

Zeitschrift: Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaften beider Basel
Herausgeber: Naturforschende Gesellschaft Basel ; Naturforschende Gesellschaft Baselland
Band: 10 (2007)

Artikel: Die Stickstoffbelastung der Schweizer Wälder und ihre Auswirkungen
Autor: Flückiger, Walter / Braun, Sabine
DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-676582>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. [Siehe Rechtliche Hinweise.](#)

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. [Voir Informations légales.](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. [See Legal notice.](#)

Download PDF: 05.05.2025

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

Die Stickstoffbelastung der Schweizer Wälder und ihre Auswirkungen

WALTER FLÜCKIGER UND SABINE BRAUN

Zusammenfassung: Walddauerbeobachtung sowie Stickstoffdüngungsexperimente in Aufforstungen ergaben, dass die übermässigen Stickstoffeinträge momentan eines der Hauptprobleme im Wald darstellen. Sie stammen vorwiegend aus Landwirtschaft und Verkehr und verursachen Bodenversauerung sowie Nährstoffungleichgewichte (Eutrophierung). Während der Beobachtungszeit von 20 Jahren hat sich die Versorgung der Waldbäume mit Phosphor, Magnesium und zum Teil auch Kalium massiv verschlechtert, und die Basensättigung des Bodens hat messbar abgenommen. Aus den Böden werden teils massive Stickstofffrachten ausgewaschen, die das Grundwasser belasten und kationische Nährstoffe mitziehen. Auf der Ebene der Bäume führen übermässige Stickstoffversorgung und Bodenversauerung zu verminderter Durchwurzelung sowie vermehrter Parasiten- und Windwurfanfälligkeit, wie dies nach dem Sturm «Lothar» vom 26. Dezember 1999 beobachtet wurde. Zudem verändert sich als Folge der Stickstoffbelastung die Waldbodenflora, und in versauerten Böden verschwinden die Regenwürmer.

Abstract: Nitrogen load of Swiss forests and its consequences. Permanent forest observation and N addition experiments in afforestations show that excessive nitrogen deposition, produced by agricultural activities and traffic, is currently one of the main problems in the forest, causing soil acidification and nutrient imbalances (eutrophication). During an observation time of 20 years the nutrition of the forest trees with phosphorus, magnesium and in part also potassium has been deteriorated, and the base saturation of the soil has decreased. In many cases, nitrogen is leaching from the soils in high amounts polluting the ground water and entraining cationic nutrients. In trees, excessive nitrogen and soil acidification are causing decreased rooting and increased sensitivity against parasites and uprooting; the latter was observed after the gale «Lothar». In addition, the herbal layer in the forest is changed by nitrogen, and earthworms disappear from acidified soils.

Key words: Forest, nitrogen deposition, soil acidification, nutrition, parasite infestation.

Einleitung

Seit über 30 Jahren wird der Wald mit Stickstoff vor allem aus Emissionen von Landwirtschaft und Verkehr über die Luft überdüngt. Im Mittel beträgt der Stickstoffeintrag in Form von NH_3 und NO_x in den Schweizer Wald während der letzten drei Dekaden über 25 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr ($\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$) (Braun et al. 1996). In der ersten Hälfte des vergangenen Jahrhunderts war der Eintrag lediglich 7–9 $\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$. Regional lassen sich grosse Unterschiede feststellen. So zeigen Modellrechnungen im Mittelland und Voralpenraum Eintragswerte von >30–40 $\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ (Meteotest, in: EKL

2004). Im Südtessin können gar bis zu 60 $\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ in der Kronentraufe von Fichten gemessen werden (Flückiger und Braun 2004). In der Nordwestschweiz beträgt der mittlere Eintrag 20–30 $\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ (Theis 1999). Für den Wald langfristig erträglich wäre ein Eintrag von 10–20 $\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ (Critical Load bzw. kritischer Eintragswert; UN/ECE 2003). Nach Schätzungen von Kurz und Rihm (1997) wird dieser Wert in rund 90 % des Schweizer Waldes überschritten. Die Folgen von übermässigen N-Einträgen sind unter anderem Eutrophierung, beschleunigte Bodenversauerung und zunehmende Nährstoffungleichgewichte bei den Bäumen (UN/ECE 2003).

Im Rahmen des interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramms der Kantone Aargau, Bern, Basel-Landschaft, Basel-Stadt, Freiburg, Solothurn, Thurgau, Zug und Zürich sowie des Bundesamts für Umweltschutz (BAFU) wird seit 1984 der Waldzustand und insbesondere der Einfluss der Stickstoffeinträge auf heute 132 Walddauerbeobachtungsflächen untersucht, wovon sich allein in der Nordwestschweiz 40 Flächen befinden. Insgesamt wurden 43 verschiedene Parameter, teils einmal, teils jährlich oder in Abständen von 4–15 Jahren wiederholt untersucht. Die nun über zwanzigjährige Zeitreihe lässt erste Rückschlüsse auf die Entwicklung und Dynamik der verschiedenen erfassten Grössen zu. Im Folgenden wird eine Auswahl der Ergebnisse dargestellt.

Material und Methoden

Beobachtungsflächen

Die untersuchten Waldflächen weisen eine Grösse von 0.2 bis 2 ha auf. Pro Fläche werden ca. 70–80 mehrheitlich ausgewachsene Buchen und/oder Fichten, insgesamt 11500 Bäume, erfasst. Die Bäume sind zwischen 30 und 300 Jahren alt. Zwei Drittel der Flächen sind so genannte «sensitive» Flächen, das heisst basenarme oder stark zur Trockenheit neigende Standorte. Die Meereshöhe liegt zwischen 255 und 1850 Metern über Meer. Die Bodentypen umfassen ebenfalls einen weiten Bereich, von flachgründigen Rendzinen bis zu tiefgründigen Pseudogley-Parabraunerden. Aufnahmen von Kronenverlichtung, Stammzuwachs und bodenbezogenen Parametern folgen dem Manual des International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests (ICP Forests) (UN/ECE 1994). In rund einem Viertel der Beobachtungsflächen wird die Bodenlösung in monatlichem Intervall mittels Sauglysimetern (Soilmoisture Equipment Inc., CA, USA) in 2–4 Tiefen gesammelt. Die Vegetationsaufnahmen wurden nach Ellenberg und Klötzli (1972) durchgeführt. Anzahl Regenwürmer und Biomasse pro Flächeneinheit wurden nach Glasstetter (1991) aufgenommen und in Ökogruppen aufgeteilt. Der Stickstoffeintrag wurde durch Meteotest, Bern, modelliert (Rihm 1996).

Chemische Analysen

Pro Baumart und Fläche wurden alle vier Jahre Gipfeltriebe mit dem Helikopter geerntet. Die so gewonnenen Blätter und Nadeln wurden getrocknet, gemahlen und mit einem modifizierten Kjeldahl-Aufschluss aufgeschlossen (Allen 1989). Im Aufschluss wurden die Nährstoffe Stickstoff (photometrisch, Walinga et al. 1995), Phosphor (photometrisch, Allen 1989), K (Flammenphotometrie), Ca, Mg und Mn (Atomabsorptionsspektrometrie) analysiert. In den alle 10 Jahre entnommenen Bodenproben werden austauschbare Ionen (Ca, Mg, K, Al, Mn; Extrakt nach Trüby und Aldinger 1984), pH-Wert (H_2O und $pH(CaCl_2)$; Hort et al. 1998), P (Zitronensäureextrakt, pers. Mitt. FAL Liebefeld), Kohlenstoff (Walinga et al. 1992) und Gesamtstickstoff (Allen 1989) analysiert. In der Bodenlösung werden NO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} (Ionenchromatographie, Dionex Corp. CA, USA), NH_4^+ (photometrisch, Eidg. Departement des Innern 1983), Ca, Mg, K, Na, Mg, Al (flammenphotometrisch bzw. mittels Atomabsorptionsspektrometrie) und pH analysiert. Die Wassermengen, die für die Abschätzung der aus dem Boden ausgewaschenen Stickstoffmengen (Frachten) benötigt werden, wurden mit einem hydrologischen Modell berechnet (Schulla und Jasper 2001).

Stickstoffdüngungsversuche

In acht Flächen wurden Aufforstungen mit Buchen und/oder Fichten mit je 12 Blockwiederholungen mit Stickstoffmengen von 0, 10, 20, 40, 80 bzw. 160 kg N ha⁻¹ a⁻¹ in Form von NH_4NO_3 behandelt. Die Behandlungen begannen 1992 und wurden auf drei Gaben pro Vegetationsperiode verteilt.

Resultate und Diskussion

Stickstoffaustrag

Waldökosysteme gelten als stickstoffgesättigt, wenn mehr als 4–5 kg N ha⁻¹ a⁻¹ im Flachland und mehr als 1–2 kg N ha⁻¹ a⁻¹ im Gebirge das Ökosystem via Sickerwasser verlassen (UN/

ECE 1992). Schätzungen der Stickstofffrachten aufgrund der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser ergaben, dass in 15 von 22 längerfristig beprobten Flächen diese Schwellenwerte deutlich überschritten werden. Im Mittelland werden N-Frachten bis zu $32 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und im Voralpenraum bis zu $36 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gemessen. In der Nordwestschweiz sind die Frachten wesentlich geringer, zum Teil infolge geringerer N-Einträge und zum Teil wegen eines hohen Entzugs infolge starken Baumwachstums. In der Buchenfläche von Brislach (BL) ist die N-Auswaschung mit $16 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in dieser Region am höchsten. In Rünenberg (BL) sind es $1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, in Möhlin Unterforst (AG) $0.8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Abb. 1).

Wachstum von Sprossorganen und Wurzeln

Stickstoff wirkt wachstumsfördernd, allerdings nur bis zu einem bestimmten Ausmass. Bei Buchen ist diese Grenze bei einem Blattgehalt von 24 mg/g Trockensubstanz (TS) erreicht, bei Fichten bei 16 mg/g (Abb. 2). Noch bis Mitte der neunziger Jahre konnte eine positive Korre-

lation zwischen Stammzuwachs und Stickstoffdeposition bei Buchen und Fichten festgestellt werden (Braun et al. 1999, Flückiger und Braun 1992). Diese konnte 2003 nicht mehr gefunden werden. In der Periode 1998–2002 wurde ein deutlicher Rückgang des Stammzuwachses bei Buchen beobachtet (Flückiger und Braun 2004); in der darauffolgenden Zuwachsperiode erholte sich der Stammzuwachs jedoch teilweise wieder (Abb. 3). Ähnliche Ergebnisse wurden für Fichten aus Norwegen berichtet, wo unter erhöhter N-Deposition zunächst eine Zunahme, dann aber eine Abnahme des Stammzuwachses unter das Niveau der weniger belasteten Bäume gefunden wurde (Nellemann und Thomsen 2001).

Ein solches Verhalten kann auch experimentell bestätigt werden. Langjährige Düngungsversuche mit Stickstoff zeigen eine zunehmende Hemmung des Triebwachstums mit steigenden N-Gaben bei der Buche (Abb. 4). Während noch 2001–2003 erst bei $80 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ eine Wachstumshemmung festgestellt werden konnte, war dies 2005 schon ab $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ der Fall (10 bzw. 13 Jahre Behandlung).

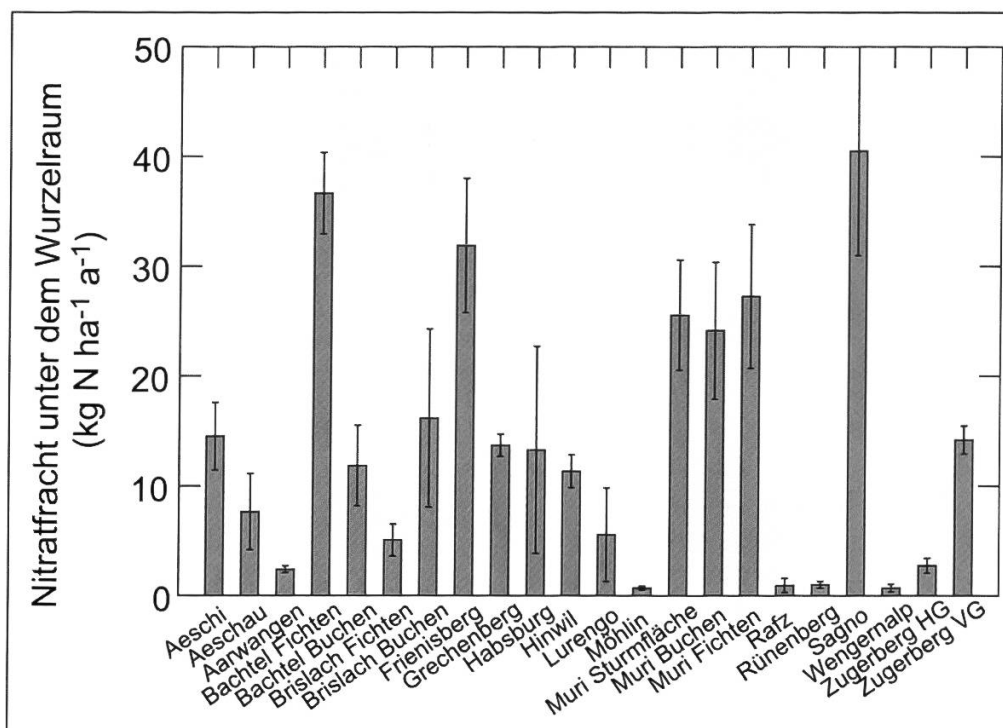


Abb. 1: Mittlere Nitratfrachten im Sickerwasser für Flächen mit mehr als 2 Jahren Sammelzeit. Balken: Standardfehler zwischen Jahren.

