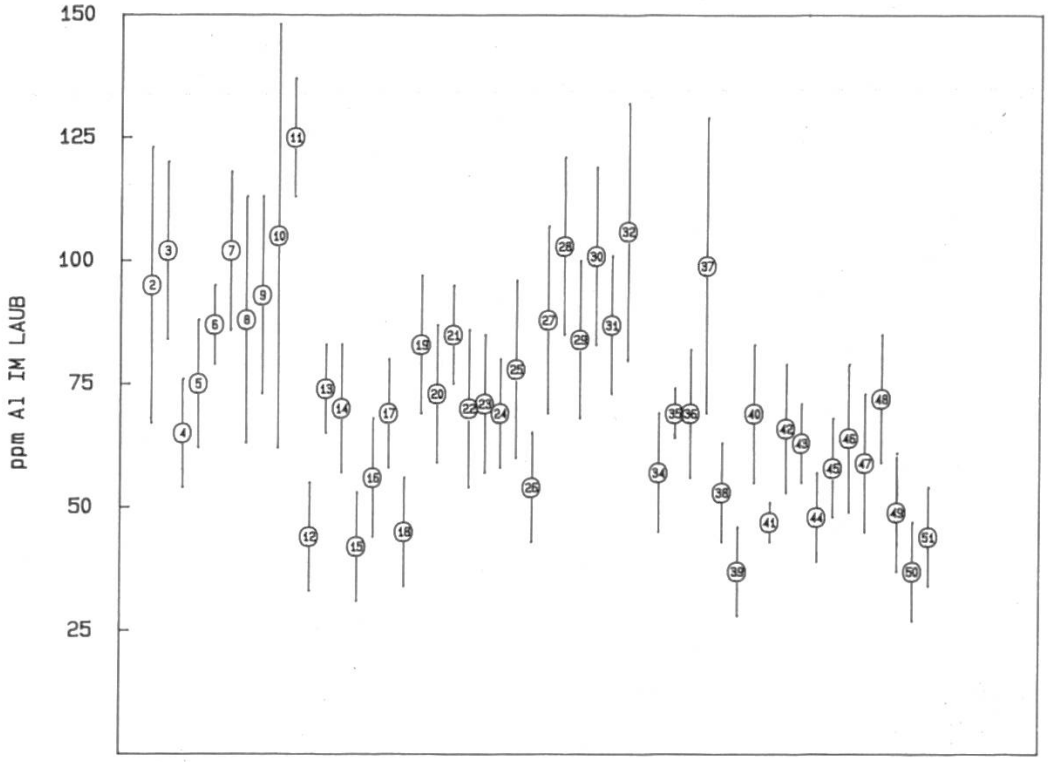


Abbildung 46. Aluminiumgehalt in ausgewachsenen Buchenblättern von Gipfeltrieben, n=8, Zeichenerklärung siehe *Abbildung 23.*

des Unterbodens, wie sie in rund einem Drittel der Beobachtungsflächen festgestellt wurde, und die damit verbundene Erhöhung der Schwermetallverfügbarkeit aufgezeigt werden *(Tabelle 11)*. Diese Unterbodenversauerung dürfte auf verschiedene Ursachen zurückzuführen sein. Einmal spielt vermutlich die Rhizosphärenversauerung durch die Bäume selbst, wie sie weiter oben dargestellt wurde, eine nicht zu unterschätzende Rolle, aber auch die Beteiligung einer möglicherweise erhöhten Nitrifikation als Folge der warmen Witterung der letzten Jahre (Asche und Flückiger, in Vorbereitung) kann nicht ausgeschlossen werden. Eine dritte Möglichkeit stellen Schnellinfiltrationsprozesse von sauren Depositionen vor allem im Winter dar.

Tabelle 10. Standortmerkmale der Buchenbeobachtungsflächen in der Nordwestschweiz und im Kanton Zug. nFK = nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes. 1: < 50 mm, 2: 50–90, 3: 90–140, 4: 140–200, 5: > 200 mm pflanzenverfügbares Wasser im Wurzelraum. Als trocken wurden, mit zwei Ausnahmen, die sich aus Besonderheiten des Profilaufbaus ergaben, Böden mit einer nFK von 1 oder 2 bezeichnet. Organisches C und Elementgehalte sind auf 1 m Profiltiefe gerechnet, während pH und Basensättigung nach Ober- und Unterboden aufgegliedert sind.

Standort	*Nr.*	*Höhe ü.M.*	*Bodentyp*	*nFK*	*pH($CaCl_2$) ob.*	*pH($CaCl_2$) unt.*	*Basens. ob.*	*Basens. unt.*	*org. C t/h*	*Nmin kg/ha*	*P kg/ha*	*K kg/ha*	*Ca kg/ha*	*Mg kg/ha*	*Mn kg/ha*	*Al kg/ha*
Lange Erlen jung	1	260	antrop. Auftragsboden	5	5,9	5,8	100	100	174	54	1637	532	24116	2944	78	0
Lange Erlen alt	2	260														
Riehen Maienbühl	3	470	Rendzina	1	5,1	7,5	99	100	131	28	158	569	24345	419	106	54
Riehen Mittelberg	4	470	Rendzina-Braunerde	5	6,3	7,5	100	100	142	49	457	1719	91684	10905	94	0
			Braunerde-Parabraunerde	4	4,3	5,1	81	100	113	27	529	3489	15214	6356	491	1651
Chrischona	5	495	Pseudogley-Parabraunerde	4	4,4	6,5	79	100	124	30	229	1902	59968	4513	571	1192
Birsfelden	6	270	Braunerde-Parabraunerde	3	3,8	7,1	18	100	152	28	1203	244	15564	336	172	2514
Allschwil	7	350	Pseudogley-Parabraunerde	4	4,0	4,4	52	85	116	42	1166	1004	14651	1622	320	2826
Biel-Benken	8	390	Braunerde-Parabraunerde	4	4,7	5,5	31	70	64	10	1368	380	15181	2382	1368	3700
Therwil	9	390	Pseudogley-Parabraunerde	5	3,9	4,4	65	90	68	28	294	1634	17312	1589	473	2333
Muttenz unten	10	375	Pseudogley-Parabraunerde	4	4,0	3,8	36	31	80	33	153	389	4174	1001	357	5046
Muttenz oben	11	380	Pseudogley-Parabraunerde	4	3,1	4,0	30	28	135	32	145	371	3475	897	365	5802
Pratteln	12	415	Braunerde-Parabraunerde	4	5,4	6,2	100	100	222	48	2693	1893	59424	1563	349	0
Liestal	13	450	Braunerde-Rendzina	2	6,4	7,4	100	100	174	34	88	365	49161	388	66	0
Bubendorf	14	530	Braunerde-Rendzina	2	5,5	7,5	100	100	140	23	47	253	44834	326	220	0
Lauwil	15	650	Rendzina	5	7,1	7,5	100	100	348	47	668	776	75485	9281	75	0
Zunzgen	16	580	Rendzina	3	6,3	7,4	100	100	152	73	363	1877	97226	713	131	0
Bennwil	17	665	Rendzina	1	6,8	7,4	100	100	211	38	147	243	29358	362	53	0
Oberbölchen	18	1020	Rendzina	3	7,3	7,5	100	100	338	49	132	1614	99862	817	65	0
Sissach	19	660	Braunerde-Rendzina	2	6,6	7,7	100	100	193	54	110	585	56514	544	214	0
Rickenbach	20	740	Braunerde-Rendzina	1	6,1	6,8	100	100	132	24	47	353	18262	238	62	0
Rünenberg	21	590	Braunerde-Parabraunerde	4	4,0	4,0	47	22	30	42	177	422	3289	560	818	5025
Rothenfluh	22	680	Rendzina	3	6,5	7,5	100	100	48	21	98	631	77761	385	74	0
Oltingen	23	780	Rendzina	4	7,3	7,6	100	100	406	65	365	472	58993	3658	108	0
Rodersdorf	24	440	Pseudogley-Parabraunerde	4	4,1	4,1	60	60	115	26	104	1207	14248	3944	946	4848
Metzerlen	25	790	Rendzina	2	5,5	7,3	100	100	195	25	105	309	31276	386	149	0
Büsserach jung	26	600	Regosol	3	5,1	5,3	100	100	72	22	111	1528	32511	919	276	0
Büsserach alt	27	600	Regosol-Braunerde	3	4,3	4,6	86	90	81	26	82	1060	15592	397	245	787
Himmelried	28	680	Rendzina	3	7,0	7,6	100	100	337	34	171	410	71755	205	0	0
Gempen	29	670	Rendzina	2	6,7	7,7	100	100	116	20	71	285	32503	202	0	0

Standort	*Nr.*	*Höhe ü.M.*	*Bodentyp*	*nFK*	*pH($CaCl_2$) ob.*	*pH($CaCl_2$) unt.*	*Basens. ob.*	*Basens. unt.*	*org.C t/h*	*Nmin kg/ha*	*P kg/ha*	*K kg/ha*	*Ca kg/ha*	*Mg kg/ha*	*Mn kg/ha*	*Al kg/ha*
Liesberg	30	720	Braunerde-Rendzina	2	7,0	7,5	100	100	164	33	148	883	89124	502	73	0
Brislach	31	435	Braunerde-Parabraunerde	3	4,6	7,0	52	100	92	19	90	513	17046	232	369	1582
Olsberg	32	380	Parabraunerde-Pseudogley	3	3,9	4,1	29	47	131	21	405	936	6484	2019	651	6416
Möhlin Sunn.6.Str	33	470	Pseudogley-Parabraunerde		4,1	4,2	57	62	80	28	356	712	8000	938	472	2999
Möhlin Sunn.3.Str	34	420	Rendzina	3	6,8	7,4	100	100	100	32	380	1111	96715	727	89	0
Möhlin Unterforst	35	290	Braunerde-Parabraunerde	4	3,6	3,9	27	9	144	16	2142	499	1203	203	507	5588
Ittenthal	36	710	Braunerde-Rendzina	3	6,4	7,3	100	100	124	38	115	631	74273	541	117	0
Herznach	37	500	Rendzina	4	7,2	7,6	100	100	205	51	147	1318	128232	1121	57	0
Stammheim	38	580														
Rafz	39	530														
Höri	40	470														
Winterthur	41	530														
Brütten	42	610														
Wallisellen	43	480														
Zürichberg	44	660														
Albis	45	780														
Hinwil	46	640														
Bachtel West	47	1030														
Bachtel Ost	48	1030														
Männedorf	49	570														
Steinhausen	50	520	Braunerde-Parabraunerde	4	4,1	4,5	56	73	125	81		364	8408	341	547	1222
Morgartenberg	51	980	Braunerde pseudovergleyt	3	4,2	4,3	69	53	119	56		411	13594	475	374	3981
Zugerberg	52	1000	Braunerde-Ranker über Pseudogley	3	3,6	4,0	18	5	580	122		537	1562	258	298	7143
Rothenfluh G.	53	600														
Riehen Ausserberg	54	440														

Tabelle 11. Unterbodenversauerung und Schwermetallverfügbarkeit am Beispiel verschiedener Bodentypen.

Standort	*Bodentyp*	*Horizont*	*Tiefe (cm)*	*pH(H_2O)*	*pH($CaCl_2$)*	*$NaNO_3$-lösliche Schwermetalle (µg/kg)* *Cu*	*Zn*	*Pb*	*Cd*
Riehen-Maienbühl	Rendzina	Ah	0–15	6,5	5,4	< 5	130	< 2	3,7
		AhCv	15–25	6,0	4,6	9,9	610	< 2	10,8
		Cv	25–60	8,4	7,5	26,1	< 20	< 2	0,7
Metzerlen	Rendzina	Ah	0–8	6,9	6,0	< 5	70	< 2	< 0,5
		BvCv	8–45	6,6	5,4	9,6	450	7,0	6,6
		Cv	45–65	8,6	7,3	14,0	300	< 2	1,1
Brislach	Braunerde-Parabraunerde	Ah	0–5	5,3	4,5	12,4	1140	5,6	4,0
		BvAl	5–40	4,7	4,3	21,4	830	45,6	13,2
		BvBt	40–50	8,2	7,0	26,6	110	< 2	< 0,5
Chrischona	Pseudogley-Parabraunerde	Ah	0–10	6,1	5,1	< 5	470	< 2	1,7
		SwAl	10–55	5,0	4,2	8,3	690	8,9	14,3
		SdBt	55–85	7,0	6,5	21,8	420	< 2	< 0,5
		Cv	85–110	8,5	7,4	24,5	< 20	< 2	< 0,5

