

# ***Vegetationsveränderungen im Zusammenhang mit atmosphärischen Stickstoffeinträgen***

**U. Schwab\* • S. Schlaf\*\* • H. Flaig\*\*\***

**Nr. 57 / Juli 1996**

**Arbeitsbericht**

ISBN 3-930241-65-X  
ISSN 0945-9553

- 
- \* Ulrike Schwab • Spacetec Datengewinnung GmbH, Freiburg  
\*\* Sebastian Schlaf • Bayreuther Institut für Terrestrische  
Ökosystemforschung (BITÖK) • Lehrstuhl für Pflanzenökologie  
\*\*\* Dr. Holger Flaig • *Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-  
Württemberg* • Bereich Biotechnologie, Ökologie Gesundheit

***Akademie für Technikfolgenabschätzung  
in Baden-Württemberg***

Industriestr. 5, 70565 Stuttgart  
Tel.: 0711 • 9063-0, Fax: 0711 • 9063-299  
email: [discourse@afta-bw.de](mailto:discourse@afta-bw.de)  
<http://www.afta-bw.de>

Die *Akademie für Technikfolgenabschätzung* gibt in loser Folge Aufsätze und Vorträge von Mitarbeitern sowie ausgewählte Zwischen- und Abschlußberichte von durchgeführten Forschungsprojekten als *Arbeitsberichte der Akademie* heraus. Diese Reihe hat das Ziel, der jeweils interessierten Fachöffentlichkeit und dem breiten Publikum Gelegenheit zur kritischen Würdigung und Begleitung der Arbeit der Akademie zu geben. Anregungen und Kommentare zu den publizierten Arbeiten sind deshalb jederzeit willkommen.

# Inhaltsverzeichnis

## Vorwort

<b>1. Der überlastete Stickstoffkreislauf .....</b>	<b>5</b>
<b>2. Die Stickstoffbelastung in Deutschland .....</b>	<b>8</b>
2.1 NO <sub>x</sub> -Emissionen in Deutschland .....	8
2.2 NH <sub>3</sub> -Emissionen in Deutschland .....	9
2.3 N-Depositionen in Deutschland.....	9
2.4 Das Konzept der Critical Load .....	12
<b>3. Stickstoffeintrag und Neuartige Waldschäden .....</b>	<b>15</b>
<b>4. Die Waldbodenvegetation .....</b>	<b>23</b>
4.1 Methodische Möglichkeiten .....	23
4.2 Vergleichende Vegetationsaufnahmen .....	25
4.3 Floristische Hinweise auf stickstoffbedingte Vegetationsveränderungen .....	37
4.4 Stickstoffbedingter Wandel auf dem Waldboden – ja oder nein? .....	40
<b>5. Hochmoore .....</b>	<b>43</b>
<b>6. Magerrasen.....</b>	<b>46</b>
<b>7. Heiden.....</b>	<b>49</b>
<b>8. Fazit.....</b>	<b>52</b>
<b>Anhang.....</b>	<b>54</b>
Verzeichnis der erwähnten botanischen Pflanzennamen (Farn- und Blütenpflanzen) .....	54
Pflanzensoziologische Begriffe (nach WILMANN 1993) .....	57
<b>Literatur .....</b>	<b>59</b>



## Vorwort

Eines der wichtigsten Elemente der Biosphäre, Stickstoff, ist ins Gerede gekommen. Probleme mit dem Grundwasser, der instabile Zustand unserer Wälder, das Zuviel oder Zuwenig an Ozon – an allem scheint ein Zuviel an Stickstoff ursächlich beteiligt. In der Tat ist der natürliche Stickstoffkreislauf durch menschliche Aktivitäten (im wesentlichen durch Verbrennungsprozesse und landwirtschaftliche Tätigkeit) in seiner Regulationsfähigkeit überfordert, zumindest in den industrialisierten Regionen der nördlichen Hemisphäre mit intensiver Landnutzung.

Die Akademie für Technikfolgenabschätzung hat sich bereits seit einiger Zeit der Stickstoffproblematik angenommen. In Zusammenarbeit mit der Deutschen Akademie der Naturforscher Leopoldina erschien 1994 in der Reihe "Nova Acta Leopoldina" (Neue Folge, Band 70, Nummer 288) ein Band, der ein vorangegangenes Symposium mit Schwerpunkt bei biochemisch-molekularbiologischen Aspekten zum Thema Stickstoffkreislauf dokumentierte. In einem zweiten Buch "Der überlastete Stickstoffkreislauf – Strategien einer Korrektur" (Nova Acta Leopoldina" N. F., Band 70, Nummer 289) wurden die Akzente anders gesetzt, im Vordergrund stehen Landwirtschaft und Stickstoffeffizienz. Die Akademie gibt konkrete Vorschläge zu kurzfristig wirksamen sowie längerfristig machbaren Strategien in Deutschland, um den Kreislauf des Stickstoffs zumindest einigermaßen wieder in die Balance zu bringen.