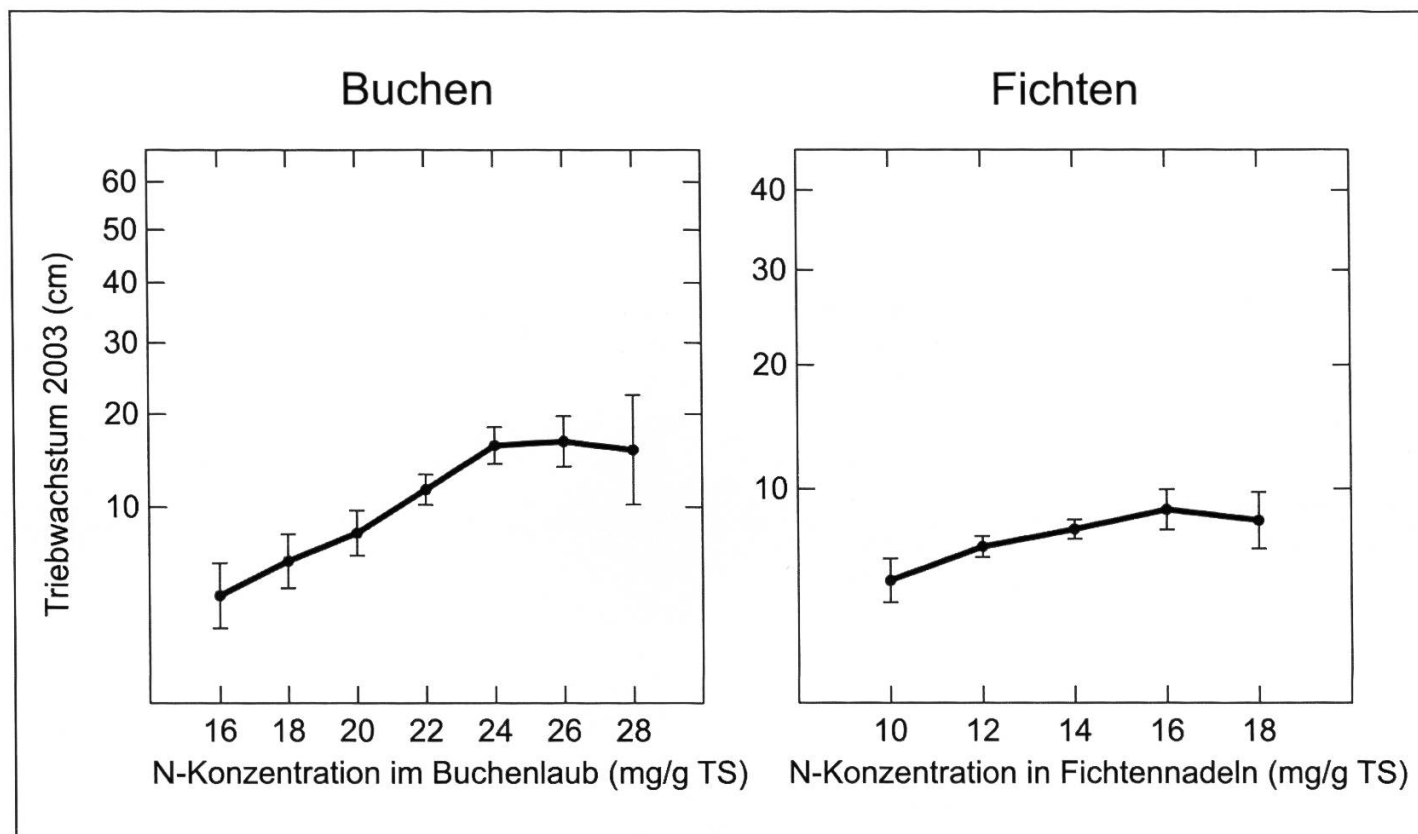


Abb. 2: Beziehung zwischen dem Triebwachstum ausgewachsener Bäume in den Beobachtungsflächen und dem Stickstoffgehalt im Laub bzw. in den Nadeln. Balken = 95%-Vertrauensbereich.

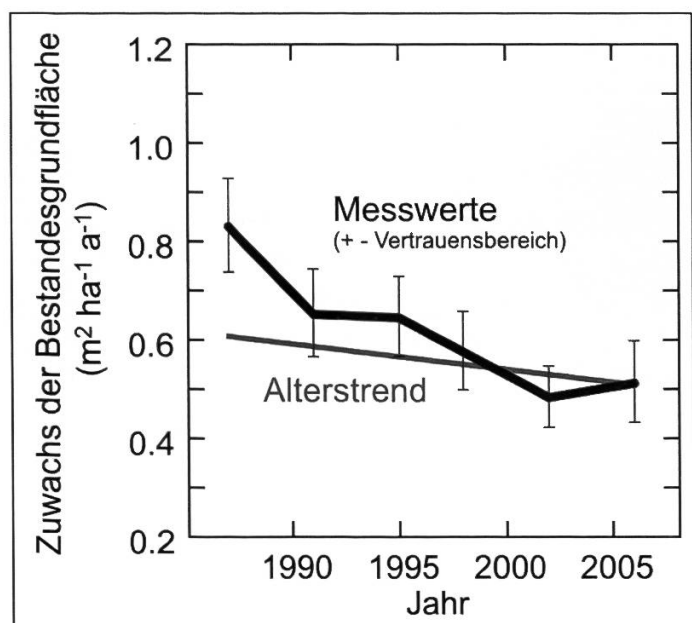


Abb. 3: Stammzuwachs von Buchen (Zuwachs der Bestandesgrundfläche) in 19 Buchenreinbeständen der Nordwestschweiz und des Kantons Zürich im Vergleich zu einem aufgrund der Ertragstafel (EAFV 1968) erwarteten Alterstrend.

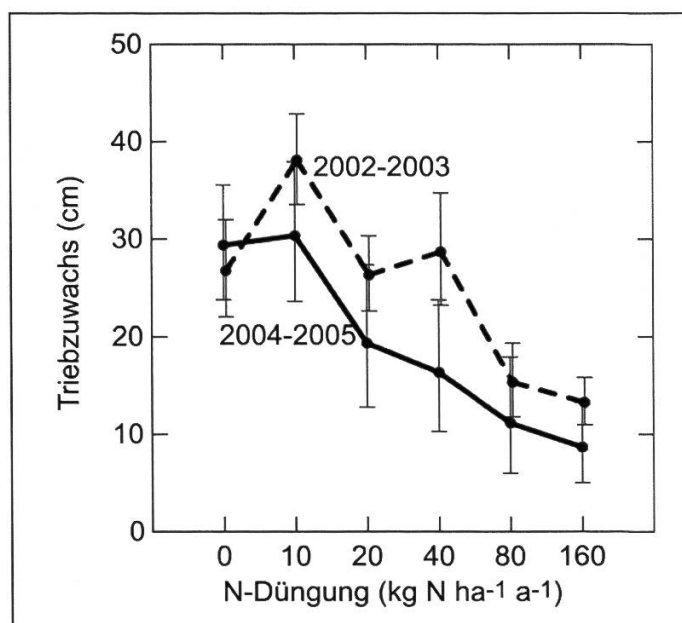


Abb. 4: Triebwachstum junger Buchen in der N-Veruchsfläche in Hochwald nach 11 bzw. 13 Jahren Behandlung. 2002–2003 nimmt ab einer N-Gabe von $80 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ das Wachstum ab, 2004–2005 bereits ab $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$. Balken = 95%-Vertrauensbereich.

Ernährungszustand

Die Nährstoffversorgung der Bäume stellt einen empfindlichen Indikator für die Stabilität des Waldes dar. Dabei sind nicht nur die Nährstoffkonzentrationen an sich, sondern auch die Nährstoffverhältnisse, vor allem das Verhältnis von Stickstoff zu den übrigen Makronährstoffen, von grosser Bedeutung. Seit Beginn der Untersuchungen kann in den Beobachtungsflächen sowohl bei Buchen und Fichten ein zunehmendes Nährstoffungleichgewicht festgestellt werden (Abb. 5), vor allem eine Abnahme der Phosphor- und Magnesiumversorgung, teils auch der Kaliumversorgung. Zwischen 1984 und 2003 nahm die mittlere Phosphorkonzentration im Buchenlaub von 1.2 mg P/g Trockensubstanz (TS) auf 0.8 mg P/g TS, also um 33 %, ab. Entsprechend hat sich im gleichen Zeitraum der Anteil Flächen mit P-Unterversorgung (<1 mg/g TS, Stefan et al. 1997) von 9 % auf 80 % erhöht (Abb. 6). Beim Magnesium zeigen sich bei der Buche ähnliche Verhältnisse: 1984 wurde in 11 % der Flächen eine Unterversorgung (<1.0 mg/g TS) festgestellt, 2003 in 50 %. Auch beim Kalium ist bei der Fichte in 27 % der Flächen eine Unterversorgung zu beobachten (<0.35 mg K/g TS). Zwischen der modellierten N-Deposition und der K-Versorgung der Fichte

besteht eine hohe negative Korrelation (Abb. 7). Langangelegte N-Düngungsversuche zeigen, dass solche Nährstoffungleichgewichte durch einseitige N-Gaben hervorgerufen werden können (Abb. 8).

Unter erhöhter N-Belastung konnten auch Hippeli und Branse (1992) und Houdijk und Roelofs (1993) einen zunehmenden Mangel an P, K oder Mg in Koniferennadeln feststellen. In Nordostfrankreich nahmen die Stickstoffkonzentrationen im Laub von Buchen zwischen 1969/71 und 1996/97 um 12 % zu. Gleichzeitig verminderte sich die Konzentration von P um 23 %, von Mg um 28 % und von K um 6 %; das Verhältnis von N zu P stieg um 42 %, von N zu K um 42 % und von N zu Mg um 77 % an (Duquesnay et al. 2000).

Mit zunehmender N-Düngung zeigen sich auch erhöhte Dürreschädigungen am Laub bei jungen Buchen während Trockenperioden (Abb. 9). Erhöhte einseitige N-Düngung begünstigt zudem einen erhöhten Parasitenbefall wie Anfälligkeit gegenüber pilzlichen Krankheitserregern (Abb. 10–12) wie *Apiognomonia errabunda* oder *Phomopsis* sp., wobei zwischen Befallsausmass (Anteil an toten Ästen) und Nährstoffungleichgewicht eine deutliche Korrelation festgestellt werden kann, ein Befund, der auch durch Untersuchungen von

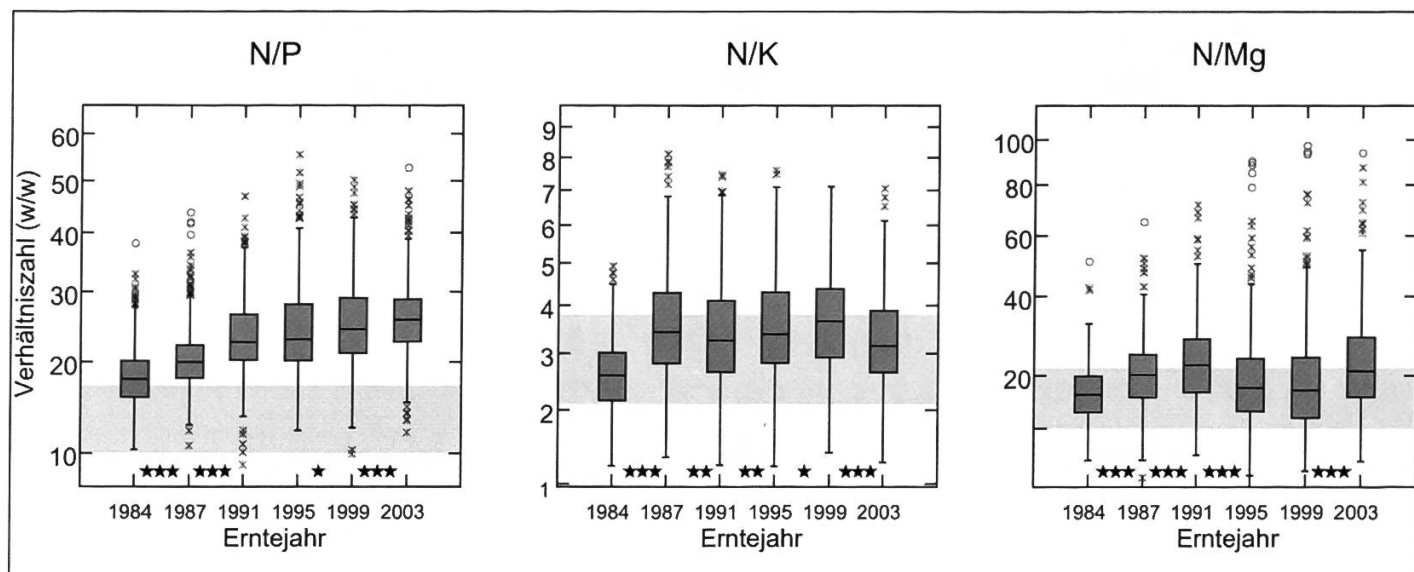


Abb. 5: Entwicklung der Nährstoffverhältnisse im Buchenlaub aus Walddauerbeobachtungsflächen. Hellgrauer Bereich: harmonische Ernährung (Flückiger und Braun 2003). Unterschied zwischen aufeinanderfolgenden Ernten signifikant mit *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001.