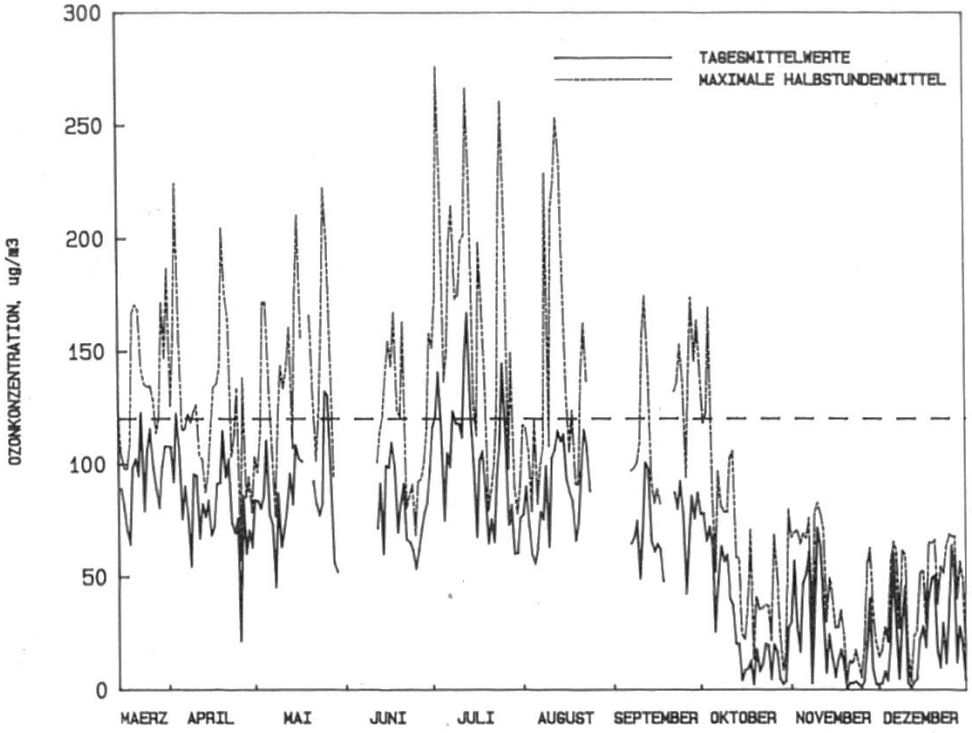
3.12 Immissionsuntersuchungen

3.12.1 Ozon

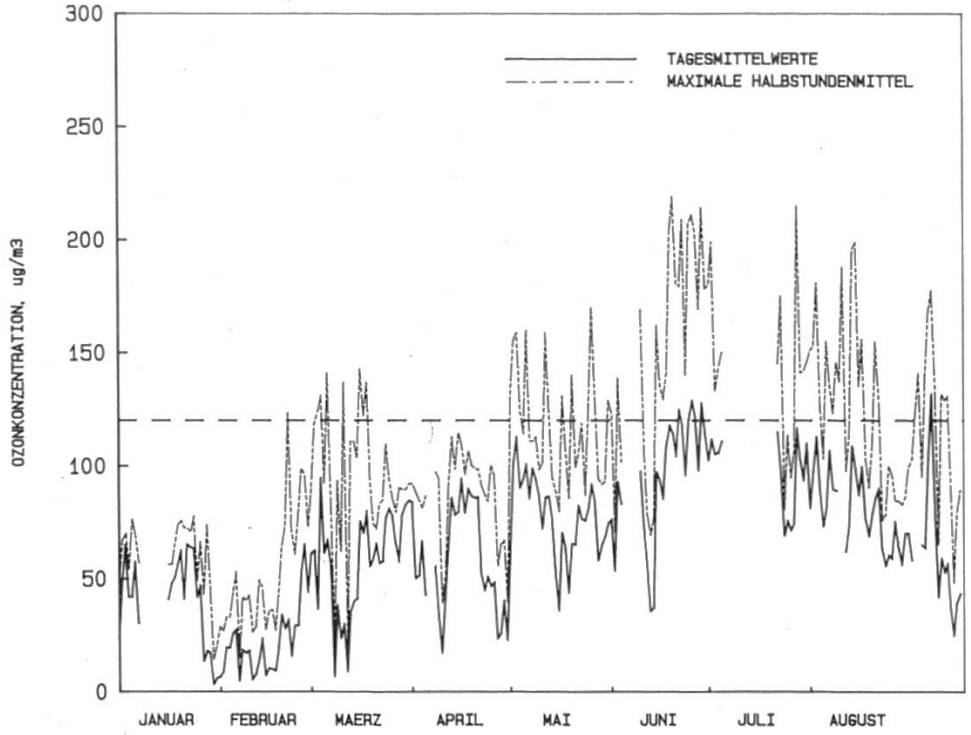
Nach Prof. F. T. Last (pers. Mitt.) kann ein Tag als Ozon-Ereignistag bezeichnet werden, wenn der maximale Halbstundenmittelwert 80 ppb (156 $\mu g/m^3$) übersteigt. Während der Vegetationsperiode 1985 konnten in Schönenbuch 51 solcher Ereignistage registriert werden, davon 22 mit mehr als 200 $\mu g/m^3$ Ozon. Im Juli und Anfang September wurde in der Messstation Lange Erlen gar die 300 $\mu g/m^3$-Grenze erreicht. Während der Vegetationsperiode 1986 war die Ozonbelastung generell tiefer als 1985. 1986 konnten in Schönenbuch während der Vegetationsperiode von März bis September 31 Ereignistage registriert werden. Spitzenwerte von über 250 $\mu g\ O_3/m^3$, wie sie 1985 mehrfach auftraten, konnten 1986 nicht gemessen werden. Setzt man die während der beiden Jahre gewonnenen Daten in Relation zur Luftreinhalteverordnung (LRV) (EDI 1985), so wurde in Schönenbuch im Jahre 1985 an 104 Tagen der maximale Stundenmittelwert von 120 $\mu g/m^3$ überschritten. 1986 überstieg die Ozonkonzentration bis Ende September an 76 der gemessenen Tage den Grenzwert *(Abbildungen 47, 48)*.

Bei einem Vergleich der Ozonbelastung in Agglomerationsnähe von Basel (Lange Erlen) und in einem ländlichen Gebiet auf den Jurahöhen (Himmelried) fällt auf, dass sich in Stadtnähe kurzfristig eine sehr hohe Ozonkonzentration aufbaut, die nachts schnell wieder abnimmt, während in ländlichem Gebiet nicht dieselben Spitzenwerte erreicht werden, nachts hingegen eine relativ hohe Grundbelastung verbleibt *(Abbildung 49)*. Zu einem ähnlichen Befund kommen auch *Bucher et al.* (1986) bei Messungen an einem Standort in den Alpen und in der Agglomeration Zürich. Ozonmessungen während der verschiedenen Messkampagnen ergaben, dass je nach Standort und Kampagne im Vergleich zu Schönenbuch leicht erhöhte oder auch tiefere Werte registriert werden können *(Abbildung 50)*. Im allgemeinen lässt sich eine gute Korrelation bezüglich der Ozon-Tagesmittel (weniger der Spitzenwerte) der einzelnen Standorte mit dem Referenzstandort feststellen *(Abbildung 51)*.

Nach *Ashmore et al.* (1985) besteht kaum Zweifel darüber, dass in unseren Breitengraden phytowirksame Ozonkonzentrationen erreicht werden. Wie *Abbildung 51a* zeigt, erreichen die in der Nordwestschweiz gemessenen Ozonkonzentrationen Werte, bei denen in Begasungsexperimenten physiologische Veränderungen oder gar sichtbare Schädigungen an Forstpflanzen gefunden wurden. *Berry* und *Ripperton* (1963) stellten zum Beispiel bei *Pinus strobus* bei einer Ozonkonzentration von 130 $\mu g/m^3$ über 4 Stunden Nadelschädigungen fest und *Houston* (1974) bei 200 $\mu g/m^3$ über 6 Stunden bei der gleichen Baumart, während *Miller et al.* (1963) mit einer Ozonbegasung von 100 $\mu g/m^3$ während 9 Stunden über 9 Tage bei *Pinus ponderosa* ebenfalls Nadelschädigungen auslösten. Auch bei uns heimische Arten wie die Lärche reagierten nach acht-



Abbildungen 47 und *48*. Ozonkonzentration in Schönenbuch von März 1985 bis Ende 1985 (oben) bzw. von Januar 1986 bis Mitte September 1986 (unten), – – – – – maximaler 1h-Mittelwert von 120 $\mu g/m^3$, der nach LRV höchstens einmal pro Jahr überschritten werden darf.



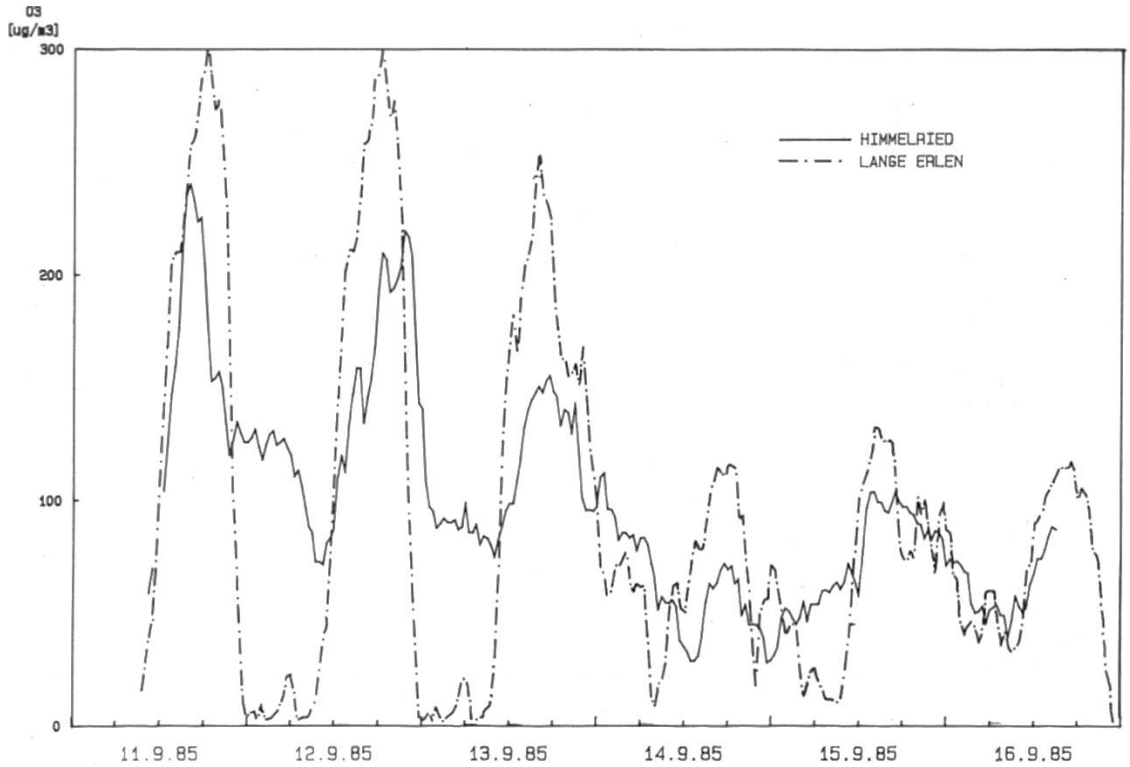
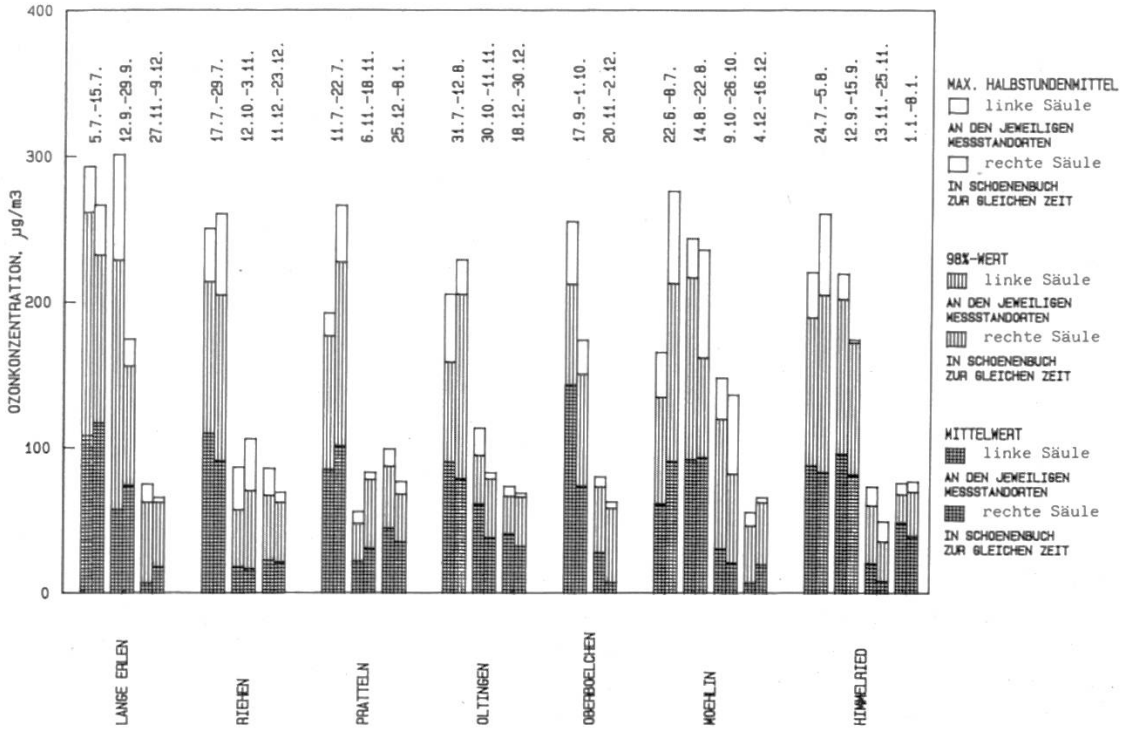


Abbildung 49. Verlauf der Ozonkonzentrationen im Nahbereich der Buchenbeobachtungsfläche Lange Erlen (2), 260 m ü. M. am Stadtrand von Basel, und im Nahbereich der stadtferneren Buchenbeobachtungsfläche Himmelried (28), 680 m ü. M.

Abbildung 50. Ozonkonzentration während der verschiedenen Messkampagnen im Jahre 1985 im Vergleich zum Referenzstandort Schönenbuch. Säulenpaar: linke Säule jeweiliger Messstandort, rechte Säule Referenzstandort Schönenbuch.



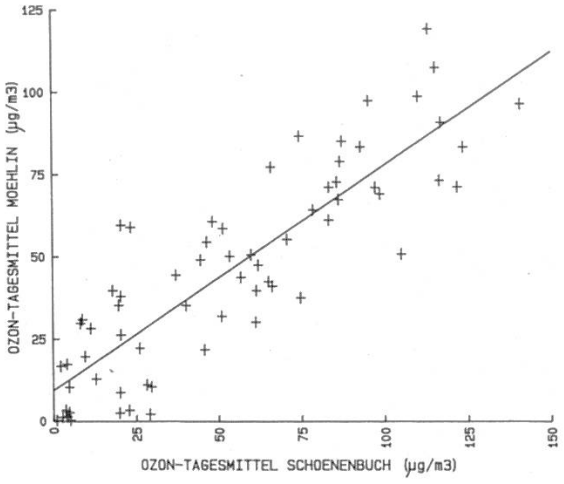


Abbildung 51. Korrelation zwischen den Ozon-Tagesmittelwerten von Möhlin und Schönenbuch ($r = 0{,}865$, $p < 0{,}001$).