In diesem Kontext ist der vorliegende Arbeitsbericht zu sehen. Die Auswirkungen eines aus dem Gleichgewicht geratenen N-Kreislaufs betreffen nicht nur Wasser, Luft und Boden, sondern auch alle naturnahen und anthropogenen Ökosysteme. Dieser Aspekt findet unserer Meinung nach im öffentlichen Bewußtsein noch nicht die Aufmerksamkeit, die seiner Bedeutung entspricht. Die durch hohe Stickstoffeinträge aus der Luft langsam fortschreitende Eutrophierung betrifft auch solche Ökosysteme, deren typische Artenzusammensetzung auf Stickstoffarmut, nicht auf -überfluß eingestellt ist. Es ist abzusehen, daß früher oder später Änderungen der Vegetation und auch der damit assoziierten Fauna auftreten werden, und das ausgerechnet bei solchen Ökosystemtypen, die ohnehin gefährdet sind: naturnahe Wälder, Moore, Heiden, Magerrasen. Wir brauchen diese Ökosysteme, nicht nur als genetische und ästhetische Ressource, sondern auch in ihrer ökologischen Ausgleichsfunktion. Nicht zuletzt sind sie – man denke nur an den Fremdenverkehr – ein Wirtschaftsfaktor.

Die Frage ist, ob Änderungen der Vegetation naturnaher oder auf extensive Bewirtschaftung angewiesener Ökosysteme durch hohe Stickstoffdepositionen bereits nachzuweisen sind. Der Arbeitsbericht gibt einen Überblick über die vorhandenen Untersuchungen, diskutiert die Ergebnisse und versucht, ein Fazit zu ziehen. Mein Dank gilt Frau Dr. Astrid Grüttner für ihre wertvollen Anregungen.

Holger Flaig

Stuttgart, im Juli 1996

## 1. Der überlastete Stickstoffkreislauf

Der vorliegende Arbeitsbericht geht der Frage nach, ob hohe Stickstoffdepositionen bereits zu nachweisbaren Änderungen der Vegetation naturnaher oder auf extensive Bewirtschaftung angewiesener Ökosysteme Europas – Wälder, Heiden, Moore und Magerrasen – in den letzten Jahrzehnten geführt haben. Wie kommt es zu dieser Fragestellung?

Der natürliche Kreislauf des Stickstoffs ist gestört, und zwar durch den Menschen. Seine Aktivitäten, im wesentlichen Verbrennungsprozesse und landwirtschaftliche Tätigkeit, bringen zumindest auf regionaler Ebene mehr Stickstoff in den Kreislauf ein als dieser verkraften kann (FLAIG und MOHR 1996). Um das zu verstehen, ist eine kurze Erläuterung dieses Kreislaufs von Vorteil (Abb. 1).

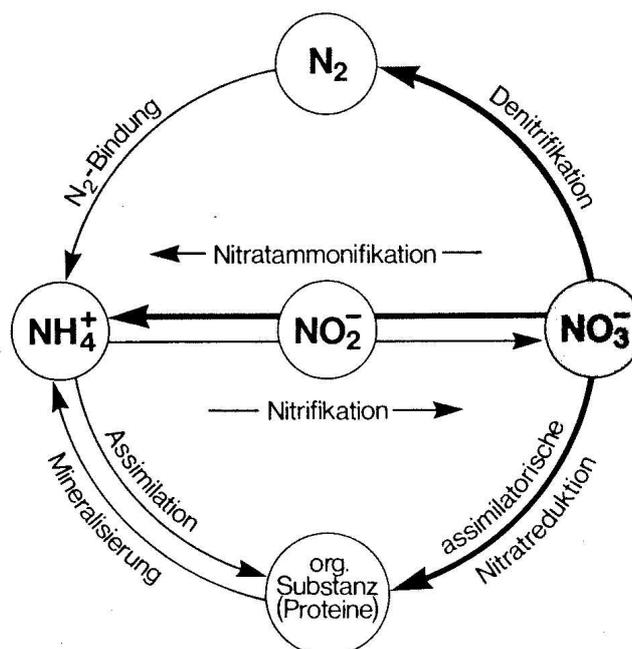


Abb. 1: Vereinfachtes Modell des Stickstoffkreislaufs (nach ROHMANN und SONTHEIMER 1985). Organisch gebundener und anorganischer Stickstoff ( $NH_4^+$  und  $NO_3^-$ ) sind durch Denitrifikation und  $N_2$ -Bindung mit dem  $N_2$ -Vorrat der Atmosphäre verbunden.