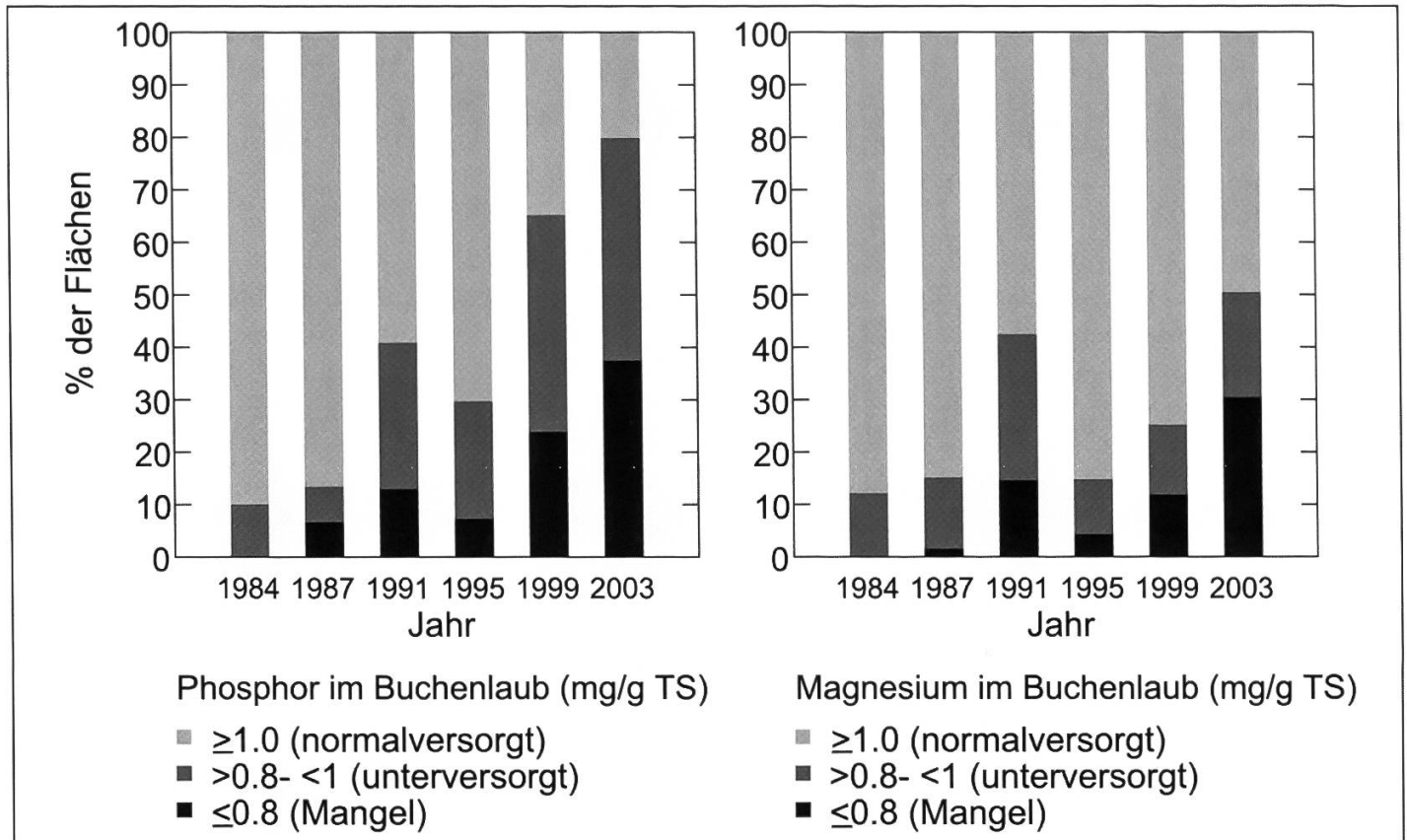


Abb. 6: Entwicklung des Anteils Buchenflächen mit Phosphor- (links) und Magnesiumunterversorgung (rechts). Klassifikation der Nährstoffkonzentration nach Stefan et al. (1997). Die Zunahme ist in beiden Fällen signifikant mit $p < 0.001$.

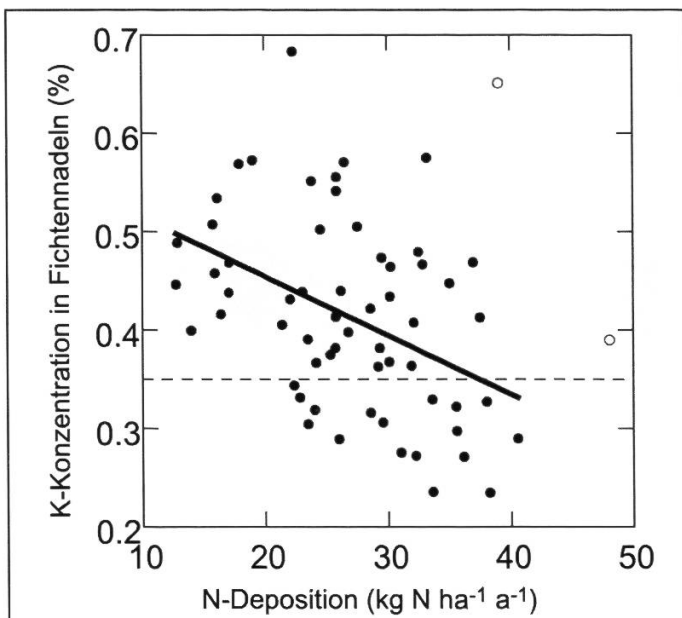


Abb. 7: Beziehung zwischen der modellierten N-Deposition und der K-Konzentration in Fichtennadeln aus Walddauerbeobachtungsflächen (Mittelwerte aus je 8 Bäumen). Gestrichelte Linie: Grenze zur ausreichenden Versorgung nach Stefan et al. (1997). Die Regression ist signifikant mit $p < 0.001$.

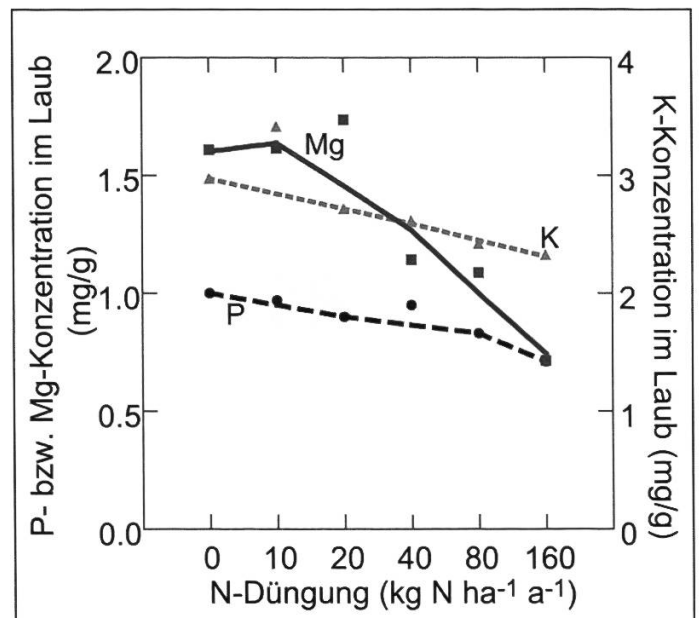


Abb. 8: Konzentration von Phosphor (lang gestrichelte Linie), Kalium (kurz gestrichelte Linie) und Magnesium (durchgezogene Linie) im Laub junger Buchen, die mit Stickstoff gedüngt worden waren (Daten aus den N-Versuchsflächen Hochwald und Zugerberg). Der Normalversorgungsbereich nach Stefan et al. (1997) beträgt 1–1.5 mg/g für P und Mg sowie 5–10 mg/g für K.

Roelofs et al. (1985) an *Pinus nigra* und Blodgett et al. (1997) an *Pinus resinosa* bestätigt wird. Auch der Befall mit saugenden Insekten wird durch die einseitige N-Düngung gefördert.

So steigt der Befall der Buche mit der Buchenblattbaumlaus *Phyllaphis fagi* mit zunehmender N-Düngung (Thomas et al. 2006, Flückiger und Braun 1998).

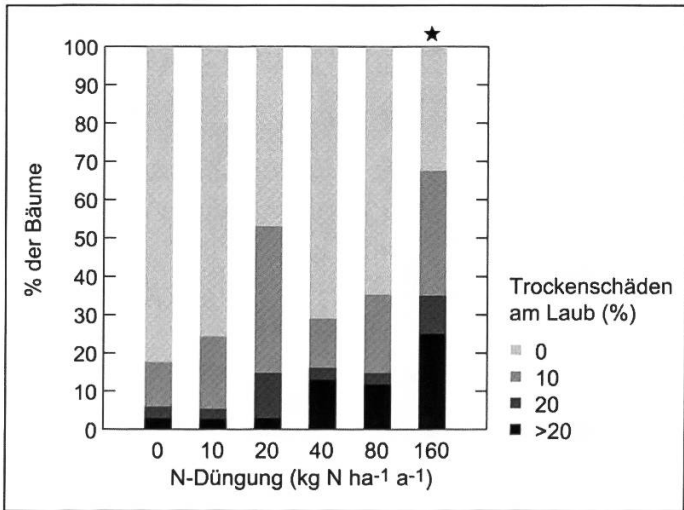


Abb. 9: Trockenschäden an jungen Buchen in der Stickstoffversuchsfäche Hochwald im Sommer 2003. Die Regression ist signifikant mit $p < 0.01$, die Variante mit $160 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ unterscheidet sich von der Kontrolle mit $*p < 0.05$.

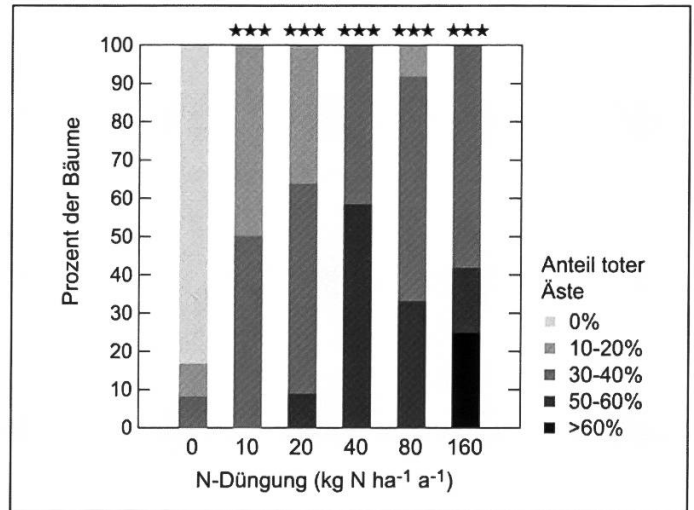


Abb. 10: Anteil toter Äste bei Buchen in der N-Versuchsfäche Zugerberg, verursacht durch den Pilz *Apiognomonina errabunda*. Der Unterschied zur Kontrolle ist für alle Düngungsstufen signifikant mit $***p < 0.001$, der Gesamttrend ebenfalls mit $p < 0.001$.