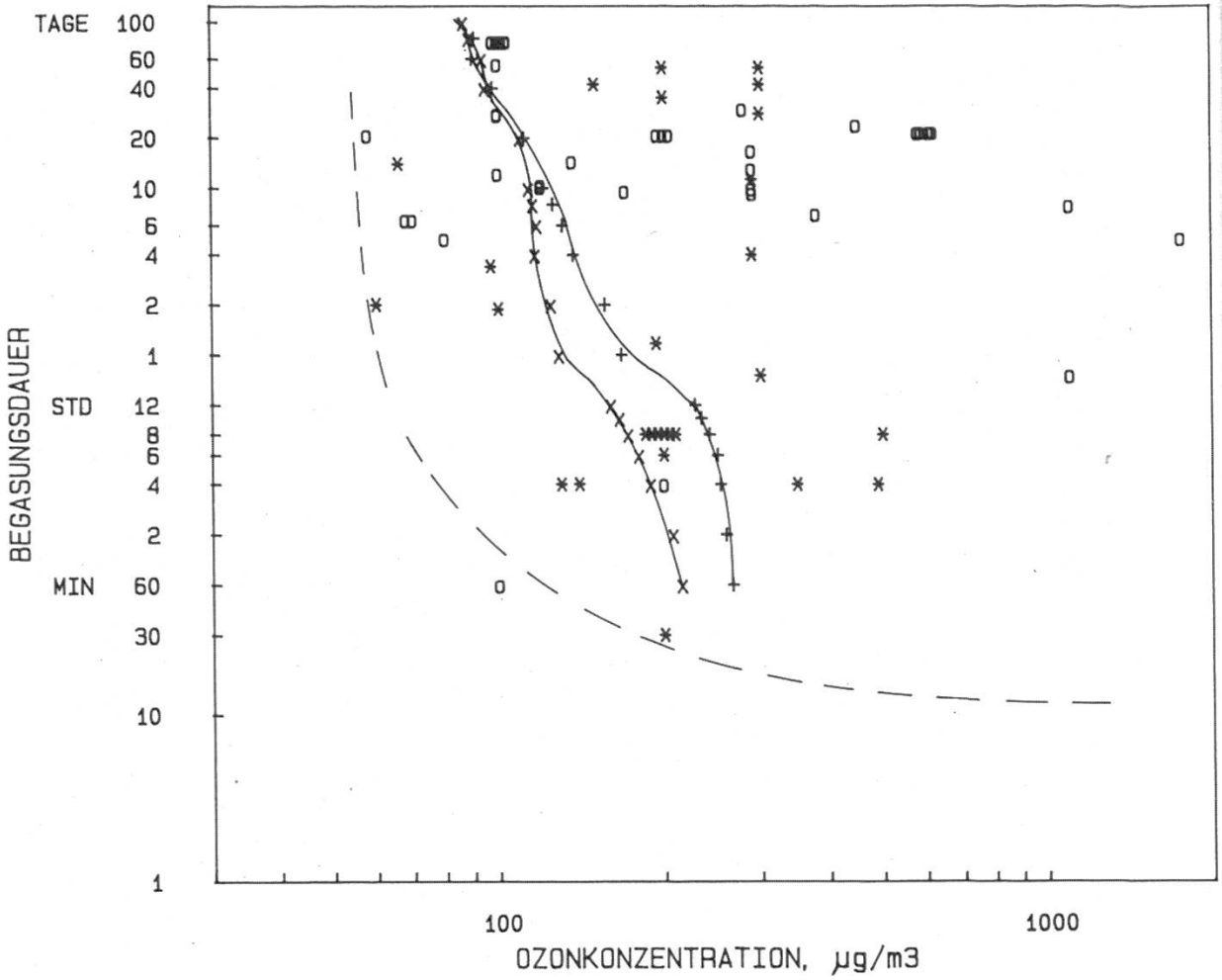


Abbildung 51a. In der Literatur beschriebene Ozonkonzentrationen, bei denen eine Wirkung auf Forstpflanzen festgestellt werden konnte. o Physiologische Veränderungen (zum Beispiel verminderte Photosynthese, Biochemische Veränderungen oder vorzeitiger Laubfall) * Sichtbare Blatt-bzw. Nadelschädigung. Die ausgezogenen Linien geben die Ozondosiskurven von Schönenbuch an (+ 1985, x 1986), die gestrichelte Linie den aus den voliegenden Experimenten geschätzten Verlauf der Dosis-Wirkungskurve für Pflanzenwirksamkeit. Nach Daten von *Ashmore et al.* (1985) und *Bucher* (1986), ergänzt mit Daten aus hier zitierten Arbeiten.

stündiger Begasung mit 200 $\mu g/m^3$ Ozon mit Nadelschädigungen *(Davis* und *Wood* 1972). Davis und *Gerhold* (1976) stellten bei der Buche nach 42tägiger kontinuierlicher Begasung mit 300 μg O_3/m^3 Blattschäden fest, bei Beschattung allerdings schon bei etwa 150 $\mu g/m^3$. *Arndt* und *Kaufmann* (1985) konnten bei Tannen, nicht bei Buchen, bei nur 100 μg O_3/m^3 über täglich sieben Stunden eine Verminderung der apparenten Photosynthese nachweisen. Fichten, die in nährstoffarmer Walderde vertopft waren, entwickelten bei einer Ozon-Begasung mit zusätzlicher künstlicher, saurer Benebelung bereits bei 100 $\mu g/m^3$ Ozon erste Symptome und deutlich bei 200 $\mu g/m^3$ zunehmend Nadelvergilbungen und -verbräunungen *(Skeffington et al.* 1985). Die für schweizerische Verhältnisse wohl interessanteste Beobachtung machte Keller (1986) bei ozonempfindlichen Pappeln *(Populus tremuloides* Michx.), der sowohl bei einer Begasung während der Vegetationsperiode mit 100 μg O_3 für täglich neun Stunden über fünf Tage pro Woche als auch mit Umgebungsluft im Nahbereich der Agglomeration Zürich (Birmensdorf) gegenüber gefilterter Luft einen signifikant vorzeitigen Blattfall feststellen konnte.

Bei den vorliegenden Befunden muss jedoch berücksichtigt werden, dass es sich bei den gewählten Arten mehrheitlich um ozonempfindliche Pflanzen handelt. Pflanzen können gegenüber Ozon und anderen Noxen recht unterschiedlich tolerant sein. Neben einer artspezifischen und individuellen (genetisch) bedingten Empfindlichkeit bestimmen Umweltfaktoren wie unter anderem Lichtverhältnisse, Wasserhaushalt des Bodens, Ernährungszustand der Pflanze, aber auch das Vorhandensein anderer Luftschadstoffe die Empfindlichkeit einer Pflanze *(Guderian et al.* 1985, *Heggestad et al.* 1985).

Latente Schädigungen wie physiologische und biochemische Veränderungen können lange vor sichtbaren Symptomen auftreten. Solche Veränderungen können je nachdem bestimmend sein für eine erhöhte Anfälligkeit gegenüber Parasiten oder für eine verminderte Trockenheits- und Frostresistenz. Für sichtbare Schadsymptome bei Pflanzen nach Ozoneinwirkung sind in der Literatur voneinander abweichende Bilder beschrieben worden. Je nach Pflanzenart, Ozonkonzentration, Einwirkungsdauer und weiteren bestimmenden Faktoren sind kleine punktförmige Chlorosen und/oder helle oder dunkle punktförmige Nekrosen, die sich mehrheitlich entlang der Blattnervatur oder auch interkostal vornehmlich auf der Blattoberseite ausbreiten können, in Ozonbegasungsexperimenten festgestellt worden. Bei hohen O_3-Konzentrationen stellt sich eher eine bifaziale flächenhafte Nekrotisierung ein. Die beschriebenen Schadbilder für Ozon an der Vegetation sind oft sehr schwierig von Schadbildern zu unterscheiden, wie sie auch bei anderen Belastungsfaktoren wie zum Beispiel Nährstoffmangel und Parasitenbefall entstehen können («Mimikry-Effekt») *(Hill et al.* 1970, *US EPA* 1978, *Mooi* 1986). Die von uns im Rahmen einer ersten Vorstudie über Waldschadensphänomene abgebildeten Schadbilder an Buchen- und Ahornlaub (Flückiger *et al.* 1984) müssen sowohl aufgrund eigener Beobachtungen und Untersuchungen von 1985/86 als auch nach Versuchen

von Bucher und Landolt (1985) mindestens teilweise Saugschäden durch Kleinzikaden wie *Typhlocyba cruenta* und andere zugeschrieben werden. Jedoch ist zu bemerken, dass sowohl die in Frage kommenden Kleinzikaden als auch Ozon im Blatt vornehmlich im Palisadenparenchym «angreifen», was zu den beschriebenen punktförmigen Nekrosen führt *(v. Tubeuf* 1915, *v. Tubeuf* 1916, *Claussen* 1975). Erstaunlich ist auch, dass eine ähnliche Fleckung auf Fichtennadeln, wie sie bei uns mehrheitlich in höheren Lagen auftritt, durch Ozonbehandlung erzeugt werden konnte *(Lang* und *Holdenrieder* 1985). Es bleibt auch die Frage zu beantworten, inwiefern Interaktionen zwischen Luftschadstoffen und dem vorliegenden Schädlingsbefall bzw. Schadensbild bestehen, zum Beispiel als Folge von schadstoffinduzierten biochemischen Veränderungen der Wirtspflanze, wie sie von uns am Beispiel von *Aphis pomi* auf *Crataegus* und *Aphis fabae* auf *Viburnum opulus* und *Phaseolus vulgaris* im Nahbereich einer Autobahn nachgewiesen werden konnten (Braun und Flückiger 1984 a, b, 1985, *Bolsinger* und Flückiger 1984). Erste Beobachtungen in Negativbegasungsversuchen in Schönenbuch (open-top-Kammern) weisen in der Richtung, dass sich bei den bestehen-

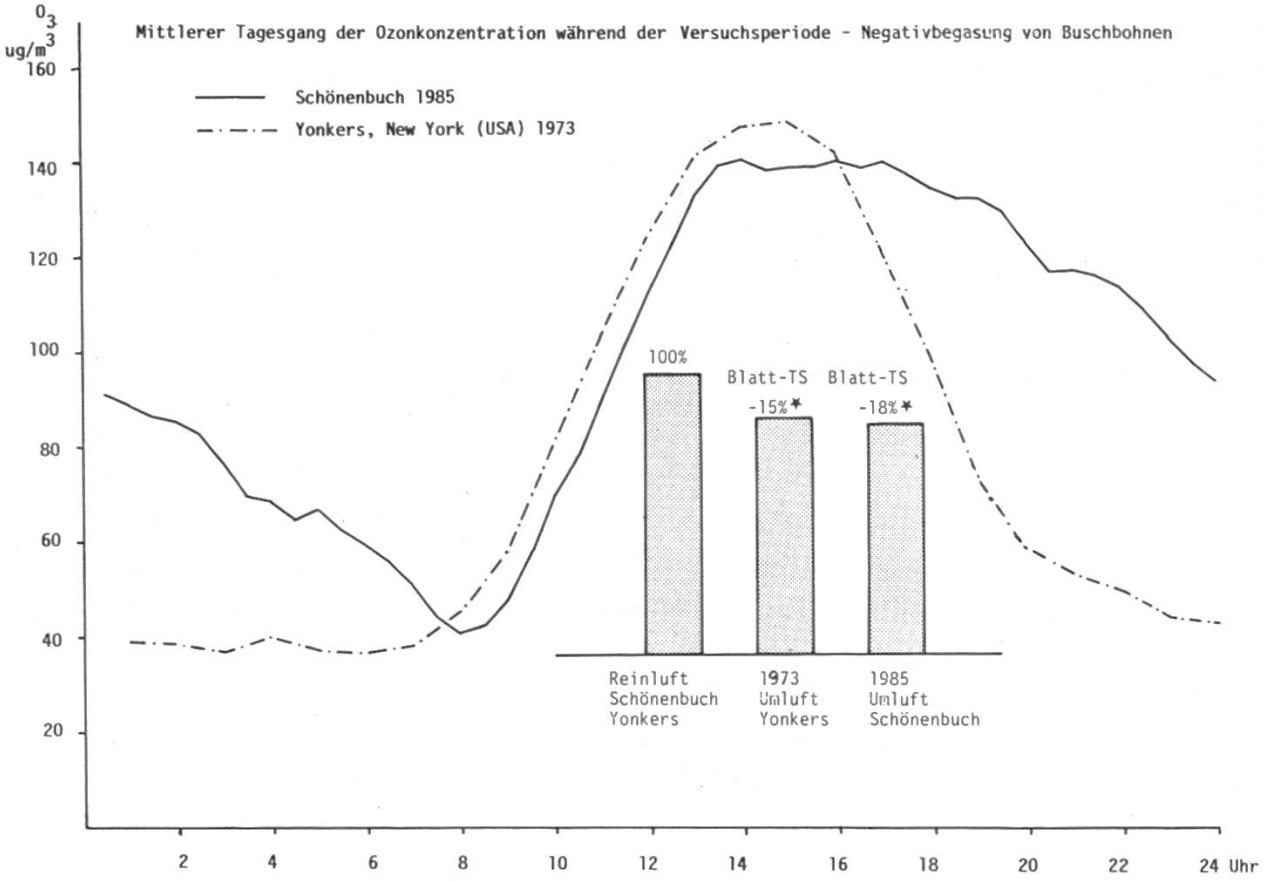


Abbildung 52. Einfluss von Umluft- und Filterluftbedingungen in Schönenbuch und Yonkers NY (nach *MacLean* und *Schneider* 1976) auf die Photosynthese (Bildung von Blatttrockensubstanz) bei Buschbohnen *(Phaseolus vulgaris)*. Man beachte den während der Begasungszeit ähnlichen mittleren Tagesgang der O_3-Konzentration n = 13 (Schönenbuch), $^*p < 0{,}05$ (t-Test).

Tabelle 12. Triebwachstum verschiedener Baumarten in gefilterter Luft und in Umgebungsluft in den Langen Erlen (260 m ü. M.) und auf dem Zugerberg (1000 m ü. M.).

