

Stickstoff und Stickstoffverbindungen in der Luft und ihre ökophysiologische Bedeutung**

Walter Flückiger*

In the past, nitrogen was an element which was mostly in short supply in agriculture and in forest ecosystems. Today, it is imminent to get abundant worldwide. The growing N emissions are not only causing an increasing impact of the troposphere with photooxidants but also are suggested to be involved in the degradation of the protecting ozone layer in the middle and higher stratosphere. The increasing N fertilization of terrestrial ecosystems by means of NO_x from burning processes and of NH_3 from agriculture may result in an eutrophication with consequences on the richness of our flora. In addition, the physiology, biochemistry, and morphology of plants may be changed towards an increased susceptibility to climatic stress such as drought and frost as well as to infestation by pests and pathogens.

1. Einleitung

Im Zusammenhang mit der Waldschadensdiskussion rücken innerhalb der Immissionshypothese mehr und mehr die Stickstoffimmissionen als eine direkte oder indirekte Schadensursache im weitesten Sinne in den Vordergrund. Deshalb soll hier der Versuch unternommen werden, wesentliche Aspekte immissionsbedingter, potentiell pflanzenverfügbarer Stickstoffverbindungen anthropogener Herkunft und ihre ökophysiologische Bedeutung zu beleuchten. Dabei werden auch Problemkreise angeschnitten, die bei der Suche nach den Ursachen von Pflanzenschäden noch wenig beachtet worden sind und zur Zeit als mehr oder minder spekulativ gelten mögen, jedoch in ihrer Bedeutung für die Zukunft nicht unterschätzt werden sollten.

*Korrespondenz: Privatdozent Dr. W. Flückiger
Institut für Angewandte Pflanzenbiologie
Sandgrubenstrasse 25
CH-4124 Schönenbuch

** Nach einem Vortrag beim Jubiläumfest 100 Jahre Schweizerische Gesellschaft für Analytische und Angewandte Chemie (SGAAC) am 23. Oktober 1987 in Basel, dessen Generalthema «Biosphäre und Mensch: Neue Erkenntnisse am Beispiel Stickstoff» war (vgl. *Chimia* 41 (1987) 368–396).

2. Emission von Stickstoffverbindungen

Die Emission der potentiell pflanzenverfügbaren Stickstoffverbindungen NO_x und NH_3 hat in der Schweiz während 35 Jahren um mehr als 130% zugenommen, von 46 500 Tonnen N im Jahre 1950 auf 107 500 Tonnen N im Jahre 1985^[1]. In Europa finden sich von Land zu Land qualitativ und quantitativ sehr unterschiedliche N-Emissionsverhältnisse. So wurden beispielsweise in der Schweiz 1984 ca. 16 kg NO_x -N/ha ($\text{NO} + \text{NO}_2$) emittiert, in der Bundesrepublik Deutschland 1982 ca. 38 kg NO_x -N/ha. Als Hauptemittent gilt in beiden Ländern der Motorfahrzeugverkehr mit etwa 74% (CH) bzw. 55% (BRD) Anteil^[2,3] (Fig. 1). Auch für Ammoniak sind die Emissionsverhältnisse sehr unterschiedlich (Fig. 2). Während nordische Länder wie Schweden von 1950 bis 1980 geringe und nahezu konstante Emissionsmengen von ca. 1 kg/ha · a aufweisen, zeigt sich in den meisten übrigen europäischen Staaten in dieser Zeitspanne ein deutlicher Anstieg der NH_3 -Emissionen. An der Spitze steht Holland mit 11 kg NH_3 -N im Jahre 1950 und 26 kg NH_3 -N im Jahre 1980. In der BRD haben in der gleichen Zeitspanne die NH_3 -Emissionen von 8 auf 12 kg NH_3 -N/ha · a zugenommen, während die Schweiz 6 bzw. 9 und im Jahre 1984 bereits 12 kg NH_3 -N/ha · a emittierte. Gesamteuropä-



Walter Flückiger: Geboren 1942 in Basel. 1964–1973 Studium der Botanik an der Universität Basel und Promotion bei Dr. Dr. h. c. Theo Keller, Eidgenössische Anstalt für das Forstliche Versuchswesen (EAFV). 1974–1978 Forschungsarbeiten über den Einfluss verkehrsbedingter Belastungen auf die Vegetation. 1978–1979 Research Fellowship am Imperial College, University of London, bei Prof. A. Jack Rutter. 1980 Habilitation an der Universität Basel und Gründung eines privaten Forschungsinstituts. Seit 1983 Haupttätigkeit in der Wald-, Allee- und Obstbaumschadensforschung.

isch stieg die NH_3 -Emission von 1950 bis 1980 um 50% an^[1,4]. Die grösste NH_3 -Emission geht in der Schweiz mit 78% von der Nutztierhaltung aus (Tabelle 1), gefolgt von der Minereraldüngung sowie Menschen und Haustieren mit je 8% (Fig. 3)^[1].

Die zunehmenden NH_3 -Emissionen widerspiegeln sich in der zunehmenden Anwendung von Düngemitteln seit den fünf-

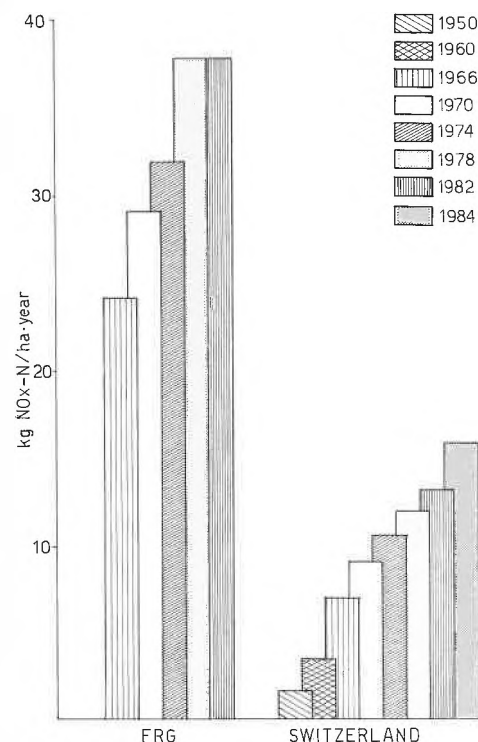


Fig. 1. Stickstoffemissionen als Stickoxide in der Bundesrepublik Deutschland und in der Schweiz von 1950 bis 1982 bzw. 1984 pro Hektar und Jahr (nach^[2,3]).

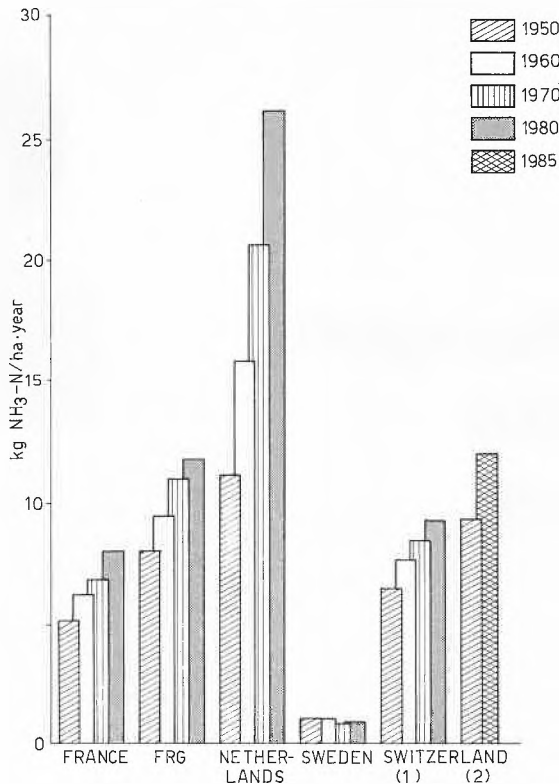


Fig. 2. Stickstoffemissionen als Ammoniak aus der Tierhaltung (1) in fünf europäischen Ländern und aus den gesamten anthropogenen Quellen in der Schweiz (2) (Schätzung) pro Hektar und Jahr (nach [1,4]).

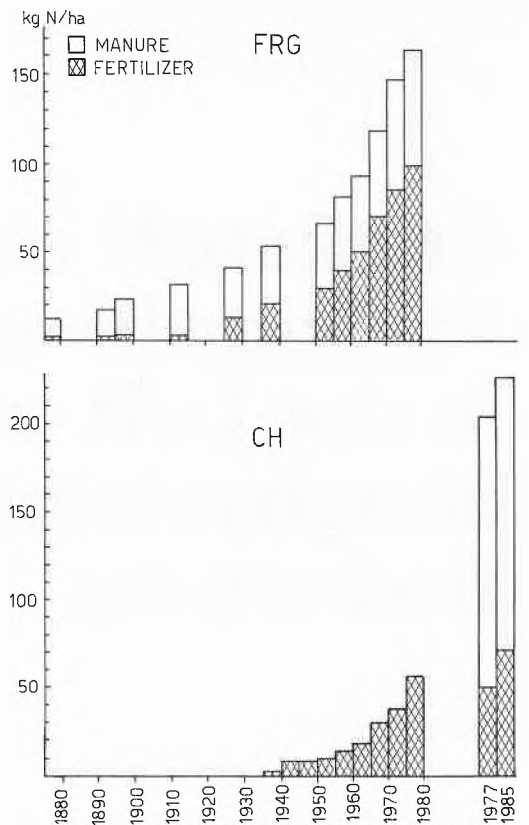


Fig. 4. Verbrauch von N-Handelsdüngern und Hofdüngern pro Hektar landwirtschaftlicher Nutzfläche und Jahr in der Bundesrepublik Deutschland und in der Schweiz (nach [5,6]).

ziger Jahren (Fig. 4). In der Bundesrepublik Deutschland hat in drei Jahrzehnten die Anwendung von N-Handelsdüngern um mehr als das Dreifache zugenommen, von ca. 30 kg N/ha 1950 auf 100 kg N/ha 1980, während die Anwendung von Hof-

düngern in der gleichen Zeit von ca. 38 kg N/ha·a auf 68 kg N/ha·a zugenommen hat. In der Schweiz betrug anfangs der fünfziger Jahre der Verbrauch von N-Handelsdüngern 9 kg N pro Hektar landwirtschaftliche Nutzfläche (LN) und Jahr, 1980 schon 65 kg N/ha·a und 1985 sogar 72 kg N/ha·a. Absolut ist der Verbrauch von 9000 Tonnen (1950) auf 72000 Tonnen (1985) gestiegen, also um das Achtfache, obwohl die landwirtschaftliche Nutzfläche unterdessen abgenommen hat. Von Hofdünger wurden 1985 in der Schweiz 155–160 kg N/ha LN ausgebracht, was zusammen mit dem Handelsdünger insgesamt 230 kg Reinstickstoff pro Hektar Nutzfläche und Jahr ergibt [5b]. Die Verluste können bei der Stickstoffdüngung je nach Art der Kultur, Boden- und Witterungsverhältnissen gross sein. Bei Weiden werden im Mittel nur 10–20% der N-Zufuhr genutzt, der Rest geht über das Sickerwasser oder die Luft verloren [67].

Tabelle 1. Tierartenspezifische N-Ausscheidung und NH₃-Emission (nach [83]).

Species	N in excreta kg N/year	NH ₃ -emission kg N/year	% of excreted N
cattle	64	18	28
horse	34	9.4	28
pig	13	2.8	22
sheep, goat, donkey	12	3.1	26
poultry	0.48	0.26	54

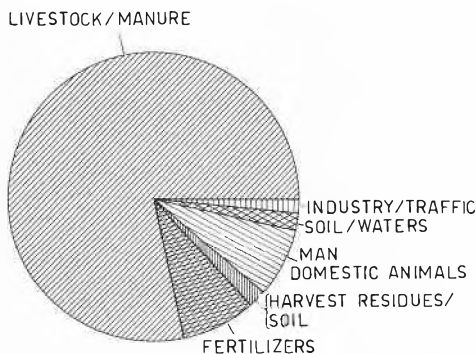


Fig. 3. Prozentualer Anteil verschiedener Quellen an der NH₃-Emission in der Schweiz (nach [1]).

3. Immission von Stickstoffverbindungen

Die hohen NO_x-Emissionen führen erwartungsgemäss zu hohen NO_x-Immissionen. In städtischen Agglomerationen können so beträchtliche NO_x-Konzentrationen entstehen. Nach EDI-Statistik [7] liegen die typischen Schadstoffkonzentrationen in unterschiedlich belasteten Gebieten der Schweiz (Jahresmittelwerte) in folgenden Grössenordnungen:

	NO ₂ [µg/m ³]	O ₃ [µg/m ³]
Alpine Gebiete (> 2000 m ü. M.)	2– 3	60–90
Ländliche Gebiete	20– 30	40–70
Agglomerationen	30– 50	30–50
Stadtzentren	60–140	20–30

Messungen in der Stadt Basel an Stichproben aus der Höhe von Alleebaumkronen zeigen, dass die NO₂-Konzentrationen teilweise den Grenzwert der Luftreinhalteverordnung (LRV) [82] von 80 µg/m³ (24 h-Mittel) weitaus überschreiten (Fig. 5), während im ländlichen Schönenbuch die NO₂-Konzentrationen nur selten den Grenzwert erreichen. Sobald jedoch eine stark befahrene Strasse oder Autobahn durch ländliches Gebiet führt, können in ihrem Nahbereich städtischen Verhältnissen entsprechende hohe NO_x-Werte gemessen werden (Fig. 6).

Stickstoffoxide und Ammoniak werden entweder als Trockendeposition abgelagert oder wandeln sich in Aerosolen zu Nitrat (über Salpetersäure) bzw. Ammonium um, welche schliesslich auch als Deposition auf die Vegetation gelangen:



Untersuchungen von Grönlandeis zeigen, dass mit dem stürmischen Aufkommen des motorisierten Verkehrs seit den

fünfziger Jahren die Nitratkonzentration im Eis von ca. 60 µg/kg im Jahre 1950 auf ca. 120 µg/kg im Jahre 1980 anstieg (Fig. 7). Entsprechend der früher einsetzenden Industrialisierung beobachtet man für die Sulfatkonzentration schon zu Beginn dieses Jahrhunderts erhöhte Werte.

Analog zur steigenden Nitratkonzentration im Grönlandeis lässt sich auch in der Niederschlagsdeposition eine deutliche N-Zunahme feststellen. Sowohl die Nassdeposition von NO₃-N als auch die von NH₄-N weisen zum Beispiel in Askov (Süddäne-

mark) zwischen Mitte der fünfziger und Mitte der siebziger Jahre eine Zunahme von 150% auf (Fig. 8). Messungen der Nass- und Trockendeposition in der Nordwestschweiz haben ergeben, dass entgegen der Erwartung nicht am Stadtrand mit seiner hohen NO_x-Belastung (Lange Erlen) oder in Gebieten mit intensiver Landwirtschaft (Möhlin, Schönenbuch) die grösste N-Deposition auftritt, sondern im abgelegenen Himmelried als höchstem Standort (Tabelle 2). Diese Unterschiede werden vor allem durch die unterschiedlichen Nieder-

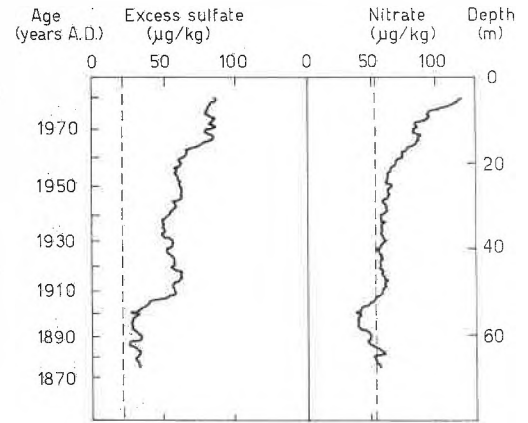


Fig. 7. Verlauf der Sulfat- und Nitrat-Konzentrationen in Eisproben aus dem Süden Grönlands während der letzten 100 Jahre (nach [8]).