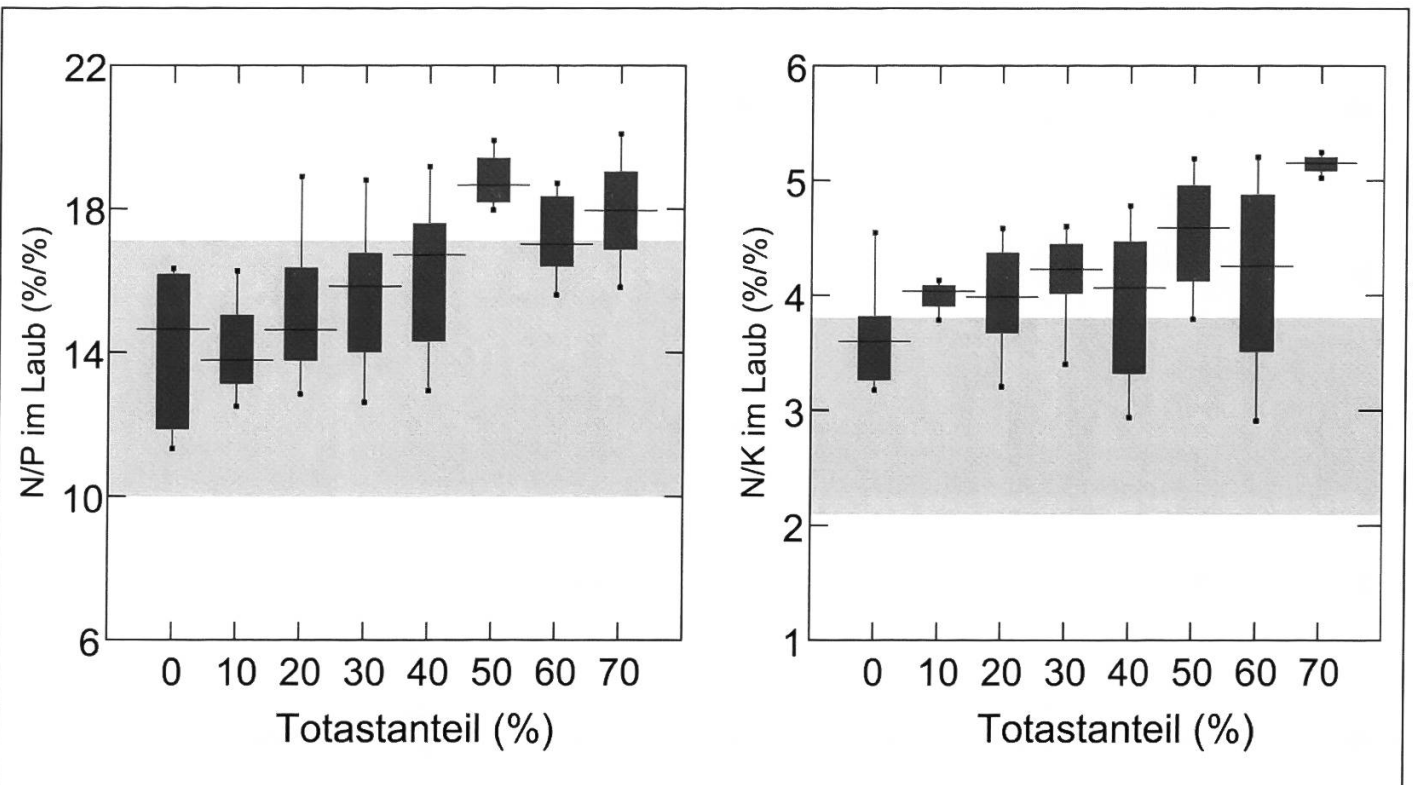


Abb. 11: Nährstoffverhältnisse im Laub von jungen Buchen mit unterschiedlichem Totastanteil infolge Infektion durch *Apiognomonina errabunda*. Die Regression ist in beiden Fällen signifikant mit $p < 0.001$.

Durch das hohe Ausfilterungsvermögen des Waldes für Luftschadstoffe ist auch die Waldbodenflora im Vergleich zu Wiesen- oder Moorökosystemen besonders von der Stickstoffdeposition betroffen. In der Schweiz wurde eine deutliche Zunahme der Stickstoffzahl nach Ellenberg und Weber (1991) zwischen den dreissiger/vierziger Jahren und Mitte der achtziger Jahre des letzten Jahrhunderts in 17 von 18 untersuchten Waldflächen beobachtet (Kuhn et al. 1987). Vergleichbare Beobachtungen konnten auch in Nordostfrankreich bei einer heutigen N-Deposition von $16\text{--}30\text{ kg N ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$ auf sauren und kalkreichen Waldstandorten in 221 Probenflächen gemacht werden, wo zwischen 1971 und 1990 die stickstoffliebenden Arten, auf den sauren Böden auch die Säurezeiger zugenommen haben (Thimonier et al. 1992, 1994).

Auch in den Waldflächen des Instituts für Angewandte Pflanzenbiologie hat in den letzten 20 Jahren die stickstoffliebende Flora im Mittel um 0.19 ± 0.09 Zeigerwerteinheiten deutlich zugenommen (Abb. 13). In der Gruppe der sich verbreitenden nitrophilen Arten sind vor allem schwarzer Holunder, Brennnessel, Himbeeren,

aber auch Wurmfarne und Efeu zu finden. Ein besonderes Problem stellt der Bewuchs mit Brombeeren (*Rubus fruticosus* agg.) dar, da er das Aufkommen von Jungwuchs hemmen kann oder zumindest für die Verjüngung ungünstige Bodenverhältnisse anzeigt (Schreiner und Gurnert 1998, Schneider 1998). Vom Zeigerwert nach Ellenberg und Weber (1991) ist die Brombeere nicht als übermässig nitrophil einzustufen. Untersuchungen in den Dauerbeobachtungsflächen ergaben aber eine deutliche Korrelation des Deckungsgrades von Brombeeren mit der modellierten Stickstoffdeposition (Abb. 14). Je höher die N-Deposition, umso stärker war der Deckungsgrad mit Brombeeren.

Bodenversauerung

In der Schweiz tragen die N-Depositionen ($\text{NO}_x\text{-N}$, $\text{NH}_y\text{-N}$) zu rund 70 % zur Bodenversauerung bei (BUWAL 1994). Die Bodenversauerung ist an sich ein natürlicher Prozess. Durch anthropogene Einträge von versauernd wirkenden Luftschadstoffen wird sie aber erheblich beschleunigt und im Ausmass ver-

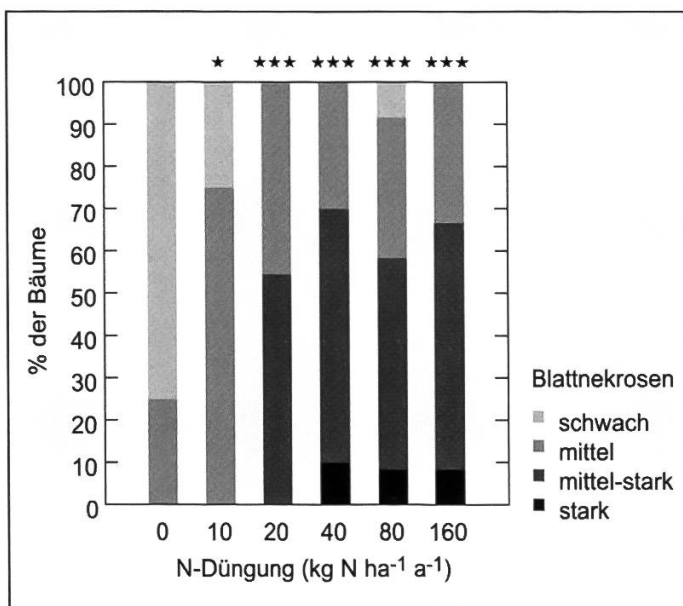


Abb. 12: Blattnekrosen bei Buchen in der N-Versuchsfläche Hochwald infolge Befalls mit dem Pilz *Phomopsis* sp. in Abhängigkeit von der Düngung. Signifikanter Unterschied zur Kontrolle mit * $p < 0.01$, *** $p < 0.001$. Der Gesamttrend ist signifikant mit $p < 0.001$.

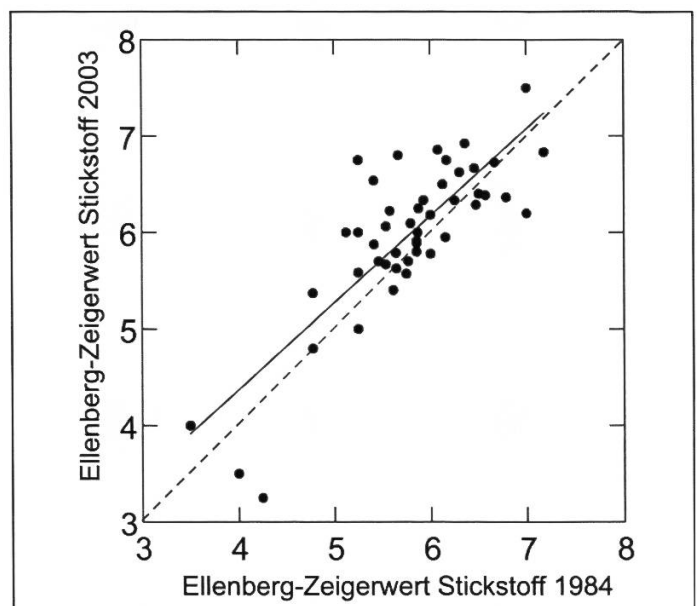


Abb. 13: Ellenberg-Zeigerwerte für Stickstoff in Vegetationsaufnahmen in den Walddauerbeobachtungsflächen in den Jahren 1984 und 2003/2004. Die durchgezogene Linie ist die Regression durch die Punkte, die graue gestrichelte die 1:1-Linie. Die Erhöhung ist signifikant mit $p < 0.05$.

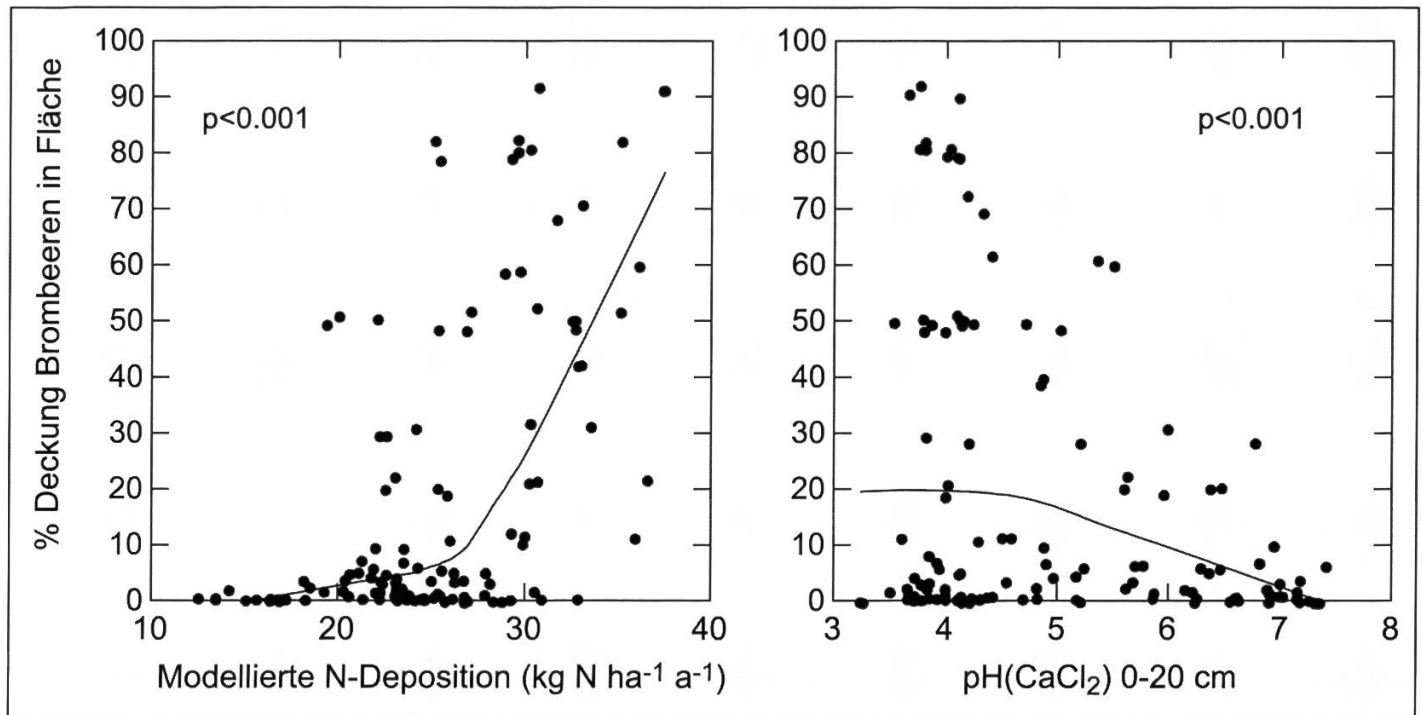


Abb. 14: Deckungsgrad von Brombeeren in Walddauerbeobachtungsflächen in Beziehung zur modellierten Stickstoffdeposition (links) und zum pH(CaCl₂) des Oberbodens (rechts). Die eingezeichnete Linie ist ein nichtparametrischer Glätter (Loess).

stärkt. Diese fortschreitende Bodenversauerung stellt eines der Hauptprobleme für die Waldgesundheit dar. Sie führt nicht nur zum Verlust von wichtigen Nährstoffen wie Kalium, Kalzium und Magnesium, den so genannten basischen Kationen (BC), sondern auch zur

Freisetzung von giftigen Aluminiumionen (Al). Zwischen der Nitratkonzentration und der Aluminiumkonzentration in der Bodenlösung besteht eine enge Beziehung, was darauf hindeutet, dass Nitrat massgeblich an der Aluminiummobilisierung beteiligt ist (Abb. 15).