Unterschied zur Filterluft signifikant mit $p < 0{,}05$ (*) bzw. $p < 0{,}001$ (**) (t-Test).

Baumart	*Umluft* $\bar{x}$ *(cm)*	*95%-Bereich*	*Filterluft* $\bar{x}$ *(cm)*	*95%-Bereich*	*n*	*Erhebungsdatum*
Lange Erlen (3jährige Topfpflanzen)						
Fagus sylvatica	15,0*	9,2–24,3	21,2	15,3–29,3	17	16.8.86
	22,9	16,3–29,5	29,8	23,4–36,1	17	27.9.86
Tilia cordata	37,2*	24,5–49,8	55,0	46,3–61,6	10	27.9.86
Abies alba	8,4	6,7–10,4	7,7	5,9–10,2	10	16.8.86
Quercus robur	52,9	36,4–69,4	42,7	31,0–54,4	10	27.9.86
Zugerberg (Keimlinge)						
Fagus sylvatica						
Komposterde pH 6,8	9,0*	7,6–10,3	11,1	9,4–12,8	21	14.10.86
Walderde pH 3,0	8,6	7,4– 9,7	9,4	8,4–10,4	21	14.10.86
Picea abies						
Komposterde pH 6,8	4,02**	3,89–4,15	4,35	4,23–4,47	120	14.10.86
Walderde pH 3,0	4,20**	4,09–4,31	4,49	4,38–4,60	110	14.10.86

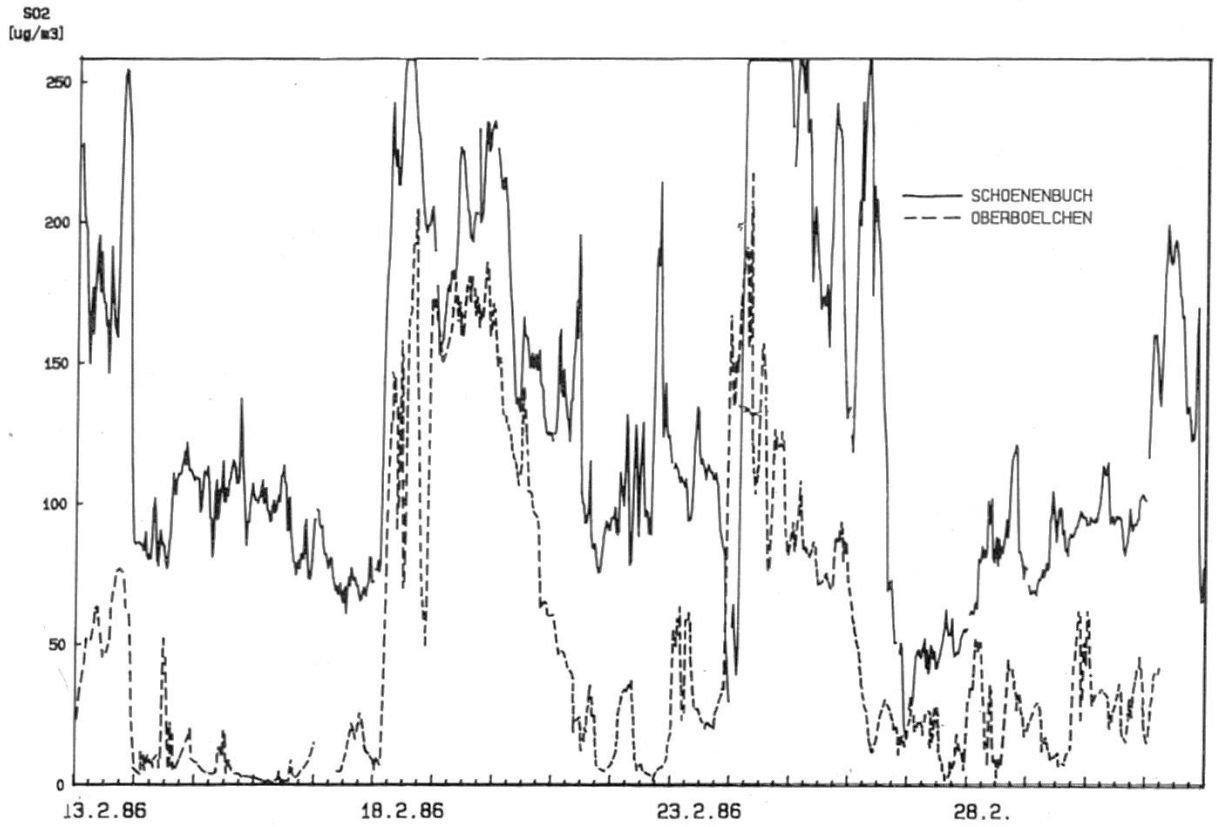
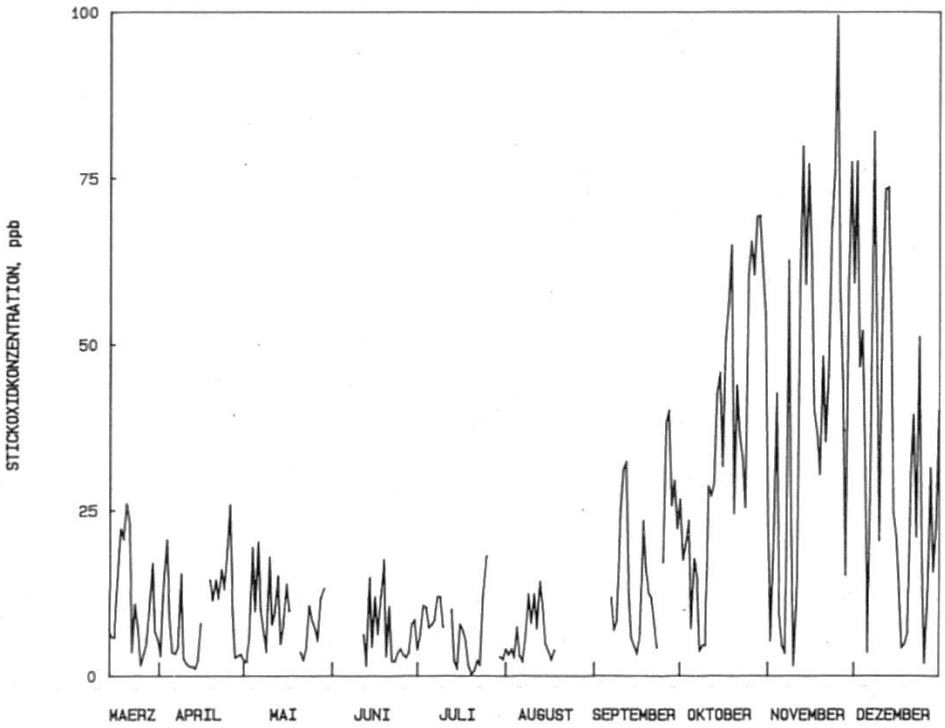


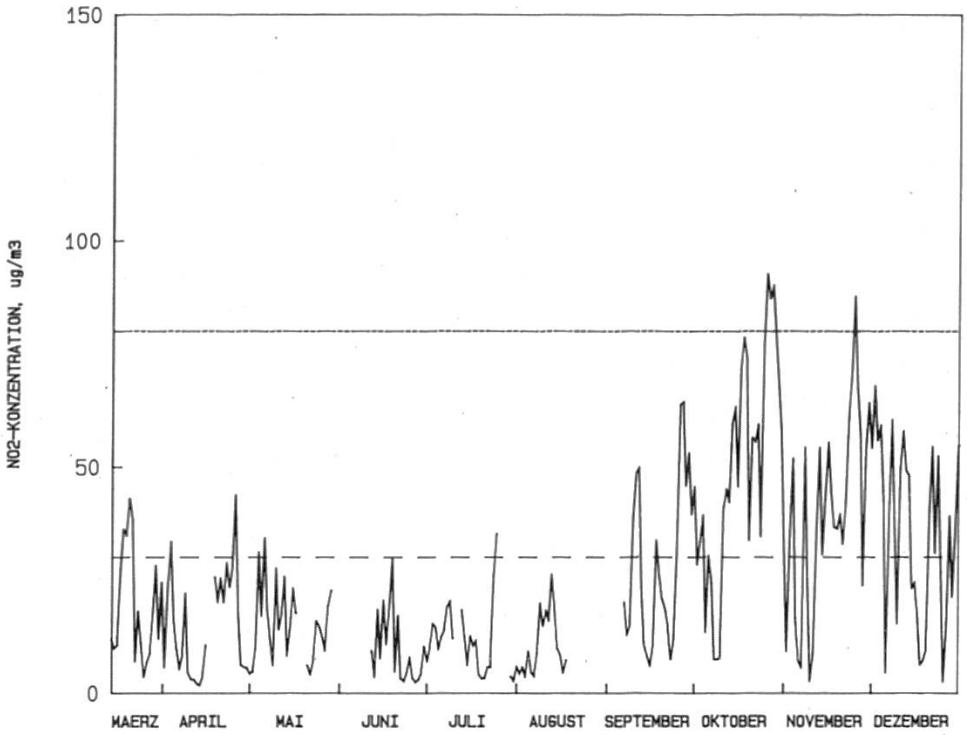
Abbildung 53. Verlauf der Schwefeldioxid (SO_2)-Konzentrationen im Nahbereich der agglomerationsnahen Buchenbeobachtungsfläche Biel-Benken (Schönenbuch, 360 m) und auf dem fernen Oberbölchen (1020 m), während der Kälteperiode im Februar 1986.

den lufthygienischen Verhältnissen Schädlinge besser entwickeln. Buchenkeimlinge, die mit der Buchenblattbaumlaus *Phyllaphis fagi* L. künstlich infiziert worden waren, zeigten in der Umluftbedingung nach kurzer Zeit eine signifikant erhöhte Population verglichen mit den Filterbedingungen (künstliche Infektion mit 5 Individuen pro Keimling; Anzahl Tiere nach 31 Tagen in der Umluft 129 $\pm$ 101 ($n = 46$), in der gefilterten Luft 73 $\pm$ 60 ($n = 35$), $p < 0{,}01$).

Zur Prüfung, in welchem Ausmass die bei uns messbaren Luftverunreinigungen wie Ozon phytowirksame Konzentrationen erreicht haben, wurden die als ozonempfindlich geltenden Buschbohnen als Bioindikator im Sommer 1985 in Filter- und Umluftkammern exponiert. Das Ergebnis ist in *Abbildung 52* dargestellt, zusammen mit einem Experiment von *MacLean* und *Schneider* (1976), das bei vergleichbaren Umluft-Ozonkonzentrationen mit der gleichen Pflanze durchgeführt wurde. In beiden Experimenten konnte eine signifikante Reduktion in der Trockensubstanz des Laubes bei den Pflanzen unter Umluftbedingungen nachgewiesen werden. Erste Beobachtungen mit vertopften Forstpflanzen in Negativbegasungsversuchen (open-top-Kammern) in den Langen Erlen, am Stadtrand von Basel, zeigen, dass ihre Reaktion auf die vorhandene lufthygienische Belastung je nach Art ganz unterschiedlich sein kann. Buchen *(Fagus sylvatica)* zeigten nach einem Jahr Exposition in den Kammern ein um 30% signifikant gehemmtes Wachstum der Mai- und Junitriebe zusammen in der Umluftbedingung gegenüber Filterluftverhältnissen *(Tabelle 12)* (Effizienz der aus Staubfilter, Aktivkohle und PurafilU bestehenden Filter für NO_2 und O_3 etwa 95%, für NO etwa 70 bis 80%, für Kohlenwasserstoffe etwa 60 bis 80%). Ab Mitte August, beim Absinken der Ozonkonzentrationen in der Umluft, bildeten sich Augusttriebe aus. Eine weitere Messung Ende September ergab immer noch deutliche Wachstumsunterschiede (23% Reduktion in der Umluft), die infolge der grossen Streuung jedoch nicht mehr signifikant waren. Im Gegensatz zur Buche zeigten sich bei der Linde *(Tilia cordata)* bis zum Abschluss des Triebwachstums Ende September signifikante Wachstumsunterschiede (Reduktion in Umluft um 31%). Ganz anders verhielt sich Tanne *(Abies alba)*, die in beiden Versuchsbedingungen gleich gut wuchs. Das Wachstum der Eiche *(Quercus robur)* war in der Umluft gar leicht stimuliert. Zu einem ähnlichen Befund wie in den Langen Erlen am Stadtrand von Basel gelangten wir auch in vergleichbaren Negativbegasungsexperimenten auf dem Zugerberg auf 1000 m ü. M., auf dem im Spätsommer 1985 allerdings ebenfalls hohe Ozonkonzentrationen gemessen worden waren (Mittelwert einer zehntägigen Messkampagne 130 $\mu g\ O_3/m^3$, Spitzenwert über 250 $\mu g/m^3$). Buchen- und Fichtenkeimlinge, die während des Sommers 1986 in den Begasungskammern angezogen worden waren, zeigten sowohl in neutraler Gartenerde als auch in saurer Walderde signifikante Wachstumsreduktionen in der Umluft gegenüber der Reinluft *(Tabelle 12)*. Lediglich die Buchen in der sehr sauren Walderde reagierten nicht mehr stark auf die Umluftbedingungen. Die Experimente werden zurzeit in Kombination mit saurem «Nebel» weitergeführt.



