

Einwirkungen übermässiger Stickstoffeinträge in empfindliche Ökosysteme

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis.....	1
Datenherkunft, statistische Bearbeitung.....	1
Wald.....	2
1. Boden.....	3
1.1. Bodenversauerung.....	3
1.2. Bodenbiologie.....	5
1.3. Nitratauswaschung, N-Sättigung.....	7
2. Bäume.....	8
2.1. Einfluss auf die Nährstoffversorgung.....	8
2.2. Einfluss auf das Spross- und Wurzelwachstum.....	9
2.3. Einfluss auf die Mykorrhizapilze.....	15
2.4. Einfluss auf die Physiologie.....	16
2.5. Einfluss auf die Parasitenanfälligkeit.....	17
3. Einfluss auf die Waldbodenflora und Fauna.....	21
Magerwiesen (Mesobromion).....	26
Einfluss auf Flachmoore und Pfeifengrasriedwiesen.....	29
Einfluss auf Hochmoore.....	29
Einfluss auf alpine Zwergstrauchheiden.....	30
Einfluss auf Fliessgewässer, Seen und Grundwasser.....	31
Fliessgewässer und Seen.....	31
Literatur.....	34

Datenherkunft, statistische Bearbeitung

Die vorliegende Zusammenstellung stützt sich auf publizierte internationale Literatur und eigene Resultate. Daten ohne Quellenangabe stammen vom Institut für Angewandte Pflanzenbiologie. Um den Text lesbar zu halten, wurden die statistischen Prüfungen nicht einzeln diskutiert; die kommentierten Ergebnisse sind jedoch alle statistisch gesichert, und viele Grafiken enthalten Informationen darüber:

Ein p-Wert gibt die Signifikanz eines generellen (linearen, quadratischen oder logistischen) Trends oder eines Unterschieds zwischen zwei Gruppen an.

Sterne bedeuten einen statistisch signifikanten Unterschied zur Kontrolle (Experimente) oder zum Vorjahr (Entwicklungen), mit den Irrtumswahrscheinlichkeiten * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$.

Säulen, die mit gleichen Buchstaben gekennzeichnet sind, unterscheiden sich nicht signifikant voneinander.

Bei Angabe eines 95%-Vertrauensbereichs unterscheidet sich ein Mittelwert, der ausserhalb dieses Vertrauensbereichs liegt, signifikant.

Boxplots zeigen den Bereich von 50% der Werte innerhalb der Box (d.h. vom 1. zum 3. Quartil), mit dem Median als Querstrich. Zur Definition der Balken und Ausreisser (Sterne und Kreise) vgl. 1.

Wald

Die Wirkung von übermässigen Stickstoffeinträgen auf den Wald sind vielfältiger Natur. Diese Ökosysteme sind darauf eingerichtet, mit dem Stickstoff sehr sparsam umzugehen, da dieser Nährstoff ursprünglich nur in knappen Mengen vorhanden war. Der heutige Überfluss hat Folgen, sowohl für den Boden, die Krautvegetation, die Bäume und die tierischen Waldbewohner. In der Schweiz sind die Stickstoffeinträge in 90% der Wälder höher als der von der UN/ECE (2) festgelegte Grenzwert (kritischer Eintragswert) von 10-20 kg N pro Hektar und Jahr (3).



Foto 1: Durch Nebel und Aerosole können erhebliche Stickstoffmengen im Wald deponiert werden.

1. Boden

1.1. Bodenversauerung

Die in den Wald eingetragenen Stickstoffverbindungen (NH_3 , NH_4^+ , HNO_3 , NO_3^-) wirken auf den Boden versauernd. Während HNO_3 und NO_3^- bereits in der vorliegenden Form sauer sind, tritt die versauernde Wirkung im Falle von NH_3 und NH_4^+ erst nach bodenmikrobiologischer Umsetzung zu Nitrat ein. Dieser Prozess wird durch Stickstoff zusätzlich gefördert (4, 5). In der Schweiz wird die Säuredeposition heute zu rund 80% aus den genannten Stickstoffverbindungen gebildet (6).

Eine rasch fortschreitende Bodenversauerung in Wäldern wurde in Europa mehrfach nachgewiesen (7, 8, 9, 10) (Abb. 1). Obwohl auch die Waldbewirtschaftung bei der Versauerung eine Rolle spielt, ist der Beitrag der Säuredeposition - heute also hauptsächlich Stickstoffdeposition - beträchtlich (5). Bodenversauerung bedeutet nicht nur Zunahme der Säurekonzentration (Abnahme des pH-Wertes), sondern auch eine Verarmung an den pflanzenverfügbaren Nährstoffen Kalzium, Kalium und Magnesium. Diese werden unter dem Begriff basische Kationen zusammengefasst. Ihr Anteil sowie der Anteil an Natrium an den Ionenaustauschern des Bodens, die Basensättigung, ist ein wichtiges Mass für den Verarmungsgrad. Eine Studie in Deutschland zeigt die deutliche Abnahme dieser Basensättigung zwischen 1966 und 1990, von 35% auf 15% (11) (Abb. 2). Aber auch in Walddauerbeobachtungsflächen der Schweiz konnte zwischen 1984/85 und 1996/97 eine deutliche Abnahme der Basensättigung festgestellt werden, und zwar vor allem bei hoher Säure- (d.h. Stickstoff-) deposition. Bei einer Deposition von $\geq 4 \text{ keq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ betrug die Abnahme rund 25% (12).

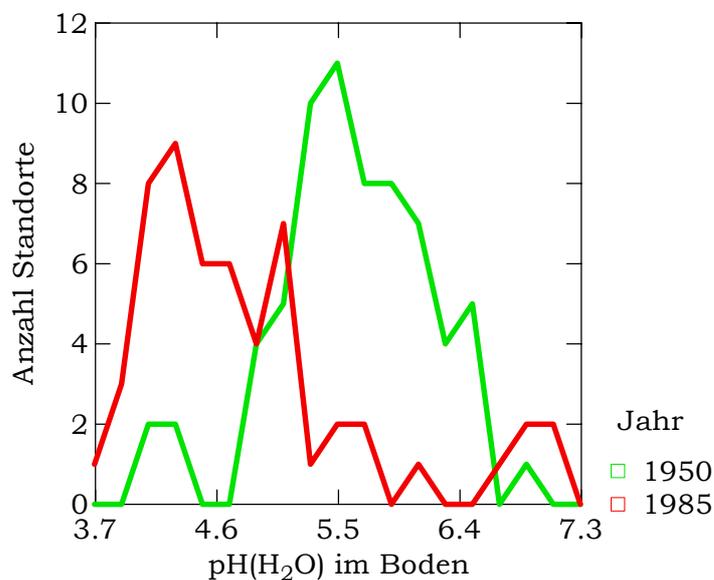


Abb. 1: Veränderungen des pH-Wertes im Oberboden von südschwedischen Waldstandorten zwischen 1950 und 1985 (8).



Foto 2: Stark versauerte Braunerde (Waldbeobachtungsfläche Bachtel, Kanton Zürich)

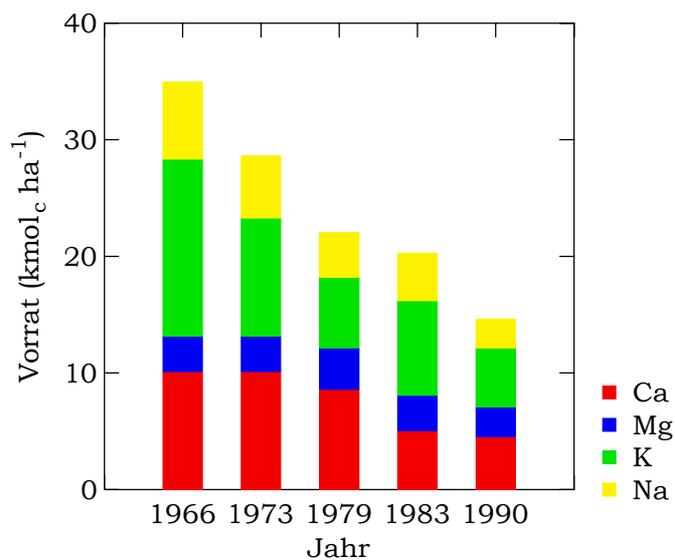


Abb. 2: Entwicklung der Vorräte an austauschbaren Nährstoffkationen im Mineralboden. Fichtenstandort im Solling (11).

Während die Verfügbarkeit von Basen im Boden mit der Bodenversauerung abnimmt, werden Mangan und das für Pflanzen giftige Aluminium stärker löslich. Die Mangankonzentration im Laub gilt als empfindlicher Indikator für den Versauerungszustand des Bodens (13). In Schweizer Waldbeobachtungsflächen hat allein zwischen 1984 und 1999 die Mangankonzent-

ration im Buchenlaub um 66% zugenommen (Abb. 3). Mit fortschreitender Versauerung nimmt in der Bodenlösung auch das Verhältnis von basischen Kationen zu Aluminium ab. Verschiedene Untersuchungen zeigen, dass innerhalb der letzten Dekaden dieses Verhältnis in Waldböden deutlich gesunken ist und der für Pflanzen als kritisch geltende Wert von eins teils erreicht oder gar unterschritten wird (14, 15) (Abb. 4).

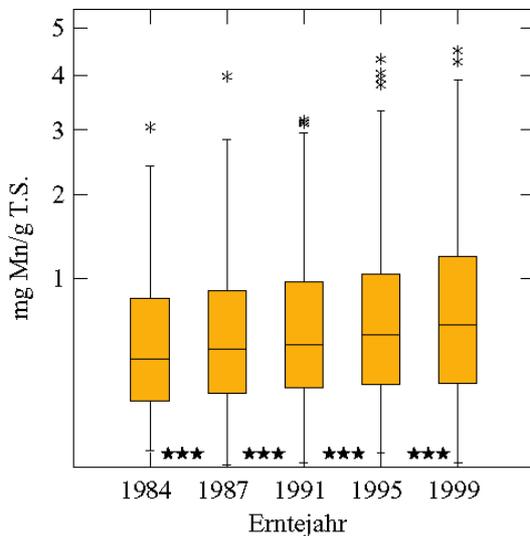


Abb. 3: Entwicklung des Mangangehaltes im Buchenlaub in 52 Schweizer Beobachtungsflächen.

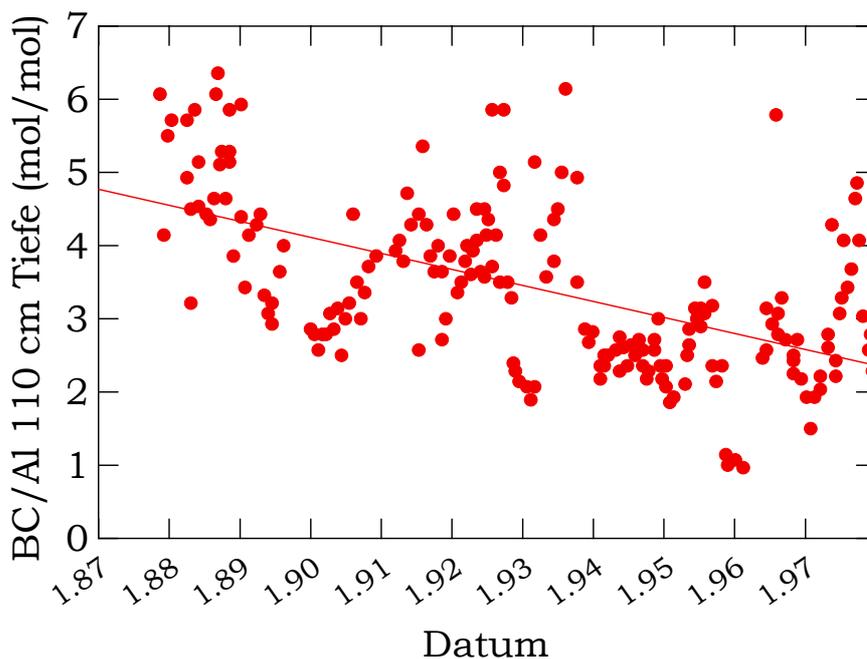


Abb. 4: Entwicklung des Verhältnisses zwischen basischen Kationen und Aluminium in der Bodenlösung in einer Waldfläche im Tessin (14).

1.2. Bodenbiologie

Mikrobielle Abbau- und Umwandlungsprozesse können durch Stickstoff sowohl gefördert als auch gehemmt werden. Der Abbau von ligninarmer Streu oder die Anfangsphase des Streuabbaus wird durch Stickstoff gefördert. Der Ligninabbau wird hingegen gehemmt (16, 17). Bei ligninreicher Streu – und dazu gehört die Streu unserer Hauptbaumarten Buche, Eiche und Fichte – wird damit die Rückführung von Nährstoffen in den biogeochemischen Kreislauf verzögert, was die Bodenversauerung zusätzlich beschleunigt.

Beim Streuabbau spielen auch Regenwürmer eine wichtige Rolle. Sie vermischen zudem die Laubstreu mit dem Mineralboden und bringen damit basische Kationen in den Unterboden ein (18). Regenwürmer reagieren aber empfindlich auf Stickstoffbelastung und Bodenversauerung (19). Durch eine N-Düngung mit $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ während 7 Jahren verminderte sich die Zahl der Regenwürmer um 66%. Gleichzeitig nahm auch der pH-Wert von 3.7 auf 3.5 ab (Abb. 5). In Buchenwäldern der Nordwestschweiz war die Regenwurmzahl bei einem Boden-pH von ≤ 4 um 82% geringer als in weniger sauren Böden (12). Fehlen die Regenwürmer, wird die Bodenversauerung infolge einer verlangsamten Streuumsetzung noch beschleunigt.

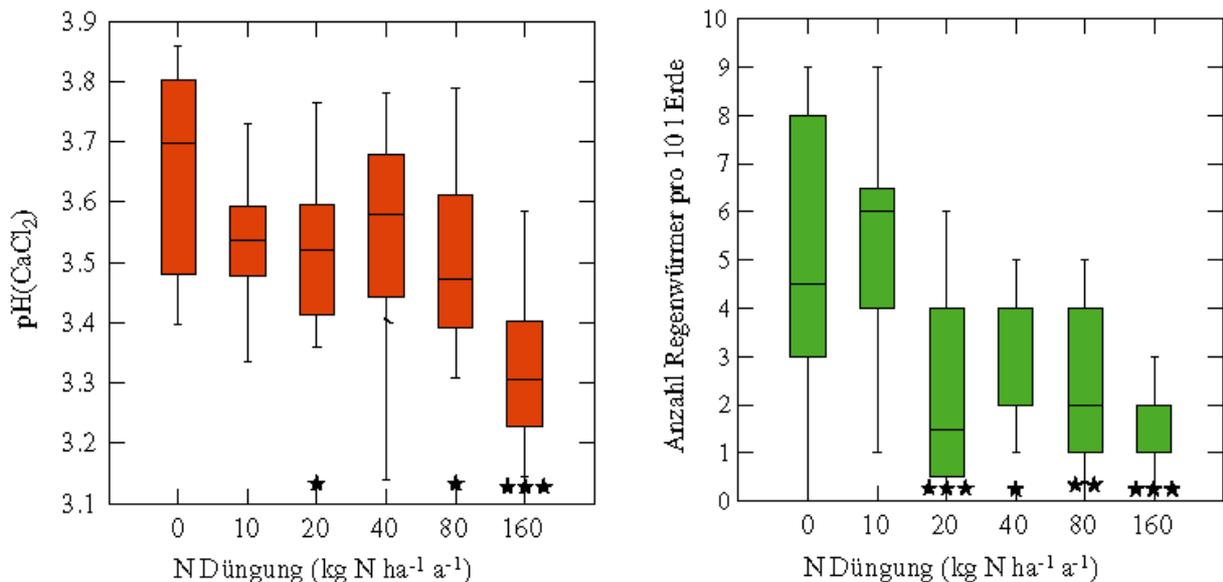


Abb. 5: Stickstoffdüngungsversuch Möhlin: Links ist die Abnahme des Boden-pH-Werts mit zunehmender Düngung dargestellt, rechts die Abnahme der Regenwurmdichte.



Foto 3: Regenwürmer spielen eine wichtige Rolle beim Streuabbau, der Bioturbation, der Bodenbelüftung und der Drainage.

1.3. Nitratauswaschung, N-Sättigung

Wird mehr Stickstoff in ein Ökosystem eingetragen als aufgenommen werden kann, wird der Überschuss entweder im Boden gespeichert oder mit dem Sickerwasser ausgewaschen. Die UN/ECE (20) hat Grenzwerte für Stickstoffauswaschung aus dem Boden festgelegt. Werden in Wäldern im Flachland mehr als 4-5, im Gebirgswald mehr als 2 kg N ha⁻¹ a⁻¹ ausgewaschen, so gilt der Wald als stickstoffbelastet. Zahlreiche Untersuchungen zeigen übereinstimmend, dass dieser Grenzwert der Nitratauswaschung überschritten wird, wenn der Stickstoffeintrag >12-15 kg N ha⁻¹ a⁻¹ übersteigt (Abb. 6). In Waldstandorten des Mittellandes werden im Sickerwasser unterhalb des Wurzelraumes periodisch gar Nitratkonzentrationen über dem in der Schweiz gültigen Grenzwert für Trinkwasser von 40 ppm NO₃⁻ (9 ppm NO₃⁻-N) gemessen (Abb. 7). In 12 von 14 über die Schweiz verteilten Untersuchungsflächen wird der genannte Grenzwert für die N-Auswaschung überschritten.