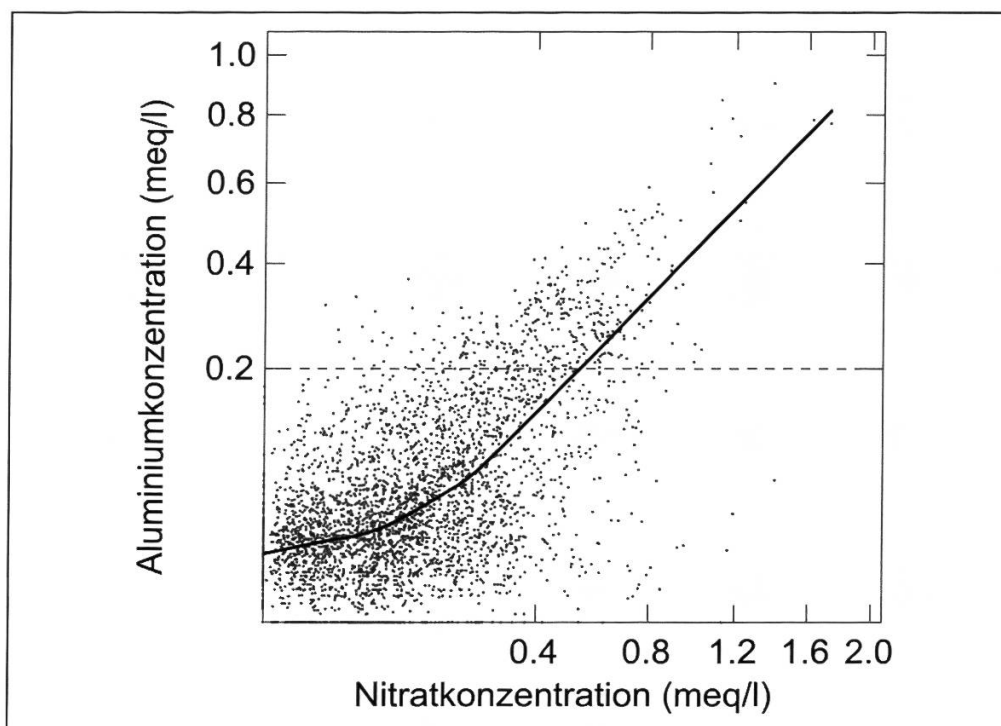


Abb. 15: Beziehung zwischen Nitrat und Aluminium in der Bodenlösung (Einzeldaten von 31 Walddauerbeobachtungsflächen). Gestrichelt: kritische Aluminiumkonzentration nach UN/ECE. Die eingezeichnete Linie ist ein nichtparametrischer Glätter (Loess).

Ein Mass für die Bodenversauerung ist die Basensättigung. Von 124 Walddauerbeobachtungsflächen weisen 13 % eine kritische Basensättigung von ≤ 15 % auf (Ulrich 1989), weitere 20 % eine solche von >15 –40 %. Bei einer Basensättigung von <15 % nimmt die Pufferfähigkeit des Bodens deutlich ab, unterhalb 5 % ist sie überwiegend erschöpft (Ulrich 1987). Untersuchungen in den Waldflächen ergaben, dass die Basensättigung der Waldböden zwischen 1996 und 2005 im Mittel um 5.3 % abgenommen hat (Tab. 1). Bedenkt man, wie langsam Bodenprozesse üblicherweise ablaufen, ist dieses Ergebnis innerhalb von nur 9 Jahren bemerkenswert. Die Hauptursache der Vorratsabnahme an basischen Kationen muss in der hohen Stickstoffdeposition gesehen werden, die erheblich zur Nährstoffauswaschung beiträgt (s. Abschnitt über das BC/Al-Verhältnis). Die Abnahme ist in den oberen Bodenhorizonten zwischen 0 und 40 cm zu beobachten, also im hauptsächlichen Wurzelraum. Ein Einfluss der Bestandesentwicklung kommt als Ursache dafür nicht in Betracht, da es sich bei den untersuchten Flächen mit wenigen Ausnahmen um ausgewachsene Bestände handelt, deren Nährstoffbedarf sich in der Beobachtungszeit nicht entscheidend verändert haben dürfte. Gemäss Ulrich (1994) muss ein Waldboden zudem in der Lage sein, freigesetzte kationische Nährstoffe in verfügbarer Form zu binden und periodische erhöhte Vorratsbeanspruchung über der kritischen Grenze zu halten. Für die einzelnen Baumarten gelten gemäss Puhe und Ulrich (2001) zur Erhaltung der Waldstabilität die in Tab. 2 aufgeführten Basensättigungswerte. Aufgrund der festgestellten dynamischen bodenchemischen Veränderungen muss vermutet werden, dass die Waldstabilität abnimmt, wenn der Nährstoffverlust infolge Versauerung die Nachlieferung von Nährstoffen durch den Eintrag von basischen Kationen und Verwitterung der Bodenmineralien übersteigt. Untersuchungen in 82 vorwiegend basenarmen Waldbeobachtungsflächen, bei denen die Mineralogie der Feinerde bestimmt wurde, ergaben in 32 % der Flächen eine tiefe bis sehr tiefe Verwitterungsrate, das heisst die Nachlieferung von basischen Kationen ist sehr gering (Tab. 3).

	Differenz Basensättigung	p-Wert
–Horizont	–2.15	0.6263
0–10 cm	–5.95	0.0303
10–20 cm	–8.33	0.0120
20–40 cm	–7.21	0.0167
>40 cm	–1.99	0.4866

Tab. 1: Veränderung der Basensättigung zwischen 1996 und 2005 in verschiedenen Bodentiefen. p-Werte: Irrtumswahrscheinlichkeit (fett: signifikante Veränderung).

Baumarten	Erforderliche Basensättigung
Feldahorn, Bergulme, Esche, Winterlinde	90%
Spitzahorn, Kirsche	70%
Bergahorn, Hagebuche	60%
Buche, Eiche	50%
Tanne, Fichte, Föhre, Douglasie, Lärche	30%

Tab. 2: Für eine nachhaltige Bewirtschaftung erforderliche Basensättigung (aus Puhe und Ulrich 2001).

Verwitterungsrate $\text{keq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$	Beurteilung	%
≤ 0.2	sehr tief	4.9
>0.2 –0.5	tief	26.8
>0.5 –1	mittel	39.0
>1 –2	hoch	18.3
>2	sehr hoch	11.0

Tab. 3: Häufigkeitsverteilung der Verwitterungsrate (82 sensitive Waldbeobachtungsflächen).

	Differenz pH-Wert	p-Wert
O-Horizont	0.037	0.6246
0–10 cm	–0.124	0.0222
10–20 cm	–0.133	0.0277
20–40 cm	–0.136	0.0172
>40 cm	–0.082	0.1396

Tab. 4: Veränderung des $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ zwischen 1996 und 2005 in Abhängigkeit von der Bodentiefe (fett: signifikante Veränderung).

Analog zur Abnahme der Basensättigung wurde zwischen 1996 und 2005 auch eine signifikante Abnahme des pH-Wertes ($\text{pH}[\text{CaCl}_2]$) beobachtet, im Mittel um 0.11 Einheiten im Hauptwurzelraum (Tab. 4). Bereits die Untersuchungen von 1995/96 hatten ergeben, dass 29 % der 124 Flächen einen $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ von ≤ 4 aufweisen, was gemäss Schachtschabel et al. (1998) als stark sauer bis äusserst sauer bezeichnet werden muss.

Ein weiteres empfindliches Mass für die Bodenversauerung stellt das Verhältnis der basischen Kationen Kalzium, Magnesium und Kalium zu Aluminium, das so genannte BC/Al-Verhältnis, in der Bodenlösung dar. Mit zunehmender Bodenversauerung nimmt die Verfügbarkeit des für Pflanzen giftigen Aluminiums zu, diejenige der basischen Kationen ab, womit sich das BC/Al-Verhältnis verkleinert. Eine Verhältniszahl von unter eins gilt als kritisch für das Pflanzenwachstum, insbesondere für das Wachstum der Wurzeln (Sverdrup und Warfvinge 1993, Oleksyn et al. 1996).

Seit Beginn der Messungen im Jahre 1997 kann in Flächen mit tiefer Basensättigung eine deutliche Abnahme des BC/Al-Verhältnisses in der Bodenlösung festgestellt werden, analog

den Beobachtungen von Blaser et al. (1999) an einem Tessiner Waldstandort. Von 1997 bis 2005 nahm das BC/Al-Verhältnis in 19 von 28 Beobachtungsflächen in mindestens einer Bodentiefe signifikant ab (Abb. 16). Die Dynamik der bodenchemischen Veränderung sei hier am Beispiel der Beobachtungsfläche Brislach dargestellt (Abb. 17), wo im Hauptwurzelraum bis 40 cm Tiefe eine erhebliche Versauerung stattfindet, obwohl in tieferen Bodenschichten genügend Kalk vorhanden ist, um eine Versauerung abzufuffern. Die Bedeutung von Stickstoff als Versauerungsfaktor geht aus Abb. 18 hervor. Seit 1992 werden in einer Aufforstungsfläche auf dem Zugerberg junge Buchen mit $0\text{--}80 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gedüngt. Die atmosphärische N-Deposition an diesem Standort beträgt $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Das BC/Al-Verhältnis nimmt umso rascher ab, je höher die N-Düngung ist. Bei $100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ wird der kritische Wert von 1 in der Bodenlösung seit 2000 deutlich unterschritten.

Folgen für den Wald

Mit zunehmender Bodenversauerung zeigt sich eine deutlich abnehmende Tiefenverwurzelung

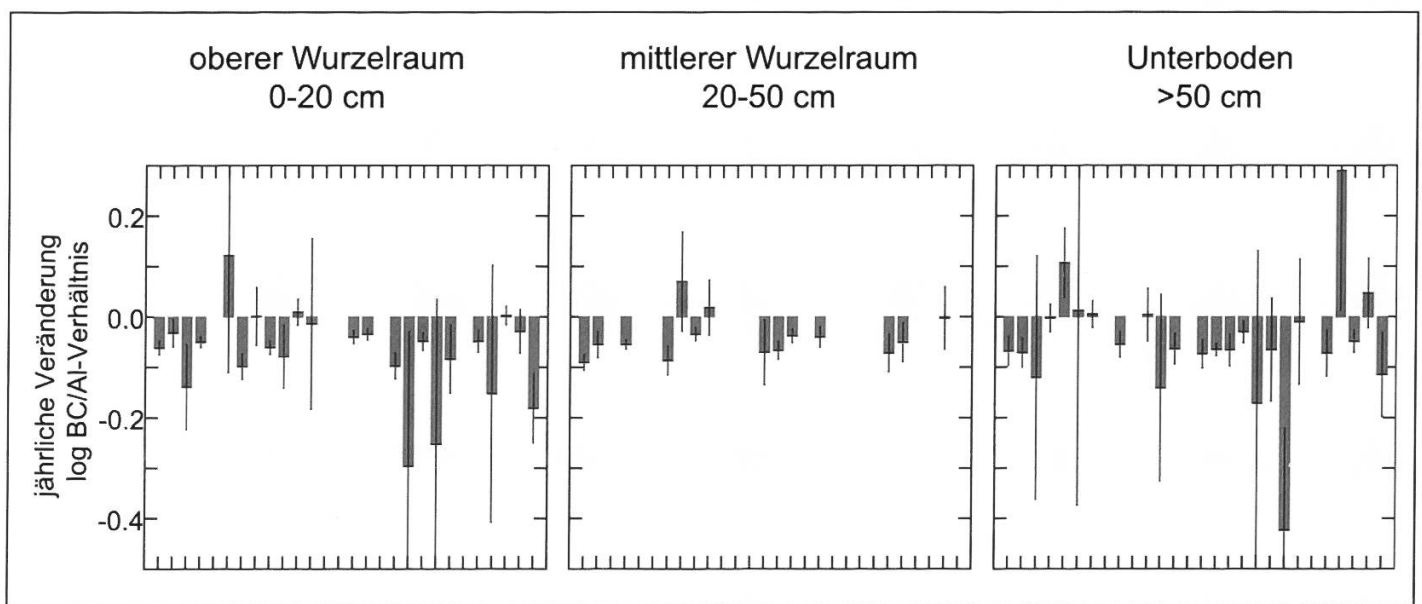


Abb. 16: Trendanalyse des logarithmierten Verhältnisses zwischen basischen Kationen (BC) und Aluminium (Al) während der ganzen Beobachtungsperiode (meist 1997–2005). Balken = 95%-Vertrauensbereich. Eine Veränderung von -0.1 bedeutet eine jährliche Abnahme um 20%, eine Veränderung von -0.2 um 37% und eine Veränderung von -0.3 um 50%.