Abbildungen 54 und *55.* Verlauf der Stickoxid-(NO_X-) und Stickstoffdioxid-(NO_2-)Konzentration von März 1985 bis Dezember 1985 (Schönenbuch).
Grenzwerte nach LRV: — — — — — Jahresmittelwert
— · — · — · — 24h-Mittelwert



3.12.2 Stickoxide und Schwefeldioxid

Die Schwefeldioxidkonzentrationen erreichten im Winter während einer Kälteperiode sowohl im stadtnahen Schönenbuch wie in den Jurahöhen (Oberbölchen) während kurzen Ereignissen wiederholt hohe Werte *(Abbildung 53)*. Während der Monate Januar und Februar 1986 überstieg die SO_2-Konzentration den in der LRV (1985) als Grenzwert festgelegten 24-Stunden-Mittelwert von 100 $\mu g/m^3$ 13mal, und bei NO_2 wurden in derselben Zeitperiode neun Überschreitungen des maximalen 24-Stunden-Mittelwerts von 80 $\mu g/m^3$ ermittelt. Die Bedeutung dieser lufthygienischen Belastung für unsere Bäume darf nicht unterschätzt werden, vor allem wegen synergistischer Effekte *(Whitmore* und *Freer-Smith* 1982) und wegen nachfolgender Säuredepositionen (saurer Nebel, Regen), obwohl in der Regel nur im Winter so hohe Werte auftreten *(Abbildungen 54, 55)*. Im Vergleich der einzelnen Messstandorte zum Referenzstandort Schönenbuch lassen sich Standorte mit höherer NO_2- und SO_2-Belastung und solche mit niedrigerer Belastung unterscheiden. Erwartungsgemäss weist der stadtnahe Standort Lange Erlen regelmässig für die beiden primären Luftschadstoffe NO_X und SO_2 höhere Konzentrationen auf, während an den agglomerationsfernen Standorten Oltingen, Himmelried und Oberbölchen tiefere Werte gemessen werden *(Abbildungen 56, 57, 58)*. Aus der Reihe fallen die im Mittel leicht erhöhten Werte für SO_2 und NO_X im ländlichen Standort Möhlin vermutlich als Folge der im Fricktal herrschenden Winde aus industrieintensiven Agglomerationen. Für NO_2, etwas weniger gut für SO_2, kann bezüglich des Tagesmittels eine allgemeine Übereinstimmung in der «Grundbelastung» mit dem Referenzstandort Schönenbuch festgestellt werden (in *Abbildungen 59, 60* am Beispiel Möhlin dargestellt).

3.12.3 Radioaktivität

In den Beobachtungsflächen des Kantons Basel-Landschaft wurden in den Jahren 1984, 1985 und 1986 Laubstreu- und Bodenproben zur Ermittlung der Belastung mit radioaktiven Isotopen entnommen. Im Ah-Horizont aller BL-Flächen und in vier Flächen auch in den übrigen Horizonten wurden ^{40}K und ^{137}Cs gemessen. In Pratteln und Schönenbuch erfolgten zusätzlich Messungen von Schwebestaubproben, die mit einem High-Volume-Sampler (Digitel) bei einem Volumenstrom von 0,8 m^3/min aufgefangen worden waren.

Die Radioaktivitätsmessungen wurden einerseits durch das Isotopenlabor für biologische und medizinische Forschung der Universität Göttingen und andererseits durch das Chemisch-Analytische Labor Dr. H. Matt, Schaan (FL) durchgeführt.

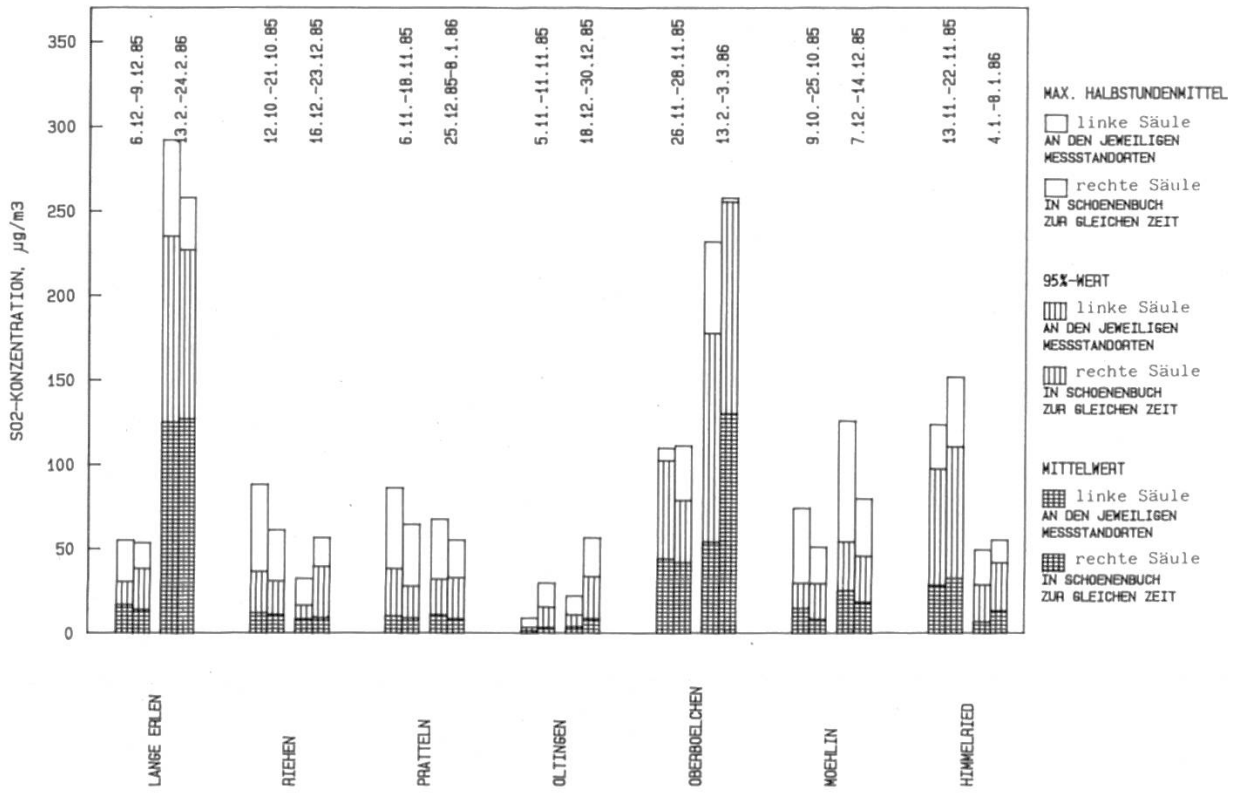
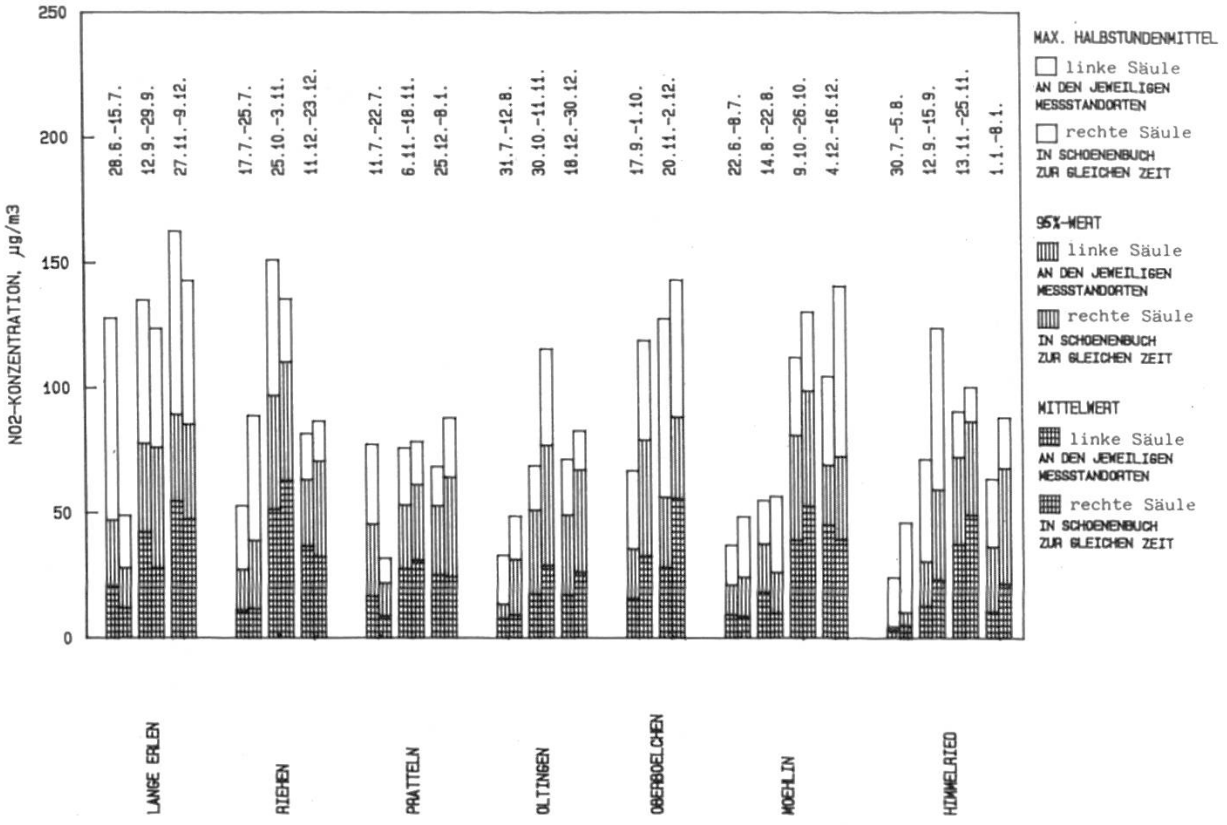


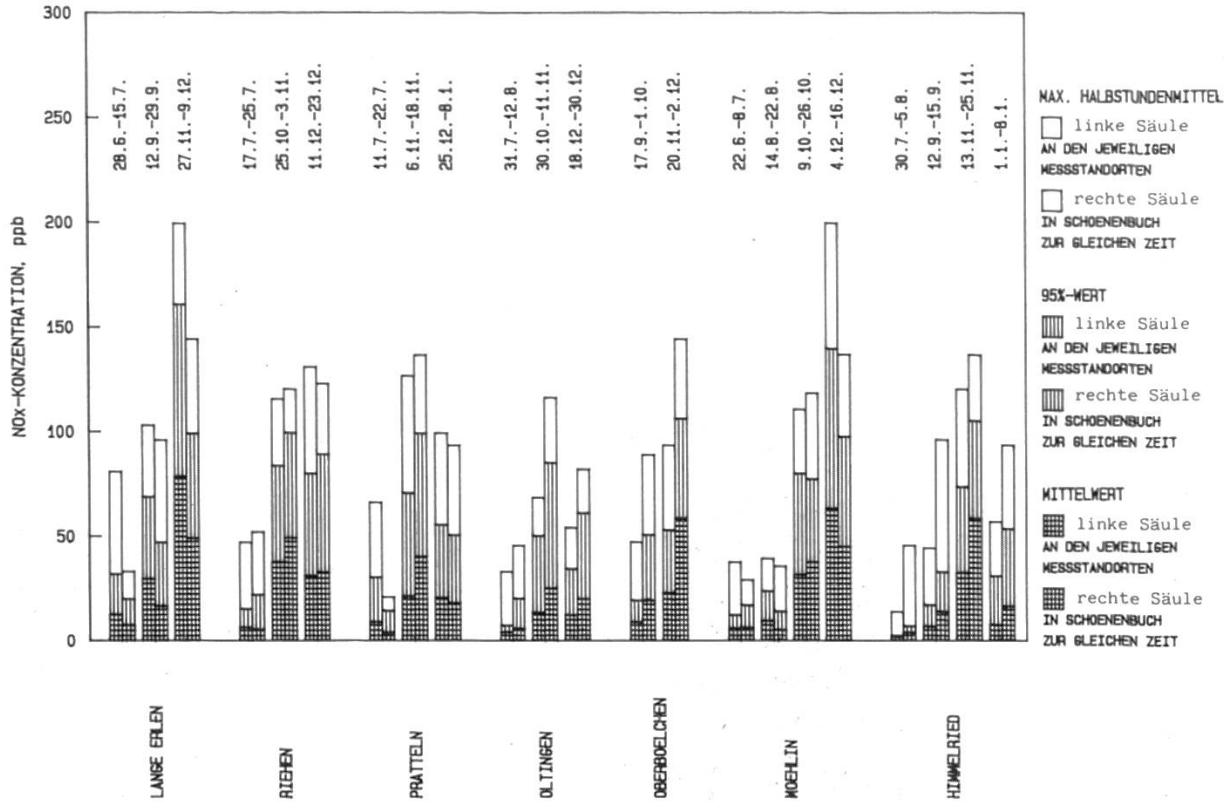
Abbildung 56. Schwefeldioxidkonzentration während der verschiedenen Messkampagnen im Vergleich zum Referenzstandort Schönenbuch. Säulenpaar: linke Säule jeweiliger Messstandort, rechte Säule Referenzstandort Schönenbuch.

Wie aus *Tabelle 13* ersichtlich ist, zeigt sich beim natürlichen ^{40}K in allen Horizonten des Bodens eine mehr oder weniger gleichmässige Verteilung, während beim ^{137}Cs, welches anthropogener Herkunft ist, in den obersten Bodenschichten die höchsten Werte zu finden sind. Die Streuung ist aber im allgemeinen sehr hoch. Nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl Ende April verdoppeln sich die Werte teilweise, wobei sich zwischen den einzelnen Beständen grosse Unterschiede zeigen. Dieser Umstand dürfte auf ein unterschiedlich dichtes Kronendach zurückzuführen sein, das die radioaktiven Isotope ausfilterte. Interessant ist auch die Tatsache, dass in den Jurahöhen (Rothenfluh, Oberbölchen) deutlich höhere ^{137}Cs-Werte gefunden wurden als in den Tieflagen. Dieser Befund steht im Einklang mit Ergebnissen der *KUER* (1982), die bedeutend höhere ^{137}Cs- und ^{90}Sr-Konzentrationen in Erdproben, Gras und Milch aus den Alpen gegenüber solchen aus dem Mittelland gefunden hatten, und dürfte auf eine erhöhte Nassdeposition von ^{137}Cs im Gebirge zurückzuführen sein (pers. Mitt. Prof. W. Martin).

Während in den Luftstaubproben von 1985 bei der Aufnahme von Gammaspektren keinerlei Radioaktivität ausser ^{210}Pb und ^{7}Be gemessen werden konnte, wurde Anfang Mai, nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl, auch in den Luftstaubproben ^{137}Cs nachgewiesen.



Abbildungen 57 und *58*. Stickoxid- und Stickstoffdioxidkonzentrationen während der verschiedenen Messkampagnen im Vergleich zum Referenzstandort Schönenbuch. Säulenpaar: Linke Säule jeweiliger Messstandort, rechte Säule Referenzstandort Schönenbuch.