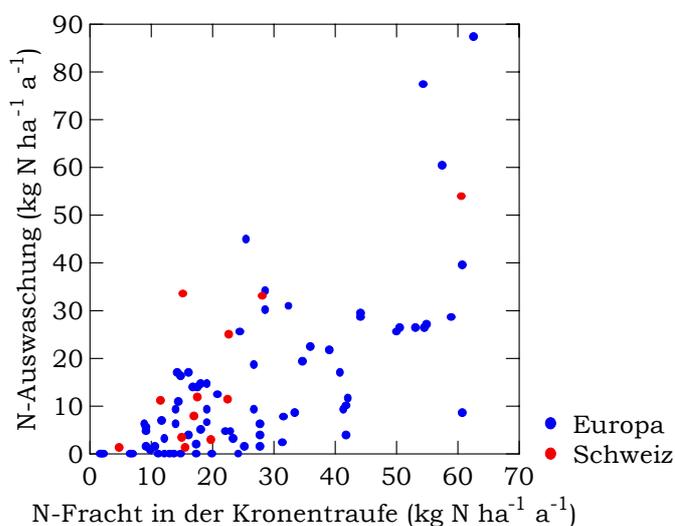


Abb. 6: N-Fracht in der Kronentraufe von Fichten und Auswaschung aus dem Boden. Blaue Punkte: 21, rote Punkte: Messungen Institut für Angewandte Pflanzenbiologie

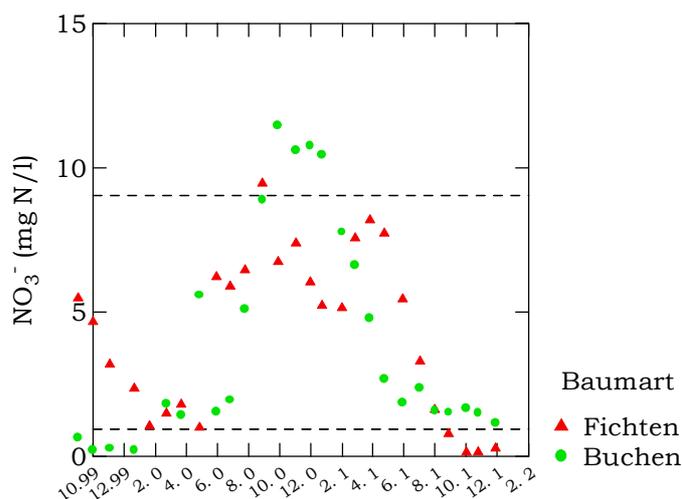


Abb. 7: Nitratkonzentration in der Bodenlösung in einem Buchen- und Fichtenbestand in Muri in 100 cm Tiefe. Die obere gestrichelte Linie ist der in der Schweiz gültige Nitratgrenzwert für Trinkwasser, die untere die Grenze für die kritische N-Auswaschung.

2. Bäume

2.1. Einfluss auf die Nährstoffversorgung

Stickstoff ist ein wichtiger Nährstoff, der früher das Wachstum in Wäldern limitierte. Heute haben die hohen N-Einträge in den Wäldern Mittel- und Zentraleuropas mehr und mehr zu einer einseitigen N-Versorgung der Bäume geführt. Da die anderen Nährstoffe nicht in gleichem Mass verfügbar werden, sind teils erhebliche Nährstoffungleichgewichte die Folge. Je nach Bodenverhältnissen und N-Belastung lässt sich ein zunehmender Mangel an Phosphor, Kalium oder Magnesium feststellen (22, 23). Als Mass für das Nährstoffgleichgewicht wird vor allem das Verhältnis zwischen Stickstoff und den anderen Makronährstoffen Phosphor, Kalium und Magnesium herangezogen.

In Nordostfrankreich nahmen die Stickstoffkonzentrationen (N) im Laub von Buchenbeständen zwischen 1969/71 und 1996/97 um 12% zu. Gleichzeitig verminderten sich die Konzentrationen von Phosphor (P) um 23%, von Magnesium (Mg) um 38%, von Kalium (K) um 6% und von Kalzium (Ca) um 16%. Entsprechend nahm das Verhältnis von N/P um 42%, von N/K um 19%, von N/Mg um 77% und von N/Ca um 30% zu (24). Vergleichbare Beobachtungen konnten auch in der Schweiz gemacht werden. In Dauerbeobachtungsflächen nahm die P-Versorgung bei Buche zwischen 1984 und 1999 um 26% und bei Fichten um 15% ab. Auch die Kaliumkonzentrationen im Buchenlaub sanken im gleichen Zeitraum um 26% (12, 25). Entsprechend weisen die Bäume heute ein erhebliches Ungleichgewicht vor allem zwischen Stickstoff und Phosphor auf (Abb. 8). Auf Standorten mit niedriger Basensättigung ist die Stickstoffwirkung auf das Nährstoffgleichgewicht besonders gross. Bei einer mittleren Basensättigung von 8% im Hauptwurzelraum (0-40cm) bewirkte bereits eine Gabe von 10 kg $\text{NH}_4\text{NO}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ während fünf Jahren bei einer Hintergrunddeposition von 12-15 kg N $\text{ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ einen akuten Magnesiummangel bei Buchen (Abb. 9).

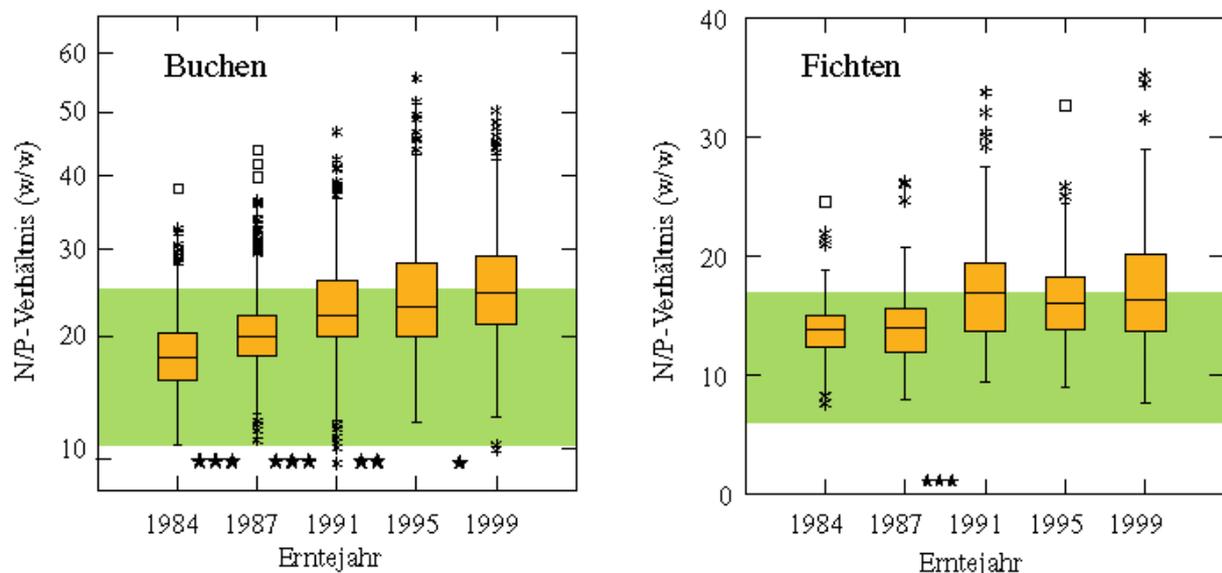


Abb. 8: Veränderung des Verhältnisses zwischen Stickstoff und Phosphor bei Buchen und Fichten in Waldbeobachtungsflächen der Nordwestschweiz und der Kantone Zürich und Zug. Der Bereich für harmonische Ernährung gemäss ICP Forest (26) ist grün angegeben.

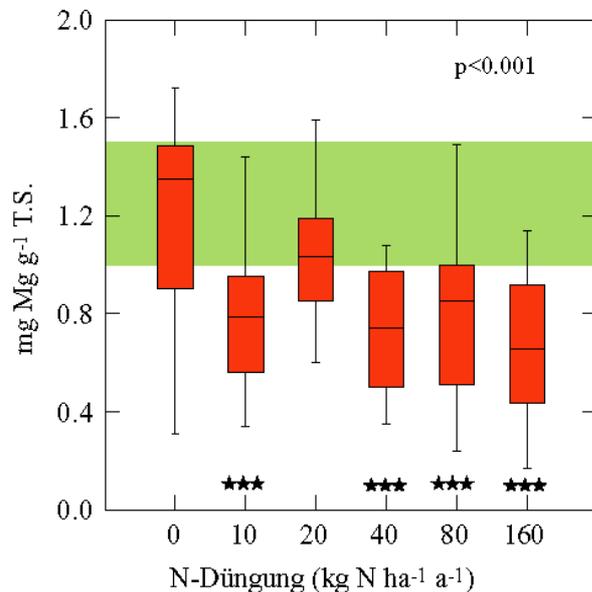


Abb. 9: Magnesiumgehalt im Buchenlaub im N-Düngungsversuch auf dem Zugerberg. Der Bereich für ausreichende Ernährung nach ICP Forest (26) ist grün angegeben.



Foto 4: Akuter Magnesiummangel bei Buche, erzeugt durch Stickstoffdüngung (N-Aufforstungsversuch Zugerberg 1997)

2.2. Einfluss auf das Spross- und Wurzelwachstum

In den vergangenen 4-5 Dekaden hat das Waldwachstum in gemäßigten Klimazonen Europas deutlich zugenommen (27). Als Ursache hierfür werden eine veränderte Waldnutzung, erhöhte CO₂-Konzentrationen und Temperaturen sowie die hohen N-Depositionen diskutiert. Zuwachsmessungen des Stammes und Triebwachstumsmessungen bei Buche und Fichte ergaben eine positive Beziehung mit der N-Deposition (Abb. 10, Abb. 11). Allerdings konnte bei der Buche beobachtet werden, dass bei Bäumen mit einer P-Unterversorgung diese Korrelation deutlich schwächer ist (P-Limitierung). Dies bedeutet, dass die Wachstumsstimulation nur so lange anhält, bis ein anderes Nährelement oder die parallel einhergehende Bodenversauerung wachstumsbestimmend wird. In einem N-Düngeversuch in Aufforstungen wurde das Wachstum zunächst bei niederen N-Gaben noch stimuliert. Später verschwand diese Stimulation; stattdessen wurde das Wachstum bei hohen N-Gaben (80-160 kg N ha⁻¹ a⁻¹) gehemmt (Abb. 12). Dies steht weitgehend in Übereinstimmung mit Untersuchungen in borealen Wäldern Norwegens, wo in Wäldern mit einer N-Deposition von >15 kg N ha⁻¹ a⁻¹ in den 70iger Jahren und in Wäldern mit einer N-Deposition von 7-15 kg N ha⁻¹ a⁻¹ in den achtziger Jahren bei Fichte eine deutliche Wachstumssteigerung beobachtet werden konnte. In den 90iger Jahren fällt das Wachstum gar unter die Werte der Bestände mit tiefer Deposition (<7 kg N ha⁻¹ a⁻¹) ab (28) (Abb. 13). Ein deutlicher Zuwachsverlust kann bei der Buche auch auf Böden mit einer Basensättigung ≤ 40% beobachtet werden (12).

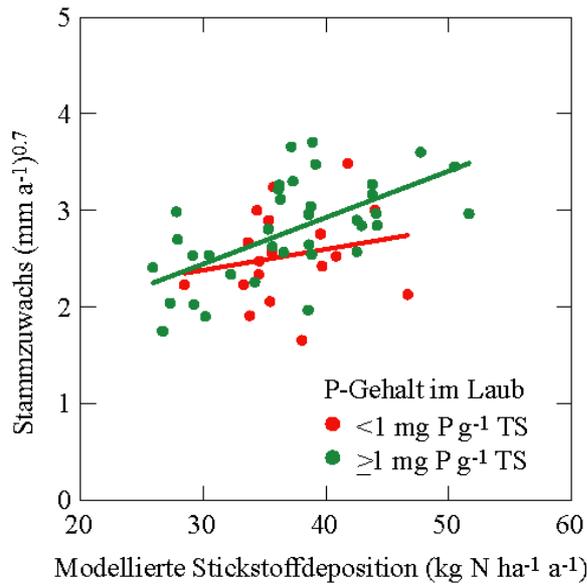


Abb. 10: Stickstoffdeposition und Stammzuwachs bei der Buche.

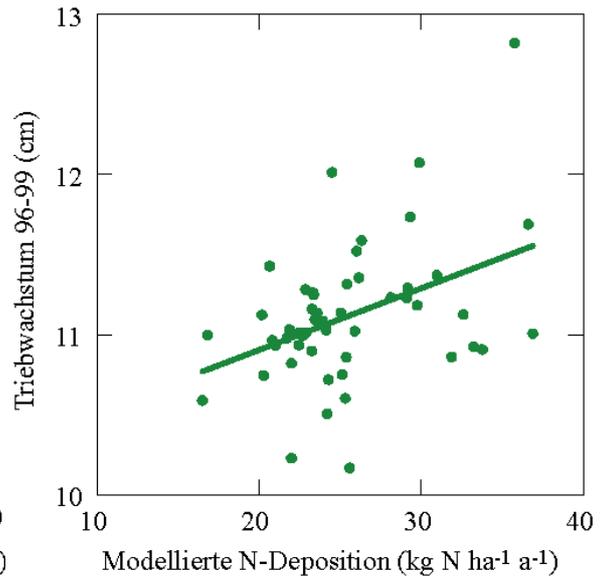


Abb. 11: Stickstoffdeposition und Triebzuwachs bei der Fichte

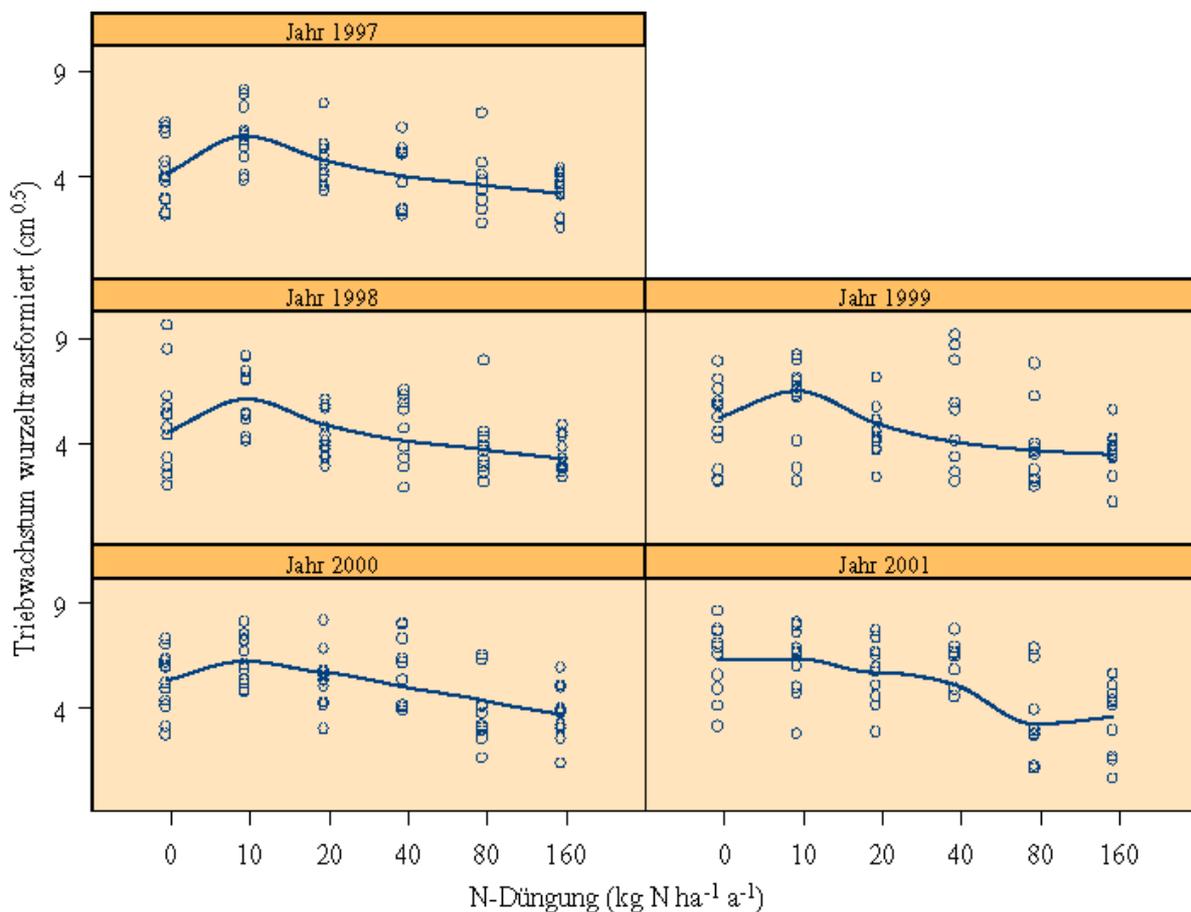


Abb. 12: Triebwachstum von jungen Buchen im N-Düngungsversuch Aufforstung Hochwald im 6.-10. Jahr der Behandlung.

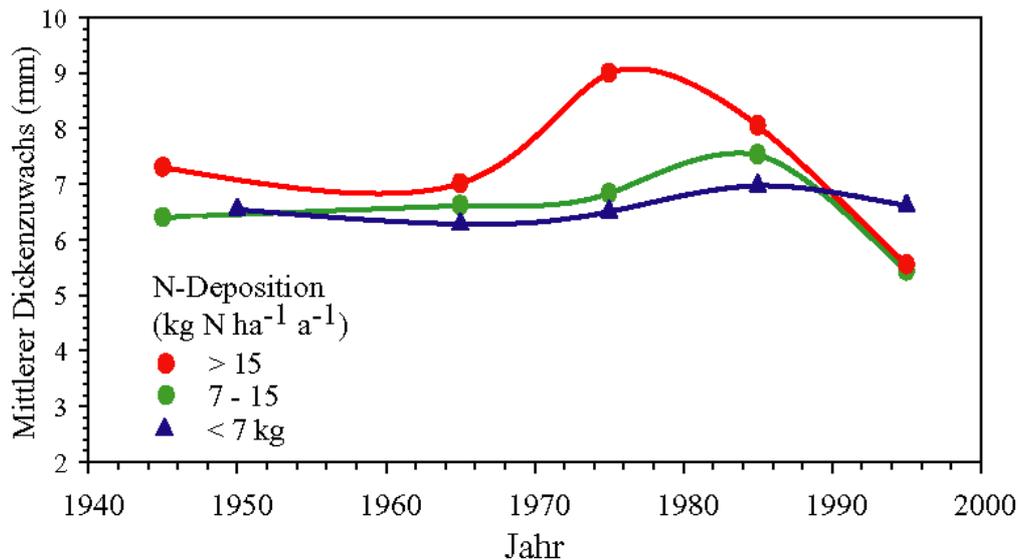


Abb. 13: Dickenzuwachs von Fichten und N-Deposition in Norwegen. Daten von 31'606 Bohrkernen (28).

Ein besonderes Problem stellt die einseitige Wachstumsförderung der Sprossorgane durch Stickstoff dar (29) (Abb. 14): nur das Wachstum der oberirdischen Teile wird gefördert, während das Wachstum der für die Wasser- und Nährstoffaufnahme zuständigen Wurzeln eher gehemmt wird. Bei erhöhter N-Versorgung werden mehr Kohlehydrate auf Kosten der Wurzeln in den Sprossorganen gebunden (30), was sich negativ auf den Energiehaushalt der Wurzeln auswirkt. Bei einem zunehmenden Ungleichgewicht zwischen Spross- und Wurzelmasse steigt das Risiko für Trockenstress, unausgeglichene Nährstoffversorgung und Windwurf (31).