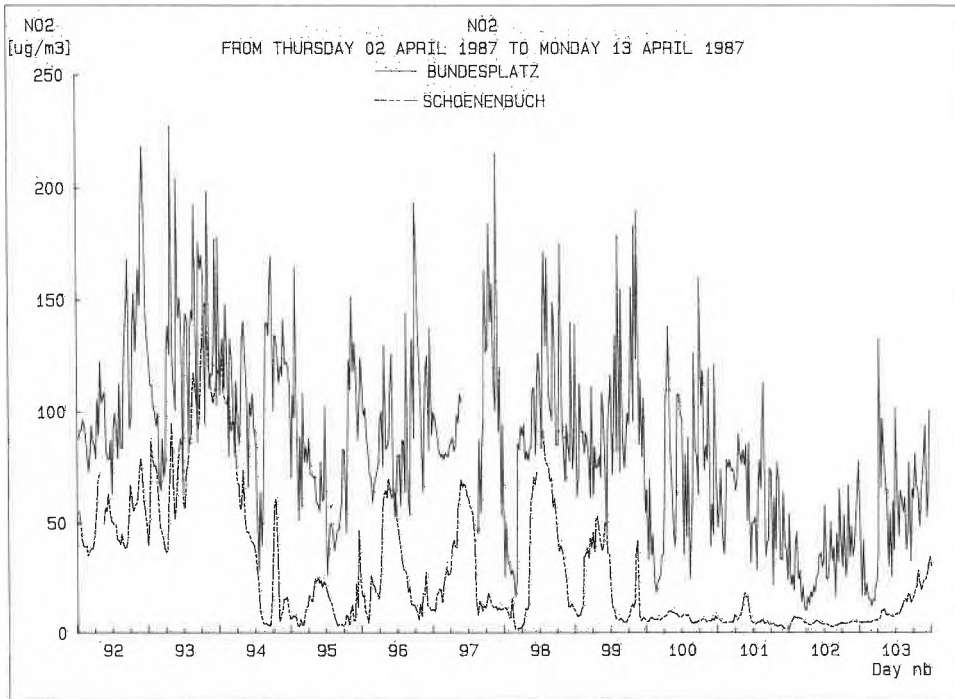


Fig. 5. Vergleich der NO₂-Konzentrationen in einer städtischen (Basel, Bundesplatz) und ländlichen (Schönenbuch) Umgebung. LRV-Kurzzeitgrenzwert für NO₂: 80 µg/m³ (24h-Mittel).

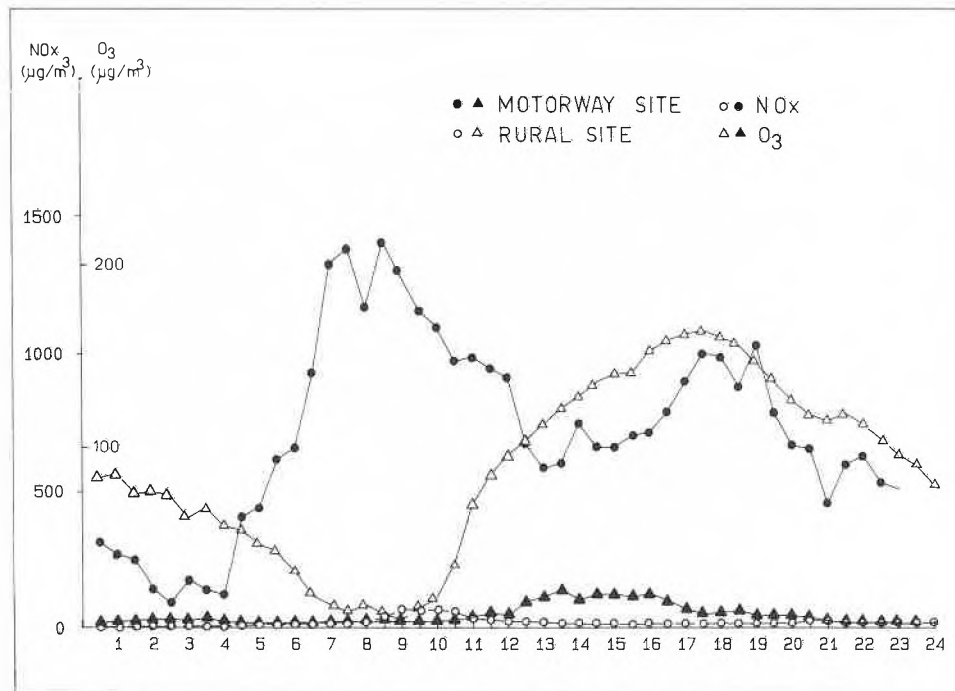


Fig. 6. Vergleich der NO_x- und O₃-Konzentrationen in einem ländlichen Gebiet (Schönenbuch) und entlang einer Überlandautobahn (Giebenach).

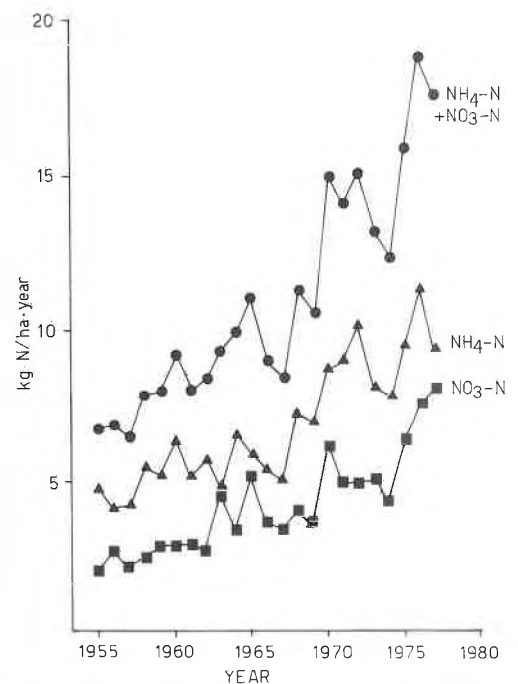


Fig. 8. Nitrat- und Ammonium-Nassdeposition in Askov (DK) von 1955 bis 1977 (nach [9, 10]).

schlagsmengen bestimmt und weniger durch unterschiedliche Konzentrationen von Stickstoffverbindungen im Regen selbst. Auch tritt in den höheren Lagen vermehrt Nebel auf, der wesentlich höhere Stickstoffkonzentrationen aufweist. Gegenüber dem Regen werden im Nebel Nitrat und Ammonium stark angereichert, nach Stumm et al. [13] um das 10-, gelegentlich um das 20fache und mehr (Fig. 9).

Die hier für die Nordwestschweiz angegebenen N-Depositionen dürften für das Freiland im allgemeinen dem schweizerischen Mittel entsprechen, fanden doch Fuhrer [11] im Kanton Bern und Hertz et al. [12a] im Kanton Zürich ähnliche Freiland-Stickstoffdepositionen. Anders sieht es im Wald aus: Infolge der Interzeption kann hier die Stickstoffbelastung rund doppelt so gross sein wie im Freiland, nach Hertz [12b] gar das Vierfache betragen.

Je nachdem, ob es sich um einen Waldbestand mit immergrünen oder laubwerfenden Arten handelt, ist der Bestandesniederschlag bzw. das «Auffangverhalten» entsprechend unterschiedlich (Fig. 10). Bei Messungen von Bestandesniederschlägen muss allerdings berücksichtigt werden, dass die Nährstoffkonzentration im Kronentraufwasser nicht nur durch Interzeption von gas- oder partikelförmigen Luft-

komponenten, sondern auch durch andere Prozesse wie «Leaching» aus den Blattorganen verändert werden kann.

Waldökosysteme vermögen nur beschränkt Nährstoffe aufzunehmen. Durch die im Vergleich zur Landwirtschaft extensive Nutzung ist der Nährstoffbedarf unserer Waldbäume gering, der Nährstoffkreislauf im Wald fast geschlossen. Der zunehmende Stickstoffeintrag droht nun diese

Tabelle 2. Nass- und Trockendeposition von Stickstoff an verschiedenen Standorten der Nordwestschweiz.

Site		N Deposition in kg/ha · a				Wet + Dry	Total
		Wet Deposition		Dry Deposition			
		NH ₄ -N	NO ₃ -N	NH ₄ -N	NO ₃ -N		
Schönenbuch (400 m) (rural)	winter	1.1	1.1	1.1	0.8	3.1	9.3
	summer	2.4	2.2	0.1	0.4	5.1	
Lange Erlen (260 m) (verge of Basle)	winter	0.8	1.2	0.6	0.4	3.0	8.2
	summer	2.3	2.5	0.1	0.3	5.2	
Möhlin (340 m) (rural, industry)	winter	1.1	1.8	1.2	1.0	5.1	11.0
	summer	2.9	2.4	0.2	0.4	5.9	
Himmelried (680 m) (rural)	winter	1.9	1.9	0.8	0.4	5.0	12.0
	summer	3.4	3.0	0.1	0.4	6.9	

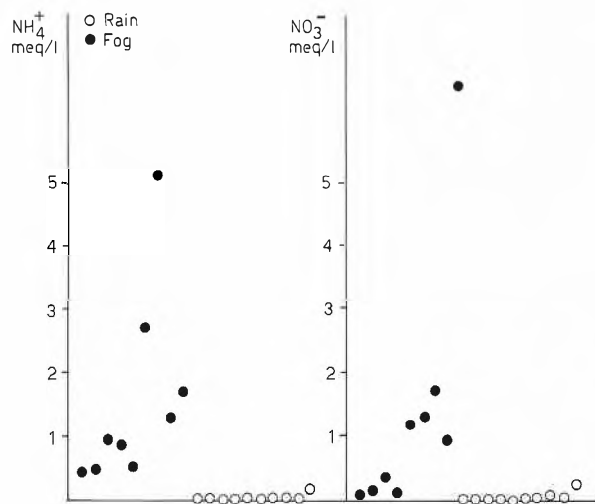


Fig. 9. Nitrat- und Ammonium-Konzentrationen in Nebel und Regen an verschiedenen Standorten im Kanton Zürich (nach [13]).

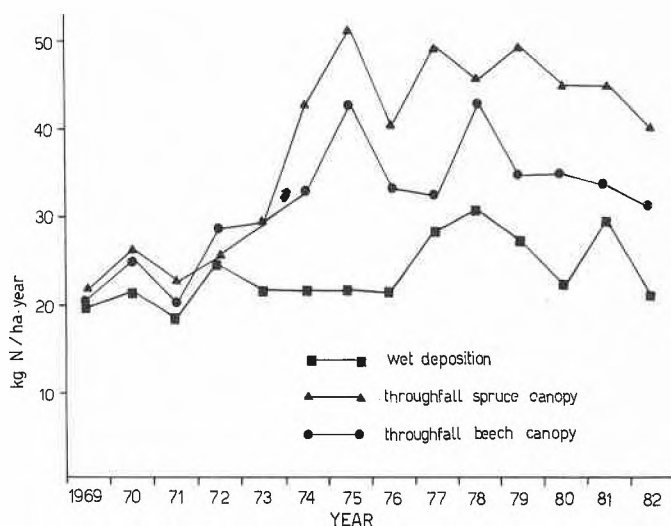


Fig. 10. Nitrat- und Ammonium-Konzentrationen in der Freiland-Deposition und im Bestandesniederschlag eines Buchen- und eines Fichtenbestandes im Solling (BRD) (nach [14]).

Tabelle 3. Stickstoffeintrag in Waldökosysteme in Europa (nach [15]).

Region	kg N/ha · a
Northern Sweden	3
Southern Sweden	20–25
FRG	40
Netherlands	60–80
Switzerland	20–30*

*S. Leonardi, W. Flückiger, unpublished results.

Nährstoffbalance nachhaltig zu stören. Nach Mohr [16] liegt von Natur aus, also ohne anthropogene Emissionen, der N-Eintrag bei ungefähr 1 kg N/ha · a. Nilsson [15] schätzt die kritische Eintragsmenge für Wälder auf 10–20 kg N/ha · a, während die WHO [92] angibt, dass bei N-Einträgen von über 30 kg N/ha · a ganz allgemein empfindliche Ökosysteme gefährdet sind. Dieser Wert wird zur Zeit für Waldökosysteme in Europa teilweise weit überschritten (Tabelle 3). Gegenwärtig werden stellenweise Depositionsmengen erreicht, die einer landwirtschaftlichen N-Volldüngung entsprechen. Zur Abwendung von nachhaltigen Veränderungen wäre daher in Zentraleuropa eine Verminderung der N-Deposition um durchschnittlich 50–80% erforderlich.

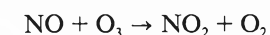
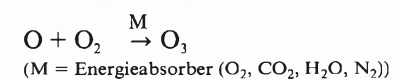
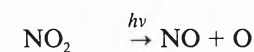
Im Falle andauernd hoher Ammonium-einträge, wie dies teilweise in Holland geschieht, muss für basenarme Böden allein aufgrund der Nitrifikation von NH₄⁺ aus Immissionen mit einer zunehmenden Bodenversauerung gerechnet werden:



Einen solchen Versauerungsprozess veranschaulicht ein im letzten Jahrhundert begonnener Langzeitversuch mit NH₄⁺-Düngung der englischen Versuchsstation Rothamsted, wo in wenigen Dekaden infolge der NH₄⁺-Düngung der pH-Wert im Boden um 1.5 Einheiten gesunken ist (Fig. 11).

4. Stickstoffoxide und ihre Bedeutung für luftchemische Reaktionen

Im Zusammenhang mit den erhöhten NO_x-Immissionen muss auch die erhöhte Bildung von Photooxidantien, insbesondere von Ozon, erörtert werden, die nach folgendem Reaktionsschema abläuft:



wobei die Ozonbildung durch Peroxyl-Radikale, welche bei der troposphärischen Oxidation von Kohlenwasserstoffen entstehen, verstärkt wird:

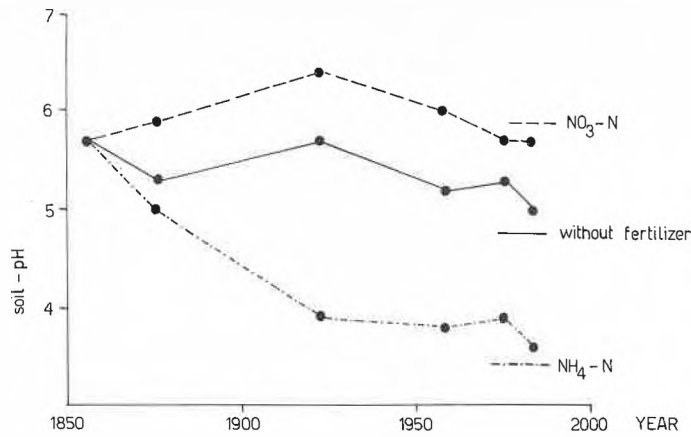


Fig. 11. Versauerung eines kalkarmen Bodens als Folge von Ammoniumdüngung (96 kg NH₄-N/ha · a); Versuch der Rothamsted Experimental Station (GB) (nach [17]).

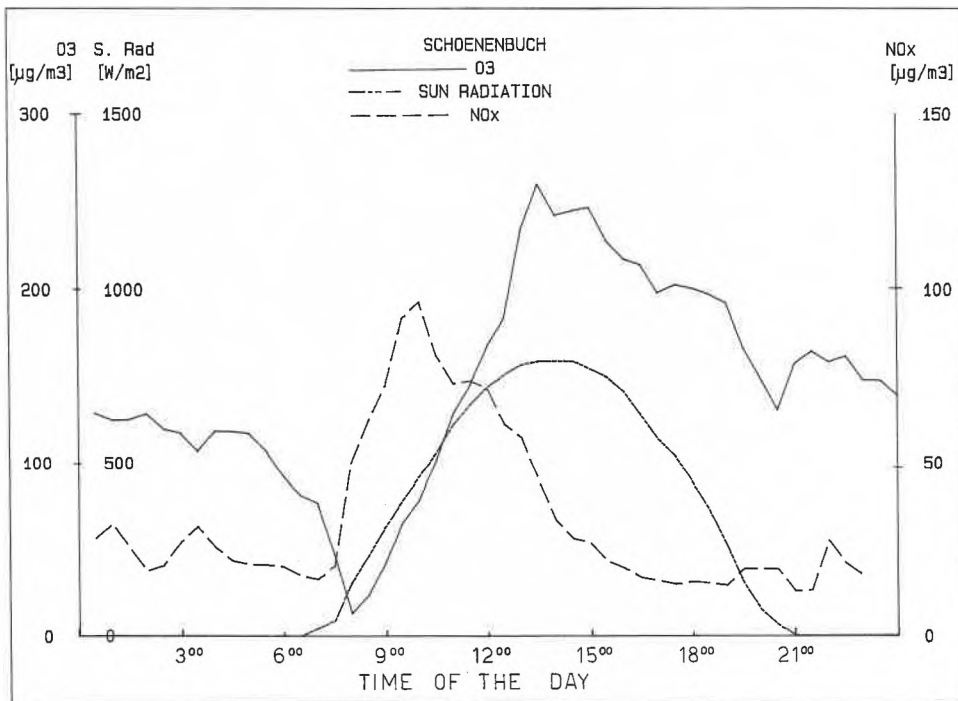


Fig. 12. Verlauf der Stickstoffdioxid- und Ozon-Konzentrationen während einer Schönwetterlage im Sommer in Schoenenbuch, im Nahbereich der Stadt Basel.