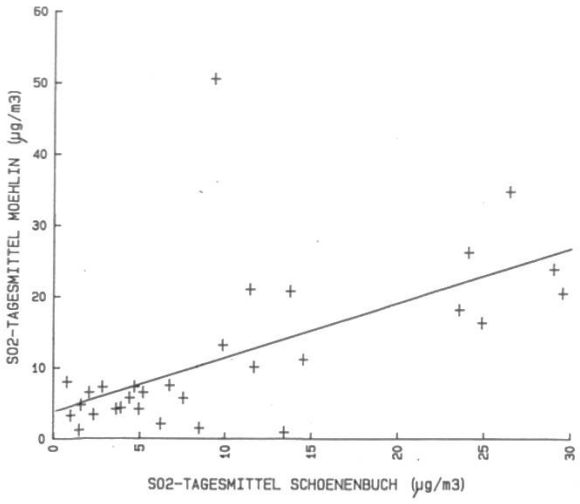


Abbildung 59. Korrelation zwischen den Schwefeldioxid-Tagesmittelwerten von Möhlin und dem Referenzstandort Schönenbuch. r = 0,612 (p < 0,001).

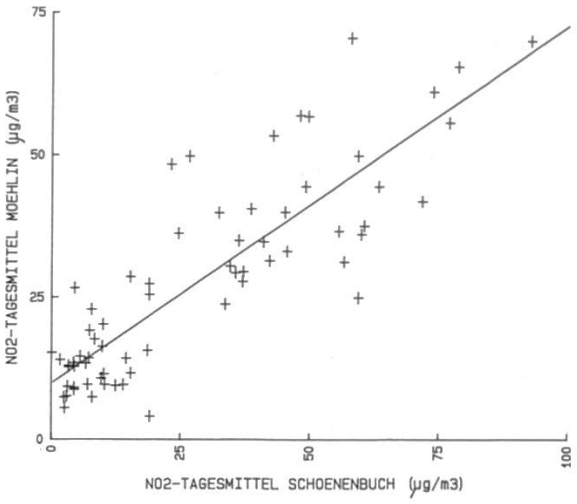


Abbildung 60. Korrelation zwischen den Stickstoffdioxid-Tagesmittelwerten von Möhlin und Schönenbuch. r = 0,849 (p < 0,001).

Schlussfolgerung

Die vorliegenden Ergebnisse zeigen, dass die Schädigung der Buchen in den Beobachtungsflächen von 1984 bis 1986 deutlich zugenommen hat, wobei 1986 im allgemeinen eine eher abflachende Tendenz der Schadensentwicklung beobachtet werden kann. 1986 konnten im Mittel über alle Flächen nur noch 32% der Bäume in Schadstufe 0 eingestuft werden. Auch bei einer konservativen Beurteilung, bei der lediglich die Bäume in den Schadstufen 2 und 3 als wirklich geschädigt betrachtet werden, sind immer noch 24% der Bäume als geschädigt anzusehen. Eine unzureichende Waldpflege als mögliche Ursache für die festgestellten Waldschäden kann aufgrund der vorliegenden Ergebnisse ausgeschlossen werden. Witterungsbedingte Einflüsse der letzten Jahre auf das Triebwachstum und somit die Vitalität der Bäume sind zwar feststellbar, reichen jedoch nicht aus, um Schadphänomene wie vorzeitige Alterungsprozesse (zum Beispiel veränderte Gipfeltriebmorphologie) zu erklären. Auch der unterschiedliche Wasserhaushalt der verschiedenen Bodentypen ist für die allgemeine Schadensentwicklung nicht bestimmend; sowohl auf tief- wie flachgründigen Böden ist ein vergleichbares Schädigungsausmass anzutreffen. Ebensowenig ist ein Einfluss der Bodenversauerung auf das Schadensausmass und die Schadensentwicklung erkennbar. Für die festgestellten Waldschäden in unseren Beständen dürften aufgrund erster vorliegender Resultate neben witterungsbedingten Einflüssen vielmehr folgende Faktoren dominierend sein:

1. Ein deutliches Ungleichgewicht im Ernährungszustand der Buchen, welches sich durch eine reichliche Stickstoffversorgung einerseits (vermutlich partiell als Folge eines erhöhten Stickstoffeintrages) und im allgemeinen

Tabelle 13. Radioaktivität in Laubstreu, Boden und Schwebestaubproben (Angaben in Bq/kg (1Bq = *27 pCi)*

Standort	*Datum*	*Isotop*	*Blattstreu*	*Humusstreu*	*Boden 0–5 cm*	*Boden 5–10 cm*	*Boden 10–20 cm*	*Boden 20–40 cm*	*Boden 40–60 cm*	*Cs-137* in Schwebestaubproben (Bq/m³):	
Rothenfluh	Okt. 1985	K-40	136	73	247	262	263	–	–		
		Cs-137	3	6	45	40	13	–	–		
	Juli 1986	Cs-137	–	–	93	–	–	–	–		
Oberbölchen	Aug. 1984	Cs-137	–	–	96	–	–	–	–	*Herbst–Winter 1985/1986*	
	Okt. 1985	K-40	226	127	383	373	395	416	–	Pratteln	n.n.
		Cs-137	0,4	18	49	51	38	6	–	Schönenbuch	n.n.
	Juli 1986	Cs-137	–	–	130	–	–	–	–	Oltingen	n.n.
	Aug. 1984	Cs-137	–	–	30	–	–	–	–		
Pratteln	Okt. 1985	K-40	177	162	423	482	493	503	544	*1. Mai 1986*	
		Cs-137	0,3	5	23	21	9	3	3	Pratteln	1.8
	Juli 1986	Cs-137	–	–	19	–	–	–	–	Schönenbuch	1.7
Biel-Benken	Aug. 1984	Cs-137	–	–	30	–	–	–	–	*8. Mai 1986*	
	Okt. 1985	K-40	185	106	370	398	391	392	466	Pratteln	0.002
		Cs-137	1,3	13	37	12	5	2	0,7	Schönenbuch	0.003
	Juli 1986	Cs-137	–	–	44	–	–	–	–		
Oltingen	Aug. 1984	Cs-137	–	–	63	–	–	–	–		
	Juli 1986	Cs-137	–	–	93	–	–	–	–		
Birsfelden	Aug. 1984	Cs-137	–	–	26	–	–	–	–		
	Juli 1986	Cs-137	–	–	96	–	–	–	–		
Liestal	Aug. 1984	Cs-137	–	–	48	–	–	–	–		
	Juli 1986	Cs-137	–	–	93	–	–	–	–		
Therwil	Aug. 1984	Cs-137	–	–	15	–	–	–	–		
	Juli 1986	Cs-137	–	–	30	–	–	–	–		

eine schlechte Versorgung mit Kalium, teilweise auch Magnesium und Bor (vermutlich als Folge von immissionsbedingten erhöhten Leachingprozessen) andererseits auszeichnet. Ein hohes N/K-Verhältnis wirkt nicht nur prädisponierend für den beobachteten erhöhten Parasitenbefall, sondern vermindert auch die Trockenheits- und Frostresistenz.

2. Eine erwiesenermassen vorhandene phytowirksame Immissionsbelastung, vornehmlich durch Ozon und saure Depositionen, setzt die Bäume unter Stress. Ein gehemmtes Wachstum und gestörte Wasserbeziehungen sowie eine Versauerung der Rhizosphäre durch den Baum selbst als Folge von immissionsbedingten Stresseinwirkungen sind die Folge.
3. Durch stressinduzierte physiologische und biochemische Veränderungen des Wirtsbaumes können Parasiten angelockt oder in ihrer Vermehrung gefördert werden. Dabei kann nicht ausgeschlossen werden, dass bekannte Parasiten und Endophyten ihr Verhalten ändern. Je nach individueller Resistenz können die Bäume diesen Attacken durch Parasiten erliegen, was zu dem in unseren Wäldern zu beobachtenden «Einzelbaumsterben» führt.
4. Auch bei Waldbäumen, die bereits ein hohes Schädigungsausmass aufweisen, sind Erholungen möglich, insbesondere bei Koniferen, die häufig Kompensationstriebe bilden. Ob die Erholung von Dauer ist, kann jedoch erst die weitere Beobachtung zeigen.

Zusammenfassung

Untersuchungen über Waldschäden in festen Buchenbeobachtungsflächen der Kantone Basel-Landschaft, Basel-Stadt, Aargau, Solothurn, Bern, Zürich und Zug

1. In insgesamt 51 Buchenbeobachtungsflächen in den Kantonen Basel-Landschaft, Basel-Stadt, Aargau, Solothurn, Bern, Zürich und Zug wurden in den Jahren 1984 bis 1986 (ZG ab 1985) verschiedene Untersuchungen über Schadensentwicklung, Wachstum und Morphologie der Gipfeltriebe, Parasitenbefall, Ernährungszustand, Leachingprozesse, Bodenverhältnisse und Immissionsbelastung durchgeführt. Die Flächen enthielten im Durchschnitt 70 bis 100 Bäume hauptsächlich im Alter von 70 bis 120 Jahren.
2. Innerhalb der letzten drei Jahre liessen sich in den einzelnen Beobachtungsflächen lokal sehr unterschiedliche Entwicklungen erkennen, von Verbesserung über Stagnation bis hin zu einer deutlichen Verschlechterung. 1986 konnte im Mittel bei 65% der Bäume eine Verlichtung von mehr als 20% registriert werden. Als deutlich geschädigt mussten 1986 rund 24% der Buchen eingestuft werden (Stufen 2 und 3), wobei weitere 45% eine verminderte Vitalität aufwiesen.
3. Eine Beziehung zwischen dem Schadensausmass und dem Waldpflegezustand konnte nicht gefunden werden.
4. Die trockene Witterung in den Jahren 1983 bis 1985 dürfte mit eine Rolle bei der Schadensentwicklung gespielt haben. Jedoch konnte kein direkter Zusammenhang zwischen der Vitalitätseinbusse in Form eines reduzierten Gipfeltriebwachstums und den Niederschlagsverhältnissen oder den Bodenwasserbeziehungen gefunden werden. Je nach Altersgruppe zeigte sich schon seit 1981 ein gut erkennbarer Rückgang des Triebwachstums. Auch die Schadensentwicklung verlief auf zur Trockenheit neigenden Standorten und auf gut mit Wasser versorgten Böden gleich.
5. Auch ein Einfluss der verschiedenen Boden-Puffersysteme auf das Schadensausmass bzw. die Schadensentwicklung liess sich bei den vorliegenden Daten nicht feststellen.
6. Aufgrund des Verzweigungsmusters der Gipfeltriebe (Kurztrieb/Langtriebbildung) muss eine vorzeitige Alterung der Bäume angenommen werden. Bei rund 40% der beernteten Bäume zwischen 80 und 120 Jahren liess sich bereits eine Degenerations- oder Stagnationsphase erkennen.
7. Der Ernährungszustand der Bäume zeichnete sich durch ein augenfälliges Ungleichgewicht aus. In allen Beständen bestand eine reichliche Stickstoffversorgung, hingegen musste in nahezu der Hälfte (23 Bestände) eine knappe bzw. ungenügende Kaliumversorgung festgestellt werden. Bei Ereignisproben konnte im Netto-Stammabfluss gegenüber dem Regenwasser im Mittel ein 14fach erhöhter Kaliumgehalt gefunden werden. Zwischen dem pH des Regenwassers und dem Kaliumgehalt des Stammabflusses bestand eine enge Korrelation; die Bäume tauschten Kalium gegen Protonen aus (Protonenpufferung). Eine knappe Nährstoffversorgung konnte sonst nur noch bei Magnesium und Bor in einigen Beständen registriert werden.
8. Buchenkeimlinge, deren Sprossorgane einem künstlichen sauren «Nebel» ausgesetzt worden waren, gaben schon nach kurzer Zeit vermehrt Protonen aus der Wurzel ab, was zu einer deutlichen Versauerung der Rhizosphäre führte.
9. Lufthygienemessungen in der Nordwestschweiz (Schönenbuch) ergaben bezüglich Ozon sowohl 1985 mit 51 Ereignistagen ($\geqslant$ 156 $\mu g/m^3$ O_3 als maximales Halbstun-

denmittel) als auch 1986 mit 31 Ereignistagen während der Vegetationszeit phytowirksame Ozonkonzentrationen. Buchen, Fichten und Linden, nicht jedoch Eichen und Tannen, zeigten in Umluftkammern ein deutlich gehemmtes Wachstum gegenüber Filterluftbedingungen. Im Winterhalbjahr wurden bezüglich der Stickoxide und des Schwefeldioxids auch fernab von Agglomerationen kurzfristig hohe Konzentrationen gemessen.

10. Sowohl die im Buchenlaub festgestellten N/K-Verhältnisse als auch die vorhandene lufthygienische Belastung begünstigen den Befall mit verschiedenen Parasiten. Dies geht sowohl aus der Literatur als auch aus eigenen Beobachtungen und Experimenten hervor.

Résumé

Recherches sur le dépérissement des forêts de hêtres dans des parcelles permanentes d'observation des cantons de Bâle-Campagne, Bâle-Ville, Argovie, Soleure, Berne, Zurich et Zoug

1. Des recherches sont faites, depuis 1984, sur l'évolution des dégâts, la croissance et la morphologie des pousses de la cime, l'infestation par divers parasites, la teneur en éléments nutritifs, le processus du «leaching», l'état du sol et l'effet de la pollution dans 51 parcelles de hêtraie dans les cantons de Bâle-Campagne, Bâle-Ville, Argovie, Soleure, Berne, Zurich et Zoug (seulement depuis 1985 dans ce canton). Chaque parcelle d'observation comptait environ 70 à 100 arbres adultes, à l'âge de environ 70 à 120 ans.
2. On observe une évolution différente des dégâts selon les endroits. On peut noter amélioration, stagnation et aggravation au cours des trois dernières années dans les parcelles d'observation. En 1986, on a enregistré une défoliation de plus de 20% chez environ 65% des arbres. 24% des hêtres doivent être considérés comme nettement atteints (degrés 2 et 3); 45% des hêtres montrent une diminution de vitalité.
3. On ne peut trouver une correlation entre l'évolution des dégâts et l'intensité de la sylviculture.
4. Le temps sec des années 1983 à 1985 a certainement joué un rôle dans l'évolution des dégâts. Cependant, on ne peut trouver aucun rapport direct entre la perte de vitalité se manifestant par une croissance réduite des pousses de la cime et la quantité des précipitations ou le régime hydrique du sol. Selon l'âge des arbres, on remarque déjà à partir de 1981 un net ralentissement de la croissance des pousses. L'évolution des dégâts se déroule aussi de la même manière aux endroits tendant à la sécheresse et sur un sol bien approvisionné en eau.
5. Aussi, l'acidité du sol n'avait pas d'influence sur l'évolution des dégats.
6. En raison de la forme de la ramification des pousses de la cime, on doit supposer un vieillissement prématuré des arbres. Chez 40% des arbres de 80 à 120 ans contrôlés, on remarque déjà une phase de dégénération ou de stagnation.