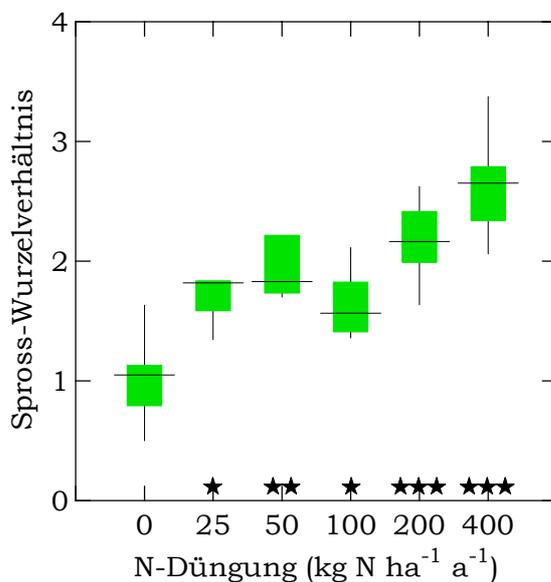


Abb. 14: Verhältnis zwischen Spross- und Wurzelgewicht bei jungen Buchen mit steigender N-Düngung.

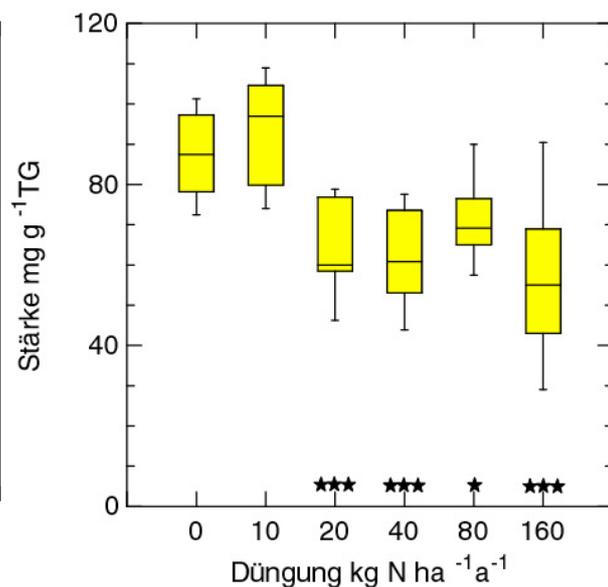


Abb. 15: Stärkegehalt in Feinwurzeln von Buchen im N-Düngungsversuch Möhlin.

NH_4^+ und NO_3^- werden nach der Aufnahme rasch in organische Verbindungen eingebaut. Dabei werden Kohlehydratgerüste benötigt, die dem Energiehaushalt nicht mehr zur Verfügung stehen (30). Die Aufnahme ist mit Energieaufwand verbunden, damit steigt die Atmung

der Feinwurzeln (32) und der Mykorrhizapilze (33) unter Stickstoffbelastung, und der Kohlehydratgehalt wird zusätzlich vermindert. Durch eine Stickstoffgabe von $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ wurde der Stärkegehalt in den Feinwurzeln bereits deutlich vermindert (Abb. 15). Die negative Wirkung von Stickstoff auf die Kohlehydratversorgung beeinträchtigt die Neubildung von Feinwurzeln.

Untersuchungen in 30 Fichtenbeständen ergaben, dass bereits bei einer N-Konzentration (NO_3^- -N, NH_4^+ -N) von $>2.5 \text{ mg}$ pro Liter Bodenlösung eine deutlich geringere Feinwurzelbiomasse von jungen Fichten zu verzeichnen ist (31) (Abb. 16). Diese Stickstoffkonzentration in der Bodenlösung wird in 32% der Messungen aus 14 Schweizer Walddauerbeobachtungsflächen überschritten; nur in 2 Flächen wurde sie nie erreicht. Es ist somit wahrscheinlich, dass das genannte Phänomen auch in der Schweiz auftritt.

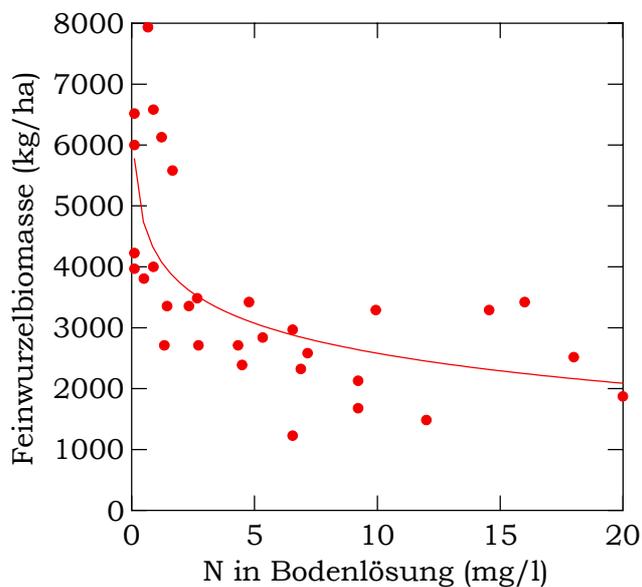


Abb. 16: Konzentration von anorganischem Stickstoff im Bodenwasser in Beziehung zur Feinwurzelmasse von 100 jungen Fichten aus 30 Beständen (31).

Nicht nur Stickstoff, sondern auch die daraus resultierende Bodenversauerung wirkt sich auf die Wurzeln negativ aus. Die Wurzelvitalität nimmt mit zunehmender Bodenversauerung deutlich ab (Abb. 17). Als Mass für das Risiko wird das Verhältnis zwischen basischen Kationen und Aluminium (BC/Al-Verhältnis) in der Bodenlösung herangezogen (vgl. Kap. Bodenversauerung). Unterschreitet dieses BC/Al-Verhältnis den Wert von eins, wird das Wachstum generell gehemmt (34). Vor allem das Wurzelwachstum reagiert empfindlich auf erhöhte Aluminium-Konzentrationen und abnehmendes BC/Al-Verhältnis in der Bodenlösung (35, 31). Auf basenarmen Böden nimmt die Vertikalverwurzelung von Fichten zugunsten einer verstärkten Horizontalverwurzelung ab, d.h. die Bäume meiden den Unterboden (36, 37). Die Wurzelbildung findet vornehmlich in den oberen Bodenschichten statt (Abb. 18, Abb. 19, Foto). Der Baum wird dadurch anfälliger gegenüber Windwurf und Trockenstress. Dies konnte bei „Lothar“ beobachtet werden: in Schweizer Walddauerbeobachtungsflächen mit einer Basensättigung $\leq 40\%$ wurden 4.8mal mehr Buchen und 3.6mal mehr Fichten geworfen als auf basenreicheren Böden (Abb. 20). Bei der Buche bestand zudem eine hohe Korrelation zwischen erhöhtem Windwurf und N-Konzentration im Laub (Abb. 21).

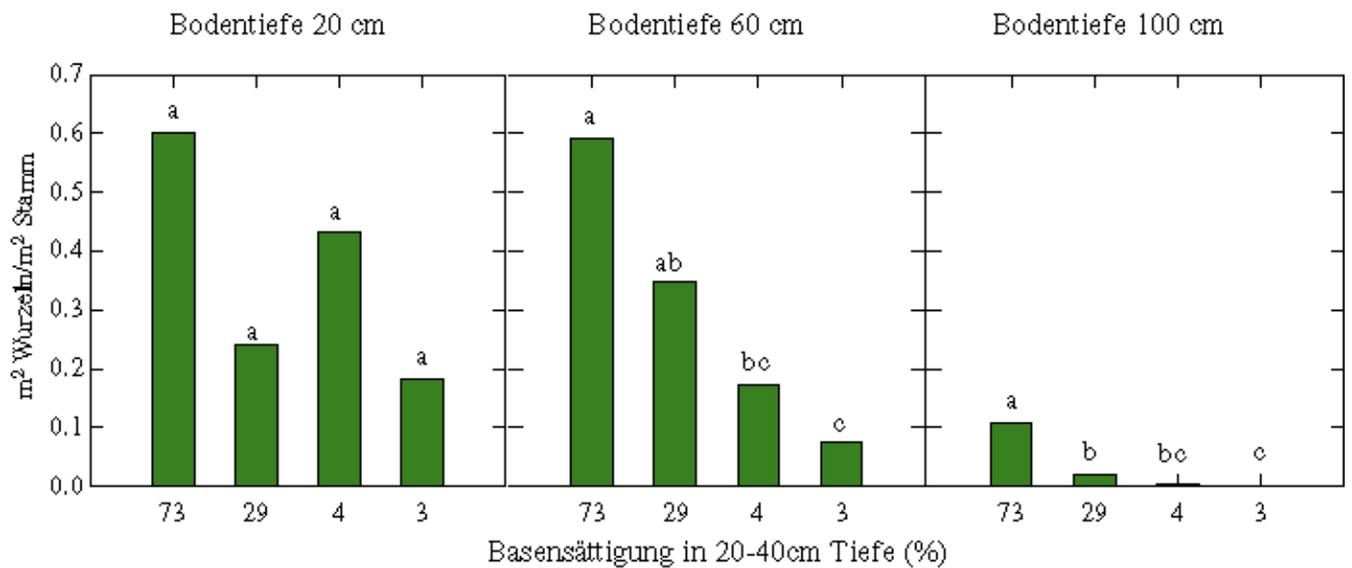
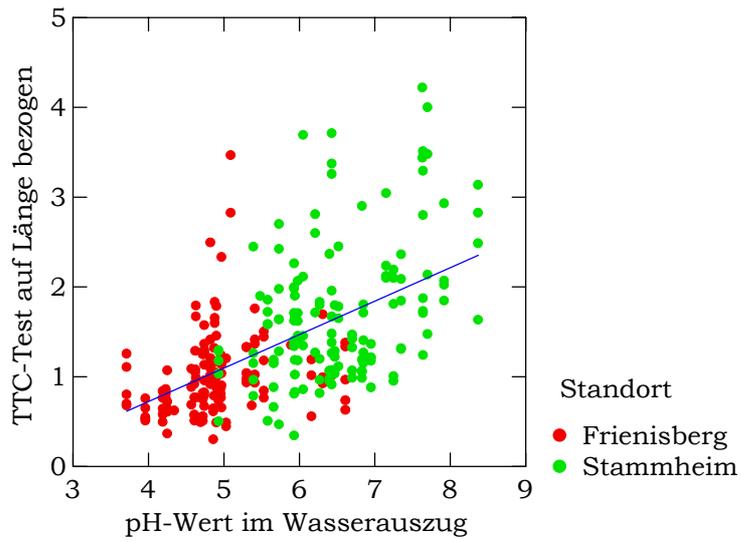


Abb. 18: Wurzeldichte von vertikalen Grobwurzeln in 40jährigen Fichtenbeständen mit unterschiedlicher Basensättigung (36).

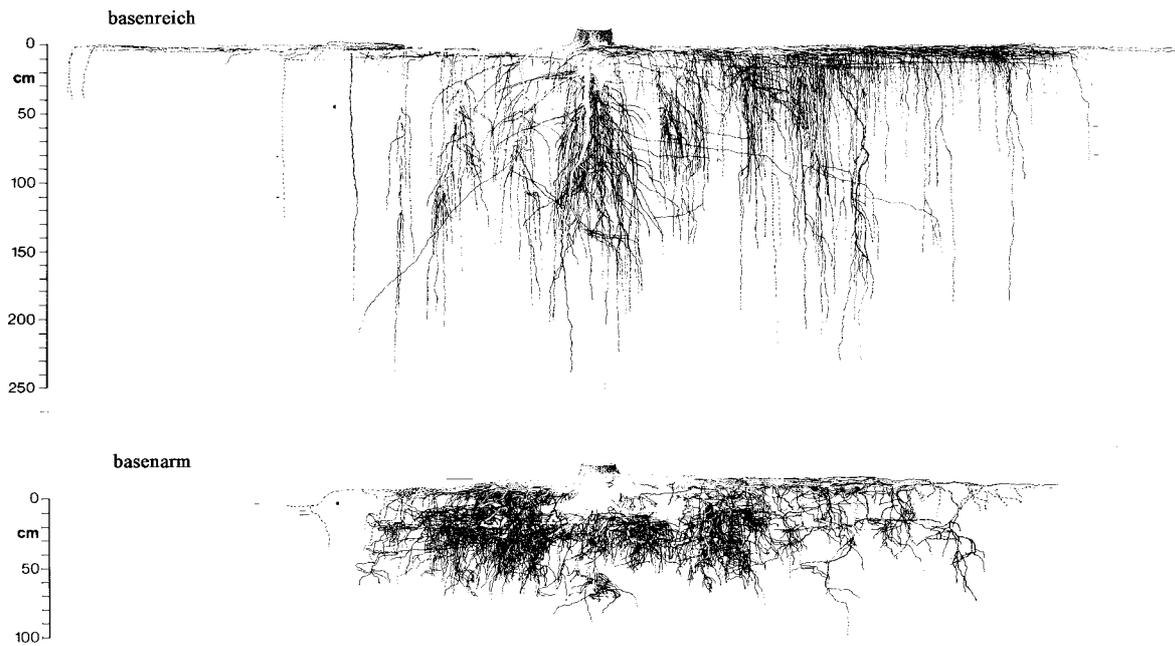


Abb. 19: Wurzelverteilung von Fichten in einem basenreichen (oben, 64% Basensättigung) und in einem basenarmen Boden (unten, 5% Basensättigung) (37).



Foto 5: Von Lothar geworfene Bäume in der Waldbeobachtungsfläche Frienisberg

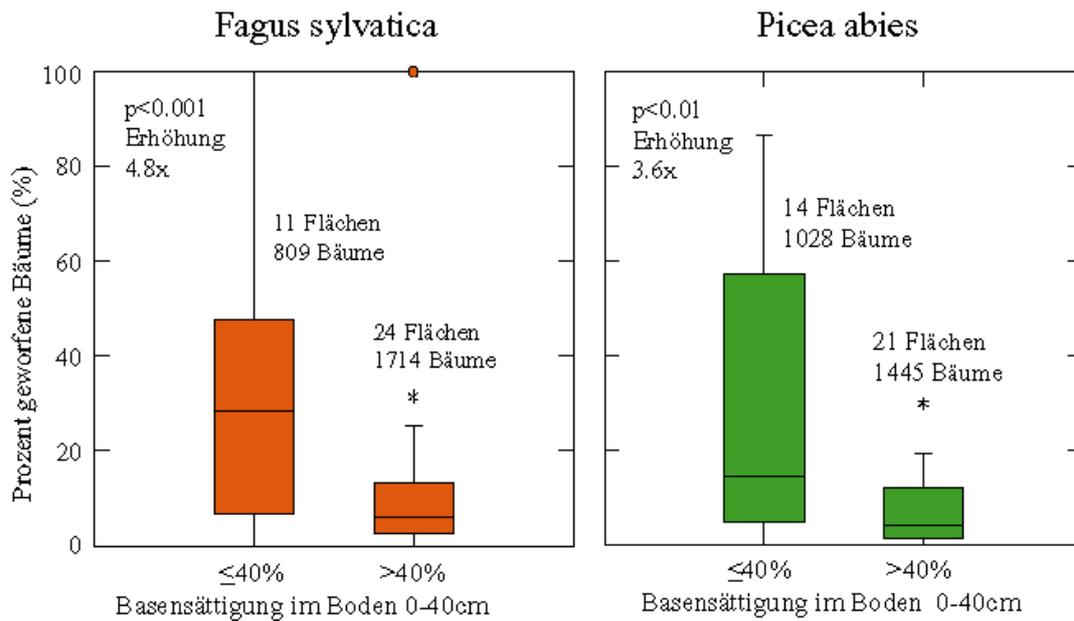


Abb. 20: Windwurf in Walddauerbeobachtungsflächen durch „Lothar“ bei Buchen (links) und bei Fichten (rechts).

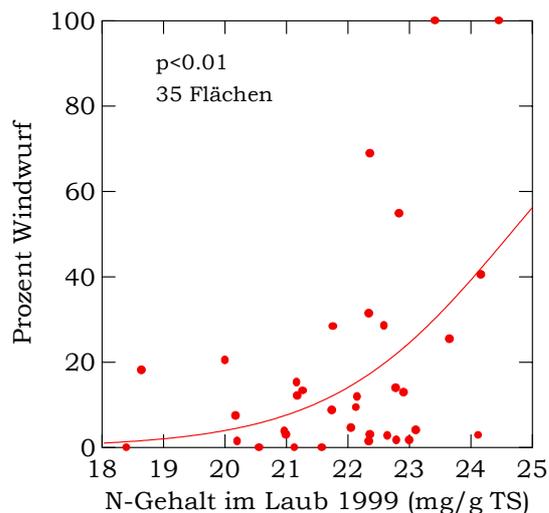


Abb. 21: Anteil bei „Lothar“ entwurzelte Buchen in Dauerbeobachtungsflächen in Abhängigkeit von der Stickstoffkonzentration im Laub.

2.3. Einfluss auf die Mykorrhizapilze

Unsere Waldbäume leben mit Wurzelpilzen, sogenannten Mykorrhizapilzen, in einer Lebensgemeinschaft (Symbiose) (Foto 13, 14, aus 12). Diese Pilze ummanteln die Feinwurzeln und bilden ein Pilzgeflecht im Boden. Über dieses weitreichende Pilzgeflecht, das einen wesentlich grösseren Bodenraum erschliesst als die Wurzeln allein, versorgen sie den Baum mit Nährstoffen, vor allem Phosphor, Kalium und Magnesium, sowie mit Wasser. Der Pilzmantel um die Wurzeln schützt sie zudem vor giftigen Metallionen wie Aluminium und vor Wurzelpathogenen (38, 39, 40, 41, 42). Der Pilz lebt grösstenteils von Kohlehydraten, die ihm vom Baum zur Verfügung gestellt werden. Durch Stickstoff wird vor allem die Fruchtkörperbildung der Mykorrhizapilze gehemmt (43). Der Artenreichtum von Mykorrhizapilzen nimmt unter Stickstoffbelastung ab. An Standorten mit erhöhter N-Deposition ($24\text{--}29 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) wurden an den Wurzeln lediglich halb so viele Taxa gefunden wie an Standorten mit niedriger N-Deposition ($14\text{--}15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) (44). Laboruntersuchungen zeigen aber auch, dass die Ausbildung des Pilzgeflechtes (45) und die Mykorrhizabildung selbst (46) (Abb. 22) durch erhöhte Stickstoffbelastung gehemmt wird. Dadurch werden Wasser- und Nährstoffaufnahme

der Waldbäume vermindert, und das Risiko, dass Wurzeln von pilzlichen Krankheitserregern befallen werden, nimmt zu.