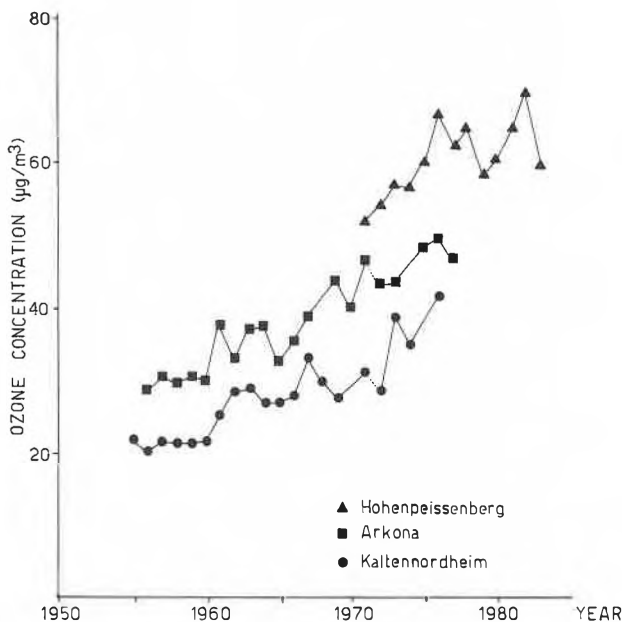


Fig. 13. Trend der mittleren jährlichen Ozonkonzentration in drei ländlichen Gebieten – Arkona und Kaltennordheim (DDR) und Hohenpeissenberg (BRD) – in den letzten Jahren (nach [18, 19] aus [20]).

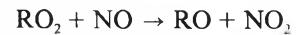


Fig. 12 zeigt tageszeitliche Konzentrationsprofile dieser Luftverunreinigungen, wie sie in Schoenenbuch bei schönem Wetter mit Ostwind (von Basel her) registriert werden. Morgens wird von der Stadt her NO₂ nach Westen verfrachtet, wahrscheinlich infolge Auflösung der nächtlichen Bodeninversion und des Transports durch Hangwinde. Mit zunehmender Sonneneinstrahlung steigt nun in dieser ländlichen Gegend der Ozonpegel rasch an und sinkt gegen Abend allmählich wieder ab. Im Jahre 1985 wurde in Schoenenbuch an 104 Tagen während insgesamt 769 Stunden eine Überschreitung des LRV-Grenzwertes von 120 µg O₃/m³ in der Vegetationszeit registriert.

Messungen in ländlichen Gebieten der BRD und DDR machen deutlich, dass seit den fünfziger Jahren – also mit dem Anwachsen der NO_x-Emission – auch die Ozonbelastung kontinuierlich zugenommen hat (Fig. 13). In Arkona (DDR) stieg die mittlere Jahreskonzentration von O₃ zwischen 1956 und 1982 von 30 µg/m³ um 65% auf 50 µg/m³ an [21]. Allein in der Zeitspanne von 1958 bis 1975 nahm die O₃-Konzentration während der Sommermonate in Arkona um 70% (26 µg/m³) zu, während in Arosa (Schweiz) gleichzeitig eine Zunahme um 35% (20 µg/m³) registriert wurde [18, 85].

Augenfällig ist der unterschiedliche Jahresverlauf der Ozonkonzentrationen im Agglomerationsbereich Paris von 1876/77 und im Agglomerationsbereich von Basel 1986 (Fig. 14): Während vor einem Jahrhundert schwache O₃-Maxima infolge vermehrter vertikaler O₃-Einmischungen aus der Stratosphäre im Winter und Frühling zu verzeichnen waren, treten heute die höchsten O₃-Konzentrationen im Sommerhalbjahr auf infolge der strahlungsbedingt vermehrten photochemischen Umsetzungen immissionsbedingter Vorläufer (NO_x, Kohlenwasserstoffe). Im Jahresmittel sind jetzt die O₃-Konzentrationen 2–3mal höher, während der Vegetationsperiode etwa 4–6mal höher als vor hundert Jahren.

Wie aus Photooxidationsversuchen und Smogkammerexperimenten hervorgeht, vermögen Stickstoffoxide mit Monoaromaten wie Benzol und Toluol, die in erheblichen Mengen von Motorfahrzeugen emittiert werden [23], sowie mit Methylphenolen nitrierte Phenole zu bilden [24–27]. Leuenberger et al. [28] fanden in Regenwasserproben sowohl Vorläufer wie Toluol, Phenol und Methylphenole als auch Nitrophenole wie 2,4-Dinitrophenol (DNP) und 4,6-Dinitro-*o*-kresol (DNOC). Giger [29] vermutet, dass DNOC, ein Herbizid, nicht nur aus landwirtschaftlichen Quellen stammt, sondern auch durch atmosphärische Hydroxylierung und Nitrierung von Monoaromaten gebildet wird, da es unabhängig von der Jahreszeit in erhöhten

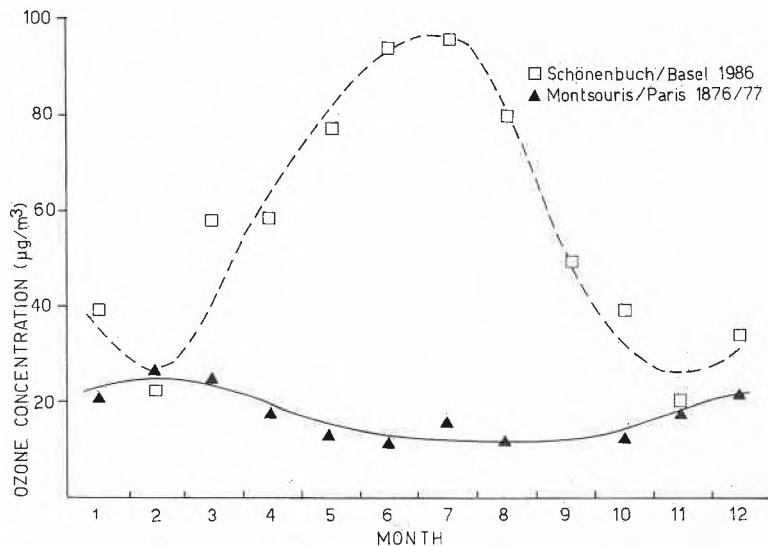


Fig. 14. Jahresverlauf der Ozonkonzentration in den Agglomerationen Paris 1876/77 (gemessen am Observatoire Montsouris südlich von Paris, mit der KI-Methode) (nach [22]) und Basel 1986 (gemessen in Schönenbuch) (nach [49]).

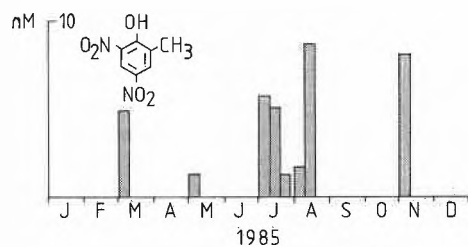


Fig. 15. Konzentration von 4,6-Dinitro-o-cresol (DNOC) in Regenwasserproben in der Schweiz zu verschiedenen Jahreszeiten (nach [28]).

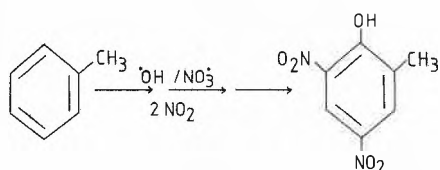


Fig. 16. Mögliche Bildung von 4,6-Dinitro-o-cresol (DNOC) in der Atmosphäre (nach [29]).

Konzentrationen im Regenwasser gefunden wurde (Fig. 15 und 16).

Dinitrophenole sind biologisch hochaktive Substanzen, die bereits bei Konzentrationen im Mikromol-Bereich ($0.6 \mu\text{M}$) den pflanzlichen Zellmetabolismus beeinträchtigen [79], unter anderem als Entkoppler der oxidativen Phosphorylierung. Bei einer mittleren Menge von $0.9 \mu\text{g DNOC/L}$, wie sie von Leuenberger et al. [28] im Regenwasser gefunden wurde, und einer mittleren Niederschlagsmenge von 1000 mm im Messgebiet (Kanton Zürich) können die jährlichen Depositionsmengen von DNOC auf etwa $5\text{--}10 \text{ g/ha} \cdot \text{a}$ geschätzt werden. Diese Menge erscheint unbedeutend im Vergleich mit einer Anwendungsmenge zur Unkrautbekämpfung von $2\text{--}3 \text{ kg DNOC-Wirkstoff pro ha}$ [84], dennoch kann die bio-

logische Relevanz von gleichmässig über das Jahr verteilten niederen Konzentrationen gegenüber einer einmaligen lokalen Applikation von hohen Konzentrationen nicht beurteilt werden. Es ist auch anzunehmen, dass wie bei NO_x und NH_3 im Wald durch Interzeption eine «Anreicherung» dieser Schadstoffe stattfindet. Auch wurden im Nebel weit höhere Konzentrationen von Kohlenwasserstoffen gemessen als im Regen [29]. Da neben DNOC auch andere nitrierte Phenole im Regenwasser vorkommen [29], können additive oder sogar synergistische Effekte nicht ausgeschlossen werden.

5. Distickstoffoxid und der Abbau der stratosphärischen Ozonschicht

Während in der Troposphäre die Ozonkonzentration kontinuierlich zunimmt, wurde in der Stratosphäre weltweit eine Abnahme der vor UV-Strahlung schützenden Ozonschicht während der letzten acht Jahre um 2 bis 5% beobachtet [58, 93]. Auch über unseren Breitengraden wurde insbesondere in einer Höhe von 20 bis 22 km ein Ozonschwund festgestellt [30, 91a] (Fig. 17). Die in den Jahren 1970–1987 gemessene O_3 -Reduktion über Payerne in 18–22 km

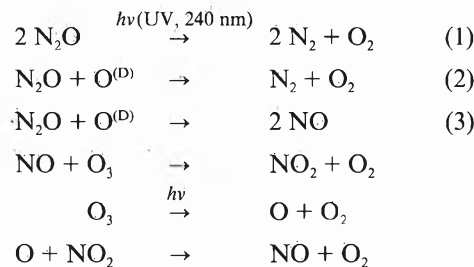
Tabelle 4. Einfluss von Bodendüngung mit Nitrat auf die Denitrifikationsrate und die relative Freisetzung von N_2O und N_2 (nach [35]).

Nitrate Application [$\mu\text{g/g soil}$]	Denitrification Rate [$\mu\text{g N/g} \cdot \text{h}$]	N_2O -Release [%]	N_2 -Release [%]
0	-	4.8	95.2
0.5	0.54	6.1	93.9
2.0	0.73	10.2	89.8
20.0	1.15	14.6	85.4

Höhe betrug sogar mehr als 10% [91]. Die Ozonkonzentration in dieser Schicht, welche in unseren Breiten am ozonreichsten ist, wird vor allem durch den Transport aus den Tropen, dem hauptsächlichlichen Quellgebiet des stratosphärischen Ozons, bestimmt [91b].

Als Hauptursache der in den 70er und 80er Jahren beobachteten Reduktion des stratosphärischen Ozons wird eine komplexe Reaktionsfolge, an der vor allem der Abbau von Chlorfluormethanen (CFM) beteiligt ist, diskutiert. Auch Stickoxid (Lachgas, N_2O) kann sich an der Zerstörung der Ozonschicht beteiligen [31]. Eine Zunahme von N_2O in der Atmosphäre führt zu einer erhöhten Konzentration von NO_x in der Stratosphäre und dadurch zu beschleunigtem katalytischem Abbau des Ozons [34, 86].

Die Zersetzung von N_2O in der Stratosphäre und die Bildung der ozonabbauenden NO -Radikale verlaufen nach folgendem Reaktionsschema [31, 33, 34]



N_2O wird in grossen Mengen bei der natürlichen Denitrifikation ($\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$) durch Mikroorganismen gebildet, wobei Stickstoffzufuhr eine Förderung bewirken kann (Tabelle 4) [35]. Die weltweite Zunahme der Stickstoffdüngung seit den fünfziger Jahren dürfte deshalb an der steigenden Lachgaskonzentration in der Atmosphäre beteiligt sein, neben den N_2O -Emissionen aus der Verbrennung fossiler Stoffe, die um ca. 3.5% pro Jahr zu-

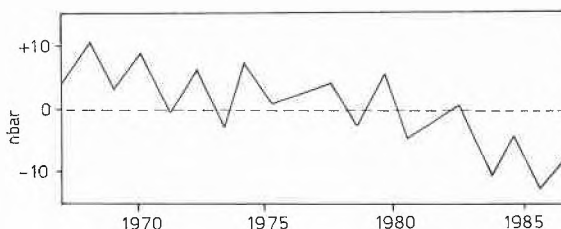
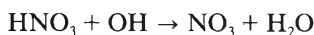


Fig. 17. Veränderung der Ozonkonzentration in der Stratosphäre in einer Höhe von 20–22 km über der Schweiz (nach [32, 91]).

nehmen^[36]. Gegenwärtig beträgt die jährliche Zunahme der N₂O-Konzentration in der Atmosphäre global 0.2–0.3%. In der Zeit von 1960 bis 1980 stieg sie insgesamt um 3.4% an, von 292 ppb auf 302 ppb N₂O^[86].

Nach heutigem Kenntnisstand dürfte der Anteil von N₂O am Ozonabbau gering sein. *Crutzen* und *Ehhalt*^[31] schätzen eine durch Lachgas verursachte O₃-Reduktion auf wenige Prozente zu Beginn und auf 10% bis zum Ende des nächsten Jahrhunderts. Nach *Nicolet* und *Peetermans*^[33] sollen nur 10% des in die Stratosphäre gelangenden N₂O durch Reaktion (3) zersetzt werden; 90% wandeln sich in N₂ um (Reaktionen (1) und (2)).

Dennoch darf nicht übersehen werden, dass eine Verdoppelung der N₂O-Konzentration in der Atmosphäre eine Abnahme der O₃-Konzentration um 10–12% bewirken kann, und dass durch N₂O vornehmlich ein Schwund im Höhenbereich zwischen 20–30 km ausgelöst wird^[37,86]. Eine Ozonabnahme um 1% in der Stratosphäre induziert ihrerseits eine um 2% erhöhte UV-Einstrahlung in der Troposphäre, was wiederum zu einer um 0.7–0.9% vermehrten Ozonbildung in der Troposphäre führt. Die zur Zeit in der Stratosphäre auf 2–5% geschätzte O₃-Reduktion^[58] kommt einer potentiellen Erhöhung der biologisch aktiven UV-B-Einstrahlung ($\lambda = 280–320$ nm) um 4–10% gleich^[38]. Der Grund, warum bis anhin in der Biosphäre keine erhöhte UV-Strahlung registriert wurde, ist unter anderem darin zu sehen, dass die NO_x-Immissionen in der unteren Stratosphäre und oberen Troposphäre sich schützend auf die Ozonschicht auswirken oder gar zu einem Ozonzuwachs führen, und zwar infolge Bildung von HNO₃ aus NO_x, welches ozonabbauende Radikale bindet und neues O₃ bildet gemäss^[88]:



Dennoch kann langfristig nicht ausgeschlossen werden, dass sich die Strahlungsverhältnisse ändern und die Vegetation dadurch in Mitleidenschaft gezogen wird. Über die Wirkung einer verstärkten UV-Einstrahlung auf Pflanzen ist allerdings noch wenig bekannt. Untersuchungen von

Teramura^[39] ergaben z. B. bei einer im Feld künstlich herbeigeführten UV-Bestrahlung (5.1 kJ UV-B/m²), entsprechend einem 25%igen Ozonabbau in der Stratosphäre, je nach Witterungsverhältnissen signifikante Ertragsseinbussen bei Sojabohnen (Tabelle 5). Auch konnten biochemische und physiologische Veränderungen bei den Pflanzen festgestellt werden^[39]. Die Bedeutung solcher Veränderungen lässt sich jedoch zur Zeit nicht abschätzen.

6. Immissionen von Stickstoffverbindungen und Photooxidantien – ihr Einfluss auf Pflanzen und Wirtspflanzen-Parasiten-Beziehungen

Pflanzen können auf ein verändertes Stickstoffangebot sehr unterschiedlich reagieren. Während stickstoffliebende Arten in der Konkurrenz um den Lebens-

raum durch ein zunehmendes Stickstoffangebot bevorteilt werden, drohen stickstoffgenügsame, meist lichtbedürftige Arten unterdrückt zu werden. Es gibt bereits mehrere Hinweise darauf, dass solche floristischen Veränderungen in unserer Umwelt stattfinden. Bei pflanzensoziologischen Untersuchungen an 19 Waldbeobachtungsflächen, 10 in der Nordschweiz und 9 im Genfer Becken, konnten *Kuhn* et al.^[42] beispielsweise feststellen, dass die Artenzusammensetzung bei 18 der 19 Flächen sich in den letzten 40–45 Jahren signifikant zugunsten eines vermehrten Auftretens stickstoffliebender Arten verschoben hat (Fig. 18). Nach Studien von *Ellenberg*^[40,41] gehören in Deutschland etwa vier Fünftel der gefährdeten Pflanzenarten zu den N-genügsamen, lichtbedürftigen Arten.