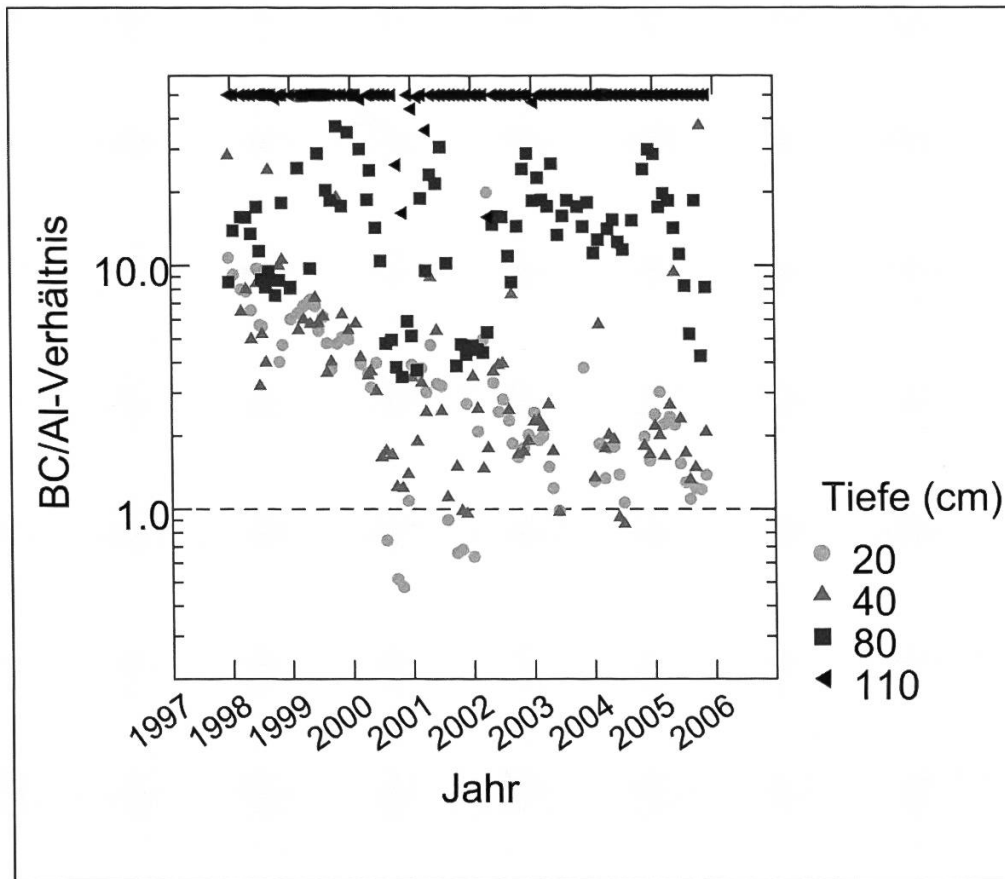


Abb. 17: Entwicklung des Verhältnisses zwischen basischen Kationen (BC) und Aluminium (Al) in der Bodenlösung der Fichtenbeobachtungsfläche Brislach. Werte über 50 sind für eine bessere Übersichtlichkeit auf 50 gesetzt. Gestrichelt: kritisches BC/Al-Verhältnis nach Sverdrup und Warfvinge (1993).

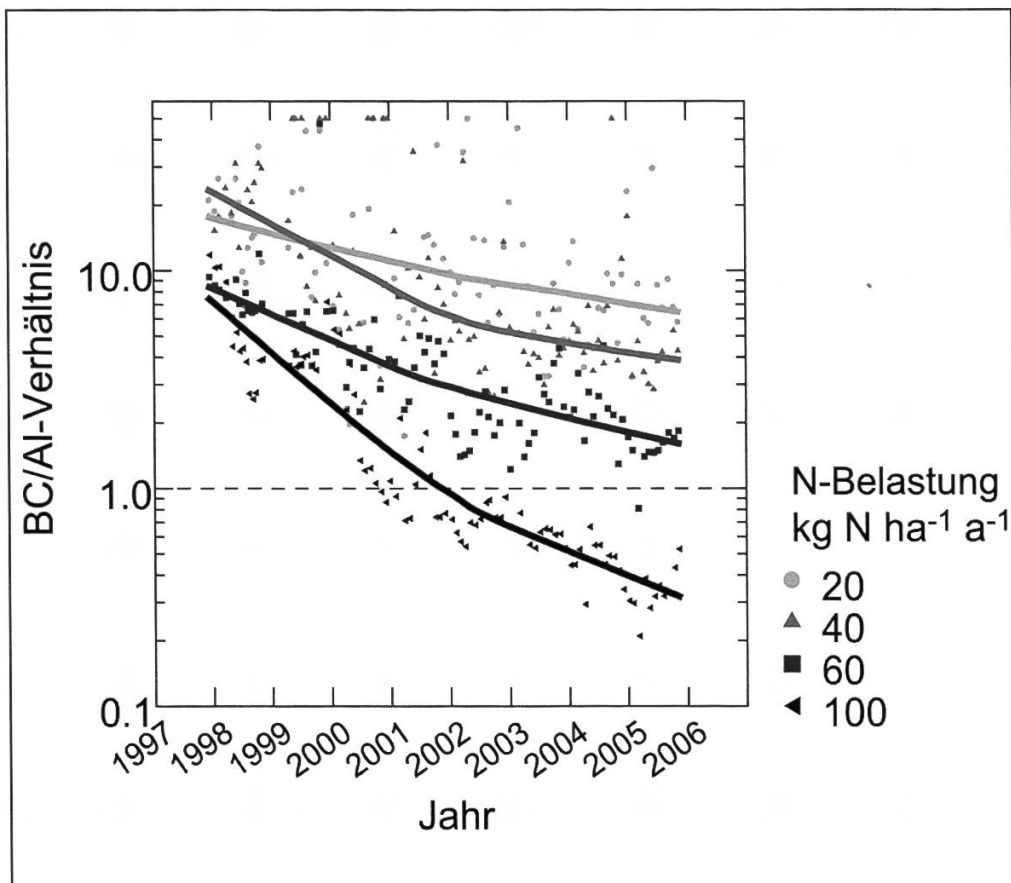


Abb. 18: Entwicklung des Verhältnisses zwischen basischen Kationen (BC) und Aluminium (Al) in der Bodenlösung im Stickstoffdüngungsversuch Zugerberg (N-Belastung 20 kg N ha⁻¹ a⁻¹ entspricht der Behandlungskontrolle mit 20 kg N ha⁻¹ a⁻¹ atmosphärischer Deposition).

der Waldbäume. Meyer (1967) beobachtete in Buchen- und Fichtenbeständen, dass in ertragsreicher Braunerde Feinwurzeln bis in eine Tiefe von >50 cm zu finden sind, während auf basenarmem Eisenhumus-Podsol die Feinwurzelbildung lediglich bis ca. 12–15 cm Tiefe reichte. Zu einem vergleichbaren Befund gelangen auch Puhe (1994) und Jentschke et al. (2001), die eine verminderte Tiefenwurzelung von Fichten auf basenarmen Standorten fanden. Auch in den hier beschriebenen Dauerbeobachtungsflächen war auf basenarmen Böden die Durchwurzelungstiefe um 25 % geringer als auf basenreichen. Kam Staunässe dazu, betrug die Verringerung der Tiefenverwurzelung gar 35 % (Abb. 19). Ebenso nahm der Längenanteil von Feinstwurzeln junger Buchen und die Dichte der Wurzelspitzen mit abnehmender Basensättigung signifikant ab (Abb. 20). Die Folge solch verringerter Tiefendurchwurzelung und geringerer Feinstwurzelbildung kann eine erhöhte Anfälligkeit gegenüber Trockenstress und Windwurf sein. Nach dem Sturm Lothar war der Anteil der geworfenen Buchen in Waldflächen mit einer Basensättigung <40 % um einen Faktor 4.8 und bei Fichten um einen Faktor 3.6 höher (Abb. 21).

Auch Stickstoff beeinträchtigt die Feinwurzelbildung (Abb. 22). Matzner und Murach

(1995) beobachteten eine signifikante Reduktion der Feinwurzelbiomasse bei jungen Fichten bereits bei einer N-Konzentration von >2 mg/l in der Bodenlösung ($\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4^+\text{-N}$); diese Konzentration wird gemäss De Vries et al. (2001) bei einer N-Fracht in der Kronentraufe (Schätzung der N-Gesamtdeposition) von im Mittel 25 kg N ha⁻¹ a⁻¹ erreicht.

Die Bodenversauerung hat auch Folgen für die Bodenfauna. Insbesondere die Regenwürmer sind von der Bodenversauerung betroffen (Makeschin 1994). Regenwürmer sind für die Waldbodenfruchtbarkeit von grosser Bedeutung, da sie erheblich an Streuabbau, Bodendurchmischung, Drainage, Bodendurchlüftung und Bildung von stabilen Krümelaggregaten beteiligt sind. In den Waldbeobachtungsflächen wurden im Mittel 80–100 Regenwürmer pro m² gezählt. Sobald der pH-Wert unter 4 sank, fanden sich nur noch wenige Individuen pro m² (weniger als 10), was in 27 % der Flächen der Fall war. In 12 % davon fanden sich gar keine Regenwürmer mehr (Abb. 23).

Zusammenfassend muss festgehalten werden, dass durch die aktuellen Stickstoffeinträge im Ökosystem Wald schleichende Prozesse ausgelöst werden, die für den Wald ein nicht abschätzbares Risiko darstellen.

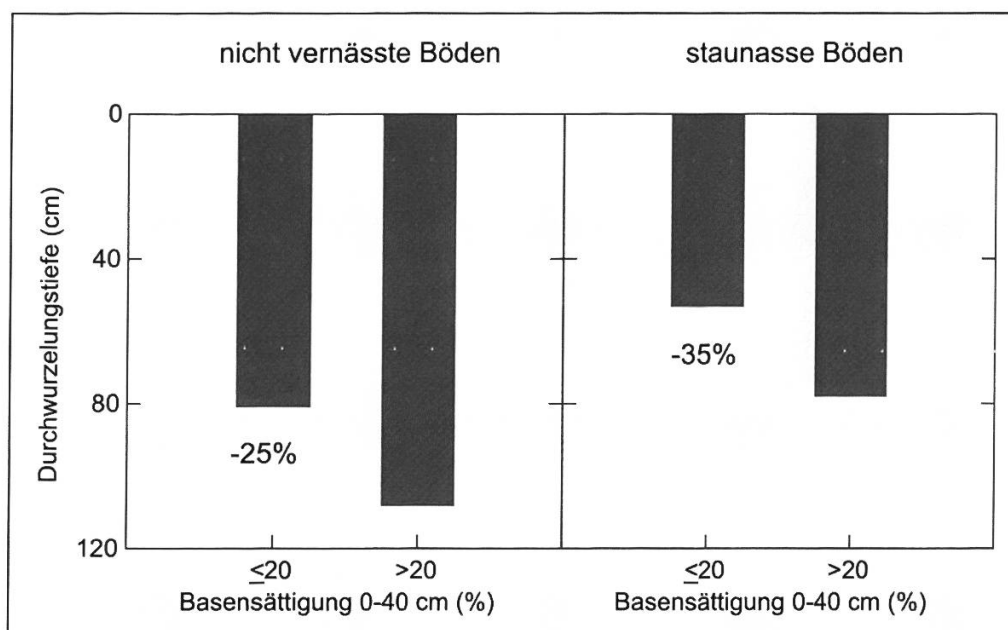


Abb. 19: Mittlere Durchwurzelungstiefe in Profilen von Böden mit einer Basensättigung des Oberbodens von 20% oder >20% in nicht vernässten Böden (links) und mit Böden mit Vernässungsmerkmalen (rechts). Der Unterschied zwischen basenreichen und basenarmen Böden ist signifikant mit $p < 0.05$ (Anzahl Profile 128).