7. L'état nutritif des arbres fait preuve d'un déséquilibre évident. Dans toutes les parcelles d'observation, on a pu constater un riche approvisionnement en azote, par contre dans presque la moitié (23 parcelles) un approvisionnement juste ou même insuffisant. Dans l'eau d'écoulement le long du tronc, on a trouvé en moyenne une teneur en potassium 14 fois plus élevée que dans l'eau de pluie. Il existe une corrélation étroite entre le pH de l'eau de pluie et la teneur en potassium de l'écoulement le long du tronc; l'arbre échange du potassium contre des protons. En outre, on a encore enregistré dans quelques parcelles une teneur un peu juste en magnésium et en bore.
8. Quand le feuillage de jeunes hêtres était traité avec du «brouillard» acide artificiel, les racines sécrétaient des protones après peu de temps.
9. Des analyses de l'air faites dans le nord-ouest de la Suisse (à Schönenbuch) ont montré des concentrations d'ozone agissant sur les plantes. En 1985, au cours de la période de végétation, la valeur de 156 $\mu g\ O_3/m^3$ a été surpassée au moins pendant une demi-heure durant 51 jours tandis qu'en 1986 cette même valeur n'était dépassée qu'au cours de 31 jours. La croissance de jeunes hêtres, des épicéas et des tilleuls, mais pas des sapins et des chênes, était empêchée par l'air polluée dans des expériences avec de l'air filtrée. Au cours du semestre d'hiver, on a trouvé, à court terme, de fortes concentrations d'oxyde d'azote et de dioxide de soufre, aussi à l'écart des agglomérations.
10. Une infestation nettement accrue des arbres par des parasites peut être favorisée aussi bien lors d'un rapport élevé N/K dans le feuillage (déséquilibre du rapport azote-potassium) que par suite des conditions existantes de pollution de l'air.

Traduction: *Eric Wyss*

Summary

Investigations on Forest Decline in Beech Stands of the Swiss cantons of Basle-Country, Basle-City, Argovie, Soleure, Berne, Zurich, and Zoug

1. 51 beech stands were investigated in the Swiss cantons of Basle-Country, Basle-City, Argovie, Soleure, Berne, Zurich, and Zoug. Since 1984 (Zoug 1985) investigations have been made on damage development, growth and morphology of top shoots, parasite infestation, nutrient status, leaching processes, soil characteristics and impact by air pollution. The stands consisted of about 70 to 100 adult trees with an age of about 70 to 120 years.
2. The development of damage showed local differences. Increase, stagnation as well as decrease of damage could be observed in the different stands during the inquiry period. In 1986, 65% of the trees showed a thinness of the crown by more than 20%. In 1986, an obvious damage (score classes 2 and 3) was observed in 24% of the beech trees whereas 45% of the trees were classified to belong to score class 1 (reduced vitality).
3. There was no correlation between the intensity and development of damage, respectively, and the intensity of forest management.

4. The dry weather during the summers 1983 to 1985 may have played a role in the development of damage. However, a direct correlation between reduced vitality as expressed by a noticeably decreased growth of top shoots could be found neither with the soil water status nor with the precipitation data. Depending on age group, some trees have shown a clear reduction in growth since 1981. In addition, the development of damage is the same on dry soils than on soils with sufficient water storing capacity.
5. Also, the present data do not suggest a correlation between extent and development of damage and the ranges of soil pH.
6. Judging from the ramification pattern of the top shoots (ratio between extension shoots and dwarf shoots), the trees showed a premature senescence. The degeneration and stagnation stages could already be observed in the 80 to 120 age group.
7. The nutrient status of the trees showed a clear imbalance. In all sites an ample supply with nitrogen was measured whereas in nearly half of the sites potassium was in short or even insufficient supply. Net concentrations of potassium in stemflow were 14 times higher than in the corresponding rain water. There was a good correlation between acidity of rain water and K concentration in stemflow; the trees are exchanging potassium versus protons (protone buffering). In some sites a short supply was also found for magnesium and boron.
8. When the shoots of beech seedlings were treated with an artificial acid «mist», the roots began to exude protons after a short time, leading to an acidification of the rhizosphere.
9. Measurements of air pollution revealed ozone concentrations which may affect plants. In 1985, 51 days were recorded with maximum half hourly means of more than 80 ppb, in 1986 31 days. In open-top chambers with ambient and filtered air, growth of potted beech, Norway spruce and linden, but not of silver fir and oak,was significantly inhibited. In winter, rather high concentrations of NO_X and SO_2 were measured even very remote from agglomerations.
10. The high N/K ratio in the leaves as well as the impact of air pollution favour an increased infestation with parasites as could be demonstrated in field observations and in open-top chamber experiments.

Amthor, J. S. (1986): An estimate of the «cost» of nutrient leaching from forest canopies by rain. New Phytol. *102,* 359–364.

Arndt, U., Kaufmann, M. (1985): Wirkungen von Ozon auf die apparente Photosynthese von Tanne *(Abies alba* Mill.) und Buche *(Fagus sylvatica* L.). Allg. Forstzeitschrift, *40,* 19–20.

Ashmore, M., Bell, J. N. B., Rutter, J. (1985): The role of ozone in the forest damage in West Germany. Ambio *14* (2), 81–87.

Becker, A. (1983): Untersuchungen zur Verjüngungsfähigkeit der Buche in bodensauren Buchenwald-Ökosystemen. Der Forst- und Holzwirt 6, 154–160.

Benzler, J. H., Finnern, H., Müller, W., Roeschmann, G., Will, K.H., Wittmann, O. (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung Stuttgart, pp. 331.

Bergmann, W. (1983): Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. G. Fischer Verlag Stuttgart, pp. 614.

Berry, C. R., Ripperton, C. A. (1963): Ozone, a possible cause of white pine emergence tipburn. Phytopathology *53,* 552–557.

BFL, EAFV (1985): Ergebnisse der Sanasilva-Waldschadensinventur 1985 Bern und Birmensdorf 1985, pp. 47.

Bolsinger, M., Flückiger, W. (1984): Effect of air pollution at a motorway on the infestation of *Viburnum opulus* L. by *Aphis fabae* Scop. Eur. J. For. Path. *14,* 256–260.

Bormann, F. H., Likens, G. E. (1979): Pattern and process in a forested ecosystem. Springer, New York, Heidelberg, Berlin, pp. 253.

Braun, S., Flückiger, W. (1984a): Increased population of the aphid *Aphis pomi* at a motorway. Part 1: Field evaluation. Environ. Pollut. (Ser. A) *33,* 107–120.

Braun, S., Flückiger, W. (1984b): Increased population of the aphid *Aphis pomi* at a motorway. Part 2: The effect of drought and deicing salt. Environ. Pollut. (Ser. A) *36,* 261–270.

Braun, S., Flückiger, W. (1985): Increased population of the aphid *Aphis pomi* at a motorway. Part 3: The effect of exhaust gases. Environ. Pollut. (Ser. A) *39,* 183–192.

Bucher, J. B. (1986): Wirkungen von Ozon auf Waldbäume. IUFRO 18th International World Congress, Ljubljana (YU) 7.–14. Sept. 1986.

Bucher, J. B., Landolt, W. (1985): Zur Diagnose von Ozonsymptomen auf Waldbäumen. Schweiz. Z. Forstwes. *136* (10), 863–865.

Bucher, J. B., Landolt, W., Bleuler, P. (1986): Ozonmessungen auf dem Rötiboden ob Göschenen UR. Schweiz. Z. Forstwes. *137* (7), 607–621.

Chaboussou, F. (1972): Die Rolle des Kaliums und des Kationengleichgewichtes für die Widerstandsfähigkeit von Pflanzen gegen Krankheiten. Intern. Kali-Briefe, Fachg. 23,39, Folge 1–10.

Claussen, T. (1975): Die Reaktionen der Pflanzen auf Wirkungen des photochemischen Smogs. Acta phytomedica *3,* Parey Berlin, pp. 132.

Crawford, R. M. M., Baines, M. A. (1977): Tolerance of anoxia and the metabolism of ethanol in tree roots. New Phytol. *79,* 519–526.

Davis, D. D., Gerhold, H. D. (1976): Selection of trees for tolerance to air pollutants. In: Better trees for metropolitan landscapes (Symposium Proceedings USDA Forest Service, General Technical Report NE 22, 61–66.

Davis, D. D., Wood, F. H. (1972): The relative susceptibility of eighteen coniferous species to ozone. Phytopathology *62,* 552–557.

Décourt, N. (1981): Hêtre et pollution atmosphérique. In: E. Teissier du Cros (ed): Le Hêtre. INRA Paris 518–521.

Dominski, H. (1971): Accelerated nitrate production and loss in the northern hardwood forest ecosystem underlain by podzol soils following clear cutting and addition of herbicides. Ph. D. Thesis Yale University, New Haven CT, pp. 157.

Eidg. Anstalt für das forstliche Versuchswesen (1967): Ertragstafeln für die Buche in der Schweiz. Birmensdorf.

Eidg. Departement des Innern (1984): Waldsterben und Luftverschmutzung, Bern pp. 120.

Eidg. Departement des Innern (1985): Luftreinhalte-Verordnung (LRV) vom 16. Dezember 1985, SR 814.318.142.1, 66 S.

Eidg. Departement des Innern (1986): Verordnung über Schadstoffe im Boden (VSBO) vom 9. Juni 1986.

Eidg. Kommission zur Überwachung der Radioaktivität (KUER) (1982): 25 Jahre Radioaktivitätsüberwachung in der Schweiz. pp. 46.

Evers, F. H. (1984): Zur Walderkrankung in Südwestdeutschland. Landschaft + Stadt *16* (3), 153–163.

Evers, F. H. (1985): Ergebnisse niederschlagsanalytischer Untersuchungen in südwestdeutschen Nadelwaldbeständen. Mitt. des Vereins für Forstl. Standortkunde und Forstpflanzenzüchtung *31*, 31–36.

Ewers, U., Schlipköter, H. W. (1984): Blei. In: E. Merian (ed): Metalle in der Umwelt. Verlag Chemie Weinheim 351–373.

Faller, N. (1972): Schwefeldioxid, Schwefelwasserstoff, nitrose Gase und Ammoniak als ausschliessliche S- bzw. N-Quelle der höheren Pflanzen. Ztschr. Pflanzenern. Düngung Bodenkde *131*, 120–130.

Flückiger, W., Braun, S., Flückiger-Keller, H. (1984): Untersuchungen über Waldschäden in der Nordwestschweiz. Schweiz. Z. Forstwes. *135*, 389–444.

Gehrmann, J. (1983): Zur Entwicklung von Buchenjungpflanzen auf unterschiedlich immissionsbelasteten Standorten. Der Forst- und Holzwirt 6, 150–154.

Glatzel, G., Sonderegger, E., Kazda, M., Puxbaum, H. (1983): Bodenveränderungen durch schadstoffangereicherte Stammablaufniederschläge in Buchenbeständen des Wienerwaldes. Allg. Forstzeitschrift *38* (26/27), 693–694.

Guderian, R., K. Küppers, R. Six (1985): Wirkungen von Ozon, Schwefeldioxid und Stickstoffdioxid auf Fichte und Pappel bei unterschiedlicher Versorgung mit Magnisium und Kalium sowie auf die Blattflechte *Hypogymnia physodes*. VDI Berichte 560, 657–701.

Heggestad, H. E., Gish, T. J., Lee, E. H., Bennett, J. H., Douglass, L. W. (1985): Interaction of soil moisture stress and ambient ozone on growth and yields of soybeans. Phytopathology *75* (4), 472–477.

Hill, A. C., Heggestad, H. E., Linzon, J. N. (1970): Ozone. In: *Jacobson, J. S.*, and *Hill, A. C.* (ed.): Recognition of air pollution injury to vegetation, a pictorial atlas, pp. B1–B22. Air Pollut. Contr. Ass. Pittsburgh, Pa.

Houston, D. B. (1974): Response of selected *Pinus strobus* L. clones to fumigation with sulfur dioxide and ozone. Can. J. Forest Research *4*, 65-68.

Hradetzky, S., Schöpfer, W. (1984): Verfahren und Ergebnisse der Waldschadensinventur mit Infrarot-Luftbildern in Baden-Württemberg 1983. Allg. Forstzeitschrift *39* (43/44), 1080–1083.

Johnson, D. W., Richter, D. D., Lovett, G. M., Lindberg, S.E. (1985): The effects of atmospheric deposition on potassium, calcium and magnesium cycling in two deciduous forests. Can. J. For. Res. *15*, 773–782.

Keller, Th. (1975): Zur Phytotoxizität von Fluorimmissionen für Holzarten. Mitt. Eidg. Anstalt für das forstl. Versuchswesen *51* (2), 301–331.

Keller, Th. (1986): Ozon bewirkt vorzeitigen Blattfall. Allg. Forstzeitschrift *41* (4), 73.

Keller, Th., Bajo, S., Wyttenbach, A. (1986): Gehalte an einigen Elementen in den Ablagerungen auf Fichtennadeln als Nachweis der Luftverschmutzung. Allg. Forst- und Jagd-Ztg. *157*, 69–77.

Kelly, J. M., Strickland, R. C. (1986): Throughfall and plant nutrient concentration response to simulated acid rain treatment. Water Air and Soil Pollut. *29*, 219–213.