Stickstoff kann neben der Beeinflussung der Konkurrenz aber auch direkt das Wachstum von Pflanzen hemmen. Diesbezüglich aufschlussreiche Untersuchungen

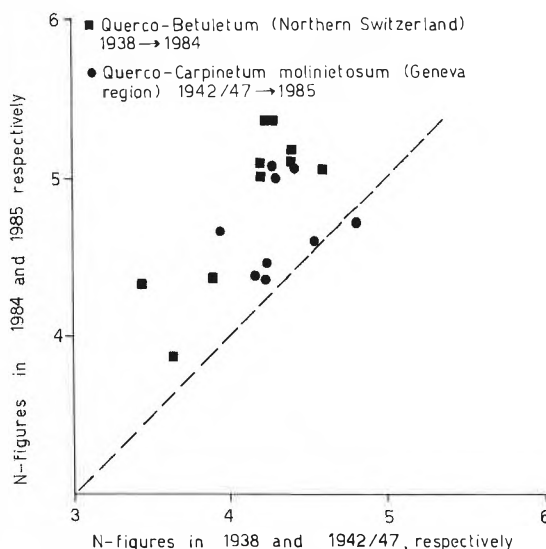


Fig. 18. Veränderung der Waldvegetation an 10 Standorten der Nordschweiz zwischen 1938 und 1984 und 9 Standorten des Genfer Beckens zwischen 1942/47 und 1945 (nach^[42]). Bei der Zweiterhebung ist die N-Zahl fast durchwegs höher (Zunahme stickstoffliebender Arten).

Tabelle 5. Ertragsverlust bei Sojabohne, Sorte Essex, infolge Bestrahlung mit 5.1 kJ UV-B/m² während der ganzen Vegetationsperiode in sechs aufeinanderfolgenden Jahren (Feldexperimente nach^[39]).

Year	Crop Loss [%]	Weather Conditions
1981	-25*	moist
1982	-23*	moist
1983	+ 6	hot and dry
1984	- 7	hot and dry
1985	-20*	moist
1986	-19	moist

* Statistische Wahrscheinlichkeit p < 0.05

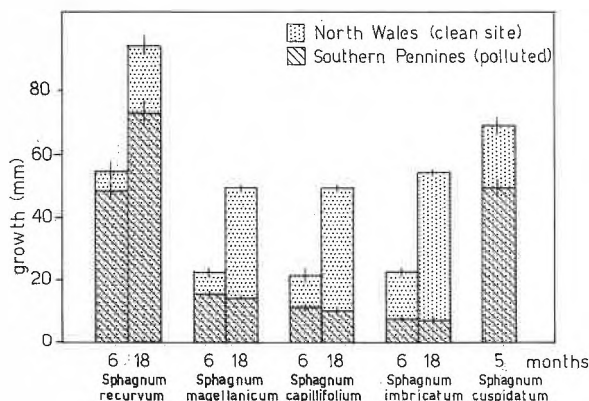


Fig. 19. Längenwachstum nach 5 bzw. 6 und 12 Monaten von fünf Sphagnumarten an einem Standort mit hoher N-Deposition (Holme Moss, Southern Pennines: 32.1 kg N/ha·a) und einem Standort mit geringer N-Deposition (Berwyn Mountains, North Wales: 14.4 kg N/ha·a) (nach^[43]).

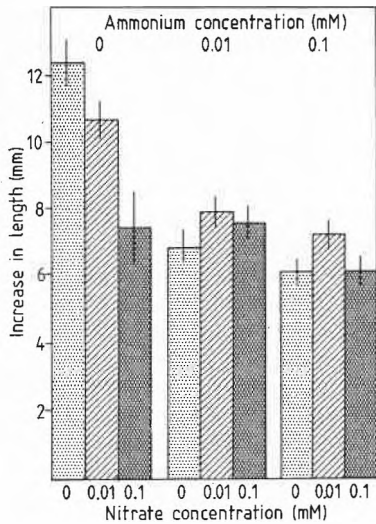


Fig. 20. Längenzuwachs von *Sphagnum cuspidatum* in Abhängigkeit von verschiedenen, der Freilanddeposition an einem belasteten Standort entsprechenden Nitrat- und/oder Ammonium-Konzentrationen (Lösungen) nach 24 Tagen (nach [44]).

über den Einfluss von N-Deposition auf N-empfindliche Moose in Mooren publizierten vor kurzem Woodin et al. [43]. Sie konnten in Feldexpositionen zeigen, dass ombrotrophe (sich von Regenwasser ernährende) Sphagnumarten auf erhöhte N-Depositionen in unterschiedlich belasteten Gebieten von England und Wales sehr empfindlich mit Wachstumsdepressionen reagieren (Fig. 19). Künstliche Behandlung der Sphagnumarten im Laboratorium mit Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen, wie sie im Regenwasser des mit Stickstoffdepositionen belasteten Standorts gemessen worden waren (0.01–0.1 mM), resultierte in einer signifikanten Wachstums- hemmung (Fig. 20). Die Gefahr also einer zunehmenden Veränderung und Verarmung unserer Flora aufgrund verschobener Konkurrenzverhältnisse oder direkter Entwicklungshemmung infolge erhöhter N-Einträge muss im Hinblick auf die vorliegenden Untersuchungsergebnisse ernst genommen werden.

Pflanzen vermögen Stickstoffoxide rasch über die Spaltöffnungen aufzunehmen (Fig. 21), und zwar sowohl NO₂ als auch NO [46]. Somit bilden nicht nur N-Depositionen in Form von NO₃⁻ oder NH₄⁺ Stickstoffquellen, sondern auch die gasförmigen Stickstoffoxide sind für die Pflanzen direkt verfügbar. Dies konnte auch in Ex-

perimenten entlang der Autobahn N2 beobachtet werden, bei denen Pflanzen in Kammern mit gefilterter und ungefilterter Luft gehalten wurden (sogenannte Negativbegasungsexperimente). Pflanzen, die der Autobahnluft ausgesetzt wurden, wiesen schon nach kurzer Zeit signifikant erhöhte Stickstoffgehalte im Blattgut auf (Tabelle 6). Bei Bohnen, die in N-Mangelösung gehalten worden waren, konnte bereits nach 15 Tagen Exposition in der Autobahnluft ein um 41 % höherer N-Gehalt im Blattgut gemessen werden als in der Filterluft [47].

Die erhöhte Verfügbarkeit von Stickstoff hat Folgen für das Nährstoffgleichgewicht von Pflanzen. So ergaben Untersuchungen an 146 ausgewachsenen Linden in verschiedenen Strassenzügen der Stadt Basel, dass (ohne vorausgegangene Ernährungsmaßnahmen) 9 % eine dürftige, 55 % eine gute und 36 % eine übermässige Stickstoffernährung aufwiesen (Fig. 22).

Ähnliche Ergebnisse lieferten auch 51 Buchenbeobachtungsflächen in der Nordwestschweiz sowie den Kantonen Zürich und Zug. Stickstoff galt bis in die fünfziger Jahre im allgemeinen als Mangel- element. In keinem der 51 untersuchten Buchenbestände konnte jedoch eine Unterversorgung mit Stickstoff festgestellt werden. Die N-Gehalte der meisten Flächen waren innerhalb des für Buchen angegebenen «Optimalbereiches», 10 Bestände wiesen gar eine Überversorgung auf. Dieser Befund weist wie die Veränderungen der Waldvegetation ebenfalls auf eine übermässige Stickstoffzufuhr hin (Fig. 23).

Stickstoff greift vielfältig in den Metabolismus der Pflanze und damit auch in ihre generative und vegetative Entwicklung ein. Mit erhöhtem Stickstoffgehalt im Laub zeigte sich z. B. bei den Buchen auch eine zunehmende Fruktifikation (Fig. 24). Nach Winter et al. [51] wird durch steigende N-Gaben der Fruchtansatz auch bei Obst-

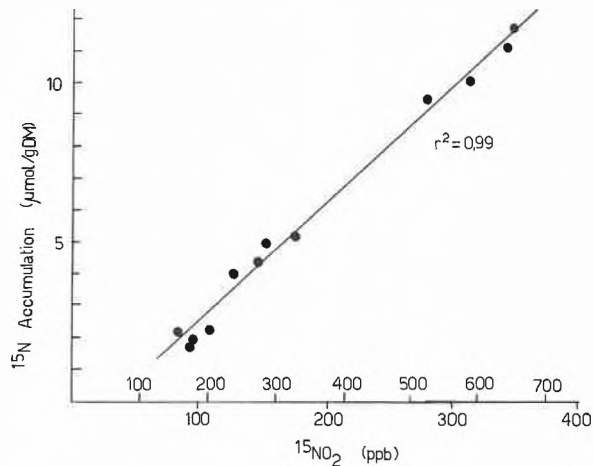


Fig. 21. ¹⁵N-Akkumulation bei *Phaseolus vulgaris* (Buschbohne) in Abhängigkeit von der Begasungskonzentration mit radioaktiv markiertem ¹⁵NO₂ (nach [45]).

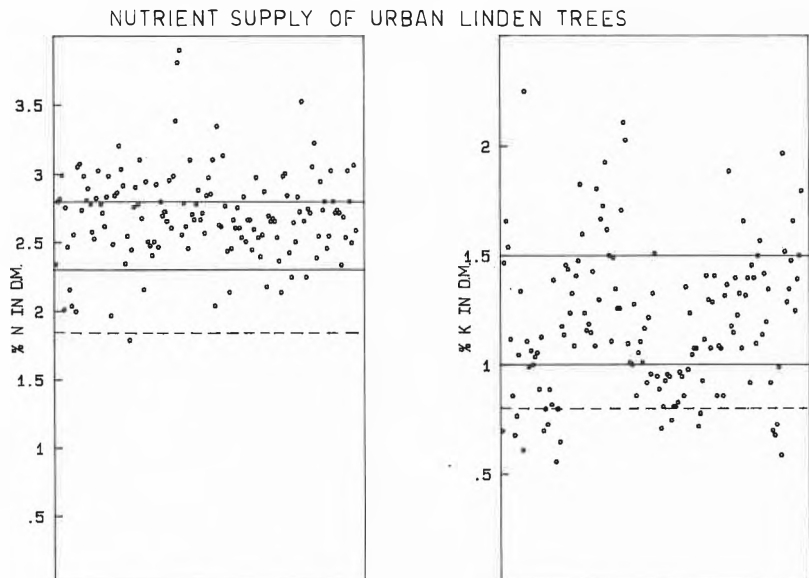


Fig. 22. Stickstoff- und Kaliumgehalt in Lindenblättern (% in TS) von 146 Alleebäumen der Stadt Basel. Die durchgezogenen Linien geben den ausreichenden Ernährungsbereich [48] an, die gestrichelten Linien den noch tolerierbaren.

Tabelle 6. Gesamtstickstoffgehalt (% in TS) im Laub von vertopften, gut mit Nährstoffen versorgten Pflanzen in gefilterter und ungefilterter Luft an einer stark befahrenen Autobahn (30000–40000 Fahrzeuge/Tag) nach 2–3monatiger Exposition (nach [47,71]).

	Filtered Air % N	Ambient Air % N
<i>Crataegus spec.</i>	1.95	2.27*
<i>Viburnum opulus</i>	1.41	1.86*
<i>Phaseolus vulgaris</i>	2.98	3.27

*p < 0.05

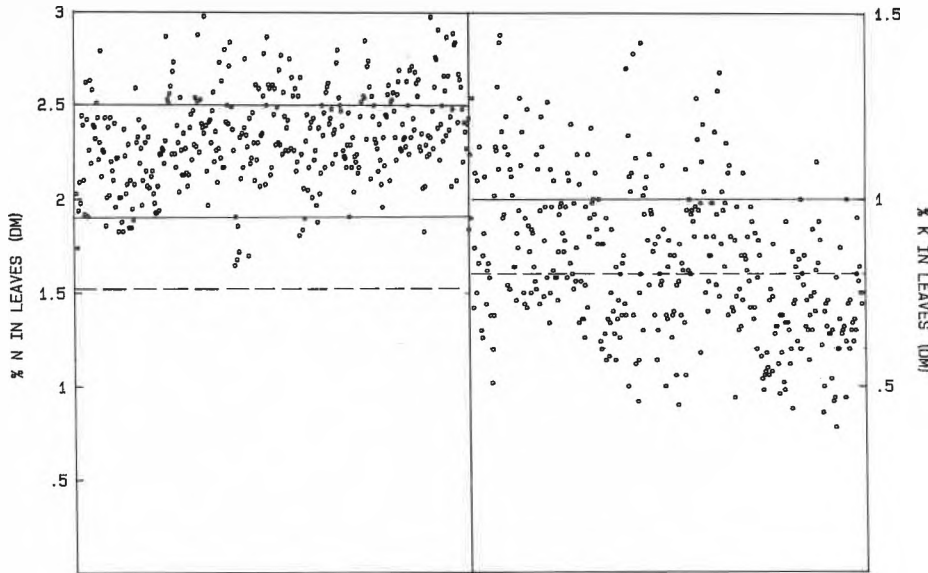


Fig. 23. Stickstoff- und Kaliumgehalt in Buchenblättern (% in TS) von 371 Waldbäumen aus 51 Beständen der Nordwestschweiz und der Kantone Zürich und Zug. Signaturen vgl. Fig. 22 (nach [49]).

che der Unterversorgung mit Kalium ist wahrscheinlich die Auswaschung dieses Nährelements aus den Blattoorganen sowie aus dem Boden. Im Stammabflusswasser wurden jeweils im Vergleich zu simultan aufgefangenen Regenproben im Mittel bis 14mal höhere Kaliumkonzentrationen gemessen (Fig. 25).

Saure Depositionen wie HNO_3 oder NH_4^+ können auf der Blattoberfläche positiv geladene Nährelementionen austauschen: Während durch Protonen der Säure bevorzugt Calcium und Magnesium freigesetzt werden, wird durch NH_4^+ vorzugsweise Kalium ausgetauscht (Fig. 26). Diese Nährstoffverluste versucht die Pflanze durch eine beschleunigte Aufnahme über die Wurzeln auszugleichen. Aus Elektroneutralitätsgründen muss sie Protonen ausscheiden, um diese Kationen aufzunehmen, was bei einem beschleunigten Nährstoffumsatz zu einer erhöhten Rhizosphärenversauerung führt. Für die Pflanze kann daraus ein Vorteil resultieren, falls es ihr an Spurenelementen mangelt, die im sauren Bereich besser pflanzenverfügbar sind wie z. B. Zink und Eisen (Fig. 27), jedoch werden im allgemeinen die Nachteile grösser sein. Je saurer die Rhizosphäre ist, desto mehr toxisches Aluminium und toxische Schwermetalle wie Cadmium werden im Boden pflanzenverfügbar, was wiederum zu Wurzelschäden führen kann [54]. Solange vom Boden her genügend Kationen nachgeliefert werden, kann die Pflanze

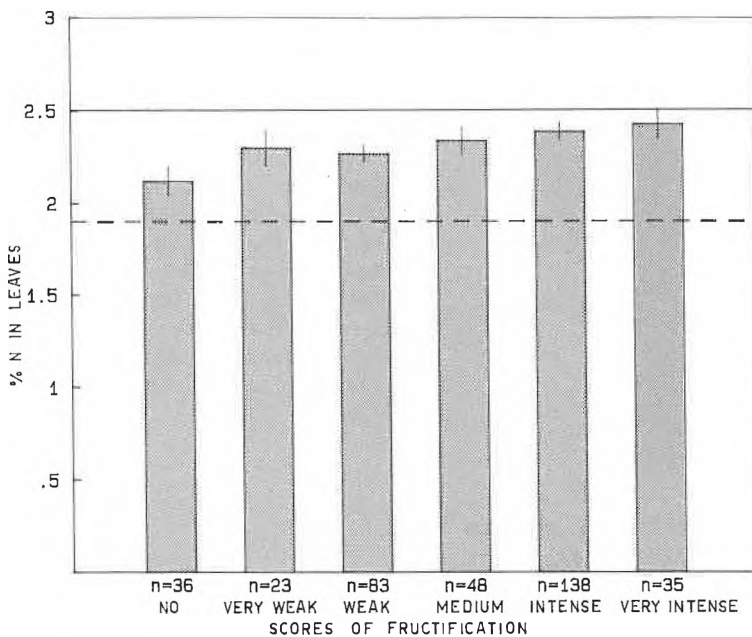


Fig. 24. Verschiedene Stufen der Fruktifikation an Buchengipfeltrieben und Stickstoffgehalt im Laub (% in TS). Dargestellt sind die arithmetischen Mittel des N-Gehalts mit Angabe des 95%-Vertrauensbereiches ($p < 0.001$; Spearman-Korrelation) (nach [50]).

bäumen gefördert. Allerdings wird durch die Fruktifikation auch ein beträchtlicher Teil des Jahresreingewinns der Photosynthese beansprucht. So dürften im Falle eines üblichen Fruchtbehanges beim Apfelbaum ca. 35% und bei der Buche ca. 20% der potentiellen Reserven verbraucht werden [52]. Beim Apfelbaum entspricht vom Energieaufwand her 1 kg Früchte einem Triebzuwachs von 80–90 cm [51]. Es muss deshalb bei Waldbäumen, die nicht die gleiche Pflege erhalten wie Obstbäume, in Betracht gezogen werden, dass durch einen einseitigen N-Eintrag eine häufigere und erhöhte Fruktifikation induziert werden kann, mit der möglichen Folge einer zunehmenden Schwächung.