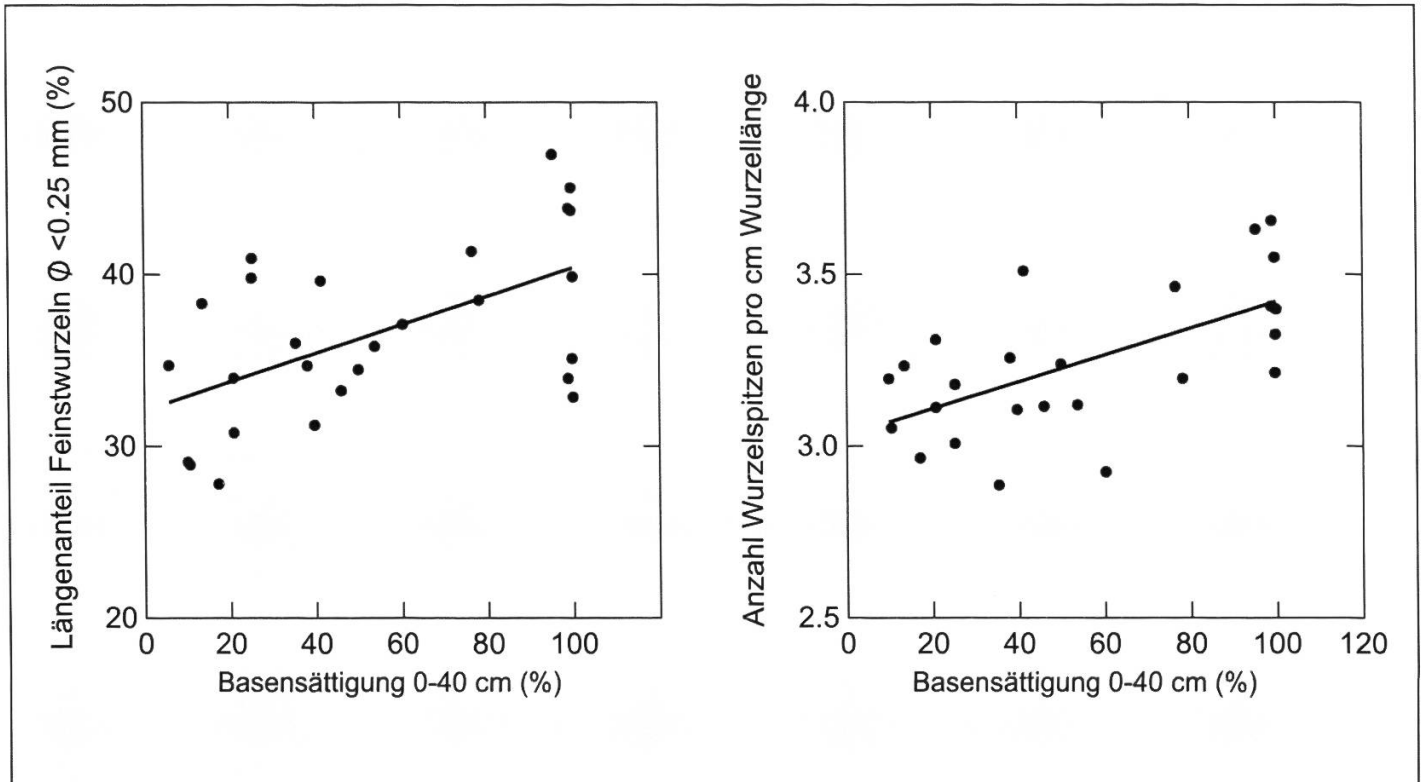


Abb. 20: Längenanteil von Feinstwurzeln (Prozent der gesamten Wurzellänge, links) sowie Wurzelspitzen-dichte (rechts) von jungen Buchen aus 27 Waldbeobachtungsflächen mit unterschiedlicher Basensättigung (Braun et al. 2005). Die Regressionen sind signifikant mit $p < 0.001$ bzw. $p < 0.01$.

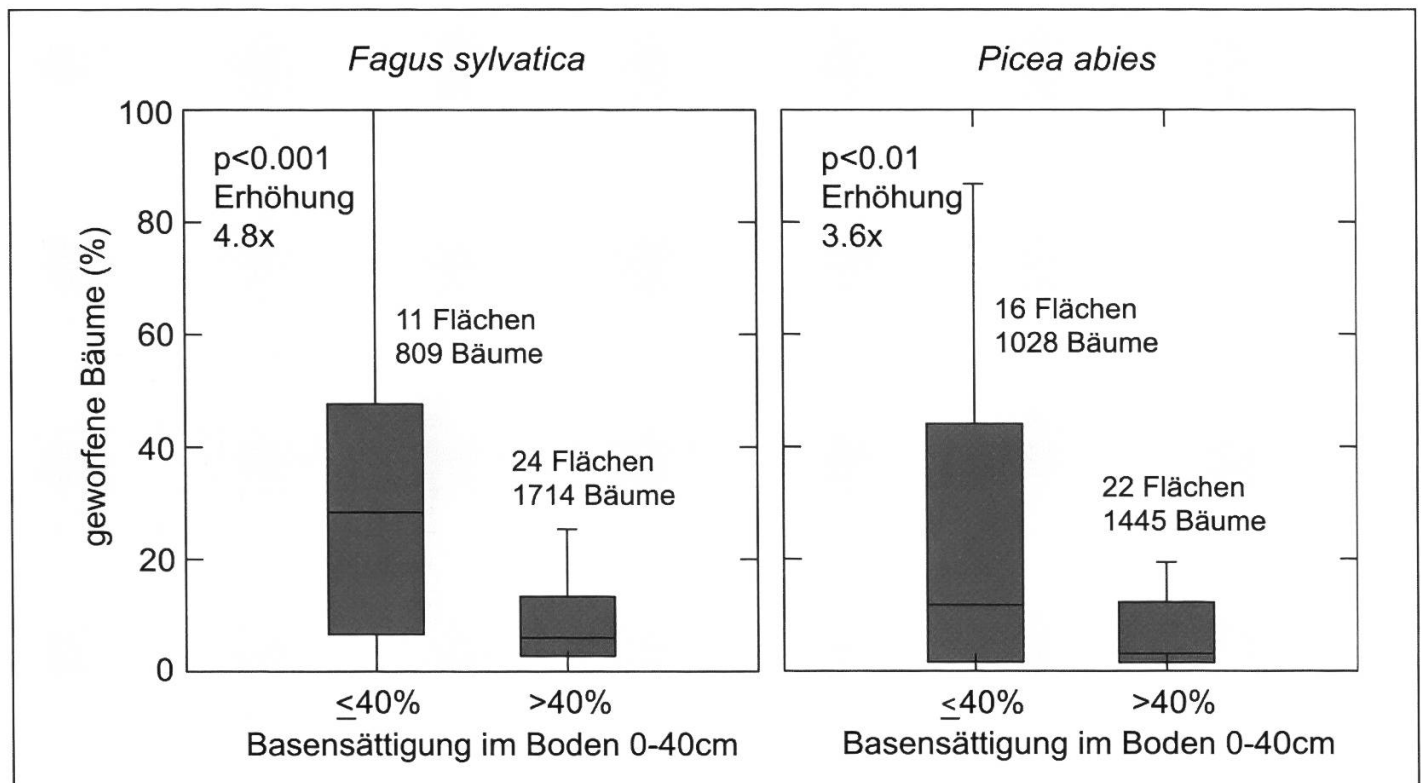


Abb. 21: Windwurf von Buchen (links) und Fichten (rechts) in Walddauerbeobachtungsflächen in Beziehung zur Basensättigung des Oberbodens.

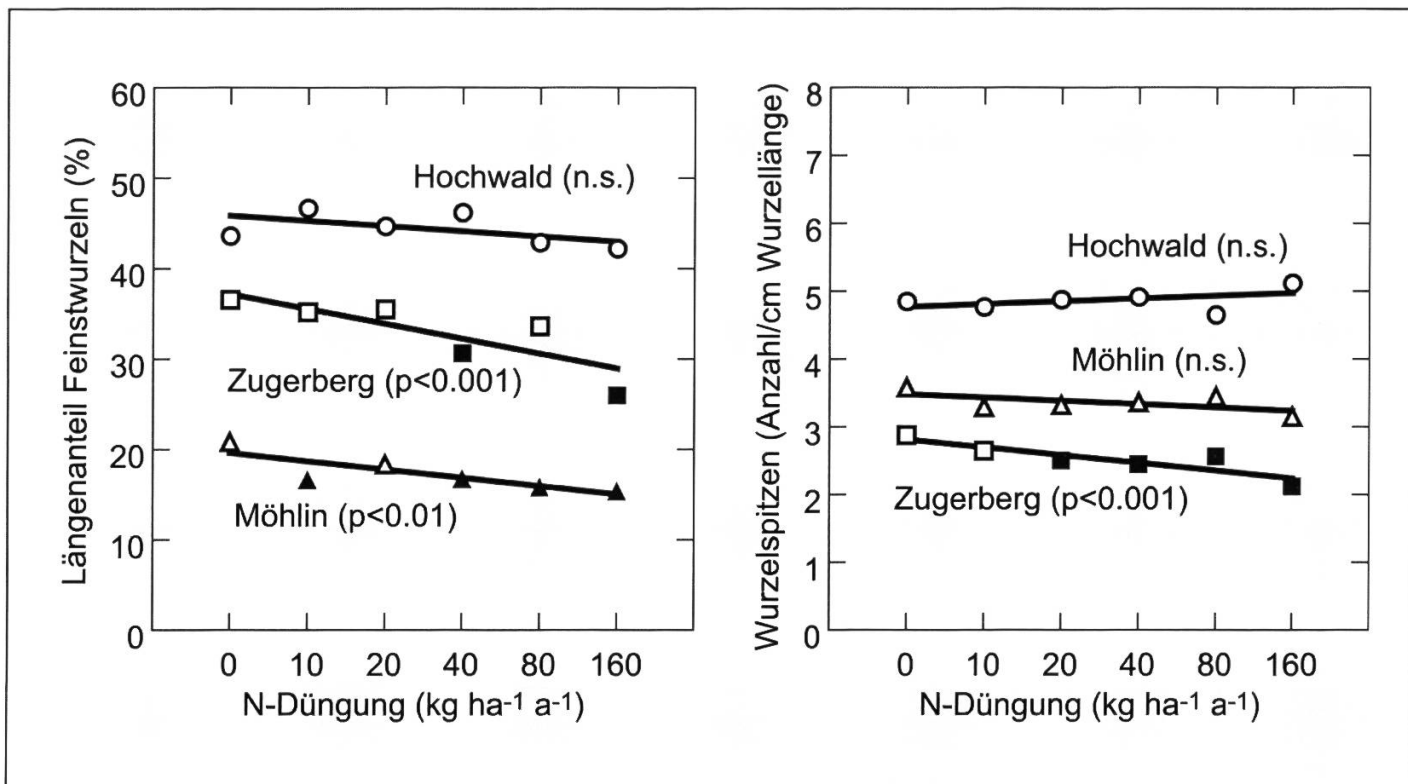


Abb. 22: Längenanteil von Feinstwurzeln (<0.25 mm Ø) von Buchen in Beziehung zur Stickstoffdüngung in der Versuchsfläche Zugerberg in Prozent der Gesamtwurzellänge (links) und Wurzelspitzendichte. Gefüllte Punkte: signifikanter Unterschied zur Kontrolle, angegebener p-Wert: Gesamtregression.

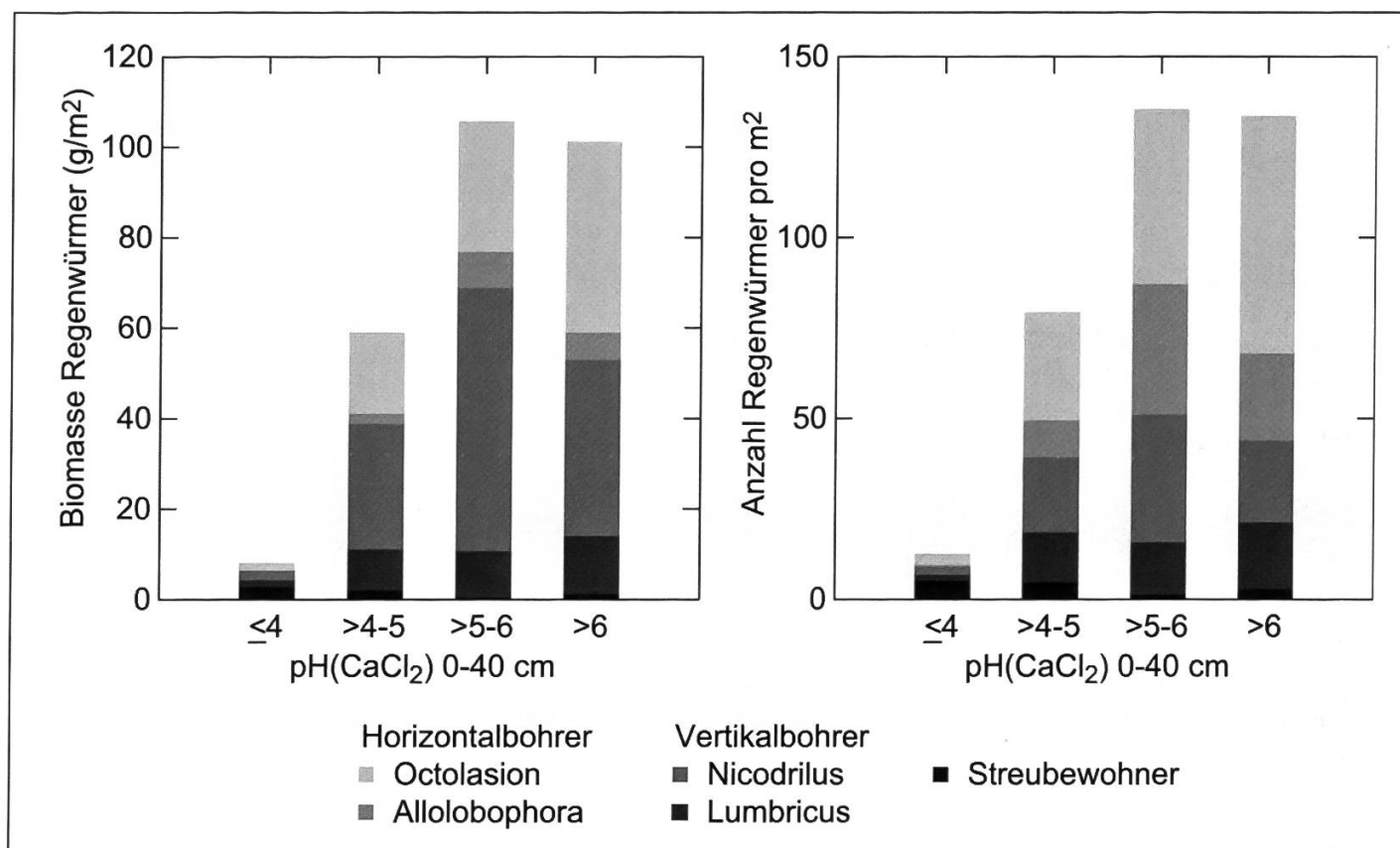


Abb. 23: Regenwurmdichte in den Walddauerbeobachtungsflächen in Beziehung zum pH(CaCl₂) des Oberbodens (0–40 cm Tiefe), unterteilt nach Ökogruppen.