Kennel, E. (1984): Untersuchung des Höhenzuwachses von Fichten mit Walderkrankungssymptomen im Bereich der OFD Augsburg. Allg. Forstzeitschrift *39* (19), 468–469.

Kimmerer, T. W., Kozlowski, T. T. (1982): Ethylene, ethane, acetaldehyde and Ethanol production by plants under stress. Plant Physiol. *69*, 840–847.

Krause, G. H. M., Jung, K. D., Prinz, B. (1985): Experimentelle Untersuchungen zur Aufklärung der neuartigen Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland. VDI Berichte 560, 627–656.

Kreutzer, K. (1970): Manganmangel der Fichte *(Picea abies* Karst.) in Süddeutschland. Forstwiss. Cbl. *89* (5), 275–299.

Landolt, W., Keller, Th. (1986): Uptake and effects of air pollutants on woody plants. Experientia *41*, 301–310.

Lang, K. J., Holdenrieder, O. (1985): Nekrotische Flecken an Nadeln von *Picea abies* — ein Symptom des Fichtensterbens. Eur. J. For. Path. *15*, 52–58.

Law, R. M., Mansfield, T. A. (1982): Oxides of nitrogen and the greenhouse atmosphere. In: M. H. Unsworth und D. P. Ormrod (eds.): Effects of gaseous air pollution in agriculture and horticulture. Butterworths London 93–112.

Larcher, W. (1973): Ökologie der Pflanzen. UTB Ulmer, pp. 320.

Leibundgut, H. (1984): Die Waldpflege. Paul Haupt Bern, Stuttgart, pp. 214.

Leibundgut, H., Auer, C., Wieland, C. (1971): Ergebnisse von Durchforstungsversuchen 1930–1965 im Sihlwald. Mitt. Eidg. Anstalt für das forstliche Versuchswesen *47* (4), 259–389.

Leonardi, S., Flückiger, W. (1986): Die Auswaschung von Nährstoffen aus der Baumkrone. Untersuchungen in Buchenbeständen der Nordwestschweiz. Allg. Forstzeitschrift *33*, 825–828.

Le Tacon, F. (1981): Les éléments dans les feuilles. Principales valeurs de diagnostic. In: *E. Teissier du Cros* (ed.): Le Hêtre. Institut National de la Recherche Agronomique, Dép. des Recherches Forestières. Paris 1981, pp. 185–192.

Le Tacon, F., Oswald, H. (1977): Influence de la fertilisation minérale sur la fructification du Hêtre *(Fagus sylvatica)*. Ann. Sci. Forest. *34* (2), 89–109.

Le Tacon, F., Toutain, F. (1973): Variations saisonnières et stationnelles de la teneur en éléments minéraux des feuilles de hêtre *(Fagus sylvatica)* dans l'est de la France. Ann. Sci. Forest *30*, 1–29.

Lister, G. R., Slanskis, V., Krotkov, G., Nelson, C. D. (1968): The growth and physiology of *Pinus strobus* L. seedlings as affected by various nutritional levels of nitrogen and phosphorus. Ann. Bot. (London) N.S. 32.

MacLean, D.C., Schneider, R. E. (1976): Photochemical oxidants in Yonkers, New York: Effects of yield of bean and tomato. J. Environ. Qual. *5* (1), 75–78.

Manion, P. D. (1981): Tree disease concepts. Prentice-Hall, Inc. Englewood Cliffs, New Jersey, pp. 399.

Marschner, H., Röhmfeld, V., Ossenberg-Neuhaus H. (1982): A rapid method for measuring changes in pH and reducing processes along roots of intact plants. Z. Pflanzenphysiol. *105*, 407–416.

Matzner, E., Ulrich, B. (1983): The turnover of protons by mineralization and ion uptake in a beech *(Fagus sylvatica)* and a norway spruce ecosystem. In: Ulrich, B., Pankrath, J. (eds.): Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems. D. Reidel Publishing Co., Dordrecht, Boston, London 33–45.

McNeill, S., Prestidge, S. A. (1982): Plant nutritional strategies and insect herbivore communities. Proc. 5th Int. Symp. Insect-Plant Relationships, Wageningen, Pudoc 225–235.

Mecklenburg, R. A., Tuckey Jr., H. B. (1964): Influence of foliar leaching on root uptake and translocation of Calcium-45 to the stems and foliage of *Phaseolus vulgaris*. Plant Physiol. *39* (4), 533–536.

Mengel, K. (1968): Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze. Gustav Fischer Verlag Jena, pp. 436.

Metzler, B., Oberwinkler, F. (1986): Charakteristische Meristemschäden in Fichtenwurzeln durch niedrigen pH-Wert und Aluminium-Ionen. Allg. Forstzeitschrift *41* (25/26), 649–651.

Meyer, F. H. (1985): Einfluss des Stickstoff-Faktors auf den Mykorrhizabesatz von Fichtensämlingen im Humus einer Waldschadensfläche. Allg. Forstz. *40* (9/10), 208–219.

Miller, H. G. (1984): Deposition-plant-soil-interactions. Phil. Trans. R. Soc. Lond. B 305, 339–352.

Miller, P. R., Parmeter Jr., J. R., Taylor, O. C., Cardiff, E. H. (1963): Ozone injury to the foliage of *Pinus ponderosa*. Phytopathology *53*, 1072–1076.

Mitscherlich, G. (1975): Wald, Wachstum und Umwelt, Bd. III: Boden, Luft und Produktion . J. D. Sauerländer's Verlag Frankfurt a. M., pp. 352.

Mitscherlich, G. (1981): Wald, Wachstum und Umwelt, Bd. II: Waldklima und Wasserhaushalt (2. Auflage). J. D. Sauerländer's Verlag Frankfurt/M., pp. 402.

Mooi, J. (1986): Effects of SO_2, NO_2, and O_3 on poplars. IUFRO 18th International World Congress, Ljubljana (YU) 7.–14. Sept. 1986.

Rehfuess, K. E. (1983): Walderkrankungen und Immissionen – eine Zwischenbilanz. Allg. Forstz. *38* (24), 601–610.

Reich, P. B., Schoettle, A. W., Stroo, H. F., Amundson, R. G. (1986): Acid rain and ozone influence mycorrhizal infection in tree seedlings. J. Air Pollut. Contr. Assoc. 724–726.

Roloff, A. (1984): Morphologie der Verzweigung von *Fagus sylvatica* L. (Rotbuche) als Grundlage zur Beurteilung von Triebanomalien und Kronenschäden. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben Bd. 3, 1–25.

Roloff, A. (1985a): Auswirkungen von Immissionsschäden in Buchenbeständen. Allg. Forstzeitschrift *40* (35), 905–908.

Roloff, A. (1985b): Schadstufen bei der Buche. Der Forst- und Holzwirt 5, 131–134.
Ruhland, W. (1958): Handbuch der Pflanzenphysiologie. Bd. IV: Die mineralische Ernährung der Pflanze. Springer Berlin-Göttingen-Heidelberg.
Scheffer, F., Schachtschabel, P. (1984): Lehrbuch der Bodenkunde. Enke Stuttgart, pp. 442 (11. Auflage).
Schmidt, A., Hartmann, R. (1984): Die Abhängigkeit der neuartigen Waldschäden vom Standort und Wasserversorgung im Forstamt München. Allg. Forstzeitschrift *39* (22), 552.
Schöpfer, W. (1985): Waldschadenssituation 1985 in Baden-Württemberg. Ergebnisse der zweiten Wiederholungsinventur. Allg. Forstzeitschrift *40* (51/52), 1381–1384.
Schütt, P., Cowling, E. B. (1985): Waldsterben, a general decline of forests in central Europe: Symptoms, development and possible causes. Plant Disease *69* (7), 548–558.
Skeffington, R. A., Roberts, T. M., Blank L. W. (1985): Schadsymptome an Fichte und Kiefer nach Belastung mit Ozon und saurem Nebel. Allg. Forstzeitschrift *40,* 1359–1362.
Slanskis, V., Runeckles, V. C., Krotkov, G. (1964): Metabolites liberated by roots of White Pine *(Pinus strobus* L.) seedlings. Physiol. Plant. *17,* 301.
Stadelmann, F. X. (1981): Der Einfluss von Stickstoffmobilisierung, Nitrifikation und Düngung auf die Nitratauswaschung ins Grundwasser. In: Nitrat in Gemüsebau und Landwirtschaft. Vorträge der Informationstagung 23.11.81, GDI-Institut Rüschlikon Zürich, pp. 49–84.
Stadelmann, F. X., Fuhrer, J. (1986): Landwirtschaftsbedingte Ammoniakbelastung der Luft und mögliche Folgen für die Vegetation. Interner Bericht, Eidg. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene, pp. 17.
Stoeppler, M. (1984): Cadmium. In: E. Merian (ed.): Metalle in der Umwelt. Verlag Chemie Weinheim 375–408.
Stumm, W., Sigg, L., Zobrist, J., Johnson, A. (1985): Der Nebel als Träger konzentrierter Schadstoffe. Neue Zürcher Zeitung (Forschung und Technik) *12,* 7.
Thiébaut, B. (1981): Formation des rameaux. In: E. Teissier du Cros (ed.): Le Hêtre. Institut National de la Recherche Agronomique, Paris 169–177.
Ulrich, B. (1981): Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. Zeitschr. Bodenkd. Pflanzenern. *144,* 289–305.
U. S. Environmental Protection Agency (EPA) (Air Pollution Training Institute) (1978): Diagnosing Vegetation Injury Caused by Air Pollution. Office of Air Waste Management, Office of Air Quality Planning and Standards. Research Triangle Park, North Carolina 27711.
Vielemeyer, H. P., Fischer, F., Bergmann, W. (1969): Untersuchungen über den Einfluss der Mikronährstoffe Eisen und Mangan auf den Stickstoff-Stoffwechsel landwirtschaftlicher Kulturpflanzen 1+2. Thaer Archiv *13,* 291–302 und 393–404.
von Tubeuf, C. (1915): Das Ergrauen der Blätter durch die Weisspunktkrankheit. Z. für Forst- und Landwirtschaft *13,* 469–475.
von Tubeuf, E. (1916): Die Weisspunktkrankheit und ihre Erreger. Zeitschr. für Forst- und Landwirtschaft *14,* 436–446.
Wargo, Ph. M. (1985): *Armillaria* Root Rot. Plant Disease *69* (10), 826–832.
Wargo, Ph. M., Montgomery, M. E. (1983): Colonization by *Armillaria mellea* and *Agrilus bilineatus* of oaks injected with ethanol. Forest Sci. *29* (4), 848–857.
Weinhold, A. R., Garraway, M. O. (1965): Nitrogen and carbon nutrition of *Armillaria mellea* in relation to growth promoting effects of ethanol. Phytopathology *56,* 108–112.
Wentzel, K. (1983): Höhenzuwachs-Analysen zur Diagnose von Immissionswirkungen. Allg. Forstzeitschrift *38* (14), 342.
Whitmore, M. E., Freer-Smith, P. H. (1982): Growth effects of SO_2 and/or NO_2 on woody plants and grasses during spring and summer. Nature 300, 55–57.
Zech, W. (1968): Kalkhaltige Böden als Nährsubstrat für Koniferen. Diss. Univ. München, 165 pp.
Zöttl, H. W., Hüttl, R. (1985): Schadsymptome und Ernährungszustand von Fichtenbeständen im Südwestdeutschen Alpenvorland. Allg. Forstzeitschrift *40* (9/10), 197–199.
Zuber R., Bovay, E. (1972): L'assorbimento del piombo da parte della pianta tramite la radice. Esperimenti preliminari sul problema in questione. Schweiz. Landwirtschaftl. Forschung *11* (3), 381–387.

Verdankung

Die vorliegende Arbeit wurde im Auftrage der Kantone Basel-Landschaft, Basel-Stadt, Aargau, Solothurn, Bern, Zürich und Zug durchgeführt.

Den projektbegleitenden Kantonsoberförstern Dr. R. Eichrodt (BL/BS), W. Giss (ZG), W. Jäggi (SO), Dr. W. Kuhn (ZH), H. Ryter (BE-J) und A. Studer (AG) sowie ihren Adjunkten R. Baumgartner, Dr. H. Eichenberger, M. Fischer, Dr. E. Kissling und B. Neukomm sei an dieser Stelle für ihr Wohlwollen und die aktive Unterstützung unseres Projektes besonders gedankt. Unser Dank gilt auch den Kreis-, Stadt- und Revierförstern Dr. F. Borer, K. Gut, P. Güttinger, P. Kümin, H. Ritzler, J. Steck und H. Zehnder für ihre vielen wertvollen Hinweise und die praktische Mithilfe sowie den Lufthygienikern Dr. P. Baltzer (AG), Dr. R. Mona (BL/BS), R. Rivar (SO) und Dr. H. J. Sommer (ZH) für ihre Beratung in lufthygienischen Angelegenheiten. Herrn Dr. G. Bathon, Institut für Biologische Schädlingsbekämpfung der Biologischen Bundesanstalt Darmstadt, danken wir für die Bestimmung der Käfer. Unser ganz besonderer Dank gilt auch Herrn Dr. M. Schüpbach, Kantonschemiker Basel-Stadt, für seine stets aufmunternde Unterstützung und ermutigenden Worte und den Herren Prof. Dr. H. Flühler, Prof. Dr. H. Sticher und Prof. Dr. H. Zoller für ihr Interesse an unserer Arbeit und die vielen Ratschläge. Die Industriellen Werke Basel stellten uns verdankenswerterweise den Messplatz und den Strom für die Lufthygienemessungen Lange Erlen gratis zur Verfügung. Ohne den unermüdlichen Einsatz unserer Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter Philipp Arnold, Martin Bolsinger, Ursula Braun, Markus Camenzind, Beat Ernst, Lukas Förderer, Alex Hagmann, Johannes Heeb, Andreas Güntensperger, Ian Greasley, Daniel Krumm, Alexandra Ming, Romeo Orsini, Mirica Scarselli, Ruth Schuurman, Roman von Sury, Urs Wehrli, Eric Wyss und Catherine Zinkernagel wäre die vorliegende Arbeit undenkbar gewesen. Ihnen sei an dieser Stelle allen ganz herzlich gedankt.