Die Stickstoffverbindungen in der Luft beeinflussen das Nährstoffgleichgewicht der Pflanzen aber nicht nur über den Eintrag von Stickstoff, sondern auch durch Auswaschungsprozesse [94]. Im Gegensatz zum Stickstoffüberangebot zeigte sich sowohl bei den Allee- als auch bei den Waldbaumuntersuchungen oft eine ungenügende bis mangelhafte Kaliumversorgung der Bäume (Fig. 22). Bei den Linden wurden 11% als unterversorgt, 20% als mässig und 69% als gut mit Kalium versorgt eingestuft. Ähnliche Verhältnisse sind bei den Buchen zu verzeichnen: nur 6 von 51 Flächen wiesen eine gute Kaliumversorgung auf, 22 Flächen eine mässige und 23 Flächen (45%) eine mangelhafte. Eine Ur- sa-

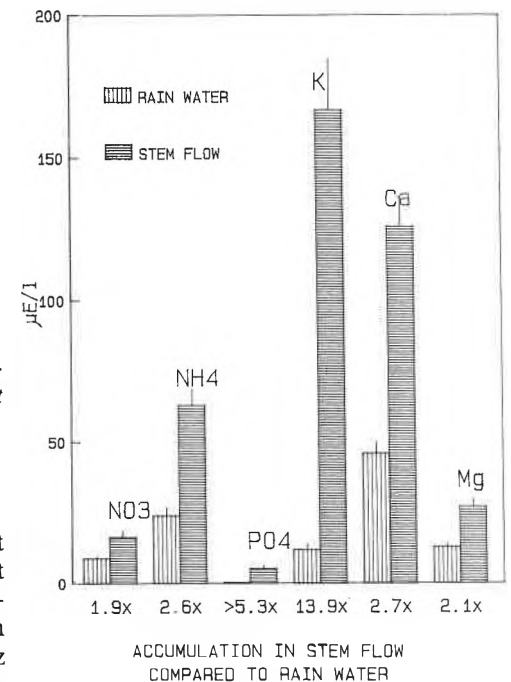


Fig. 25. Nährstoffkonzentrationen im Stammabfluss- und im Regenwasser (simultan gesammelte Ereignisproben von 37 Buchenbeobachtungsflächen in der Nordwestschweiz). Die Proben wurden erst nach 4 mm Niederschlag entnommen, um den Einfluss der Trockendeposition gering zu halten. Die Zahlen sind Mittelwerte aus 264 Stammabfluss- und 33 Regenwasserproben. Die Balken geben die Standardabweichung des Mittelwertes an (nach [89]).

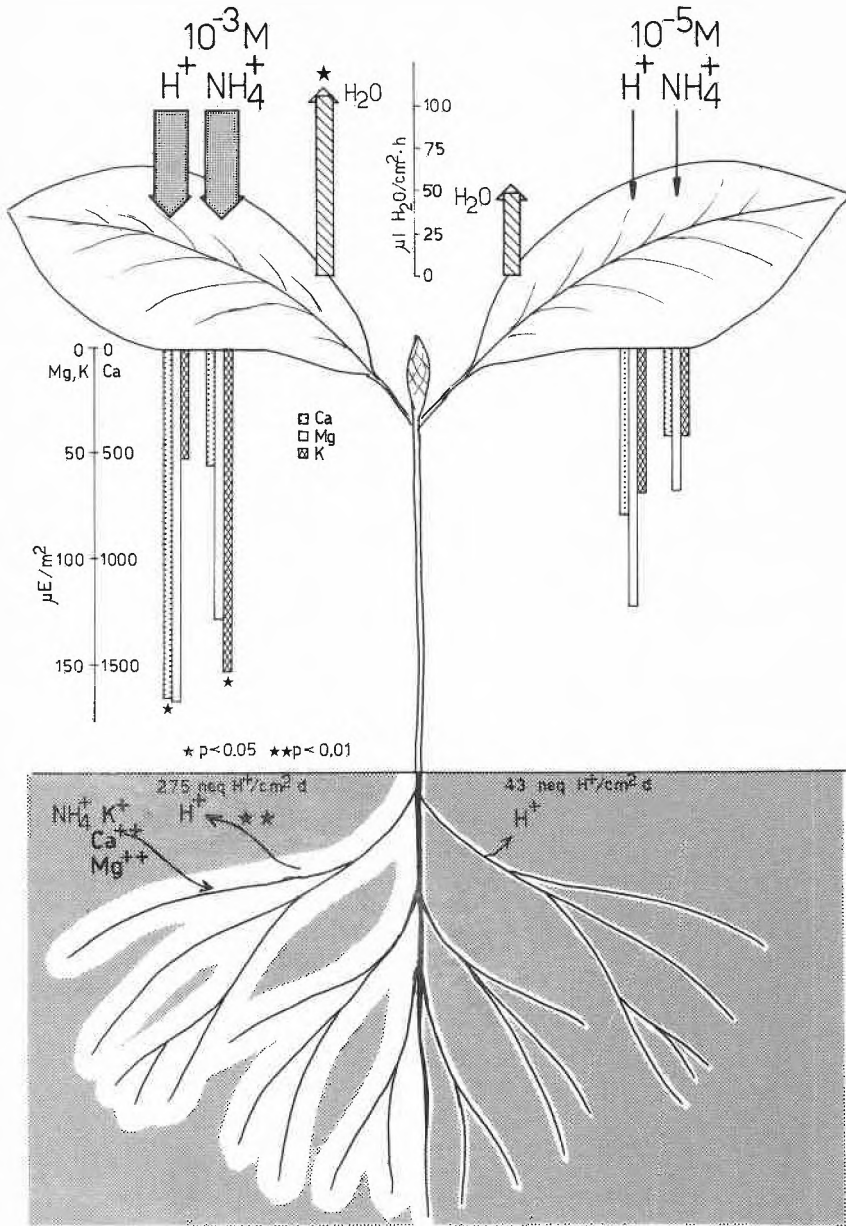


Fig. 26. Verschiedene Effekte einer sauren Benebelung von Buchenkeimlingen mit H^+ oder NH_4^+ . Dargestellt sind die Nährstoffauswaschung, die Rhizosphärenversauerung infolge Kationenaufnahme durch die Wurzeln und die erhöhte Transpiration. Die Daten der Transpiration und der Rhizosphärenversauerung wurden einem Versuch mit Benebelungen von pH 4.6 (Kontrolle) bzw. 3.6 entnommen, Angaben auf Blattflächeneinheit (cm^2 , m^2) und Zeit (h, d) bezogen (nach [81]). Signifikante Unterschiede zwischen den beiden Bedingungen sind mit Sternen markiert (* $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; Tukey's Test, $n = 5$).

den Nährstoffverlust noch ausgleichen, sind im Boden die verlorengegangenen Nährstoffe jedoch knapp, gerät sie bald in eine Mangelsituation. Neben den Störungen des Ionenhaushalts im Blattgut hat die saure Benebelung aber auch eine erhöhte Transpiration zur Folge, was in Trockenperioden den Wasserstress verstärkt (Fig. 26).

Eine übermäßige Stickstoffdüngung vermindert nach Bergmann [48] die Frostresistenz von perennierenden Pflanzen wie Obst- und Forstgehölzen. Im Frühjahr 1987 ergab eine Feldbeobachtung von Frostschäden in einer Baumschule bei Basel ebenfalls entsprechende Hinweise. In zwei nebeneinanderliegenden, aber in unterschiedlichem Masse gedüngten Parzel-

len mit jungen Fichten, die ein bis einhalb Jahre zuvor verschult worden waren, erwies sich das Schadensausmass deutlich verschieden. Eine Parzelle, die vor der Verschulung landwirtschaftlich genutzt worden war, hatte in der vorhergehenden Vegetationsperiode insgesamt ca. 200 kg N/ha erhalten, auf der anderen Fläche waren hingegen vor der Verschulung ca. 70 kg N/ha ausgebracht worden. Die Fichten zeigten auf den beiden Parzellen ein sehr unterschiedlich starkes Wachstum: Auf der N-reichen Parzelle waren die Pflanzen etwa doppelt so gross. Der Anteil frostgeschädigter Bäumchen war aber auf der reichlich stickstoffgedüngten Fläche mit 87% dreimal höher als auf der weniger gedüngten Nachbarparzelle mit 28%.

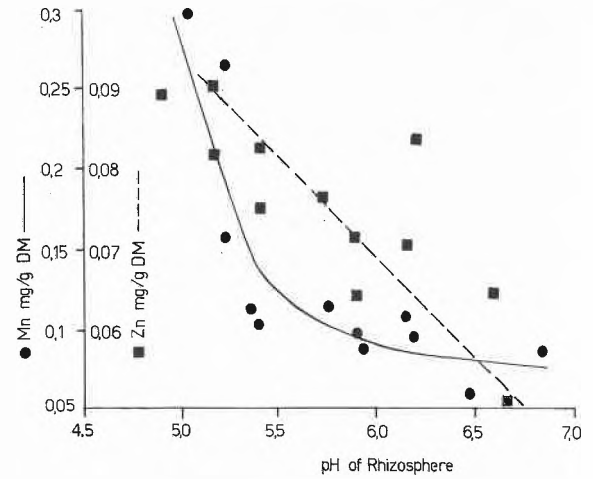


Fig. 27. Einfluss des pH-Werts in der Rhizosphäre auf die Spurenelementaufnahme durch Buschbohne (*Phaseolus vulgaris*). Sowohl für Mangan als auch für Zink nimmt der Gehalt im Spross bei sinkendem pH der Rhizosphäre zu (nach [72]).

NO_2 -Konzentrationen wie sie in städtischen Gegenden gemessen werden bewirken direkt eine Steigerung der Transpiration [54]. Kammerexperimente an der Autobahn, wo hohe NO_x -Konzentrationen zu verzeichnen sind (Fig. 6), ergaben, dass Kräutpflanzen und Gehölze in der Umluft während der heissen Mittagszeit ihre Spaltöffnungen nicht zu schliessen vermögen, während die Pflanzen in der Filterluft die Transpiration durch Schliessen der Spaltöffnungen stark einschränkten und somit den Wasserhaushalt regulierten (Fig. 28). Dieser Umstand bedeutet besonders auch für unsere Alleeabäume einen Stressfaktor.

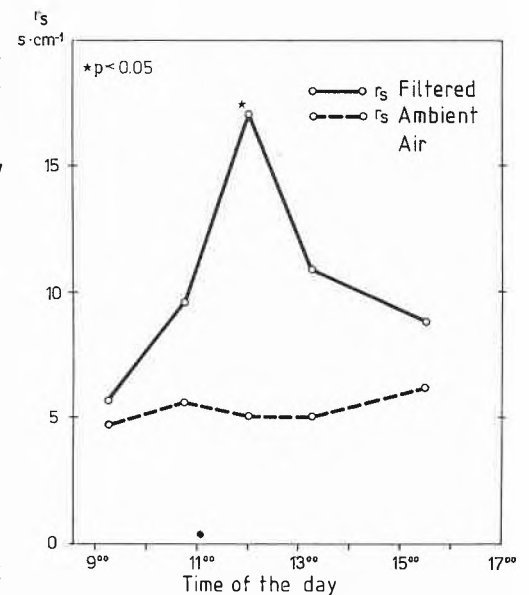


Fig. 28. Stomatärer Diffusionswiderstand von Gemeinem Schneeball (*Viburnum opulus*) an der Autobahn in Kammern mit Umluft und gefilterter Luft ($n = 8$; * $p < 0.05$) [70]. Man beachte den grossen Widerstand (Verschluss der Spaltöffnungen) bei den Filterluftpflanzen über die heisse Mittagszeit.

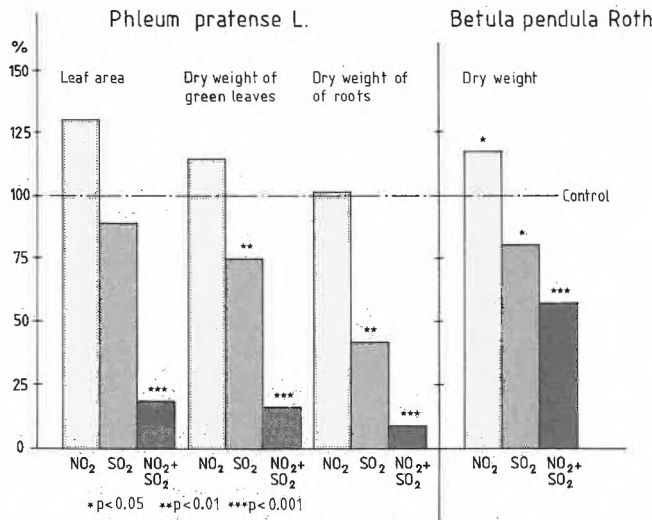


Fig. 29. Einfluss von NO₂ und SO₂ allein und in Kombination auf Wachstumsparameter bei Timotheegras (*Phleum pratense*) (nach [55]) und bei Hängerbirke (*Betula pendula*) (nach [56]). Versuchsbedingungen: 126 µg NO₂/m³ und 176 µg SO₂/m³ während 140 Tagen bei *Phleum pratense*, 119 µg NO₂/m³ und 165 µg SO₂/m³ während 150 Tagen bei *Betula pendula*.

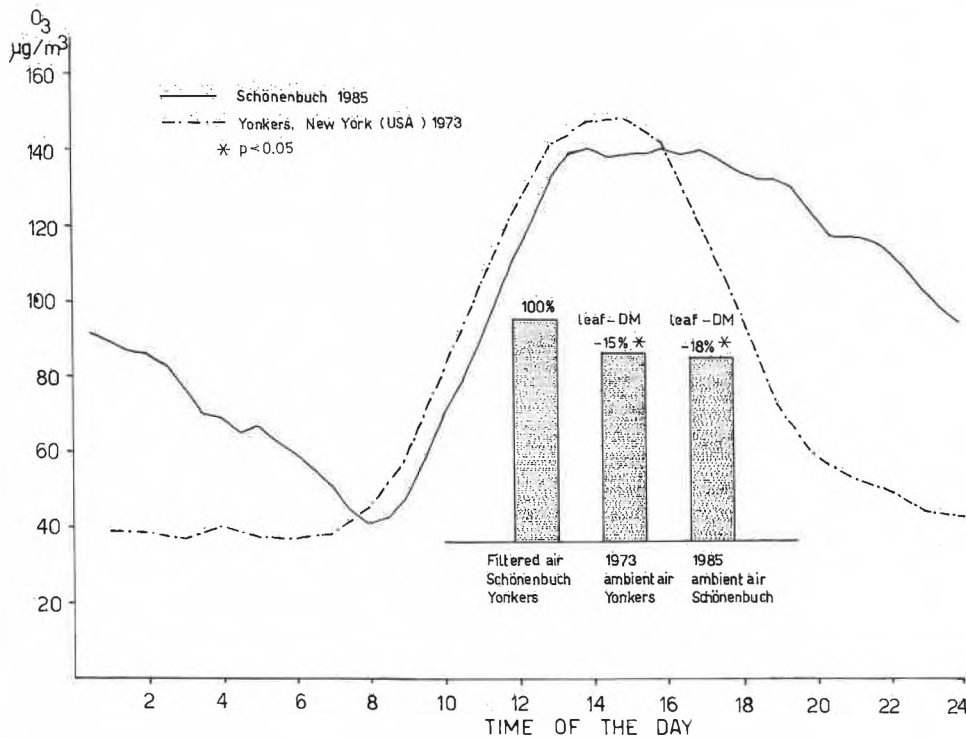


Fig. 30. Einfluss von Umluft- und Filterluftbedingungen in Schönenbuch (nach [70]) und Yonkers, New York (nach [60]) auf die Bildung von Blatttrockensubstanz bei Buschbohnen (*Phaseolus vulgaris*). Die Ozonkonzentration an den beiden Standorten ist angegeben durch den mittleren Tagesverlauf während der Versuchsperioden.