Dank

Die vorliegenden Untersuchungen wurden im Auftrag der Kantonsforstämter der Kantone AG, BE, BL, BS, SO, ZG, ZH sowie des BAFU durchgeführt. Wir danken B. Achermann (BAFU), J. Froelicher (SO), H. Kasper (AG), U. Meier (BS/BL), A. Morier (ZH), R. Volz (BAFU), H. Walther (BE) und M. Winkler (ZG) für ihre grosszügige finanzielle Unterstützung und ihr Interesse.

Literatur

- Allen, S. E. (1989): Chemical Analysis of Ecological Material. Blackwell Scientific Publications, Oxford, London, Edinburgh, Boston, Melbourne.
- Blaser, P., M. Zysset, S. Zimmermann & J. Luster (1999): Soil acidification in southern Switzerland between 1987 and 1997: A case study based on the critical load concept. *Environmental Science and Technology* 33: 2383–2389.
- Blodgett, J. T., E. L. Kruger & G. R. Stanosz (1997): Effects of moderate water stress on disease development by *Sphaeropsis sapinea* on red pine. *Phytopathology* 87: 422–434.
- Braun, S., L. Cantaluppi & W. Flückiger (2005): Fine roots in stands of *Fagus sylvatica* and *Picea abies* along a gradient of soil acidification. *Environmental Pollution* 137: 574–579.
- Braun, S., W. Flückiger & S. Leonardi (1996): Belastungen des Gebirgswaldes. Ansätze einer Risikobeurteilung. BUWAL Umweltmaterialien 59.
- Braun, S., B. Rihm, C. Schindler & W. Flückiger (1999): Growth of mature beech in relation to ozone and nitrogen deposition: an epidemiological approach. *Water Air and Soil Pollution* 116: 357–364.
- BUWAL (1994): Critical loads of acidity for forest soils and alpine lakes. Steady state mass balance method. *Environmental Series* 234: Bern.
- De Vries, W., G. J. Reinds, C. van der Salm, G. P. J. Draaijers, A. Bleeker, J. W. Erisman, J. Auée, P. Gundersen, H. L. Kristensen, H. F. van Dobben, D. de Zwart, J. Derome, J. C. H. Voogd & E. M. Vel (2001): Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Europe. EC-UN/ECE, Brussels, Geneva.
- Duquesnay, A., J. L. Dupouey, A. Clement, E. Ulrich & F. Le Tacon (2000): Spatial and temporal variability of foliar mineral concentration in Beech (*Fagus sylvatica*) stands in northeastern France. *Tree Physiology* 20: 13–22.
- EAFV (1968): Ertragstafel für Buche. Birmensdorf.
- Eidg. Departement des Innern (1983): Richtlinien für die Untersuchung von Abwasser und Oberflächenwasser (Allgemeine Hinweise und Analysemethoden). 2. Teil Oberflächenwasser. Bern.
- EKL (2004): Stickstoffhaltige Luftschadstoffe in der Schweiz. Statusbericht der Eidg. Kommission für Luftthygiene. BUWAL, Bern.
- Ellenberg, H. & F. Klötzli (1972): Waldgesellschaften und Waldstandorte der Schweiz. Mitteilungen der Eidgenössischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen 48: 589–930.
- Ellenberg, H. & H. E. Weber (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Erich Goltze, Göttingen.
- Flückiger, W. & S. Braun (1992): Erkenntnisse aus Untersuchungen in Wald-Dauerbeobachtungsflächen. In: Forum für Wissen, 28.–29. Januar 1992, Birmensdorf.
- Flückiger, W. & S. Braun (1998): Nitrogen deposition in Swiss forests and its possible relevance for leaf nutrient status, parasite attacks and soil acidification. *Environmental Pollution* 102: 69–76.
- Flückiger, W. & S. Braun (2003): Critical limits for nutrient concentrations and ratios for forest trees – a comment. *Environmental Documentation* 164: Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape SAEFL.
- Flückiger, W. & S. Braun (2004): Wie geht es unserem Wald? Ergebnisse aus Dauerbeobachtungsflächen von 1984 bis 2004, Bericht 2. Institut für Angewandte Pflanzenbiologie, Schönenbuch.
- Glasstetter, M. (1991): Die Bodenfauna und ihre Beziehungen zum Nährstoffhaushalt in Geosystemen des Tafel- und Faltenjuras (Nordwestschweiz). *Physiogeographica* 15: 1–224.
- Hippeli, P. & C. A. Branse (1992): Veränderungen der Nährelementkonzentrationen in den Nadeln mittelalter Kiefernbestände auf pleistozänen Sandstandorten Brandenburgs in den Jahren 1964 bis 1988. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 111: 44–60.
- Hort, R., S. Gupta & H. Häni (1998): Methodenbuch für Boden-, Pflanzen- und Lysimeterwasseruntersuchungen. Schriftenreihe der FAL 27: Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Institut für Umweltschutz und Landwirtschaft, Zürich-Reckenholz, Liebefeld-Bern.
- Houdijk, A. & J. G. M. Roelofs (1993): The effects of atmospheric nitrogen deposition and soil chemistry on the nutritional status of *Pseudotsuga menziesii*, *Pinus nigra* and *Pinus sylvestris*. *Environmental Pollution* 80: 79–84.
- Jentschke, G., M. Drexhage, H.-W. Fritz, E. Fritz, B. Schella, D.-H. Lee, F. Gruber, J. Heimann, M. Kuhr, J. Schmidt, S. Schmidt, R. Zimmermann & D. L. Godbold (2001): Does soil acidity reduce subsoil rooting in Norway spruce (*Picea abies*)? *Plant and Soil* 237: 91–108.

- Kuhn, N., R. Amiet & N. Hufschmid (1987): Veränderungen in der Waldvegetation der Schweiz infolge Nährstoffanreicherungen aus der Atmosphäre. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 158: 77–84.
- Kurz, D. & B. Rihm (1997): Modellierung von Säure- und Stickstoffeinträgen: werden kritische Werte überschritten? Forum für Wissen 1997: Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, Birmensdorf.
- Makeschin, F. (1994): Experimentelle Untersuchungen zur Besiedelung anthropogen devastierter, saurer Waldböden mit leistungsfähigen Lumbiciden. Akademischer Verlag, München.
- Matzner, E. & D. Murach (1995): Soil changes induced by air pollutant deposition and their implication for forests in Central Europe. Water, Air and Soil Pollution 85: 63–76.
- Meyer, F. H. (1967): Feinwurzelverteilung bei Waldbäumen in Abhängigkeit vom Substrat. Forstarchiv 38: 286–290.
- Nellemann, C. & M. G. Thomsen (2001): Long-term changes in forest growth: Potential effects of nitrogen deposition and acidification. Water, Air and Soil Pollution 128: 197–205.
- Oleksyn, J., P. Karolewski, M. J. Giertych, A. Werner, M. G. Tjoelker & P. B. Reich (1996): Altered root growth and plant chemistry of *Pinus sylvestris* seedlings subjected to aluminum nutrient solution. Trees 10: 135–144.
- Puhe, J. (1994): Die Wurzelentwicklung der Fichte (*Picea abies* (L.) Karst.) bei unterschiedlichen chemischen Bodenbedingungen. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme Reihe A 108: Göttingen.
- Puhe, J. & B. Ulrich (2001): Global climate change and human impacts on forest ecosystems. Ecological Studies 143: Springer, Berlin, Heidelberg.
- Rihm, B. (1996): Critical Loads of Nitrogen and their Exceedances. BUWAL Environmental Series 275: 1–74.
- Roelofs, J. G., A. J. Kempers, A. L. Houdijk & J. Jansen (1985): The effects of air-borne ammonium sulphate on *Pinus nigra* var. *maritima* in the Netherlands. Plant and Soil 84: 45–56.
- Schachtschabel, P., H. P. Blume, G. Brümmer, K. H. Hartge & U. Schwertmann (1998): Lehrbuch der Bodenkunde. Enke, Stuttgart.
- Schneider, F. (1998): Die Brombeere in Bayern. Allgemeine Forstzeitschrift – Der Wald 53: 832–834.
- Schreiner, M. & U. Gunert (1998): Brombeeren in den Wäldern Baden-Württembergs. Allgemeine Forstzeitschrift – Der Wald 53: 223–227.
- Schulla, J. & K. Jasper (2001): Model description Wasim-ETH. Institute for Climate Research, ETH, <http://homepage.hispeed.ch/wasim/dokumentation.html>, 19. 7. 2001, Zürich.
- Stefan, K., A. Fürst, R. Hacker & U. Bartels (1997): Forest foliar condition in Europe. Results of large-scale foliar chemistry surveys. European Commission – United Nations/Economic Commission for Europe, Brussels, Geneva, Vienna.
- Sverdrup, H. & P. Warfvinge (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.
- Theis, G. (1999): Deposition von Stickstoffverbindungen in den Kantonen Basel-Stadt und Basel-Landschaft. Lufthygieneamt beider Basel, Liestal.
- Thimonier, A., J. Dupouey & T. Timbal (1992): Floristic changes in the herb-layer vegetation of a deciduous forest in the Lorrain plain under the influence of atmospheric deposition. Forest Ecology and Management 55: 149–167.
- Thimonier, A., J. L. Dupouey, F. Bost & M. Becker (1994): Simultaneous eutrophication and acidification of a forest ecosystem in North-East France. New Phytologist 126: 533–539.
- Thomas, V. F. D., S. Braun & W. Flückiger (2006): Effects of simultaneous ozone exposure and nitrogen loads on carbohydrate concentration, biomass, growth and nutrient concentrations of young beech trees (*Fagus sylvatica*). Environmental Pollution 143: 341–354.
- Trüby, P. & E. Aldinger (1984): Eine Methode zur schnellen Bestimmung der effektiv austauschbaren Kationen. Allgemeine Forstzeitschrift 39: 1302–1304.
- Ulrich, B. (1987): Stability, elasticity and resistance of terrestrial ecosystems with respect to matter balance. Ecological Studies 61: 11–49.
- Ulrich, B. (1989): Waldökosystemforschung, Konzepte und Wege. Mitteilungen des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau 17: 7–23.
- Ulrich, B. (1994): Ökosystemare Grundlagen – Stoffhaushalt von Waldökosystemen und Gewässerqualität. In: Gefahr für Ökosysteme und Wasserqualität, Matschallat, J., H. Heinrichs, J. Schneider and B. Ulrich. Springer, Berlin.
- UN/ECE (1992): Critical Loads for Nitrogen. UN-ECE-Workshop report Lökeberg, Sweden, 6.–10. April 1992. Grennfelt, P. und Thörnelöf, E. 1992: 41. Nord. ^^^^
- UN/ECE (1994): Manual on methodologies and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, ICP on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests. Programme Coordinating Centres UN/ECE, Hamburg.
- UN/ECE (2003): Empirical Critical Loads for Nitrogen. Expert Workshop Berne, 11–13 November 2002, Proceedings. Environmental Documentation 164: Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape SAEFL, Berne.
- Walinga, I., M. Kithome, I. Novozamsky, V. J. Houba & J. J. Van der Lee (1992): Spectrophotometric

determination of organic carbon in soil. Communications in Soil Science and Plant Analysis 23: 1935–1944.

Walinga, I., J. J. Van der Lee, V. J. Houba, W. Van Vark & I. Novozamsky (1995): Plant analysis manual. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Prof. Dr. Walter Flückiger
Institut für Angewandte Pflanzenbiologie
Sandgrubenstrasse 25
CH-4124 Schönenbuch
walter.flueckiger@iap.ch

Dr. Sabine Braun
Institut für Angewandte Pflanzenbiologie
Sandgrubenstrasse 25
CH-4124 Schönenbuch
sabine.braun@iap.ch



Dichte Brombeerdecke in einer Waldbeobachtungsfläche (Frienisberg BE).



Trockenschäden an jungen Buchen im Stickstoffdüngungsversuch Hochwald.



Infolge Befalls mit dem Pilz *Apiognomonia errabunda* abgestorbener Buchenzweig.



Windwurf durch «Lothar» in der Beobachtungsfläche Frienisberg.