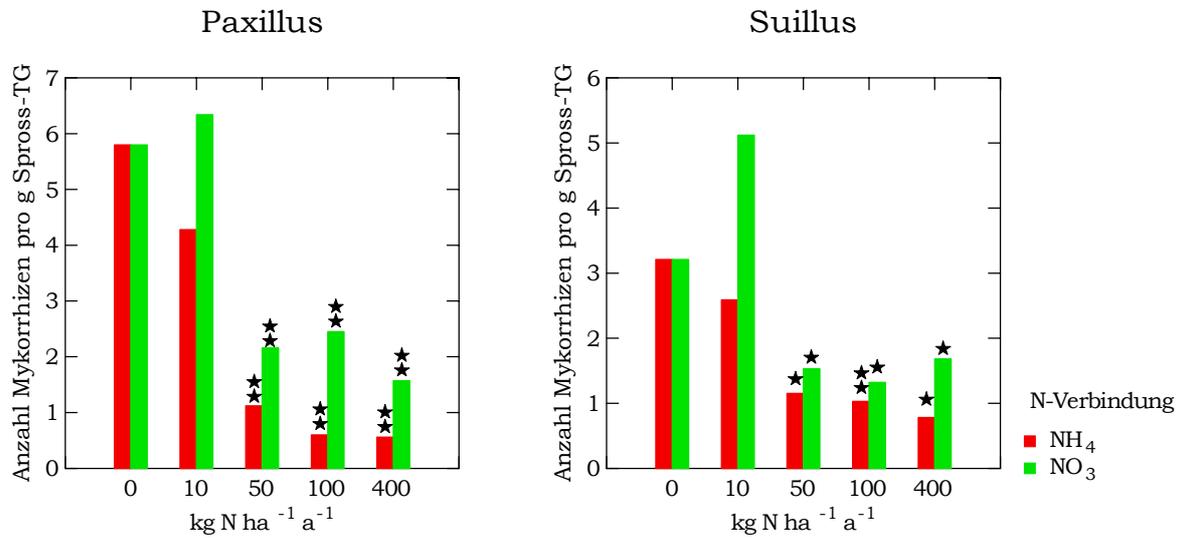


Abb. 22: Anzahl Mykorrhizen bei Föhrenkeimlingen (*Pinus sylvestris*) in Abhängigkeit von der Düngung mit Ammonium oder Nitrat durch zwei verschiedene Pilzarten (*Paxillus* und *Suillus*) (47).



Foto 6: Der Fliegenpilz, einer von vielen Mykorrhizapilzen (links), Mykorrhiza einer Fichte (rechts)

2.4. Einfluss auf die Physiologie

Stickstoff erhöht im allgemeinen die Kältetoleranz im Winter (48, 49). Allerdings werden Schäden im Winter nicht nur durch tiefe Temperaturen direkt, sondern auch durch Austrocknung verursacht. Diese Art der Schäden scheint durch Stickstoff gefördert zu werden. Fichten, die mit erhöhten N-Gaben ($15-30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) gedüngt worden waren, wiesen nach sieben Jahren verstärkt sichtbare und physiologisch messbare Winterschädigungen auf (50, Abb. 23). Das Risiko für Austrocknungsschäden bei Trockenstress ist bei erhöhten N-Gaben ebenfalls erhöht. So zeigten Buchen bei N-Düngung ab $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ trockenheitsbedingte Blattnekrosen während einer kurzen Trockenperiode (Abb. 24). Auch die Keimrate von Buchennüssen wird durch Stickstoff beeinträchtigt. Nüssen von Bäumen mit erhöhter N-Kon-

zentration im Laub wiesen eine signifikant geringere Keimung auf als Nüsschen von Bäumen mit tieferen N-Gehalten (Abb. 25).

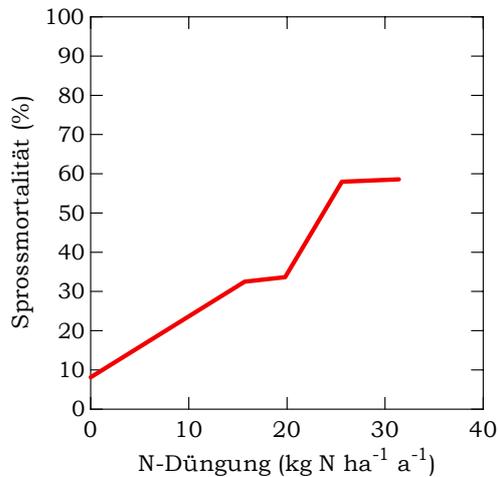


Abb. 23: Winterliche Sprossmortalität von Keimlingen von *Picea rubens* in einem Stickstoffdüngungsversuch, gemessen mittels Chlorophyllfluoreszenz (50).

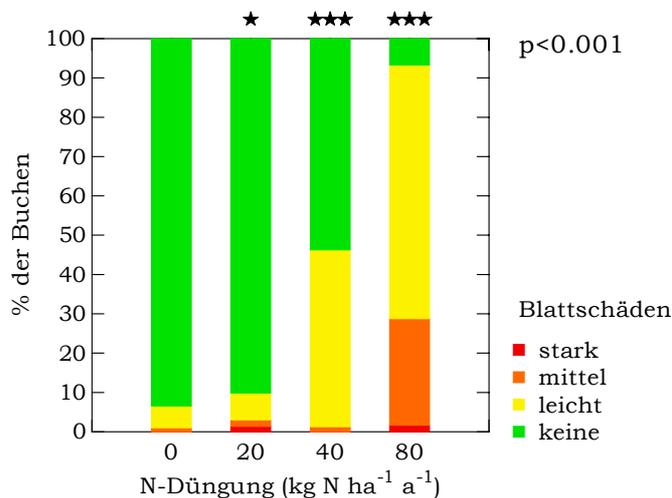


Abb. 24: Trockenschäden an Buche im Juli 2001 in Abhängigkeit von der N-Düngung

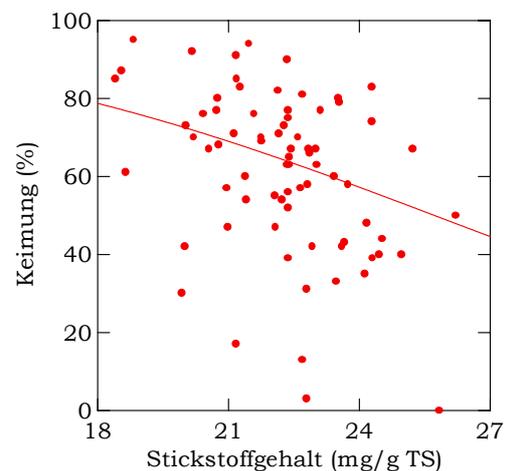


Abb. 25: Keimrate von Buchennüsschen in Beziehung zum Stickstoffgehalt im Laub

2.5. Einfluss auf die Parasitenanfälligkeit

Eine erhöhte Anfälligkeit von Pflanzen gegenüber Pilzen und Insekten bei einseitiger N-Ernährung ist von der Landwirtschaft und vom Gartenbau bekannt. Auch Waldbäume werden unter N-Belastung anfälliger. So waren nur Schwarzföhren mit erhöhtem N-Gehalt in den Nadeln mit den Pilzen *Brunchorstia pinea* und/oder *Sphaeropsis sapinea* befallen (51). In einem Aufforstungsversuch, bei dem Buchen und Fichten mit 0-160 kg N ha⁻¹ a⁻¹ gedüngt wurden, zeigten Buchen bereits bei N-Gaben ab 10 kg N ha⁻¹ a⁻¹ einen erhöhten Totastanteil, verursacht durch den Pilz *Apiognomonina errabunda*, oder erhöhte Blattschädigungen infolge Befalls mit dem Pilz *Phomopsis* sp. (Abb. 26) (52). Der Totastanteil war mit dem N/P und dem N/K-Verhältnis im Laub korreliert. Auch die Fichte wurde bei erhöhter N-Düngung (80 kg N ha⁻¹ a⁻¹) stärker vom Grauschimmel *Botrytis cinerea* befallen (52). Eine Ursache der erhöhten Krankheitsanfälligkeit dürfte in der verminderten Bildung von fungistatischen phenolischen Verbindungen unter N-Belastung zu suchen sein. Von dieser verminderten Bildung sind insbesondere die Feinwurzeln betroffen, wo gewisse fungistatische Phenolverbindungen

bereits ab $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in geringeren Konzentrationen nachgewiesen werden können (Abb. 27).

Das N/P-Verhältnis ist auch für die Anfälligkeit gegenüber Insekten ein wichtiger Parameter. Mit zunehmendem N/P-Verhältnis im Laub nahm der Befall von Buchen mit der Buchenblattbaumlaus *Phyllaphis fagi* deutlich zu (Abb. 28). Ebenso bevorzugte der Haselnusswickler *Cydia amplana* Buchennüsschen von Bäumen mit erhöhtem N/P-Verhältnis im Laub (Abb. 29).

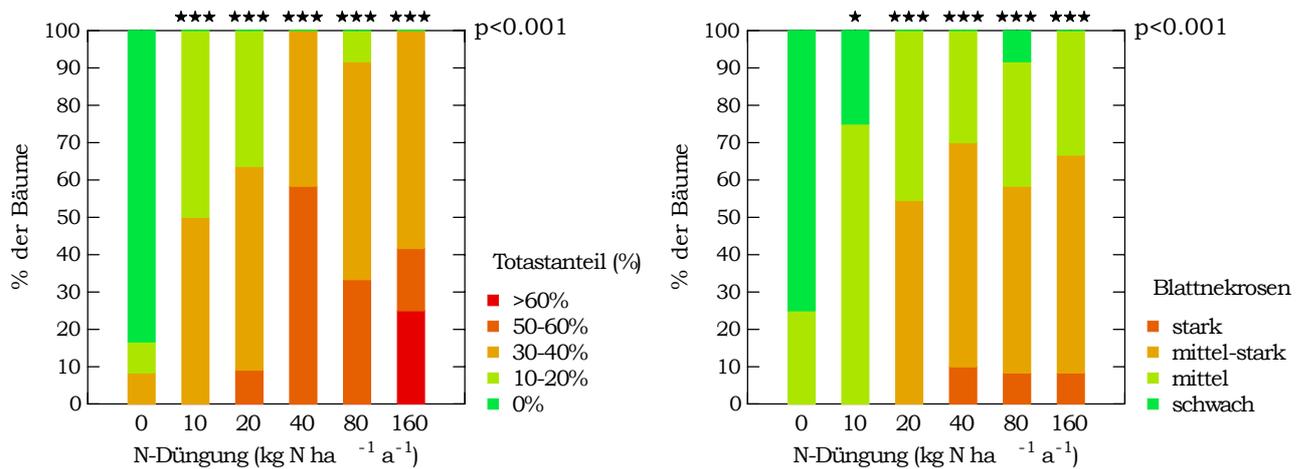


Abb. 26: Pilzbefall von Buchen in Stickstoffdüngungsversuchen. Links: Zweigdürre durch *Apiognomonia errabunda* (Zugerberg 1997), rechts: Blattnekrosen durch *Phomopsis sp.* (Hochwald 1998).

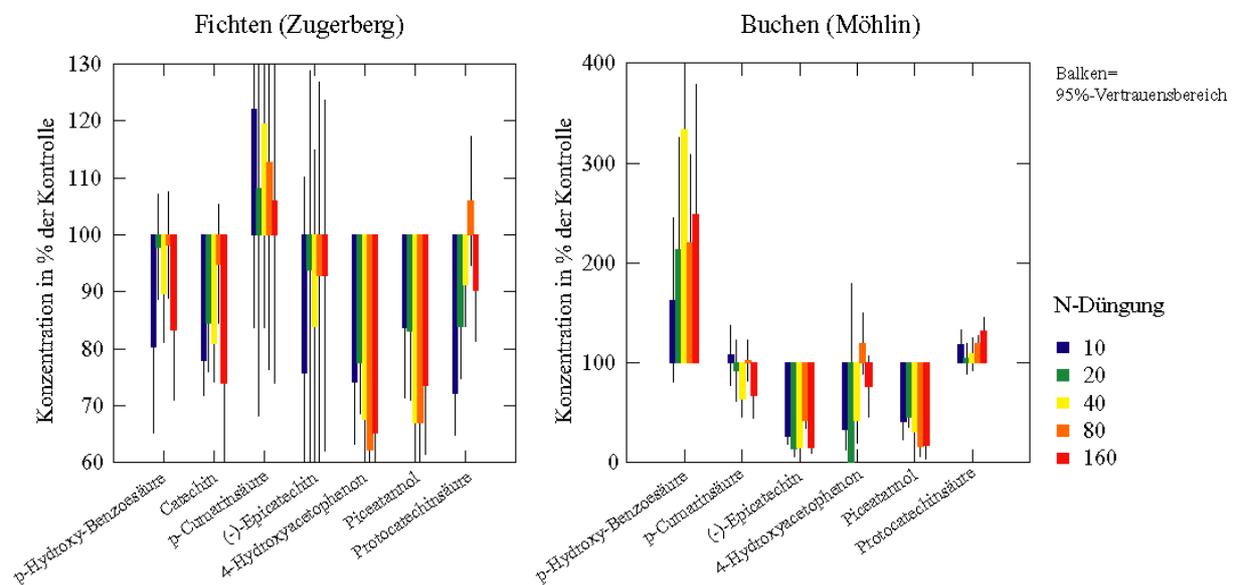


Abb. 27: Konzentration von fungistatischen phenolischen Verbindungen in Feinwurzeln von Fichten (links, Aufforstung Zugerberg) und Buchen (rechts, Aufforstung Möhlin) und in Abhängigkeit von der Stickstoffdüngung.

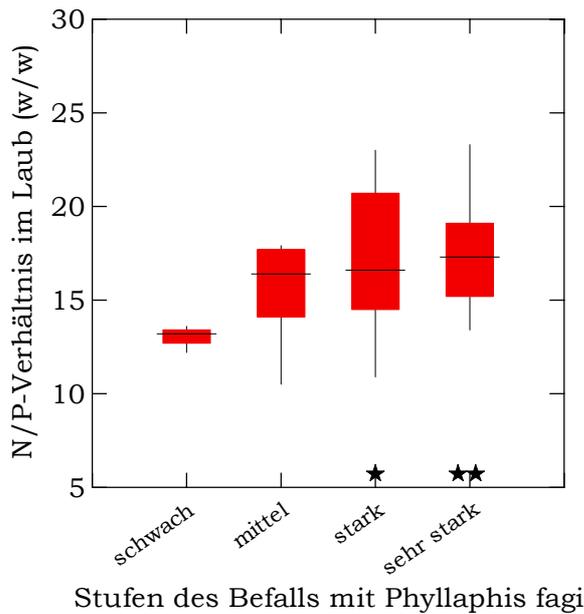


Abb. 28: Befall von Buchen mit der Buchenblattbaumlaus (*Phyllaphis fagi*) in Abhängigkeit vom N/P-Verhältnis im Laub

Foto 7: Buchenblattbaumlaus (*Phyllaphis fagi*): Ausgewachsenes Weibchen mit Larven

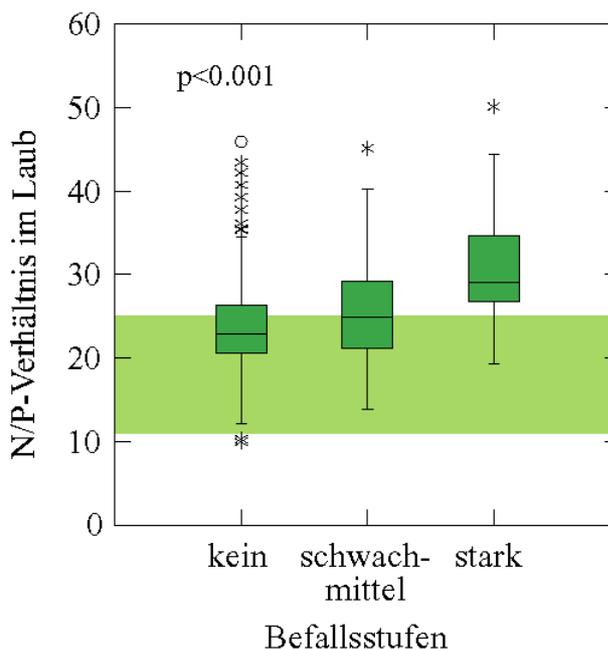


Abb. 29: Befall von Buchennüssen mit dem Haselnusswickler *Cydia amplana* in Beziehung zum Verhältnis zwischen Stickstoff und Phosphor im Buchenlaub. Grün: Bereich harmonischer Ernährung.

Foto 8: Vom Haselnusswickler angebohrte Buchennüssen

Nicht nur die direkte Anfälligkeit der Bäume gegenüber Pilzen und Insekten wird durch Stickstoff beeinflusst, sondern teilweise auch der Lebenszyklus von Parasiten. Die Kiefernzikade *Haematoloma dorsatum*, die aus dem Mittelmeerraum stammt und sich in den vergangenen Jahrzehnten über weite Teile Europas ausbreitete, richtet vor allem an der Waldföhre erheblichen Schaden an den Nadeln an. Wie holländische Untersuchungen ergaben, saugt die Nymphe im Winter und im Frühjahr an den Wurzeln und Basalteilen des Grases *Deschampsia (Avenella) flexuosa* (Drahtschmiele). Dieses Gras bildet damit eine gute Überlebenschance für

den Parasiten (53). *Deschampsia flexuosa* hat sich seinerseits infolge der erhöhten N-Deposition in gemäßigten Klimazonen europäischer Wälder in den letzten Dekaden stark vermehrt (54).

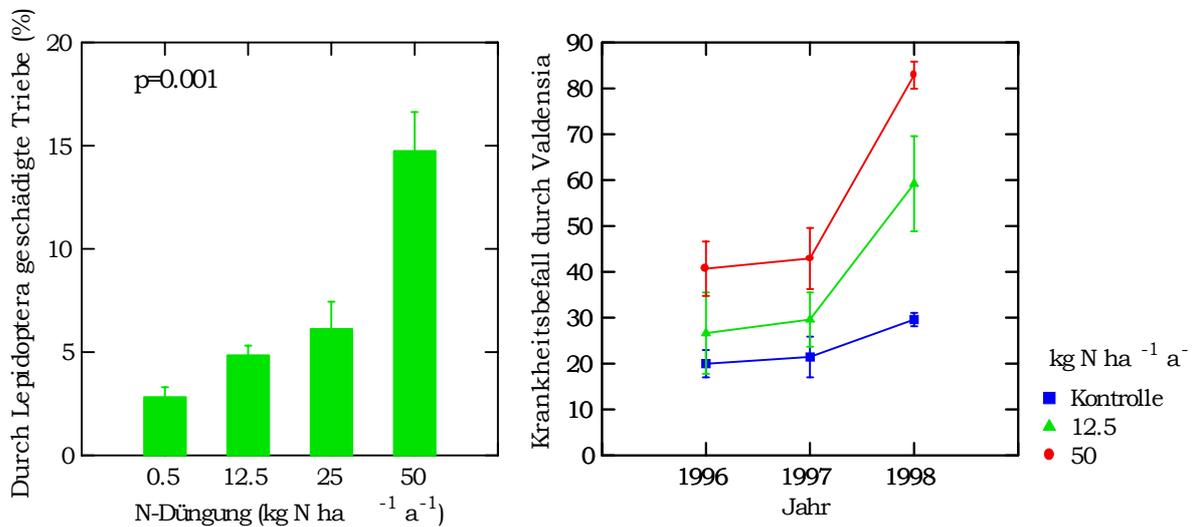


Abb. 30: Schädigung von Heidelbeeren (*Vaccinium myrtillus*) durch Insekten (Lepidopterenlarven) im ersten Versuchsjahr (links) und durch den Pilz *Valdensia heterodoxa* während dreier Jahre in einem Stickstoffdüngungsversuch (55, 56).