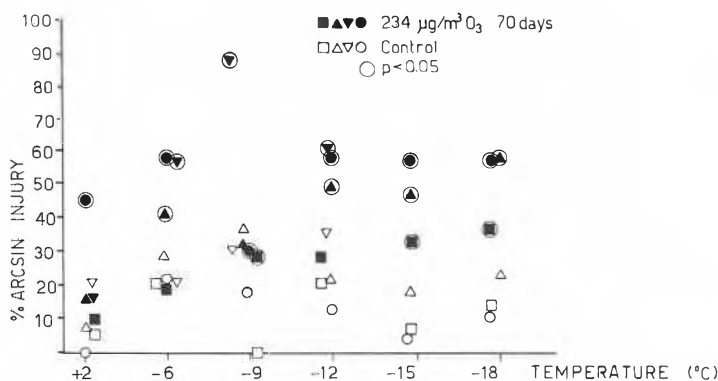


Fig. 31. Mittlere Nadelschädigung (% arcsin-transformiert) von vier Fichtenklonen (*Picea abies*; dargestellt durch verschiedene Symbole) nach Ozonbegasung (234 µg O₃/m³ während 70 Tagen) und anschliessender Frosteinwirkung bei verschiedenen Temperaturen (nach [62]).

Untersuchungen über den Einfluss von NO₂ und SO₂ ergaben, dass diese beiden Noxen einen synergistischen Effekt auf Pflanzen ausüben. Während NO₂ allein oftmals das Pflanzenwachstum stimuliert, hemmt SO₂ allein dieses meistens. Wirken nun beide Gase simultan auf die Pflanze, so wird nicht eine Kompensation der Effekte beobachtet, sondern eine Steigerung des Hemmeffekts um ein Mehrfaches (Fig. 29).

Im Zusammenhang mit dem Einfluss von NO_x auf Pflanzen sei auch der Einfluss von Ozon als «Folgeprodukt» von NO₂ erwähnt. Wachstumsstörungen und Ertragseinbußen infolge erhöhter Ozonkonzentrationen sind vor allem aus den USA schon seit langem bekannt [57]. Aber auch in Europa mehren sich die Berichte über die schädigende Wirkung von Ozon [20, 59]. So bestätigen Kammerexperimente, wie sie in vergleichbarer Weise anfangs der siebziger Jahre in den USA durchgeführt wurden, dass bei Buschbohnen, die als O₃-empfindliche Pflanzen gelten, unter Umluftbedingungen mit erhöhten Ozonkonzentrationen eine signifikante Verminderung der Phytomassebildung (Fig. 30) und des Ertrags marktfähiger Bohnen im dargestellten Versuch (1985) um 19% (1984: 27%, 1986: 15%) hingenommen werden muss. Diese Ergebnisse stimmen auch mit Befunden von Fuhrer [61] überein, der bei Getreide, welches als weniger O₃-empfindlich gilt, im schweizerischen Mittelland eine Ertragseinbuße um 9% beobachtete.

Ein besonderes Problem im Zusammenhang mit der Ozonbelastung stellt eine veränderte Resistenz perennierender Pflanzen gegenüber Frost dar. Davison et al. [62] fanden bei Experimenten mit Fichtenklonen nach O₃-Begasung eine signifikant erhöhte Frostempfindlichkeit (Fig. 31). Beobachtungen erhöhter Frostempfindlichkeit, vermutlich als Folge der Luftschadstoffbelastung, konnten auch in eigenen Negativbegasungsversuchen auf dem Zugerberg (1000 m) in der Zentralschweiz gemacht werden, wo im Sommer 1985 während einer Messkampagne im Mittel 130 µg O₃/m³ und Spitzenwerte bis zu 250 µg O₃/m³ gemessen wurden (bis zu 240 µg O₃/m³ im Sommer 1986). Buchenkeimlinge, die während der Vegetationszeit 1986 unter Umluft- und Filterluftbedingungen gezogen worden waren, zeigten, vermutlich als Folge der hohen O₃-Belastung, eine Wachstumshemmung in der Umluft. Im Frühjahr 1987 fanden wir, unerwartet, auch ein sehr unterschiedliches Ausmass von Frostschädigung in den beiden Begasungssystemen: In der Umluft waren 1987 rund 61% der Pflanzen abgestorben oder hatten abgestorbene Knospen, während in der Filterluft nur rund 24% abgestorben bzw. geschädigt waren (Fig. 32). Frostschäden an Waldbäumen wurden gleichzeitig auch in der Zentral- und Ostschweiz nach einem Winter mit starken Temperaturschwankungen flächenhaft beobachtet.

Ozon greift die Zellmembranen der Pflanzen an und ruft schon in geringer

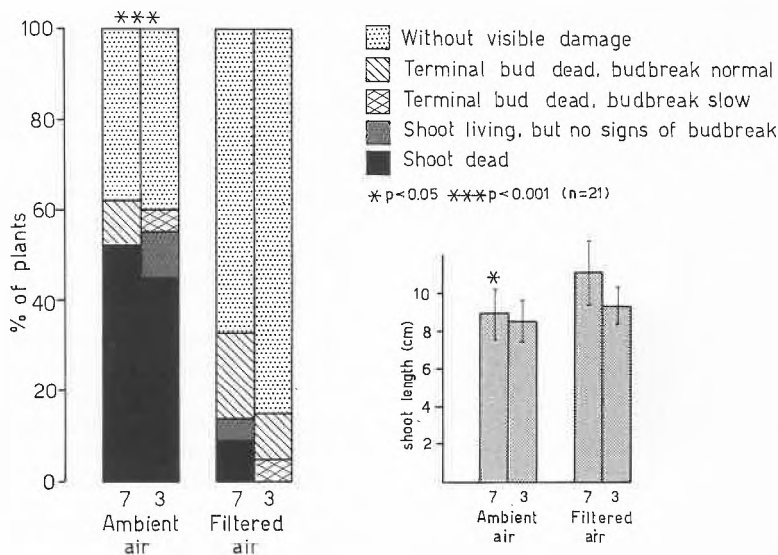


Fig. 32. Rechts: Triebwachstum von Buchenkeimlingen in Komposterde (pH 6.8; mit 7 bezeichnet) und Walderde (pH 3.0; mit 3 bezeichnet) in gefilterter und ungefilterter Luft auf dem Zugerberg (1000 m ü. M.) im Herbst 1986^[49]. – Links: Schädigung der gleichen Keimlinge durch Winterfrost (Aufnahme im Frühjahr 1987).

Konzentration Veränderungen des Metabolismus hervor^[63]. So induziert O₃ (wie auch NO_x) eine erhöhte Ethylenproduktion in Pflanzen und löst eine vorzeitige Seneszenz aus (Tabelle 7). Untersuchungen von Keller^[65] und Mooi^[66] an ozonempfindlichen Pappeln ergaben, dass durch verhältnismässig geringe Konzentrationen von O₃ oder von O₃ und NO₂ ein signifikant vorzeitiger Blattfall ausgelöst wird (Tabelle 8 und 9). Ein sich wiederholender vorzeitiger Verlust der Assimilationsorgane kann langfristig wiederum eine Schwächung des pflanzlichen Organismus verursachen.

Im latenten Wirkungsbereich von Immissionen mag die Bedeutung von veränderten Wirtspflanzen-Parasiten-Beziehungen als Folge immissionsbedingter physiologisch-biochemischer Veränderungen der Pflanzen von übergeordneter Bedeutung sein. Durch steigende Stickstoffgaben können saugende Insekten wie Blattläuse erheblich begünstigt werden, wie Untersuchungen an Getreideblattläusen ergaben (Fig. 33). Ein gleicher Effekt kann aber auch allein durch erhöhte NO_x-Belastung erzeugt werden. Dohmen et al.^[68] beobach-

teten, dass auf mit NO₂-begasteten Futterbohnen die Schwarze Bohnenlaus eine signifikant erhöhte Wachstumsrate aufweist (Tabelle 10). Am jährlich wiederkehrenden starken Blattlausbefall unserer Allee-bäume wie Linden, Robinien etc. dürfte nicht zuletzt die hohe NO_x-Belastung mitschuldig sein. Untersuchungen am Begleit-

Tabelle 9. Blattfall bei Schwarzpappeln (*Populus nigra* var. Wolterson) nach 6wöchiger Begasung mit verschiedenen Luftschadstoffen (nach^[66]): SO₂ 60 µg/m³ (24 h/d); NO₂ 23 µg/m³ (17 h/d) und 56 µg/m³ (7 h/d); O₃ 58 µg/m³ (12 h/d).

Fumigation	% Leaf Drop
control	1
SO ₂ + NO ₂	9
O ₃ + NO ₂	30
O ₃ + SO ₂ + NO ₂	31

Tabelle 10. Mittlere relative Wachstumsrate (MRGR) von Schwarzen Bohnenblattläusen (*Aphis fabae*) nach vorhergehender Begasung ihrer Wirtspflanzen (*Vicia faba*) mit 400 µg/m³ NO₂ während 7 Tagen oder bei direkter Begasung der Läuse (nach^[68]).

	Vicia faba ^{a)}		Artificial Diet ^{b)}	
	NO ₂ fumigated	control	NO ₂ fumigation	control
MRGR ^{c)} [µg/µg·d]	0.575*	0.530	0.369	0.370

* p < 0.01.

a) Mean of 4 experiments with 15 replicates; b) one experiment with 15 replicates; c) ln(final weight) – ln(initial weight)/number of days.

Tabelle 8. Ozonkonzentration am Versuchsstandort (µg/m³) und Blattfall von begasteten Zitterpappeln (*Populus tremuloides* Michx.) an den untersten 50 cm jeden Triebes (nach^[65]).

	Filtered Air	Ambient Air Birmensdorf monthly mean	max. ½ h	Ozone Fumigation monthly mean	max. ½ h
June 1985		60	140	25	100
July 1985		70	182	28	100
August 1985		59	271	27	100
% Leaf drop (x̄ ± s)	23 ± 17	67 ± 27*		77 ± 13**	

* p < 0.05; ** p < 0.01

Tabelle 7. Einfluss einer Begasung mit NO_x und O₃ auf die Ethylenproduktion sowie die Blattschädigung bei Erbsen (*Pisum sativum*) (nach^[64]).

Fumigation	NO ₂ Concentration	NO	O ₃	Ethylene Production	% Leaf Injury
	[µg/m ³]	[µg/m ³]	[µg/m ³]	[nmol/g DM h]	
0	0	0	0	2.6 ± 2	–
0	182	0	0	6.5 ± 1.4	–
279	0	0	0	8.2 ± 1.3	–
0	0	100	0	4.7 ± 0.2	0–10
0	0	200	0	7.0 ± 0.4	10–35
0	182	100	0	3.3 ± 0.3	20*
0	121	200	0	3.9 ± 0.2	60*
186	0	200	0	3.4 ± 0.2	50*

* p < 0.05

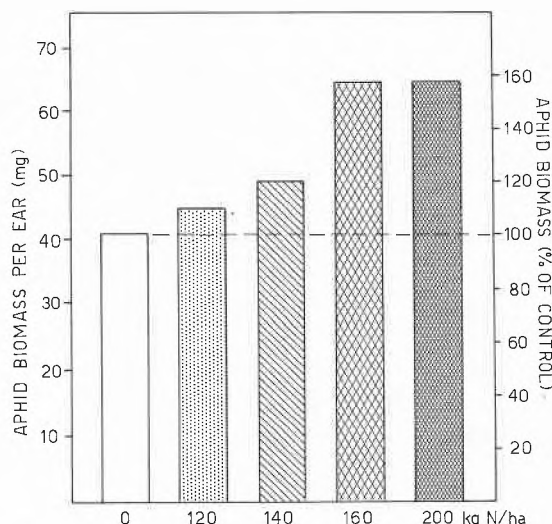


Fig. 33. Zunehmende Vermehrung der Grossen Getreideblattlaus (*Sitobion avenae*) durch gesteigerte N-Düngung auf einem Standort mit hohem Gehalt an mineralischem Stickstoff im Boden (nach^[67]).

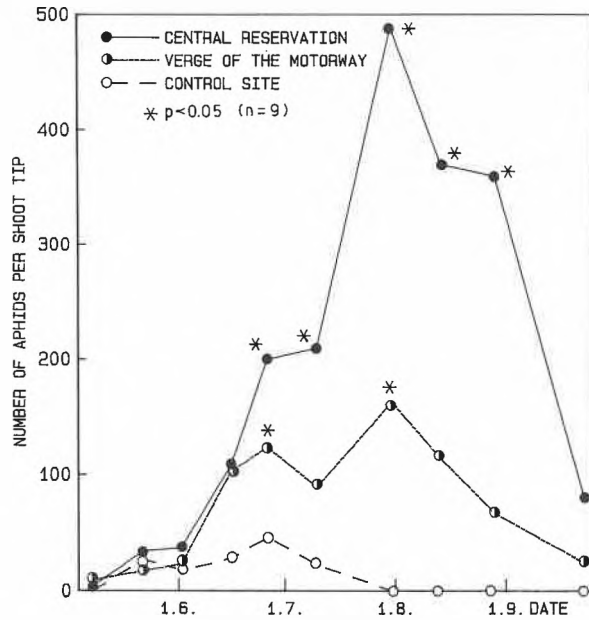


Fig. 34. Populationsentwicklung der Grünen Apfelblattlaus (*Aphis pomi*) auf Weisssorn an Standorten mit unterschiedlicher Entfernung zu einer stark befahrenen Autobahn (nach^[69]).

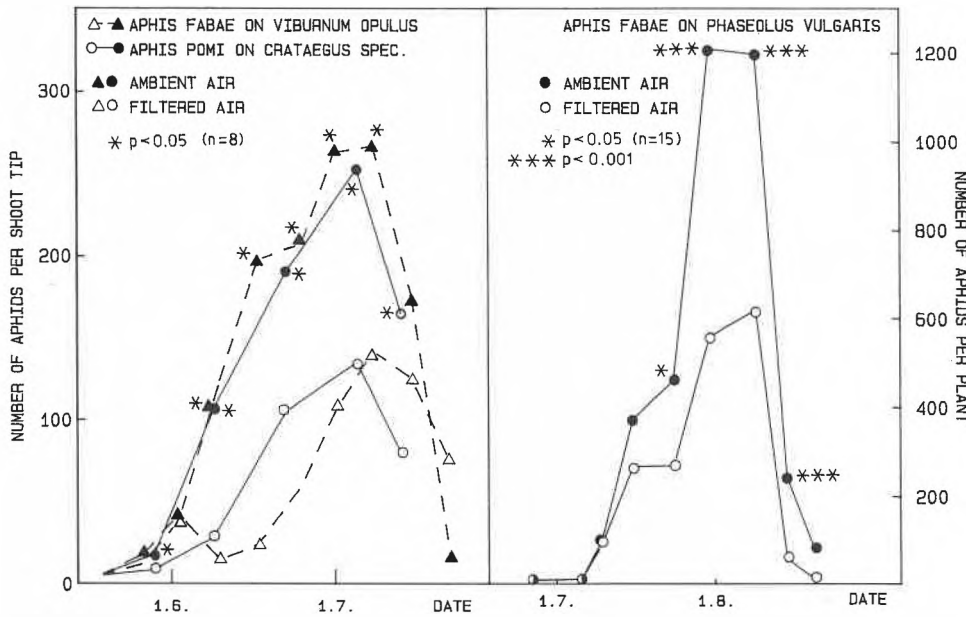


Fig. 35. Entwicklung der Schwarzen Bohnenblattlaus (*Aphis fabae*) und der Grünen Apfelblattlaus (*Aphis pomi*) auf ihren Wirtspflanzen in gefilterter und ungefilterter Luft an der Autobahn (nach^[47, 71, 90]).

Tabelle 11. Freie Aminosäuren und Säureamide im Phloemexudat von verschiedenen Wirtspflanzen in ungefilterter Luft verglichen mit gefilterter Luft (+ signifikante Erhöhung mit $p < 0.05$, ++ mit $p < 0.01$, +++ mit $p < 0.001$) (nach^[71, 73, 74]).