Larven von Lepidopteren wie der Motte *Orgyia antrana* verursachten in einem experimentellen Ansatz bei 12.5 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (Hintergrundbelastung 2-3 kg) bei Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) in einem borealen Wald Nordschwedens deutlich stärkere Schädigungen an den jungen Trieben als bei 0.5 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Bei 25 kg N ha⁻¹ a⁻¹ verdoppelte sich das Schadensausmass (55) (Abb. 30 links). Ebenso war die Abundanz des Mehltaupilzes *Podosphaera myrtillina* bei einer Düngung von 25 kg N ha⁻¹ a⁻¹ zehnmal grösser als bei 0.5 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Auch der Befall der Heidelbeere durch den pilzlichen Krankheitserreger *Valdensia heterodoxa* war bei 12.5 kg N ha⁻¹ a⁻¹ im dritten Jahr deutlich erhöht (Abb. 30 rechts) (56).

3. Einfluss auf die Waldbodenflora und Fauna

Da der Wald ein hohes Ausfilterungsvermögen hat, ist die Bodenflora im Vergleich zu Wiesen- oder Moorökosystemen besonders von der Stickstoffdeposition betroffen. Zahlreiche pflanzensoziologische Untersuchungen zeigen eine Zunahme stickstoffliebender Arten, in kalkfreien Böden auch eine Zunahme von Säurezeigern. Als zunehmende nitrophile Arten werden in Deutschland *Dryopteris dilatata*, *Rubus idaeus*, *Rubus fruticosus*, *Urtica dioica* und *Milium effusum* (57), *Deschampsia (Avenella) flexuosa*, *Dryopteris carthusiana* und *Epilobium angustifolium* (58) genannt, in Belgien *Dryopteris dilatata*, *Galeopsis tetrahit*, *Hedera helix*, *Moehringia trinervia*, *Sambucus nigra*, *Stellaria media* und *Urtica dioica* (59) und in Südschweden *Aegopodium podagrana*, *Epilobium angustifolium*, *Rubus idaeus*, *Stellaria nemorum* und *Urtica dioica* (60). Ein zusätzliches Problem mit dem vermehrten Aufkommen nitrophiler Pflanzen stellt die Tatsache dar, dass solche Pflanzen die Mineralisierung und Nitrifikation zusätzlich zu fördern scheinen und damit die Nitratbelastung im Boden noch erhöhen (61). Dass Gräser wie *Deschampsia flexuosa*, die nicht typische Stickstoffzeiger sind, sehr positiv auf eine Stickstoffdüngung reagieren, geht aus Abb. 32 hervor. Nach fünf Jahren Behandlung reichen $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ aus, um die Verbreitung dieser Gräser deutlich zu fördern, bei 10 kg vier Jahre. Bei 20 kg ist bereits nach einem Jahr eine Zunahme zu verzeichnen (62). Als Mass für die Veränderung ganzer Pflanzengemeinschaften wird die Stickstoffzahl nach Ellenberg (63) herangezogen, die in einer Skala zwischen 1 und 9 den Stickstoffbedarf bzw. die Stickstofftoleranz der einzelnen Pflanzenarten beschreibt. In der Schweiz wurde eine Zunahme der Stickstoffzahl zwischen den dreissiger/vierziger Jahren und Mitte der achtziger Jahre in 17 von 18 untersuchten Waldflächen beobachtet (64) (Abb. 31). Neuere Untersuchungen in 37 Waldstandorten im ganzen Mittelland, bei denen Erstaufnahmen der Waldvegetation 1940-1965 und die Zweitaufnahmen 1998 durchgeführt wurden, ergaben einen Frequenzrückgang bei 241 Arten und eine Zunahme bei 44 Arten. Unter den Arten, die deutlich zugenommen haben, sind typische stickstoffliebende Pflanzen wie *Rubus fruticosus*, *Rubus caesius*, *Dryopteris dilatata* und *Dryopteris filix-mas*, *Sambucus nigra*, *Hedera helix* und *Urtica dioica*. Auch Feuchtezeiger und wärmeliebende Arten haben zugenommen (65). Vergleichbare Beobachtungen konnten auch in Nordostfrankreich auf sauren und kalkreichen Waldstandorten in 221 Probestellen gemacht werden, wo zwischen 1971 und 1990 die stickstoffliebenden Arten, auf den sauren auch die Säurezeiger zugenommen haben (66, 67, 68) (Tab. 1). Die genannten pflanzensoziologischen Veränderungen fanden alle bei einer (heutigen) Stickstoffdeposition zwischen 16 und $30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ statt. In einer bayrischen Studie wurde auch der Einfluss von Nutzungsänderungen auf die pflanzensoziologischen Veränderungen geprüft. In ehemals streugennutzten Flächen stieg die Stickstoffzahl um 0.6 Einheiten, in nicht streugennutzten Flächen um 0.3 Einheiten (58). Sicher müssen bei solchen floristischen Veränderungen neben der erhöhten Stickstoffbelastung auch veränderte Lichtverhältnisse und Waldnutzung in Betracht gezogen werden, doch dadurch allein lassen sich die europaweit beobachteten Veränderungen nicht erklären.

Moose und Flechten scheinen eher empfindlich auf erhöhte Stickstoffbelastung zu reagieren. Die Biomasse der Moose *Pleurozium schreberi* und *Dicranum polysetum* wurde durch eine experimentelle Zugabe von $25 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und $30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ über 4 Jahre um 60% bzw. 78% reduziert (69). In schwedischen Wäldern verminderten sich die Flechtenepiphyten bereits bei einer N-Deposition von $>5-8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, während gleichzeitig der Belag mit Grünalgen, vor allem von *Protococcus viridis*, auf Fichtennadeln zunahm (70). Eine erhöhte Decke der Grünalge *Sodiciosporum chlorococcum* auf Koniferen konnte auch in finnischen Wäldern bereits bei einer N-Deposition von $>3-4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ beobachtet werden (71). In beiden Fällen dürften aber auch klimatische Faktoren massgebend sein.

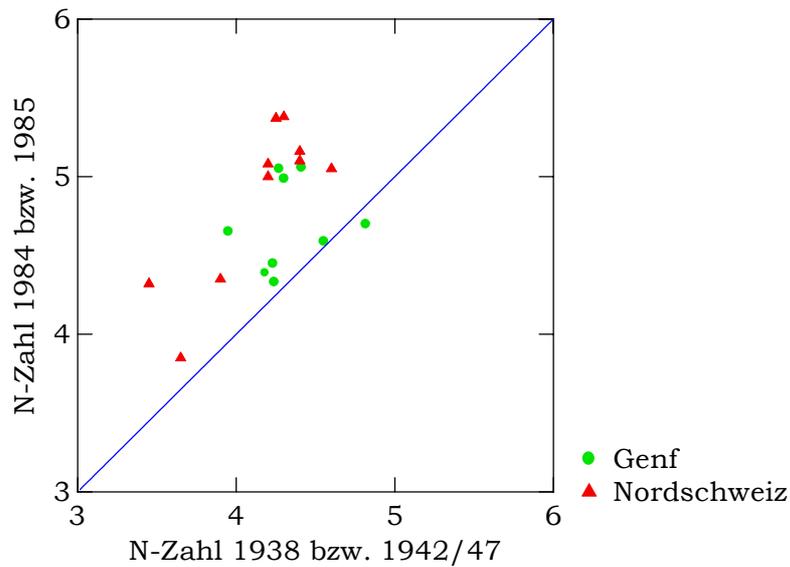


Abb. 31: Veränderung der Stickstoffzeigerwerte in verschiedenen Waldbeständen. Nordschweiz: Quercu-Betuletum (Aufnahmen 1938 und 1984), Genfer Becken: Quercu-Carpinetum molinietosum (Aufnahmen 1942/47 und 1985) (64).

	Reaktionszahl (pH)	Stickstoffzahl	Lichtzahl
1971	5.91	4.89	4.82
1990	6.04	5.16	4.70
1990-1971	0.13 n.s.	0.27***	-0.12***

Tab. 1: Veränderung der mittleren Reaktions-, Stickstoff- und Lichtzahlen nach Ellenberg von Vegetationsaufnahmen in einem Laubwald in der Lorraine (221 Probeflächen).



Foto 9: Nitrophile Waldbodenvegetation in der Waldbeobachtungsfläche Zugerberg Vordergeissboden. Im Hintergrund Sambucus nigra.

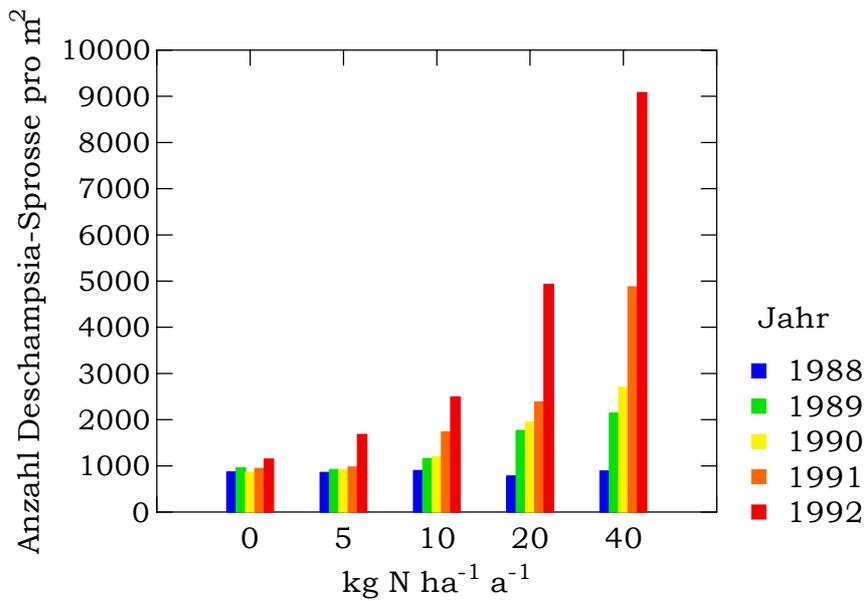


Abb. 32: Entwicklung der Dichte von Deschampsia-Sprossen in einem N-Düngungsversuch (62).



Foto 10: Tannennadeln mit Algenbelag (oben) im Vergleich zu sauberen Nadeln (unten).

Der Eintrag von Stickstoff beeinflusst auch die Fauna. Die bodenversauernden Auswirkungen von Stickstoffverbindungen führen zur Abnahme der Basensättigung bzw. des Kalkgehaltes im Boden. In Schweden wurde bei abnehmender Basensättigung in Waldböden eine sinkende Abundanz und Vielfalt von Häuschenschnecken in den Wäldern beobachtet (72). In Holland verminderte sich die Schneckendichte innerhalb von 20 Jahren auf basenarmen Waldböden um 86%, während sie auf basenreichen unverändert blieben. In der gleichen Studie konnte auch aufgezeigt werden, dass der in Holland beobachtete Rückgang der Reproduktion der Kohlmeise auf den Rückgang von Häuschenschnecken und damit auf die Bodenversauerung zurückzuführen ist, da die Meisen für den Aufbau ihrer Eischalen eine zusätzliche Kalziumzufuhr in Form von Schneckenschalen benötigen (73) (Abb. 33).

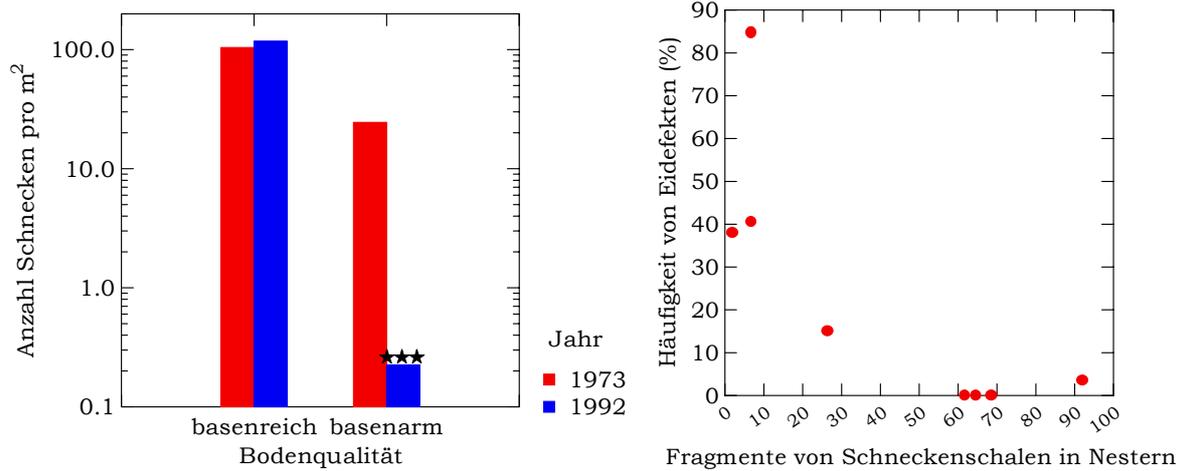


Abb. 33: Veränderung der Häufigkeit von Häuschenschnecken in Holland zwischen 1973 und 1992 auf basenreichen und basenarmen Böden (links) und Zusammenhang zwischen Eidefekten bei der Kohlmeise und der Menge an Fragmenten von Schneckenschalen in ihren Nestern als Kalziumquelle (73).

Auch das Frassverhalten von Säugetieren kann sich infolge der Düngung verändern. Wühlmäuse zeigten eine signifikante Präferenz für N-gedüngte Fichten und Heidekraut (74) (Abb. 34). In südschwedischen Wäldern, die erhöhter Stickstoffdeposition ($18-24 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) ausgesetzt sind, waren die N-Konzentrationen in den Nadeln von Fichtenaufforstungen deutlich höher, und die Nadeln waren entsprechend dunkelgrüner als in vergleichbaren Aufforstungen mit geringerer N-Deposition ($9-15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). In den stärker mit N belasteten Aufforstungen war der Wildverbisschaden durch Hirsche höher als in den Aufforstungen mit tiefer N-Deposition trotz vergleichbarer Hirschpopulation, Vegetationsdichte und Höhe. Jungpflanzen mit dunklerer Nadelfarbe, d.h. höheren N-Konzentrationen in den Nadeln, wurden zudem stärker verbissen (75, 76) (Abb. 35).

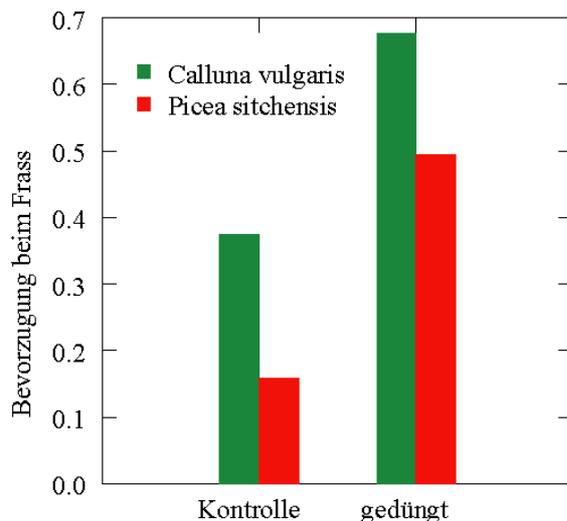


Abb. 34: Düngung und Frass („Rodgers preference index“) durch Wühlmäuse (74).

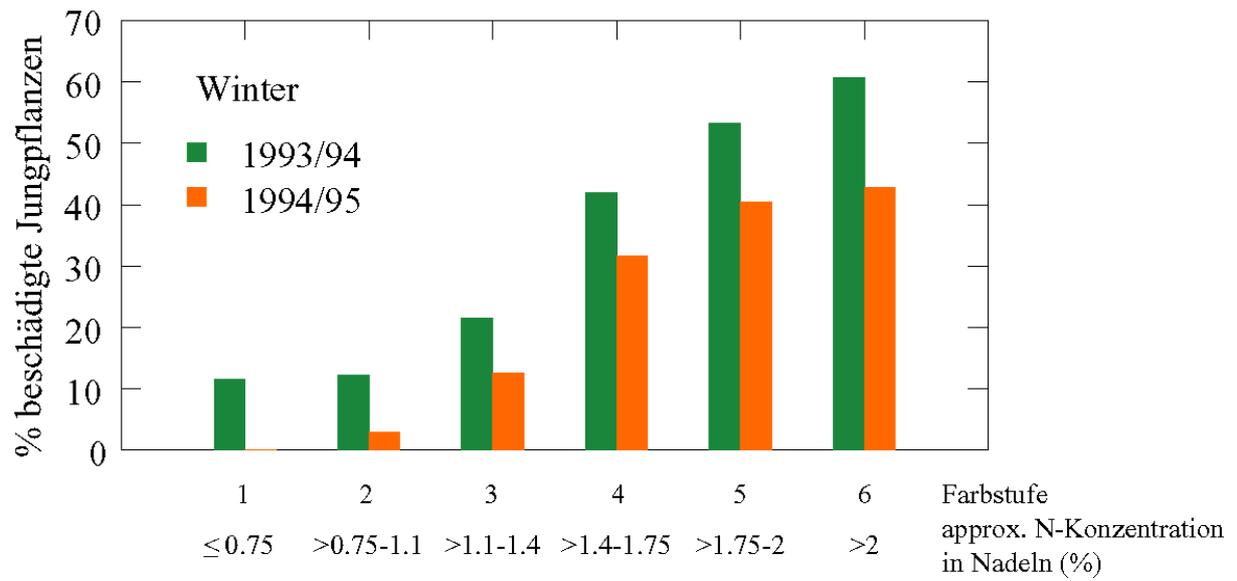


Abb. 35: Frassschaden durch Hirsche an Fichtenjungpflanzen in zwei südschwedischen Kahlschlagflächen in Beziehung zur Nadelfarbe bzw. dem daraus abgeleiteten Stickstoffgehalt in den Nadeln (76).