Host Plant	Motorway Site <i>Crataegus spec.</i>	<i>Viburnum opulus</i>	<i>Phaseolus vulgaris</i>	Rural Site (Schönenbuch) <i>Phaseolus vulgaris</i>	<i>Fagus sylvatica</i>
alanine	0	++	0	0	0
arginine	0	0	+	0	0
γ -aminobutyric acid	0	++	+	0	+
asparagine	0	0	0	0	+
aspartic acid	0	0	0	0	0
glutamine	+	+	+	0	+
glutamic acid	0	+	0	0	0
glycine	0	++	+	0	0
leucine	0	0	++	0	0
lysine	0	++	+++	0	0
ornithine		+	++		
phenylalanine	0	0	++	0	0
proline	0	0	0	0	0
serine	0	+	0	0	0
valine	0	0	++	0	0
Total-N	+	+	0	0	0

wie bei Freilandexpositionen von Wirtspflanzen an der Autobahn unmittelbar nach der künstlichen Infektion der Triebspitzen mit Blattläusen in der Umluft eine signifikant schnellere Populationsentwicklung ein (Fig. 35) als in der Filterluft. Ein direkter Einfluss der Luftschadstoffe auf die Blattläuse konnte im Falle der Autobahn nicht beobachtet werden. Wurden die Blattläuse auf künstlichen Nährböden den unterschiedlichen Luftqualitäten in den Kammern ausgesetzt, zeigte sich kein Einfluss auf ihre Entwicklung. Je nach Art der Immissionsbelastung und des Wirtspflanzen-Parasiten-Systems kann auch ein gegenteiliges Verhalten beobachtet werden. Wiederholt man die Kammerexperimente an der Autobahn mit Buschbohnen und der Bohnenlaus, wo wie bei den Gehölzen eine schnellere Entwicklung der Blattläuse in der Umluft zu beobachten war, in einem ländlichen Gebiet mit erhöhter O_3 -Belastung (vgl. Fig. 6), so entwickeln sich hier im Gegensatz zur Autobahn die Blattläuse in der Filterluft signifikant besser (Fig. 36). Hingegen zeigt die Buchenblattlaus auf Buchenkeimlingen gerade ein gegenteiliges Verhalten. Eine Ursache für diese unterschiedliche Entwicklung liegt in der unterschiedlichen Reaktion der Wirtspflanze auf die Immissionen, das heisst im qualitativ und quantitativ verschiedenen Gehalt an den für die Blattläuse wichtigen Aminosäuren im Phloemsaft (Siebröhrensaft). In allen Experimenten konnte nur dann eine Zunahme der Blattlausentwicklung festgestellt werden, wenn im Phloemsaft der Gehalt an freien Aminosäuren entsprechend erhöht war (Tabelle 11). Eine Überprüfung mittels künstlicher Nährmedien mit den entsprechenden Aminosäuremustern des Phloemsaftes von Umluft- und Filterluftpflanzen, auf denen die Blattläuse gezogen wurden, bestätigte weitgehend die Vermutung, dass die gefundenen biochemischen Veränderungen ausschlaggebend für die erhöhte Vermehrung unter lufthygienischer Belastung sind. Auf «Umluftmedien» zeigten die Blattläuse nicht nur eine grössere Wachstumsrate, sondern ihre Larvenentwicklung war auch signifikant beschleunigt (Fig. 37).

Wie bei den Pflanzen-Insekten-Beziehungen lässt sich auch bei pilzlichen Krankheiten eine erhöhte Anfälligkeit von Pflanzen als Folge eines einseitigen N-Angebots beobachten. Eine «unharmonische» Steigerung der N-Düngung soll die Entwicklung vornehmlich der obligat biotrophen Erreger von Rostkrankheiten wie *Puccinia striiformis* und *tritricina* sowie des Blatt- und Ährenmehltaus (*Erysiphe graminis*) fördern^[48, 75]. Durch überhöhte N-Zufuhr wird in den Pflanzen oft das Gleichgewicht zwischen Kohlenhydraten und Stickstoffverbindungen gestört, was sich in einer verminderten Festigkeit äussert. Pflanzen bilden bei üppiger Stickstoffernährung grosslumige Zellen, wobei Parenchymgewebe auf Kosten von Sklerenchymgewebe entsteht. Dadurch entsteht ein schwammiges Gewebe, das für

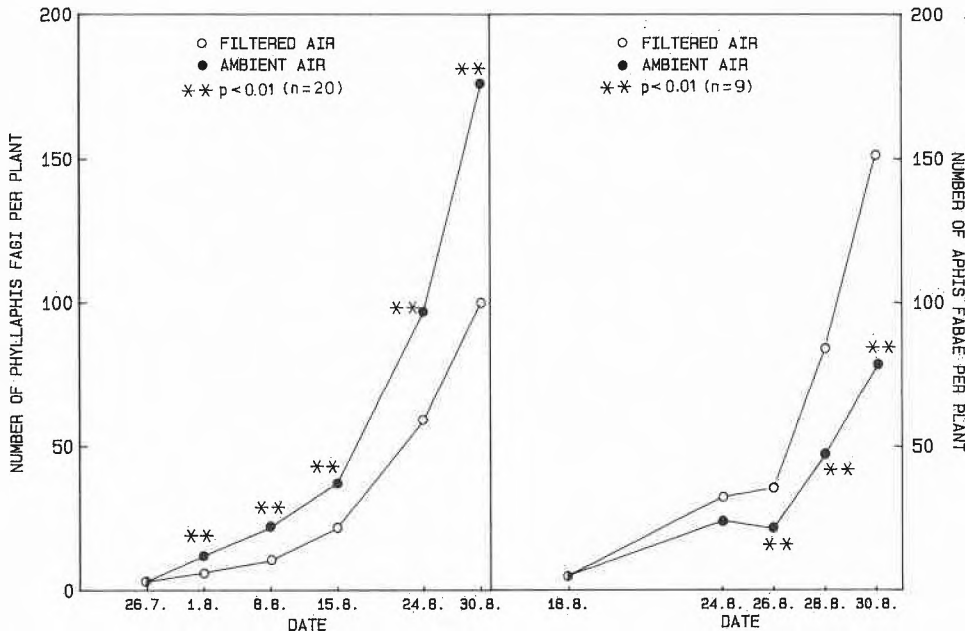


Fig. 36. Entwicklung der Schwarzen Bohnenblattlaus (*Aphis fabae*) und der Buchenblattbaumlaus (*Phyllaphis fagi*) auf ihren Wirtspflanzen (*Phaseolus vulgaris* und *Fagus sylvatica*) in gefilterter und ungefilterter Luft an einem ländlichen Standort (Schönenbuch) [73].

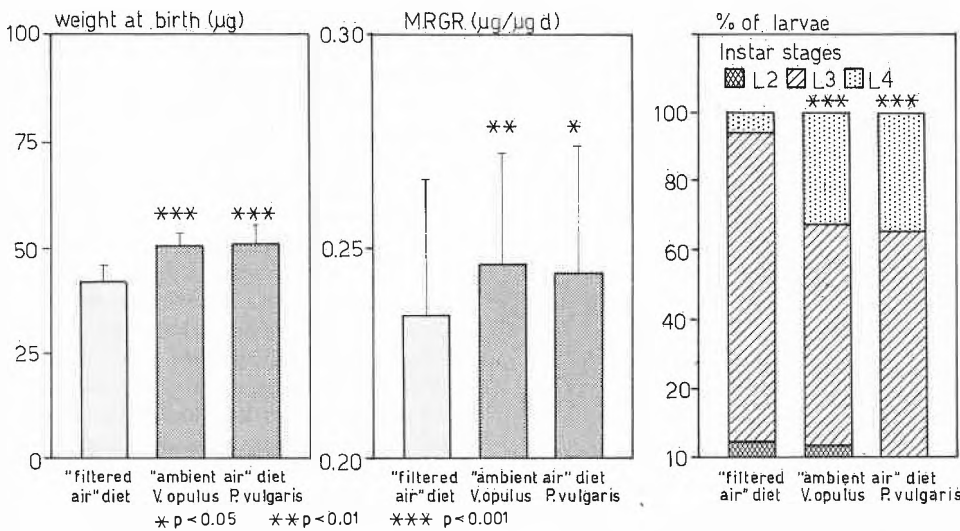


Fig. 37. Entwicklung der Schwarzen Bohnenblattlaus (*Aphis fabae*) auf künstlichen Nährmedien, deren Zusammensetzung die im Begasungsversuch an der Autobahn gefundenen Unterschiede der Aminosäurezusammensetzung im Phloem ihrer Wirtspflanzen simulierte. Sowohl das Geburtsgewicht als auch die Wachstumsrate und die Entwicklungsgeschwindigkeit der Larven wurden durch das den «Umluftpflanzen» entsprechende Aminosäuremuster signifikant erhöht (nach [74]).

Anfälligkeit gegenüber Infektionskrankheiten prädisponierend sein kann [48]. Nach Baule [76] wird bei Forstpflanzen durch einseitige N-Ernährung die Bildung von Phenolen, welche als «Infektionsschutz» dienen, negativ beeinflusst. Roelofs et al. [77] fanden bei der Schwarzföhre einen Zusammenhang zwischen dem Stickstoffgehalt in den Nadeln und dem Befall mit Nadelpilzen (Tabelle 12). Nach Trolldenier [78] soll vor allem ein N-Überschuss in Kombination mit einer K-Unterversorgung, also ein verschobenes N/K-Verhältnis, die Krankheitsresistenz der Pflanzen vermindern. Bei

Untersuchungen an Buchen-Gipfeltrieben wurde festgestellt, dass Triebe, die von Parasiten befallen waren, ein höheres N/K-Verhältnis aufwiesen als nicht befallene. Im Falle des Buchenkrebses (*Nectria ditissima*) war der Unterschied signifikant (Fig. 38); die Schädlinge Buchenspringrüssler (*Rhynchaenus fagi*) und Buchenblattbaumlaus (*Phyllaphis fagi*) zeigten immerhin eine deutliche Tendenz zu stärkerem Befall.

Ähnlich wie bei den Blattläusen kann eine erhöhte Luftverunreinigung mit O₃ und/oder NO₂ auch die Entwicklung von

Tabelle 12. Stickstoffgehalt in einjährigen Föhrennadeln (*Pinus nigra*) (nach [77]). Man beachte, dass nur die Nadeln mit erhöhtem N-Gehalt von Pathogenen befallen sind.

	Trees without Infection	Trees with Infection by <i>Brunchorstia pineae</i> and/or <i>Diplodia pinea</i>
\bar{x}	13.4 mg/g	19.0 mg/g
min	11.2 mg/g	16.6 mg/g
max	15.6 mg/g	21.2 mg/g
n =	17	11

Pilzen fördern, wie aus Untersuchungen in Negativbegasungskammern am Stadtrand von Basel zu entnehmen ist. Gewisse Krankheitserreger, die in letzter Zeit häufig in der Region Basel auftreten, wie *Gnomonia platani*, der Astdürrepilz der Platane (Fig. 39), und *Monilia laxa*, ein Fruchtfäule und Zweigdürre bei Kirschen verursachender Pilz (Fig. 40), entwickelten sich unter Umluftbedingungen signifikant besser (Fig. 41).

Allerdings sei gleichfalls vermerkt, dass es auch zahlreiche Befunde gibt, die eine Hemmung gewisser Pathogene durch Luftverunreinigungen demonstrieren.

Aufgrund der bisher gewonnenen Erkenntnisse muss dennoch angenommen werden, dass bestimmte Gruppen von Schädlingen und Pathogenen infolge der Einwirkung von Immissionen – insbesondere von N-Immissionen und deren Folgeprodukten – begünstigt werden und eine Zunahme solcher Parasiten in Zukunft wahrscheinlich ist.

7. Schlussfolgerungen

Die Stickstoffemissionen nehmen seit den fünfziger Jahren sowohl in Form von NO_x aus Verbrennungsprozessen als auch von NH₃ aus der Landwirtschaft in bedrohlicher Weise zu. Da NO_x an der Ozonbildung beteiligt ist, hat auch diese während der letzten 30–40 Jahre in der Troposphäre signifikant zugenommen und führt heute in unseren Breitengraden zu O₃-Konzentrationen, welche zumindest für die Vegetation als schädigend bezeichnet werden müssen. Andererseits kann ein zunehmender Ozonabbau in der Stratosphäre beobachtet werden, an dem ebenfalls Stickstoffemissionen (N₂O), allerdings nur in geringem Masse, beteiligt sein dürften.

Als noch weitgehend unbekanntes Risiko erscheinen allenfalls in der Atmosphäre photochemisch gebildete Noxen aus emittierten Kohlenwasserstoffen und Stickstoffoxiden.

Im Hinblick auf unsere Wälder und «natürlichen» Ökosysteme ganz allgemein steht ausser Zweifel, dass die Fortdauer einseitiger Stickstoffzufuhr eine Verarmung der floristischen Artenvielfalt und damit eine Verminderung unserer Lebens-

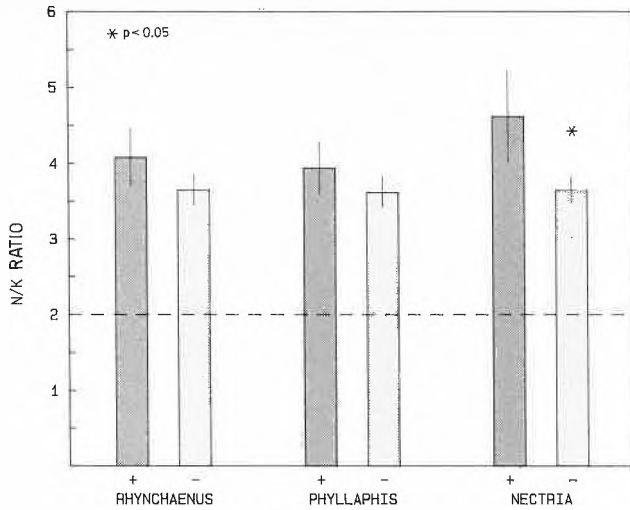


Fig. 38. N/K-Verhältnis im Laub von Buchengipfeltrieben, die zum Zeitpunkt der Ernte einen starken Befall mit dem Buchenspringgrüssler (*Rhynchaenus fagi*) oder mit der Buchenblattbaumlaus (*Phyllaphis fagi*) aufwiesen oder mit dem Buchenkrebs (*Nectria ditissima*) infiziert waren (jeweils linke, dunkle Säule), im Vergleich zu Gipfeltrieben ohne Befall (rechte, helle Säule). Die Balken geben den 95%-Vertrauensbereich an, die gestrichelte Linie das «optimale» N/K-Verhältnis^[48] (nach^[50]).

Schädlinge und Krankheitserreger. Ein vermehrtes Auftreten von Schädlingen und pilzlichen Erkrankungen bei unseren Kulturpflanzen und Wäldern ist zu erwarten.

Aufgrund des heutigen Kenntnisstandes ist eine Reduktion der N-Emissionen bzw. des N-Eintrags um 50–80% in Zentraleuropa erforderlich, wenn wir eine zunehmende terrestrische Eutrophierung und Schädigung unserer Natur abwenden und damit das köstlichste Gut, von dem wir alle abhängen, bewahren wollen.

qualität nach sich zieht. Ein Nährstoffungleichgewicht – zuviel (eingetragenes) N, zuwenig (durch saure Niederschläge ausgewaschenes) K – lässt sich bereits mannigfaltig an Waldbäumen nachweisen.

Die gegenwärtige Belastung durch Photoxidantien wie Ozon kann zu Ertragseinbussen in der Landwirtschaft und latenten sowie chronischen Schädigungen der Wälder führen. Die während der Vegetationsperiode festzustellenden O₃-Konzentrationen

machen zusammen mit dem erwähnten Nährstoffungleichgewicht die Waldbäume sowohl gegen Trockenis und Frost empfindlicher als auch anfälliger für

Für die Zurverfügungstellung von Manuskripten und fachliche Auskünfte möchte ich Dr. B. Achermann (BUS, Bern), Dr. W. Giger (EAWAG, Dübendorf), Dr. K. Isermann (BASF, Ludwigshafen), Dr. F. X. Stadelmann (FAC, Liebefeld), Dr. J. Staehelin (Ciba-Geigy, Basel) und Dr. P. Wiederkehr (BUS, Bern) herzlich danken. Mein besonderer Dank gilt Frau Dr. Sabine Braun und meiner Frau, die mich bei den Arbeiten aktiv unterstützten, insbesondere bei der Darstellung der Graphiken.

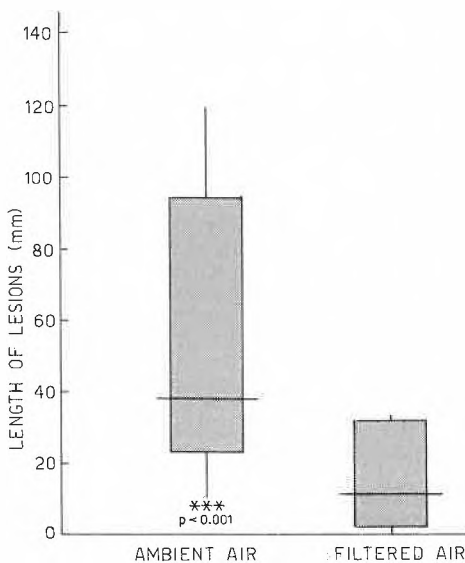


Fig. 39. Grösse der durch den Pilz *Gnomonia platani* verursachten Läsionen nach künstlicher Infektion von Platanenzweigen (*Platanus acerifolia*) in gefilterter und nicht gefilterter Luft. Die dicken Balken geben den Bereich von 60% aller Werte an, die Querstriche die Lage des Medians. Der grösste und der kleinste Wert sind ebenfalls eingezeichnet. Der Versuch wurde am Stadtrand von Basel, in den Langen Erlen, durchgeführt^[80].