Magerwiesen (Mesobromion)

Die Magerwiesen (Mesobromion) gehören zu den artenreichsten Pflanzengesellschaften in der Schweiz. Innerhalb der letzten fünf Dekaden haben sie jedoch stark abgenommen. Allein in der Nordwestschweiz und im Jura ging der Flächenanteil des Mesobromion zwischen 1949/54 und 1982/83 um 76%, teils gar bis 90%, zurück (77, 78, 79, 80). Hauptursache für das flächenmässige Verschwinden ist die Umwandlung in Fett- und Kunstwiesen sowie Fettweiden. Bei den noch bestehenden Mesobromion-Rasen im Nordwestschweizer Jura ist bei gleichbleibender Nutzung allerdings eine Zunahme „nitrophiler“ und ubiquitärer Arten zu verzeichnen (Tab. 3) (80), während z.B. Ophrys-Arten rückläufig sind (77). Von 86 im Nordwestschweizer Jura untersuchten Arten müssen 39 (44%) als gefährdet bis stark gefährdet angesehen werden (78). Nach Ellenberg (81) ist die Mehrheit der gefährdeten Arten nur auf nährstoffarmen Standorten konkurrenzfähig (N-Zahl 1-3). Insbesondere Gräser vermögen unter erhöhtem N-Eintrag rascher Biomasse zu produzieren und dabei andere Arten zu verdrängen (78, 82). Eine einmalige Düngergabe von 90 kg N ha⁻¹ förderte die Grasarten erheblich, während der Artenreichtum insgesamt bereits nach einem Jahr zurückging (83).

	Teucrio-Mesobrometum		Colchico-Mesobrometum	
	1950	1997	1950	1997
Mittlere Anzahl Arten pro Standort	46.7	53.1*	56.4	44.8*
Mittlere Anzahl Arten pro 100 m ² :				
Charakteristische Mesobromionarten	32.9	29.3*	27.3	13.1*
Ubiquitäre Arten	13.8	23.7*	29.1	31.7
Mittlere Stickstoffzahl nach Landolt	2.18	2.36*	2.54	2.89*

Tab. 2: Vegetationsveränderung in Mesobrometen des Schweizer Juras (84)

In Schwedischen Untersuchungen konnte auf Halbtrockenrasen mit unverändertem Management von 1965 bis 1990 eine deutliche Zunahme des Deckungsgrades und der Artenvielfalt bei den Gräsern sowie eine Abnahme bei den Kräutern festgestellt werden, was hauptsächlich mit den erhöhten N-Einträgen erklärt wird (85) (Tab. 3). In holländischen Naturreservaten nahm zwischen den 50iger und den 80iger Jahren die Grasart *Brachypodium pinnatum* zu, bei einer gleichzeitigen Steigerung der N-Deposition von 10-15 kg N ha⁻¹ a⁻¹ auf 30-35 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (86). Ein Feldversuch mit N-Gaben von 100 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (Hintergrundbelastung 30-35 kg N ha⁻¹ a⁻¹) resultierte in einer deutlichen Biomassezunahme von *Brachypodium pinnatum*, während die Gesamtbiomasse aller Arten nur wenig zunahm (Abb. 36) (86).

Gruppe	Deckungsgrad (%)			Artenzahl (%)		
	1965	1990	p	1965	1990	p
Gräser	24.0 ± 11.1	35.0 ± 13.1	0.022	26.5 ± 8.10	35.4 ± 9.52	0.001
Kräuter total	75.0 ± 11.0	60.4 ± 14.7	0.007	72.0 ± 7.8	61.7 ± 10.2	0.002
Kräuter						
gestreckte Internodien	21.0 ± 12.1	16.3 ± 10.0	0.070	25.3 ± 7.39	19.9 ± 6.31	0.018
Ganzrosettenpflanzen	28.3 ± 13.8	18.4 ± 10.5	0.003	17.9 ± 6.55	13.8 ± 6.18	0.022
Halbrosettenpflanzen	25.3 ± 12.2	25.5 ± 10.0	0.979	28.0 ± 6.38	27.5 ± 6.14	0.798
Holzpflanzen	1.2 ± 2.4	4.7 ± 11.3	0.336	1.9 ± 2.7	3.4 ± 4.3	0.205

Tab. 3: Mittlerer Deckungsgrad und relative Artenzahl in schwedischen Halbtrockenrasen (85)

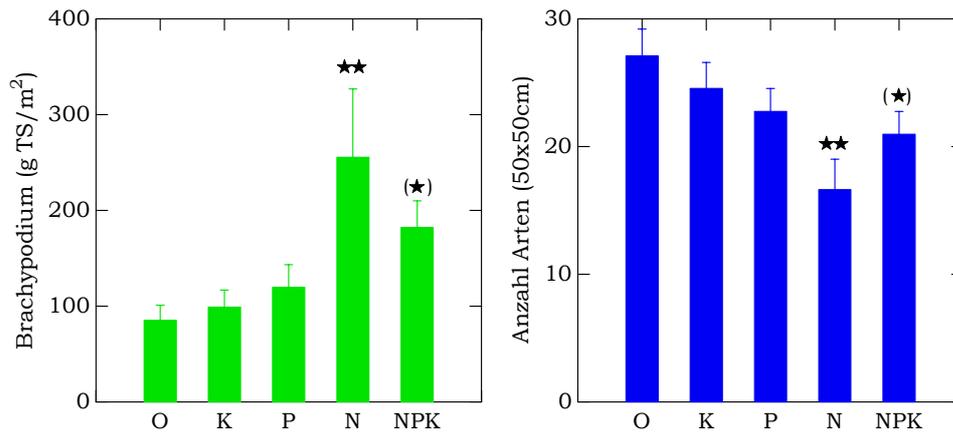


Abb. 36: Oberirdische Biomasse von *Brachypodium pinnatum* (links) und Artenreichtum von Pflanzen (rechts) in einem dreijährigen Düngungsversuch ($100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) in einer holländischen Magerwiese auf Kalk (86).

In einem blumenreichen Molinion in Somerset, UK, verursachte eine N-Gabe von $25 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ über 6 Jahre eine deutliche Reduktion der Artenvielfalt und deutliche Zunahme von Grasarten wie *Lolium perenne*, *Holcus lanatus*, *Bromus hordeaceus*, während Kräuter wie *Cirsium dissectum*, *Lychnis Flos-cuculi* und *Lotus pedunculatus* verschwanden (87, 88). Ein N-Düngungsversuch über 14 Jahre (1982-1996) mit 0, 10, 20, 34, 54, 95, 170 und $272 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ergab ebenfalls einen Rückgang des Artenreichtums mit zunehmender N-Düngung, sichtbar bereits ab $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Bei den tiefen N-Stufen überwogen *Artemisia ludovicum*, *Aster azureus* und *Solidago rigida*. Bei den hohen N-Gaben dominierten die Gräser *Poa pratensis* und *Agropyron repens*. Nicht nur der Artenreichtum der Pflanzen veränderte sich unter dem N-Einfluss, auch die Vielfalt der Insekten wurde vermindert. Die Abundanz der Parasitoiden nahm ab, diejenige der Herbivoren und Detritivoren hingegen zu. Der Versuch zeigt deutlich dass bei Langzeit-Stickstoffbelastung nicht nur die Flora, sondern auch die Fauna in Mitleidenschaft gezogen wird (89) (Abb. 37).



Foto 11: Ein blumenreicher Halbtrockenrasen im Jura.

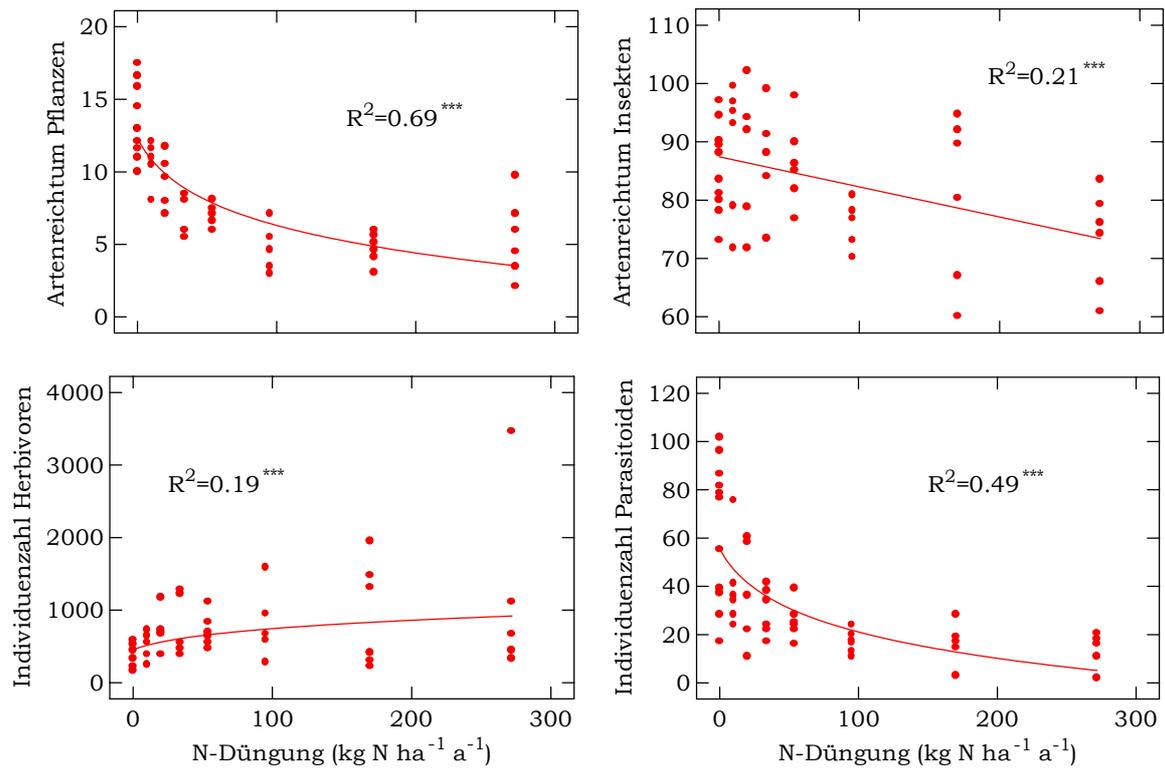


Abb. 37: Artenreichtum von Pflanzen und Insekten (obere Reihe) sowie Individuenzahl der Herbivoren und der Parasitoiden (untere Reihe) nach 14jähriger Düngung mit Stickstoff (89).

Einfluss auf Flachmoore und Pfeifengrasriedwiesen

Flachmoore gehören ebenfalls zu den stark bedrohten Pflanzengesellschaften in der Schweiz, vor allem infolge Rationalisierungsmassnahmen in der Landwirtschaft und Trockenlegung. Dazu kommt jedoch, dass die noch bestehenden Flachmoore oftmals von intensiv genutztem Agrarland umgeben und somit einer hohen Zufuhr von Nährstoffen, insbesondere von Stickstoff, ausgesetzt sind (90), was ihre Flora erheblich beeinflusst. Aus den einst floristisch vielfältigen Pflanzengesellschaften entstehen triviale Hochstaudengesellschaften mit Sumpfdotterblumen und Spierstauden (80). Untersuchungen in zwei Flachmooren im Kanton Zürich zwischen 1978 und 1997 ergaben eine erhebliche Veränderung der Vegetation. 80 Flächen% des einstigen Caricion davallianae wandelten sich in ein Filipendulion, Magnocaricion oder Molinion um und 50% der früheren Magnocaricion-Fläche wurde zu einem Molinion oder Filipendulion. Die Autoren führen diese Veränderung auf Trockenlegung und Eutrophierung zurück (91).

Holländische N-Düngungsversuche ergaben eine starke Zunahme der Graminoiden wie Carex-Arten bei gleichzeitiger Abnahme der übrigen Pflanzenspezies (92, 93). In nährstoffarmen Flachmooren Südschwedens hat sich die Zahl der Gefässpflanzen in den letzten Dekaden gar halbiert. Am stärksten sind die Cyperaceae-Ried- und Sauergräser betroffen. Carex pauciflora ging um 97%, Carex dioica und Rhynchospora fusca um je 95% zurück. Im vorliegenden Fall werden die hohen N-Einträge von bis zu 30 kg N ha⁻¹ a⁻¹ als Ursache angesehen (94).

Einfluss auf Hochmoore

Hochmoore sind nährstoffarm und decken ihren Nährstoffbedarf vornehmlich über Lufteinträge ab. Sie sind deshalb gegenüber erhöhten N-Einträgen besonders empfindlich. Gemäss UN/ECE (2) beträgt der kritische N-Eintrag lediglich 5-10 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Die Pflanzengesellschaften sind hauptsächlich von Torfmoosen (Sphagnum), Seggen, Heidekraut, Erika und insektenfressenden Pflanzen geprägt. Torfmoose reagieren auf erhöhte N-Einträge mit gehemmtem Wachstum (95-97) (Abb. 38). Auch im Freiland werden Veränderungen beobachtet. Innerhalb von nur 15 Jahren wurde im Hochmoor von Rothenthurm eine deutliche Abnahme der Torfmoose und eine Zunahme der Laubmoose und Zwergsträucher festgestellt. Die Artenveränderung wird auf Entwässerungen und erhöhte N-Einträge zurückgeführt (98) (Abb. 39). Eine deutliche N-Eutrophierung wurde in holländischen ombrotrophen Mooren beobachtet. Die einst weiten Moore mit Sphagnum veränderten sich bei Zunahme der N-Deposition von 20 zu 40 kg N ha⁻¹ a⁻¹ zugunsten einer nitrophileren Flora (99). In einem vierjährigen N-Düngungsversuch in einem nährstoffarmen Hochmoor reduzierte eine N-Düngung von über 10 kg N ha⁻¹ a⁻¹ bei einer Freilanddeposition von ca. 5 kg N ha⁻¹ a⁻¹ die Population des insektenfressenden Sonnentaus (*Drosera rotundifolia*) drastisch; er wurde durch Wollgras (*Eriophorum*) und Rosmarinheide (*Andromeda*) verdrängt, welche durch N erheblich gefördert wurden (100).

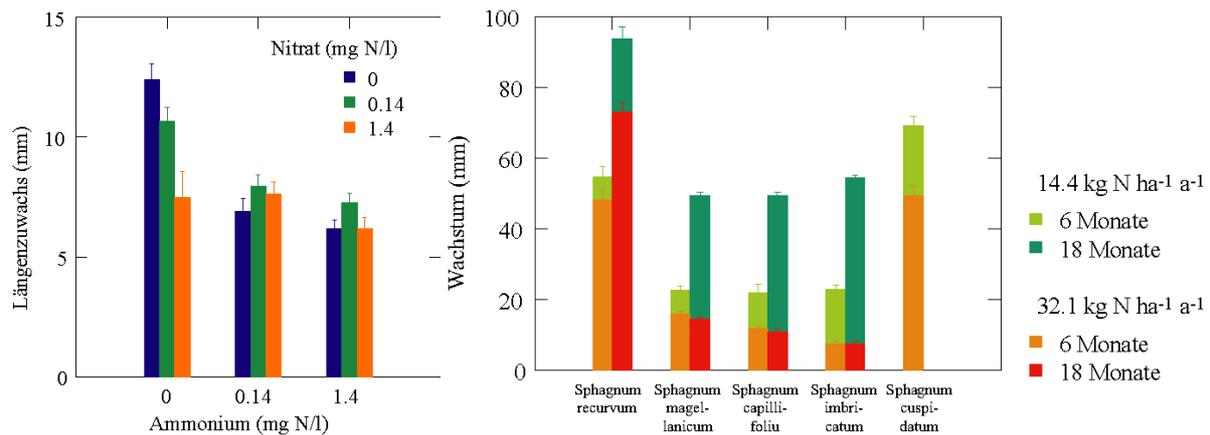


Abb. 38: Links: Einfluss verschiedener Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen im Wuchsmedium auf das Wachstum des Torfmooses *Sphagnum cuspidatum*. Rechts: Wachstum verschiedener Torfmoosarten auf zwei Standorten mit unterschiedlicher Stickstoffdeposition (14.4 bzw. 32.1 kg N ha⁻¹ a⁻¹) nach 6 und 18 Monaten. Beide Abbildungen nach 96.

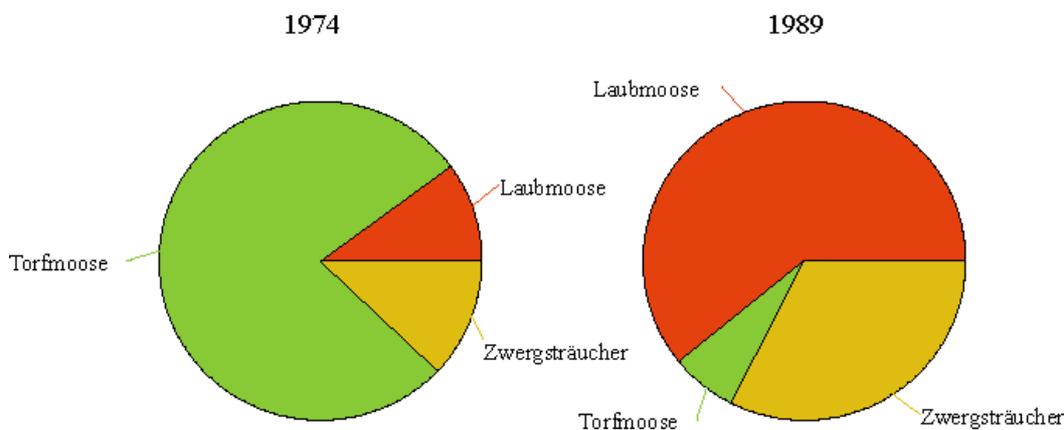


Abb. 39: Veränderung der Artenzusammensetzung im Hochmoor von Rothenthurm zwischen 1974 und 1989 (98).

Einfluss auf alpine Zwergstrauchheiden

Das Klima der alpinen Zwergstrauchheiden ist geprägt durch eine kurze Vegetationszeit, tiefe Temperaturen und lange Schneebedeckung. Diese Pflanzengesellschaft wird charakterisiert durch *Calluna vulgaris* (Heidekraut), *Empetrum nigrum* (Schwarze Krähenbeere), *Vaccinium* sp. (Heidel- Preisel- und Moosbeeren), *Arctostaphylos* (Bärentraube), *Loiseleuria procumbens* (Alpenazalee) und Zwergsträuchern wie *Betula nana* (Zwergbirke), *Juniperus communis* (Gemeiner Wachholder) und *Salix* spp. (Weidenarten) (101). Die hauptsächliche N-Quelle ist die N-Fixierung. Der Abbau von organischen Substanzen ist langsam, und der grösste Teil des Stickstoffs ist im Boden in nicht verfügbarer Form gebunden. Es ist deshalb zu vermuten, dass diese alpine Pflanzengesellschaft empfindlich auf erhöhte N-Einträge reagiert. Diesbezügliche Untersuchungen gibt es nur sehr wenige, der Forschungsbedarf für diese Ökosysteme ist deshalb gross. Die wenigen vorhandenen Studien zeigen, dass bei N-Düngung Stickstoff von den Samenpflanzen schnell absorbiert und ins Gewebe eingebaut wird (102-105). Dies hat ein erhöhtes Wachstum und eine erhöhte Biomassebildung sowie vermehrte Blütenbildung zur Folge. Die Pflanzen wurden aber auch direkt durch erhöhte N-Gaben geschädigt (105). Insbesondere wird schon durch niedere N-Gaben die oft moos- und flechtenreiche Flora dieser Pflanzengesellschaft beeinflusst. Eine Düngung mit 10 kg N ha⁻¹ a⁻¹ förderte das Mooswachstum, während der Flechtenbesatz deutlich abnahm (106).

Bei der gleichen N-Gabe wurde auch die Mykorrhizierung der Zwergsträucher vermindert und die Pilzvielfalt reduziert (107).

Einfluss auf Fließgewässer, Seen und Grundwasser

Fließgewässer und Seen

Der Eintrag von Stickstoff in die Schweizer Oberflächengewässer durch menschliche Aktivitäten ist ca. 6mal grösser als die natürliche Hintergrundbelastung (108). In Fließgewässern und Seen kann in den letzten Dekaden eine deutliche Zunahme des Nitratgehaltes festgestellt werden, vor allem in den siebziger und achtziger Jahren. In den neunziger Jahren findet eine Abflachung statt (Abb. 40, Abb. 41) (109-112).

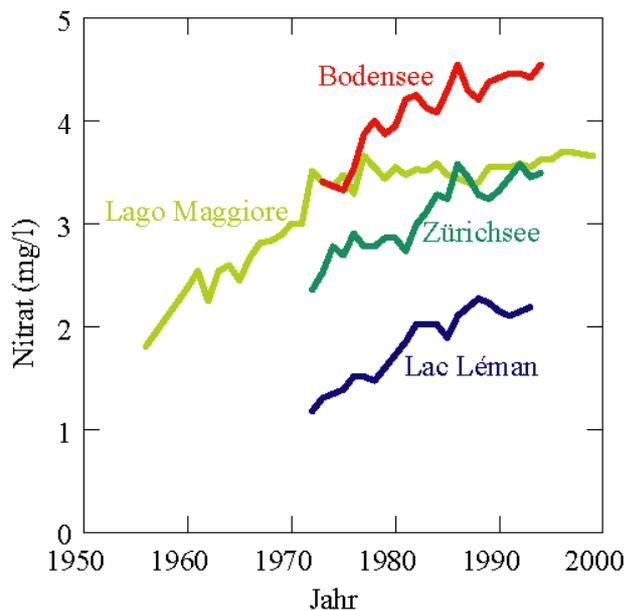


Abb. 40: Entwicklung der Nitratkonzentration in Schweizer Seen

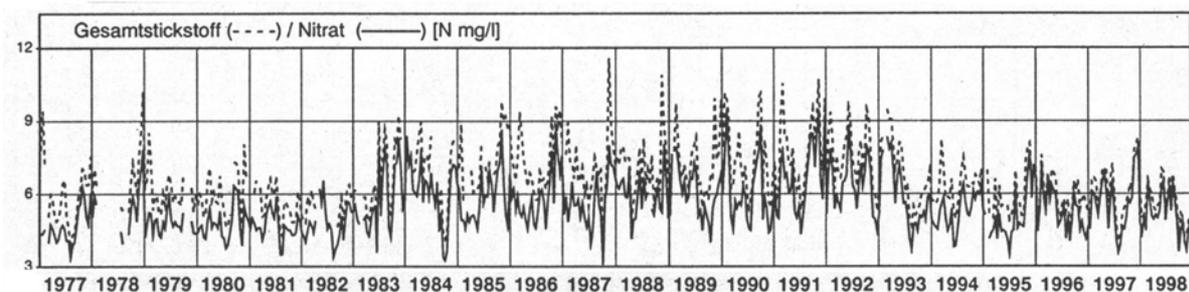


Abb. 41: Entwicklung der Konzentration von Gesamtstickstoff und Nitrat in der Glatt bei Rheinsfelden (111).

Als Ursachen der Gewässerbelastung sind vor allem der Abfluss von stickstoffhaltigen Düngern aus der Landwirtschaft und in Fließgewässern die Zuleitung von N-haltigen verschmutzten Abwässern zu nennen. Die hohe N-Deposition dürfte jedoch ebenfalls einen wesentlichen Beitrag zur N-Belastung der Gewässer leisten. Bei einer N-Deposition ab $>15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ lässt sich, vergleichbar zur erhöhten NO_3^- -Konzentration im Sickerwasser (Kapitel 1.3), ein deutlich erhöhter Abfluss von NH_3 und NH_4^+ feststellen (Abb. 42) (113). Auch im Quellwasser aus Waldgebieten nimmt seit den sechziger Jahren die Nitratkonzentration stetig zu, wie deutsche Untersuchungen zeigen (Abb. 43) (114). In Waldgebieten tragen nicht nur erhöhte Stickstoffdeposition, sondern Störungen im Bestand wie Kronenverlichtung und Waldnutzung zur N-Belastung der Gewässer bei (Abb. 44) (15).

Als natürliche Grundbelastung in Gewässern wird ein Wert von ≤ 1 mg N/l angesehen (115). Auch wenn die Konzentrationen in den schweizerischen Gewässern deutlich darüber liegen, so wird das von der Gewässerschutzverordnung geforderte Qualitätsziel von 5.6 mg N/l (25 mg NO_3^- /l) nur in wenigen Fällen überschritten (110, 111).

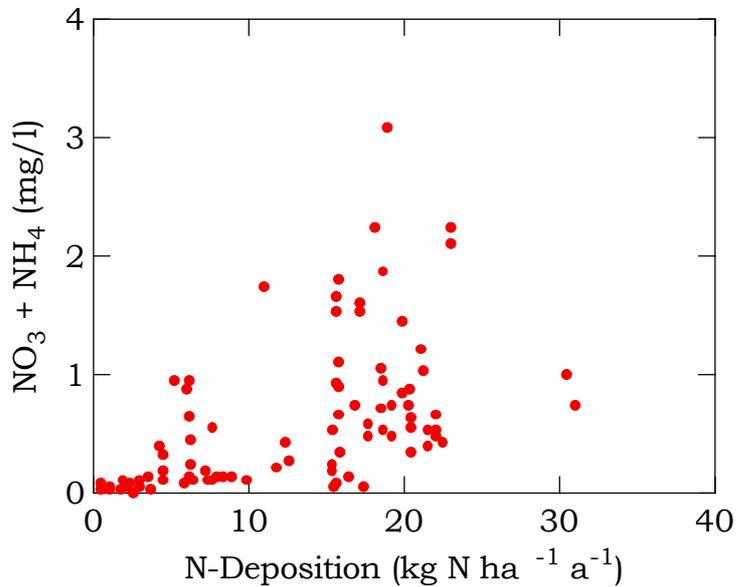


Abb. 42: Stickstoffkonzentration im Oberflächenwasser in Abhängigkeit von der Stickstoffdeposition (113).

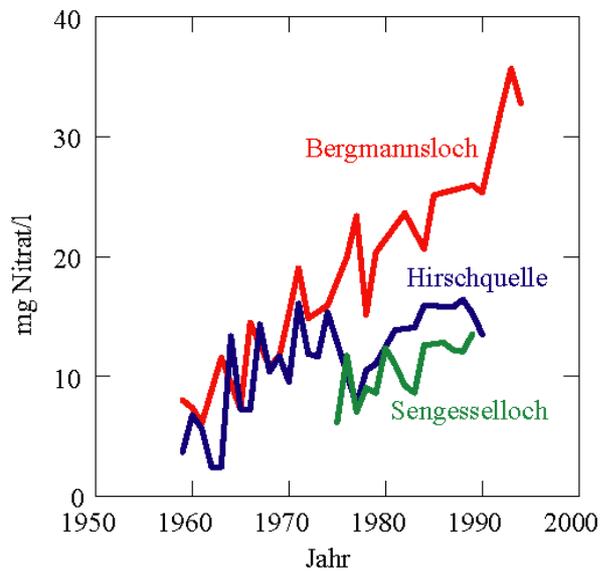


Abb. 43: Entwicklung der Nitratkonzentration in drei Heidelberger Trinkwasserquellen aus Waldgebieten (114).

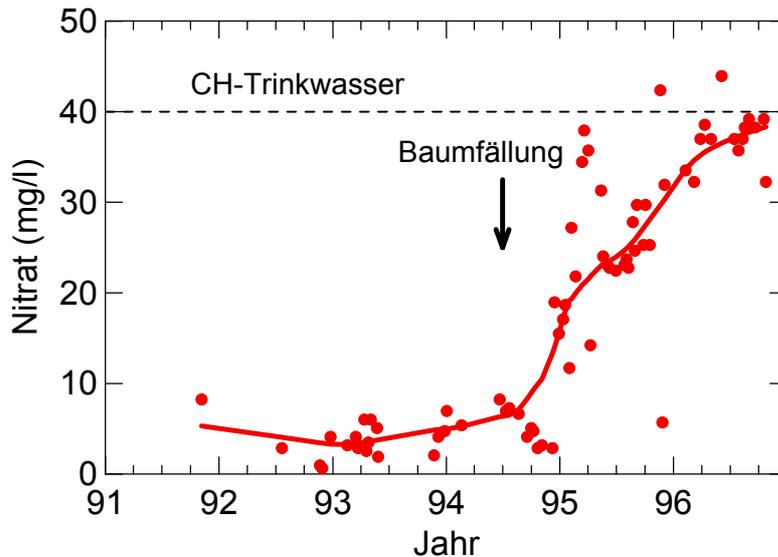


Abb. 44: Nitratkonzentration im Sickerwasser in 180 cm Tiefe nach Fällung einer einzelnen Fichte (15).

Seen, Tieflandflüsse und Bachuferzonen bilden eine erhebliche N-Senke in Form der mikrobiellen Denitrifikation. Nitrat wird unter O_2 -armen Verhältnissen in NO , N_2O und N_2 reduziert. Allein in Schweizer Seen dürften nach Schätzungen rund 15'000 t N eliminiert werden, was ca. 15-20% der jährlichen N-Frachten im Rhein bei Basel entspricht (109).

Grundwasser

Im Gegensatz zu den Oberflächengewässern findet im Grundwasser nahezu keine mikrobielle Denitrifikation statt, da nur sehr geringe Konzentrationen von den hierfür erforderlichen Reduktionsmitteln wie organischer Kohlenstoff vorhanden sind. In der Folge finden sich im Grundwasser wesentlich höhere Nitratkonzentrationen als im Oberflächengewässern (109, 114) (Abb. 45). In der Schweiz sind die Nitratkonzentrationen im Grundwasser um rund einen Faktor 5-50 höher als in den Seen (109). Infolge Auswaschung von mineralischem und organischem Stickstoffdünger aus landwirtschaftlichen Nutzflächen und einer hohen N-Deposition konnten sich in den letzten Dekaden hohe Mengen von N im Boden und Grundwasser akkumulieren, in der Folge ist die Nitratkonzentration mancherorts über das Qualitätsziel von 25 mg/l oder gar über den Toleranzwert für Trinkwasser von 40 mg/l gestiegen (109). Der NO_3^- -Austrag aus den Böden führt nicht nur zur Nitratbelastung, sondern auch zu einer Versauerung der tiefen Bodenschichten und des Grundwassers. (116).

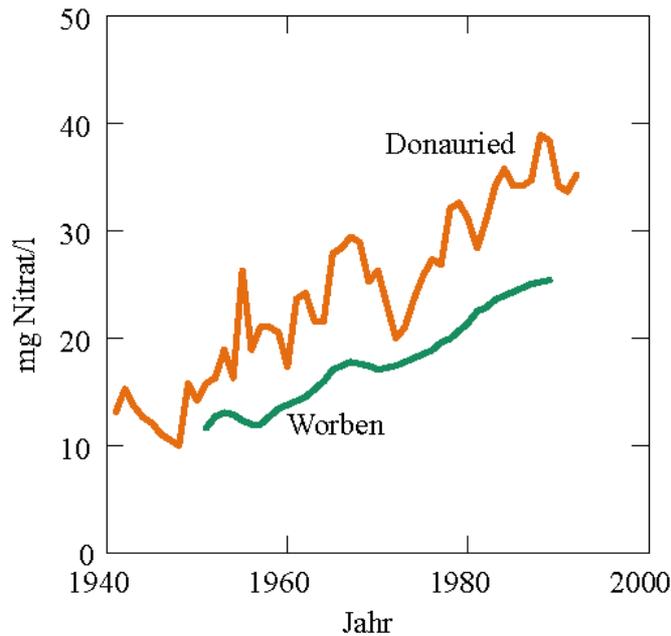


Abb. 45: Zunahme des Nitratgehaltes im Grundwasser im Pumpwerk Worben (109) sowie in Donauried bei Stuttgart (114)

Literatur

1. SPSS.(2000). SYSTAT 10: Graphics. SPSS Inc., Chicago, 459 pp.
2. UN/ECE (1995). Critical Loads for Nitrogen. UN-ECE-Workshop held in Geneva, 11.12.95.
3. Rihm, B. (1996). Critical Loads of Nitrogen and their Exceedances. BUWAL Environmental Series 275, 1-74.
4. Aber, J. D., Magill, A., McNulty, S. G., Boone, R. D., Nadelhoffer, K. J., Downs, M. und Hallett, R. (1995). Forest biogeochemistry and primary production altered by nitrogen saturation. *Water, Air and Soil Pollution* 85, 1665-1670.
5. Falkengren-Grerup, U., Brunet, J. und Diekmann, M. (1998). Nitrogen mineralisation in deciduous forest soils in south Sweden in gradients of soil acidity and deposition. *Environmental Pollution* 102, 415-420.
6. BUWAL (1994). Critical loads of acidity for forest soils and alpine lakes. Steady state mass balance method. Environmental Series 234, 68pp., Bern.
7. Falkengren-Grerup, U. (1987). Long-term changes in pH of forest soils in southern Sweden. *Environmental Pollution* 43, 79-90.
8. Berggren, D. (1992). Speciation and mobilization of aluminum and cadmium in podzols and cambisols of southern Sweden. *Water, Air and Soil Pollution* 62, 125-156.
9. Billett, M. F., Parker-Jervis, F., Fitzpatrick, E. A. und Cresser, M. S. (1990). Forest soil chemical changes between 1949/50 and 1987. *Journal of Soil Science* 41, 133-145.
10. Fitze, P., Burri, A. und Egli, M. (1995). Die Versauerung von Waldböden bei Möhlin (AG): Rekonstruktion mit Hilfe von archiviertem Bodenmaterial. BGS-Dokument 7, 37-44.
11. Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt(1995). Patient Wald. Zum Gesundheitszustand des Waldes in Niedersachsen. 37679 Göttingen, 40 pp.
12. Flückiger, W. und Braun, S.(1999). Wie geht es unserem Wald? Untersuchungen in Walddauerbeobachtungsflächen von 1984 bis 1998. Institut für Angewandte Pflanzenbiologie, Schönenbuch, 47 pp.

13. Ulrich, B. (1995). The history and possible causes of forest decline in central Europe, with particular attention to the German situation. *Environ.Rev.* 3, 262-276.
14. Blaser, P., Zysset, M., Zimmermann, S. und Luster, J. (1999). Soil acidification in southern Switzerland between 1987 and 1997: A case study based on the critical load concept. *Environ.Sci.& Technol.* 33, 2383-2389.
15. v.Wilpert, K., Zirlewagen, D. und Kohler, M. (2000). To what extent can silviculture enhance sustainability of forest sites under the immission regime in Central Europe. *Water, Air and Soil Pollution* 122, 105-120.
16. Carreiro, M. M., Sinsabaugh, R. L., Repert, D. A. und Parkhurst, D. F. (2000). Microbial enzyme shifts explain litter decay responses to simulated nitrogen deposition. *Ecology* 81, 2359-2365.
17. Magill, A. und Aber, J. D. (1998). Long-term effects of experimental nitrogen additions on foliar litter decay and humus formation in forest ecosystems. *Plant and Soil* 203, 301-311.
18. Makeschin, F.(1994). Experimentelle Untersuchungen zur Besiedelung anthropogen devastierter, saurer Waldböden mit leistungsfähigen Lumbriciden. Akademischer Verlag, München, 197 pp.
19. Ma, W. C., Brussaard, L. und De Ridder, J. A. (1990). Long-term effects of nitrogenous fertilizers on grassland earthworms (Oligochaeta: Lumbricidae): their relation to soil acidification. *Agric.Ecosys.Environ.* 30, 71-80.
20. UN/ECE (1992). Critical Loads for Nitrogen. UN-ECE-Workshop report Lökeberg, Sweden, 6.-10. April 1992. Grennfelt, P. und Thörnelöf, E. 1992:41 .
21. Gundersen, P., Callesen, I. und de Vries, W. (1998). Nitrate leaching in forest ecosystems is related to forest floor C/N ratios. *Environ.Pollut.* 102, 403-407.
22. Hippeli, P. und Branse, C. A. (1992). Veränderungen der Nährelementkonzentrationen in den Nadeln mittelalter Kiefernbestände auf pleistozänen Sandstandorten Brandenburgs in den Jahren 1964 bis 1988. *Forstw.Cbl.* 111, 44-60.
23. Houdijk, A. und Roelofs, J. G. M. (1993). The effects of atmospheric nitrogen deposition and soil chemistry on the nutritional status of *Pseudotsuga menziesii*, *Pinus nigra* and *Pinus sylvestris*. *Environ.Pollut.* 80, 79-84.
24. Duquesnay, A., Dupouey, J. L., Clement, A., Ulrich, E. und Le Tacon, F. (2000). Spatial and temporal variability of foliar mineral concentration in Beech (*Fagus sylvatica*) stands in northeastern France. *Tree Physiology* 20, 13-22.
25. Flückiger, W. und Braun, S. (1998). Nitrogen deposition in Swiss forests and its possible relevance for leaf nutrient status, parasite attacks and soil acidification. *Environmental Pollution* 102, 69-76.
26. Stefan, K., Fürst, A., Hacker, R. und Bartels, U.(1997). Forest foliar condition in Europe. Results of large-scale foliar chemistry surveys. European Commission - United Nations/Economic Commission for Europe, Brussels, Geneva, Vienna, 207 pp.
27. Spiecker, H., Mielikäinen, R., Köhl, M. und Skorgsgaard, J. P.(1996). Growth Trends in European Forests. Springer-Verlag, New York, 372 pp.
28. Nellesmann, C. und Thomsen, M. G. (2001). Long-term changes in forest growth: Potential effects of nitrogen deposition and acidification. *Water, Air and Soil Pollution* 128, 197-205.
29. Van Dijk, H. F., de Louw, M. H., Roelofs, J. G. und Verburch, J. J. (1990). Impact of artificial ammonium-enriched rainwater on soils and young coniferous trees in a greenhouse. Part II: Effects on the trees. *Environ.Pollut.* 63, 41-59.