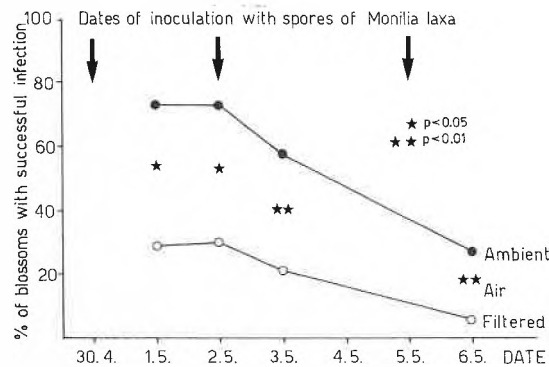


Fig. 40. Blüteninfektion durch den Pilz *Monilia laxa* bei Apfelbäumen in Umluft und Filterluft in der Negativbegasungsanlage Lange Erlen (vgl. Fig. 39) nach künstlicher Inokulation mit Sporen.

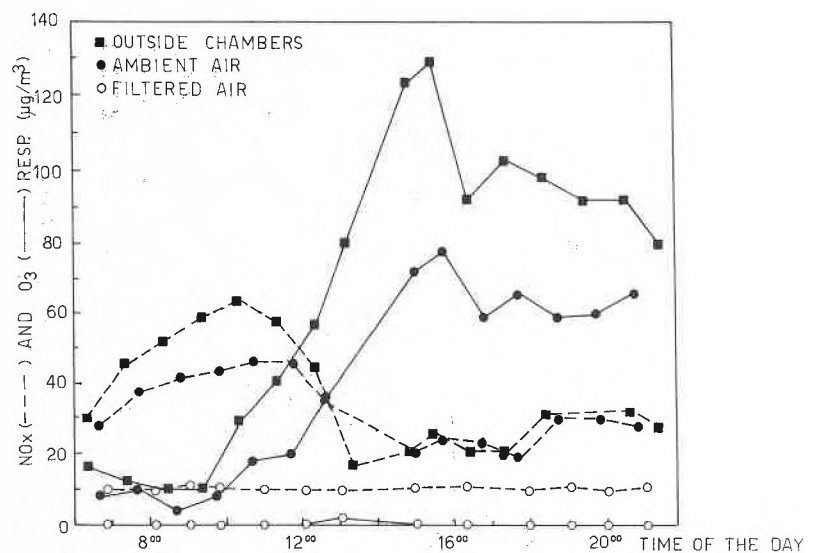


Fig. 41. Tagesverlauf der Konzentration von NO_x und O₃ in den Langen Erlen in den Versuchskammern und in der Aussenluft (Stichprobenmessung; vgl. Fig. 39 und 40)^[80].

Eingegangen am 28. Januar 1988 [FR 47]

- [1] F. X. Stadelmann, J. Fuhrer: *Landwirtschaftsbedingte Ammoniakbelastung der Luft und mögliche Folgen für die Vegetation*, Interner Bericht der Forschungsanstalt für Agrilkulturchemie und Umwelthygiene in Liebefeld, Bern (1986), p. 17.
- [2] Bundesamt für Umweltschutz: *Bericht über das Luftreinhalte-Konzept des Schweizerischen Bundesrates*, Bern, 10. September (1986).
- [3] Umweltbundesamt Berlin: *Daten zur Umwelt* (1984).
- [4] H. M. ApSimon, M. Krause, J. N. B. Bell, *Atmos. Environ.* 21 (1987) 1939.
- [5] a) F. X. Stadelmann, «Der Einfluss von Stickstoffmobilisierung, Nitrifikation und Düngung auf die Nitratauswaschung ins Grundwasser», in: *Nitrat in Gemüsebau und Landwirtschaft*, Gottlieb-Duttweiler-Institut Rüschlikon, Zürich (1981), p. 49; b) F. X. Stadelmann, persönliche Mitteilung.
- [6] Statistische Jahrbücher des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Bonn (1880–1980).
- [7] Eidgenössisches Departement des Innern: *Waldsterben und Luftverschmutzung*, Bern (1984), p. 120.
- [8] P. A. Mayewski, W. B. Lyons, M. J. Spencer, M. Twickler, W. Dansgaard, B. Koci, C. I. Davidson, R. E. Honrath, *Science* 232 (1986) 975.
- [9] S. Odén, *Water Air Soil Pollut.* 6 (1976) 137.
- [10] P. Jørgensen (1979), zit. in K. Isermann, «Die Rolle des Stickstoffs bei den "neuartigen Waldschäden"», 3. Symp. Waldschäden, Biol. Inst. II, Universität Freiburg i. Br., 19. Dezember (1986).
- [11] J. Fuhrer, *Environ. Pollut. B* 12 (1986) 111.
- [12] a) J. Hertz, P. Bucher, G. Furrer, L. Keller, O. Daniel, L. Thöni, *Chimia* 42 (1988) 57; b) J. Hertz, persönliche Mitteilung.
- [13] W. Stumm, L. Sigg, J. Zobrist, A. Johnson, «Der Nebel als Träger konzentrierter Schadstoffe», *Neue Zürcher Zeitung* 206 (1985) Nr. 12, 7; L. Sigg, W. Stumm, J. Zobrist, F. Zürcher, *Chimia* 41 (1987) 159.
- [14] E. Matzner, *Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme/Waldsterben* 2 (1984) 61.
- [15] J. Nilsson, «Critical load for nitrogen and sulphur», Symp. Commission of the European Communities, Grenoble, 18.–22. Mai (1987).
- [16] H. Mohr, *Wirtschaftspolit. Mitt.* 43 (1987) Nr. 1/2, 1.
- [17] A. E. Johnston, K. W. T. Goulding, P. R. Poulton, *Soil Use Manage.* 2 (1986) 3.
- [18] W. Warmbt, *Z. Meteorol.* 29 (1979) 24.
- [19] Umweltbundesamt Berlin: *Luftqualitätskriterien für photochemische Oxidantien*, Bericht 5/83 (1983).
- [20] M. Ashmore, N. Bell, J. Rutter, *Ambio* 14 (1985) 81.
- [21] A. P. Altshuller, *JAPCA* 37 (1987) 1409.
- [22] A. Volz, H. G. I. Smit, D. Kley; «Klimatologie und Chemie des troposphärischen Ozons: "natürliche" Bilanz und anthropogener Einfluss», in: *Wege und Wirkungen von Umweltchemikalien*, Arbeitsgemeinschaft der Grossforschungseinrichtungen, Bonn (1985), p. 5.
- [23] W. Dulson, *Schriftenr. Ver. Wasser Boden Luft-hyg. Berlin-Dahlem* 47 (1978) 128.
- [24] R. Atkinson et al., *Int. J. Chem. Kinet.* 12 (1980) 779.
- [25] J. A. Leone, J. H. Seinfeld, *Int. J. Chem. Kinet.* 16 (1984) 159.
- [26] D. Grosjean, *Environ. Sci. Technol.* 19 (1985) 968.
- [27] M. W. Gery, *Int. J. Chem. Kin.* 17 (1985) 931.
- [28] C. Leuenberger, J. Czuczwa, J. Tremp, W. Giger, *Chemosphere*, in press.
- [29] W. Giger, *Tech. Rundsch.* 39 (1986) 78.
- [30] J. A. Logan, *J. Geophys. Res.* 90 (1985) 10463.
- [31] P. J. Crutzen, D. H. Ehhalt, *Ambio* 6 (1977) 112.
- [32] Schweizerische Kommission für Klima- und Atmosphärenforschung (CCA): *Klima – unsere Zukunft?*, Kümmerly & Frey, Bern (1987), p. 165.
- [33] M. Nicolet, W. Peetermans, *Ann. Geophys.* 28 (1972) 751.
- [34] P. J. Crutzen, «Ozonloch und Spurengase – Menschliche Einflüsse auf Klima und Chemie der Atmosphäre», in: *Jahrbuch der Max-Planck-Gesellschaft 1987*, Vandenhoeck & Ruprecht, Göttingen (1987), p. 27.
- [35] M. K. Firestone, M. S. Smith, R. B. Firestone, J. M. Tiedje, *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 43 (1979) 1140.
- [36] R. F. Weiss, *J. Geophys. Res.* 86 (1981) 7185.
- [37] P. J. Crutzen, «Atmospheric interactions – homogeneous gas reactions of C, N, and S containing compounds», in B. Bolin, R. B. Cook (Ed.): *The Major Biogeochemical Cycles and Their Interactions*, Wiley, New York (1983), p. 67.
- [38] N. S. Murali, A. H. Teramura, *Environ. Exp. Bot.* 26 (1986) 233.
- [39] A. H. Teramura, «UV effects on soybean yield and quality», Int. Conf. Assessment of Crop Loss from Air Pollutants, Raleigh NC, 25.–29. October (1987).
- [40] H. Ellenberg, *Schweiz. Z. Forstwes.* 136 (1985) 19.
- [41] H. Ellenberg, *Allg. Forstz.* 41 (1986) 466.
- [42] N. Kuhn, R. Amiet, N. Hufschmid, *Allg. Forst Jagdztg.* 158 (1987) 77.
- [43] S. J. Woodin, C. U. Studholme, J. A. Lee, «Effect of acid deposition on peatlands», in R. Perry et al. (Ed.): *Acid Rain: Scientific and Technical Advances*, Selver, London (1987), p. 554.
- [44] M. C. Press, S. J. Woodin, J. A. Lee, *New Phytol.* 103 (1986) 45.
- [45] H. H. Rogers, J. C. Campbell, *Science* 206 (1979) 333.
- [46] T. M. Capron, T. A. Mansfield, *J. Exp. Bot.* 27 (1976) 1181.
- [47] M. Bolsinger, W. Flückiger, *Entomol. Exp. Appl.* 45 (1987) 237.
- [48] W. Bergmann: *Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen*, Gustav Fischer, Stuttgart (1983), p. 614.
- [49] W. Flückiger, S. Braun, H. Flückiger-Keller, S. Leonardi, N. Asche, U. Bühler, M. Lier, *Schweiz. Z. Forstwes.* 137 (1986) 917.
- [50] S. Braun, W. Flückiger, *Bot. Helv.* 97 (1987) 61.
- [51] F. Winter, H. Janssen, W. Kennel, H. Link, R. Silbereisen, *Lucas' Anleitung zum Obstbau*, Ulmer, Stuttgart (1974), p. 522.
- [52] W. Larcher: *Ökologie der Pflanzen*, Ulmer, Stuttgart (1973), p. 320.
- [53] B. Metzler, F. Oberwinkler, *Allg. Forstz.* 41 (1986) 649.
- [54] T. W. Ashenden, *Environ. Pollut.* 18 (1979) 45.
- [55] T. W. Ashenden, I. A. D. Williams, *Environ. Pollut. A* 21 (1980) 131.
- [56] M. E. Whitmore, P. H. Freer-Smith, *Nature (London)* 300 (1982) 55.
- [57] W. W. Heck, U. Blum, R. A. Reinert, A. S. Heagle, «Effects of air pollution on crop production», in W. Merdt (Ed.): *Strategies of Plant Reproduction* (Beltsville Symp. Agricult. Res.), Wiley, New York (1983), p. 333.
- [58] National Academy of Science: *Causes and Effects of Changes in Stratospheric Ozone: Update 1983*, National Academy Press, Washington (1984).
- [59] B. Prinz, G. H. M. Krause, *Staub Reinhalt. Luft* 47 (1987) 84.
- [60] D. C. MacLean, R. E. Schneider, *J. Environ. Qual.* 5 (1976) 75.
- [61] J. Fuhrer, A. Grandjean, B. Lehnerr, A. Egger, W. Tschannen, «Effects of ozone in ambient air on growth, yield, and physiological parameters of spring wheat», Symp. Commission of the European Communities, Grenoble, 18.–22. Mai (1987).
- [62] A. Davison, J. D. Barnes, C. J. Renner, «Interactions between air pollutants and cold stress», 2nd Int. Symp. Air Pollution and Plant Metabolism, Neuherberg bei München, 6.–9. April (1987).
- [63] B. Hock, E. F. Elstner: *Pflanzentoxikologie*, Bibliographisches Institut, Mannheim (1984), p. 346.
- [64] H. Mehlhorn, A. R. Wellburn, *Nature (London)* 327 (1987) 417.
- [65] T. Keller, *Allg. Forstz.* 41 (1986) 73.
- [66] J. Mooi, «Effects of SO₂, NO₂, and O₃ on Populus», 18th IUFRO World Congress, Ljubljana, 7.–13. September (1986).
- [67] G. M. Hoffmann, H. Schmutterer: *Parasitäre Krankheiten und Schädlinge an landwirtschaftlichen Kulturpflanzen*, Ulmer, Stuttgart (1983).
- [68] G. P. Dohmen, S. McNeill, J. N. B. Bell, *Nature (London)* 307 (1984) 52.
- [69] S. Braun, W. Flückiger, *Environ. Pollut. A* 33 (1984) 107.
- [70] W. Flückiger, S. Braun, H. Flückiger-Keller, *Schweiz. Z. Forstwes.* 135 (1984) 389.
- [71] S. Braun, W. Flückiger, *Environ. Pollut. A* 39 (1985) 183.
- [72] A. N. Sarkar, R. G. WynJones, *Plant Soil* 6 (1972) 361.
- [73] S. Braun, W. Flückiger, «Effect of ambient ozone and acid mist on aphid development», *Environ. Pollut.*, submitted.
- [74] M. Bolsinger, W. Flückiger, «Ambient air pollution induced changes in amino acid pattern of phloem sap in host-plant – relevance to aphid infestation», *Environ. Pollut.*, submitted.
- [75] E. Schlösser: *Allgemeine Phytopathologie*, Verlag Thieme, Stuttgart (1983), p. 280.
- [76] H. Baule, *Forstpl. Forsts.* 15 (1975) 2.
- [77] J. G. M. Roelofs, A. J. Kempers, A. L. F. M. Houdik, J. Jansen, *Plant Soil* 84 (1985) 45.
- [78] G. Trollenier, *Kali-Briefe* 23 (1969) 1.
- [79] J. S. C. Wessels, *Biochem. Biophys. Acta* 26 (1959) 264.
- [80] R. von Sury, W. Flückiger; «Zum Einfluss von Luftschadstoffen auf die Blattbräune-Krankheit der Platane (*Gleospodium platani Oudem*)», Jahresversammlung SNG (Schweiz. Bot. Ges.) Luzern, 8.–11. Oktober (1987).
- [81] S. Leonardi, W. Flückiger, *Forstwiss. Centralbl.*, in press.
- [82] Eidgenössisches Departement des Innern: *Luftreinhalte-Verordnung (LRV) vom 16. Dezember 1985*, Bern (1985), p. 66.
- [83] E. Buijsman, J. F. M. Maas, W. A. H. Asman: *Ammonia Emission in Europe*, Institute for Meteorology and Oceanography, State University Utrecht, IMOU report R-85-2 (1985), p. 28.
- [84] H. Maier-Bode: *Herbizide und ihre Rückstände*, Ulmer, Stuttgart (1971), p. 479.
- [85] U. Feister, «Long-term surface ozone increase at Arkona», in C. S. Zerefos, A. Ghazu (Ed.): *Atmospheric Ozone*, Reidel, Dordrecht (1985), p. 782.
- [86] World Meteorological Organization (WMO): *The Stratosphere 1981, Theory and Measurements*, WMO Global Ozone Research and Monitoring Project Report Null, Genève (1982).
- [87] K. Isermann, persönliche Mitteilung.
- [88] P. Fabian: *Atmosphäre und Umwelt*, Springer, Berlin (1987), p. 133.
- [89] W. Flückiger, S. Braun, S. Leonardi, N. Asche, H. Flückiger-Keller, *Tree Physiol.* 1 (1986) 177.
- [90] M. Bolsinger, W. Flückiger, *Eur. J. For. Pathol.* 14 (1984) 256.
- [91] a) H. U. Dütsch, persönliche Mitteilung; b) J. Staehelin, persönliche Mitteilung.
- [92] World Health Organization: *Air Quality Guidelines for Europe*, WHO Regional Publications, Eur. Ser. 23 (1987).
- [93] K. P. Bowman, *Science* 239 (1988) 48.
- [94] S. Leonardi, W. Flückiger, *Tree Physiol.* 3 (1987) 137.