30. Wallenda, T., Schaeffer, C., Einig, W., Wingler, A., Hampp, R., Seith, B., George, E. und Marschner, H. (1996). Effects of varied soil nitrogen supply on Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). II. Carbon metabolism in needles and mycorrhizal roots. *Plant and Soil* 186, 361-369.
31. Matzner, E. und Murach, D. (1995). Soil changes induced by air pollutant deposition and their implication for forests in Central Europe. *Water, Air and Soil Pollution* 85, 63-76.
32. Pregitzer, K. S., Laskowski, M. J., Burton, A. J., Lessard, C. und Zak, D. R. (1998). Variation in sugar maple root respiration with root diameter and soil depth. *Tree Physiology* 18, 665-670.
33. Ek, H. (1997). The influence of nitrogen fertilization on the carbon economy of *Paxillus involutus* in ectomycorrhizal association with *Betula pendula*. *New Phytol.* 135, 133-142.
34. Sverdrup, H. und Warfvinge, P. (1993). The effect of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the (Ca+Mg+K)/Al ratio. Lund University, Department of Chemical Engineering II., Reports in ecology and environmental engineering. 2:1993, 1-108.
35. Oleksyn, J., Karolewski, P., Giertych, M. J., Werner, A., Tjoelker, M. G. und Reich, P. B. (1996). Altered root growth and plant chemistry of *Pinus sylvestris* seedlings subjected to aluminum nutrient solution. *Trees* 10, 135-144.
36. Jentschke, G., Drexhage, M., Fritz, H.-W., Fritz, E., Schella, B., Lee, D.-H., Gruber, F., Heimann, J., Kuhr, M., Schmidt, J., Schmidt, S., Zimmermann, R. und Godbold, D. L. (2001). Does soil acidity reduce subsoil rooting in Norway spruce (*Picea abies*)? *Plant and Soil* 237, 91-108.
37. Puhe, J. (1994). Die Wurzelentwicklung der Fichte (*Picea abies* (L.) Karst.) bei unterschiedlichen chemischen Bodenbedingungen. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme Reihe A* 108, 128pp., Göttingen.
38. Bowen, G. D. (1973). Mineral nutrition of ectomycorrhizae. In: *Ectomycorrhizae, their Ecology and Physiology*, eds. Marks, G. C. and Kozlowski, T. T., pp. 151-205. Academic Press, N.Y.
39. Boyle, C. D. und Hellenbrand, K. E. (1991). Assessment of the effect of mycorrhizal fungi on drought tolerance of conifer seedlings. *Canadian Journal of Botany* 69, 1764-1771.
40. Egerton-Warburton, L. M., Kuo, J., Griffin, B. J. und Lamont, B. B. (1993). The effect of aluminium on the distribution of calcium, magnesium and phosphorus in mycorrhizal and non-mycorrhizal seedlings of *Eucalyptus rudis*: a cryo-microanalytical study. *Plant and Soil* 155/156, 481-484.
41. Marx, D. H. (1969). The influence of ectotrophic mycorrhizal fungi on the resistance of pine roots to pathogenic infections. I Antagonism of mycorrhizal fungi to root pathogenic fungi and soil bacteria. *Phytopathology* 59, 153-163.
42. Perrin, R. (1990). *Soil Use Manage.* 6, 189-195.
43. Arnolds, E. (1991). Decline of ectomycorrhizal fungi in Europe. *Agric.Ecosys.Envir.* 35, 209-244.
44. Erland, S., Jonsson, T., Mahmood, S. und Finlay, R. D. (1999). Below-ground ectomycorrhizal community structure in two *Picea abies* forests in southern Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 14, 209-217.
45. Wallander, H. und Nylund, J. E. (1992). Effects of excess nitrogen and phosphorus starvation on the extramatrical mycelium of ectomycorrhizas of *Pinus sylvestris* L. *New Phytol.* 120, 495-503.
46. Thermorshuizen, H. J. und Ket, P. C. (1991). Effects of ammonium and nitrate on mycorrhizal seedlings of *Pinus sylvestris*. *Eur.J.For.Path.* 21, 404-413.

47. Termorshuizen, A. J. und Ket, P. C. (1991). Effects of ammonium and nitrate on mycorrhizal seedlings of *Pinus sylvestris*. Eur.J.For.Path. 21, 404-413.
48. DeHayes, D. H., Ingle, M. A. und Wark, C. E. (1989). Nitrogen fertilization enhances cold tolerance of red spruce seedlings. Can.J.For.Res. 19, 1037-1043.
49. Klein, R. M., Perkins, T. D. und Myers, H. L. (1989). Nutrient status and winter hardiness in red spruce foliage. Can.J.For.Res. 19, 754-758.
50. Perkins, T. D., Adams, G. T., Lawson, S. T., Schaberg, P. G. und McNulty, S. G. (2000). Long-term nitrogen fertilization increases winter injury in montane red spruce (*Picea rubens*) foliage. Journal of Sustainable Forestry 10, 165-172.
51. Roelofs, J. G., Kempers, A. J., Houdijk, A. L. und Jansen, J. (1985). The effects of air-borne ammonium sulphate on *Pinus nigra* var. *maritima* in the Netherlands. Plant and Soil 84, 45-56.
52. Flückiger, W. und Braun, S. (1999). Nitrogen and its effects on growth, nutrient status and parasite attacks in beech and Norway Spruce. Water, Air and Soil Pollution 116, 99-110.
53. Moraal, L. G. (1996). Bionomics of *Haematoloma dorsatum* (Hom., Cercopidae) in relation to needle damage in pine forests. Anz.Schädlingskde., Pflanzenschutz, Umweltschutz 69, 114-118.
54. Hofmann, G. (1995). Kiefernökosysteme im Wandel. Der Wald 45, 262-267.
55. Nordin, A., Näsholm, T. und Ericson, L. (1998). Effects of simulated N deposition on understorey vegetation of a boreal coniferous forest. Functional Ecology 12, 691-699.
56. Strengbom, J., Nordin, A., Näsholm, T. und Ericson, L. (2002). Parasitic fungus mediates change in nitrogen-exposed boreal forest vegetation. Journal of Ecology 90, 61-67.
57. Kraft, M., Schreiner, M., Reif, A. und Aldinger, E. (2000). Veränderung von Bodenvegetation und Humusaufgabe im Nordschwarzwald. AFZ 55, 222-224.
58. Rodenkirchen, H. (1992). Effects of acidic precipitation, fertilization and liming on the ground vegetation in coniferous forests of southern Germany. Water, Air and Soil Pollution 61, 279-294.
59. Lameire, S., Hermy, M. und Honnay, O. (2000). Two decades of change in the ground vegetation of a mixed deciduous forest in an agricultural landscape. Journal of Vegetation Science 11, 695-704.
60. Falkengren-Grerup, U. (1995). Long-term changes in flora and vegetation in deciduous forests of southern Sweden. Ecological Bulletins 44, 215-226.
61. van der Krift, T. A. J. und Berendse, F. (2001). The effect of plant species on soil nitrogen mineralization. Journal of Ecology 89, 555-561.
62. Kellner, P. S. und Redbo-Torstensson, P. (1995). Effects of elevated nitrogen deposition on the field-layer vegetation in coniferous forests. Ecological Bulletins 44, 227-237.
63. Ellenberg, H. (1979). Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropa (2. Aufl). JO JO - Scripta Geobotanica. 9,
64. Kuhn, N., Amiet, R. und Hufschmid, N. (1987). Veränderungen in der Waldvegetation der Schweiz infolge Nährstoffanreicherungen aus der Atmosphäre. Allg.Forst- und Jagdzeitung 158, 77-84.
65. Walther, G. R. und Grundmann, A. (2001). Trend fo vegetation change in colline and submontane climax forests in Switzerland. Publications of the Geobotanical Institute ETH 67, 3-12.

66. Thimonier, A., Dupouey, J. und Timbal, T. (1992). Floristic changes in the herb-layer vegetation of a deciduous forest in the Lorraine plain under the influence of atmospheric deposition. *Forest Ecol. and Management* 55, 149-167.
67. Thimonier, A., Dupouey, J. L., Bost, F. und Becker, M. (1994). Simultaneous eutrophication and acidification of a forest ecosystem in North-East France. *New Phytol.* 126, 533-539.
68. Bost, F. (1991). Evolution de la flore herbacée forestière sur deux sites de la forêt de Haye entre 1972 et 1991. *Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie et des Industries Alimentaires; INRA Seichamps*,
69. Mäkipää, R. (1998). Sensitivity of understorey vegetation to nitrogen and sulphur deposition in a spruce stand. *Ecological Engineering* 10, 87-95.
70. Bråkenhielm, S. und Quinghong, L. (1995). Spatial and temporal variability of algal and lichen epiphytes on trees in relation to pollutant deposition in Sweden. *Water, Air and Soil Pollution* 79, 61-74.
71. Poikolainen, J., Lippo, H., Hongisto, M., Kubin, E., Mikkola, K. und Lindgren, M. (1998). On the abundance of epiphytic green algae in relation to the nitrogen concentrations of biomonitors and nitrogen deposition in Finland. *Environmental Pollution* 102, 85-92.
72. Gärdenfors, U., Waldén, H. W. und Wärebom, I. (1995). Effects of soil acidification on forest land snails. *Ecological Bulletins* 44, 259-270.
73. Graveland, J. und van der Wal, R. (1996). Decline in snail abundance due to soil acidification causes eggshell defects in forest passerines. *Oecologia* 105, 351-360.
74. Hartley, S. E., Nelson, K. und Gorman, M. (1995). The effect of fertilizer and shading on plant chemical composition and palatability to Orkney voles, *Microtus arvalis orcadensis*. *Oikos* 72, 79-87.
75. Bergquist, J. und Örlander, G. (1998). Browsing damage by roe deer on Norway spruce seedlings planted on clearcuts of different ages: 1. Effect of slash removal, vegetation development and roe deer density. *Forest Ecology and Management* 105, 283-293.
76. Bergquist, J. und Örlander, G. (1998). Browsing damage by roe deer on Norway spruce seedlings planted on clearcuts of different ages: 2. Effect of seedling vigour. *Forest Ecology and Management* 105, 295-302.
77. Zoller, H., Wagner, Ch. und Frey, V. (1986). Nutzungsbedingte Veränderungen in Mesobromion-Halbtrockenrasen in der Region Basel - Vergleich 1950-1980. *Abhandlungen* 48, 93-108.
78. Zoller, H. und Wagner, Ch. (1986). Rückgang und Gefährdung von Mesobromion-Arten im Schweizer Jura. *Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel* 87, 239-259.
79. Kienzle, U. (1983). Sterben die Mesobrometen aus? *Bauhinia* 7, 243-251.
80. Hegg, O., Béguin, C. und Zoller, H. (1993). Atlas schutzwürdiger Vegetationstypen der Schweiz. *BUWAL, Bern*, 160 pp.
81. Ellenberg, H. (1985). Veränderungen der Flora Mitteleuropas unter dem Einfluss von Düngung und Immissionen. *Schweiz. Z. Forstwes.* 136, 19-39.
82. Bobbink, R., Hornung, M. und Roelofs, J. G. M. (1998). The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *Journal of Ecology* 86, 717-738.
83. Joshi, J. und Matthies, D. (1996). Effects of mowing and fertilization on succession in an old-field plant community. *Bulletin of the Geobotanical Institute ETH* 62, 13-26.

84. Stöcklin, J., Ryf, M. und Fischer, M. (2000). Small size of remnants of nutrient-poor calcareous grassland (Mesobromion) in the Swiss Jura puts many plant species at the risk of local extinction. *Z.Ökologie u.Naturschutz* 9, 109-118.
85. Berlin, G. A. I., Linusson, A.-C., Gunilla, E. und Olsson, A. (2000). Vegetation changes in semi-natural meadows with unchanged management in southern Sweden. *Acta Oecologica* 21, 125-138.
86. Bobbink, R., Hornung, M. und Roelofs, J. G. M. (1998). The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *Journal of Ecology* 86, 717-738.
87. Mountford, M. D., Lakhani, K. H. und Holland, R. J.(1994). The effects of nitrogen on species diversity and agricultural production on the Somerset Mooss. Phase II (a) After seven years of fertilizer application (b) after cessation of fertilizer input for three years. Institute of Terrestrial Ecology, Abbots Ripton,
88. Tallowin, J. R. B. und Smith, R. E. N.(1994). The effects of inorganic fertilizers in flower-rich meadows on the Somerset levels. Peterborough,
89. Haddad, N. M., Hoarstad, J. und Tilman, D. (2000). The effects of long-term nitrogen loading on grassland insect community. *Oecologia* 124, 73-84.
90. Boller-Elmer, K. (1977). Stickstoff-Düngungseinflüsse von Intensiv-Grünland auf Streu- und Moorwiesen. *Veröff.Geobot.Inst.ETH, Stifung Rübel* 63, 103.
91. Bollens, U., Güsewell, S. und Klötzli, F. (2001). Vegetation changes in two Swiss fens affected by eutrophication and desiccation. *Botanica Helvetica* 111, 121-132.
92. Vermeer, J. G. (1986). The effects of nutrients on shoot biomass and species composition of wetland and hayfield communities. *Acta Oecologica/Oecol.Plant.* 7, 31-41.
93. Verhoeven, J. T. A. und Schmutz, M. B. (1991). Control of plant growth by nitrogen and phosphorus in mesotrophic fens. *Biogeochemistry* 12, 135-148.
94. Tyler, T. und Olsson, K. A. (1997). *Svensk Botanisk Tidskrift* 91, 143.
95. Woodin, S. J., Studholme, C. U. und Lee, J. A. (1987). Effects of acid deposition on peatlands. In: *Acid Rain - Scientific and Technical Advances*, eds. Perry et al., pp. 554-561. Selper Ltd, London.
96. Press, M. C., Woodin, S. J. und Lee, J. A. (1986). The potential importance of an increased atmospheric nitrogen supply to the growth of ombrotrophic *Sphagnum* species. *New Phytol.* 103, 45-55.
97. Gunnarsson, U. und Rydin, H. (2000). Nitrogen fertilization reduces *Sphagnum* production in bog communities. *New Phytol.* 147, 527-537.
98. Held, T., Dusez, N. und Engelbert, R. (1992). Atmosphärischer Nährstoffeintrag in voralpine Hochmoore. *Veröffentlichungen aus dem Natur Museum Luzern* 3, 75-85.
99. Greven, H. C. (1992). Changes in the moss flora of the Netherlands. *Biol.Conserv.* 59, 133-137.
100. Redbo-Torstenson, P. (1994). The demographic consequences in nitrogen fertilization of a population of sundew, *Drosera rotundifolia*. *Acta Bot.Neerl.* 175-188.
101. Schröter, C.(1932). *Kleiner Führer durch die Pflanzenwelt der Alpen*. Verl. Albert Ramstein, Zürich, 80 pp.
102. Sumners, C. F. (1978). Production of montane dwarf-shrub communities. *Ecol.Studies* 27, 265-276.

103. Karlsson, P. S. (1987). Micro-site performance of evergreen and deciduous dwarf shrubs in a subarctic heath in relation to nitrogen status. *Holarctic Ecol.* 10, 114-119.
104. Shaver, G. R. und Chapin, F. S. (1980). Response to fertilization by various plant growth forms in a Alaska tundra: nutrient accumulation and growth. *Ecology* 61, 662-675.
105. Henry, G. H. R., Freedman, B. und Svoboda, J. (1986). Effects of fertilization on three tundra plant communities of a polar desert oasis. *Can.J.Bot.* 64, 2502-2507.
106. Gordon, C., Wynn, J. M. und Woodin, S. J. (2001). Impacts of increased nitrogen supply on high Arctic heath: the importance of bryophytes and phosphorus availability. *New Phytol.* 149, 461-471.
107. Woodin, S. J. (1997). Effects of acid deposition on Arctic vegetation. In: *Ecology of Arctic Environments*, eds. Woodin, S. J. and Marquitz, M., pp. 219-240. Blackwell Science, Oxford U.K.
108. BUWAL (1993). *Der Stickstoffhaushalt in der Schweiz. Konsequenzen für Gewässerschutz und Umweltentwicklung.* Schriftenreihe Umwelt 76, Bern.
109. Mengis, M. und Wehrli, B. (1998). Nitratelimination in Gewässern und ihre Auswirkung auf Nitratgehalte in Seen und Grundwasser. *Mitt.Gebiete Lebensm.Hygiene* 89, 723-729.
110. Mosello, R., Barbieri, A., Brizzio, M. C., Calderoni, A., Marchetto, A., Passera, S., Rogora, M. und Tartari, G. (2001). Nitrogen budget of Lago Maggiore: the relative importance of atmospheric deposition and catchment sources. *J.Limnol.* 60, 27-40.
111. BUWAL, BWG und EAWAG (2000). NADUF (Nationales Programm für die analytische Daueruntersuchung der schweizerischen Fliessgewässer), Messresultate 1977-1998. Schriftenreihe Umwelt 319, Bern.
112. Barbieri, A. und Simona, M. (2001). Trophic evolution of Lake Lugano related to external load reduction: changes in phosphorus and nitrogen as well as oxygen balance and biological parameters. *Lakes and Reservoir: Research and Management* 6, 37-47.
113. UN/ECE ICP Waters(2001). Assessment of trends and leaching of nitrogen at ICP-Waters sites (Europe and North America). Executive Body for the Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, Working Group on Effects, Geneva 29-31 August 2001, 13 pp.
114. Lehn, H., Flaig, H. und Mohr, H. (1995). Vom Mangel zum Überfluss: Störungen im Stickstoffkreislauf. *GAIA* 1, 13-25.
115. European Environment Agency(1999). *Nutrients in European ecosystems.* Copenhagen, 155 pp.
116. Matzner, E. und Alewell, C. (1995). Zur Abschätzung der zukünftigen Entwicklung der Grundwasserversauerung. *Informationsberichte des Bayer.Landesamtes für Wasserwirtschaft* 3, 271-280.