Der Stickstoffkreislauf der Biosphäre wird durch photoautotrophe Pflanzen, heterotrophe Organismen und nitrifizierende Bakterien aufgebaut. Organische Substanz wird durch Destruenten zersetzt und Stickstoff schließlich als  $NH_4^+$  freigesetzt (Mineralisierung).

Der überwiegende Teil dieses Ammoniums wird unter normalen Bedingungen, die eine ausreichende Versorgung des Oberbodens mit Sauerstoff gewährleisten, von Bakterien zu Nitrat oxidiert (Nitrifikation).  $\text{NH}_4^+$  und  $\text{NO}_3^-$  können von den Pflanzen aufgenommen und wieder in organischen Stickstoff umgewandelt werden (Ammonium-Assimilation, assimilatorische Nitratreduktion). Die Überführung anorganischen Stickstoffs in organische Bindung ist eine Leistung, die neben Mikroorganismen nur die grüne Pflanze zu erbringen vermag. Tierische Lebewesen sind auf organisch gebundenen Stickstoff und damit auf die N-Assimilationsleistung der Pflanzen angewiesen.

Dieser (kleine) Kreislauf von Assimilation, Mineralisierung und Nitrifikation ist jedoch nicht geschlossen: über Denitrifikation und  $\text{N}_2$ -Bindung ist er mit dem Stickstoffvorrat der Atmosphäre verbunden (großer Kreislauf). Die Denitrifikation ist ein mikrobieller Prozeß, bei dem Nitrat anstelle von Sauerstoff als Elektronenakzeptor einer Atmungskette dient. Nitrat wird dabei in mehreren enzymatischen Teilschritten zu gasförmigem  $\text{N}_2\text{O}$  bzw.  $\text{N}_2$  reduziert. Hierdurch verliert die Biosphäre Stickstoff an die Atmosphäre.

Der gegenläufige Prozeß ist die Einschleusung von Stickstoff in die Biosphäre durch die Fixierung von  $\text{N}_2$  aus der Atmosphäre: aus Distickstoff ( $\text{N}_2$ ) entsteht organisch gebundener Stickstoff. Diese Fähigkeit beschränkt sich auf bestimmte Organismen, und zwar auf solche, die das Enzym Nitrogenase besitzen. Einige der über 100 bekannten Arten – Bakterien, Actinomyceten, Blaualgen (Cyanobakterien) – führen diese  $\text{N}_2$ -Fixierung in Symbiose mit bestimmten höheren Pflanzen durch, so ist z. B. die Gattung *Rhizobium/ Bradyrhizobium* mit Leguminosen vergesellschaftet.

Die Stickstoff-Fixierung konnte sich im Laufe der Evolution nicht universell etablieren. Zum einen ist die Umsetzung von molekularem Stickstoff zu organischen N-Verbindungen sehr energieaufwendig, zum anderen ist das dazu notwendige Enzym Nitrogenase sauerstoffempfindlich, was besondere Schutzstrategien gegen den allgegenwärtigen Sauerstoff erfordert. Stickstoff in pflanzenverfügbarer Form war deshalb in der Biosphäre immer nur begrenzt vorhanden. Während der Evolution der Landpflanzen herrschte aus diesem Grunde ein starker Selektionsdruck in Richtung einer möglichst effizienten Verwendung von Stickstoff. Weitaus die meisten (terrestrischen) Ökosysteme haben sich auf Bedingungen eingestellt, bei denen nutzbarer Stickstoff zu den knappen Ressourcen zählt.

In diese eingespielte Balance hat der Mensch in den letzten Jahrzehnten massiv eingegriffen. Verbrennungsprozesse aller Art (Raumheizung, Stromerzeugung, Motoren,

industrielle Produktion) haben den Nebeneffekt, daß aus Stickstoff und Sauerstoff der Luft bei Temperaturen über 1100 °C Stickoxide ( $\text{NO}_x$  genannt, im wesentlichen  $\text{NO}$  und  $\text{NO}_2$ ) entstehen, die in die Atmosphäre entweichen. Hinzu kommt der bisher festgelegte Stickstoff in fossilen Energieträgern wie Kohle, Erdöl und Erdgas, der bei Verbrennung ebenfalls in Form von  $\text{NO}_x$  in die Atmosphäre freigesetzt wird.

Die Landwirtschaft schließlich ist auf eine ausreichende Stickstoffversorgung angewiesen. Seit der Erfindung der Ammoniak-Synthese nach HABER/BOSCH ist eine großtechnische industrielle Produktion von Stickstoffdünger möglich. Auch bei diesem Prozeß wird  $\text{N}_2$  aus der Atmosphäre in reaktive, von der Biosphäre nutzbare Stickstoffverbindungen überführt. Seit Beginn der 50er Jahre dieses Jahrhunderts zeigt die Düngerproduktion weltweit ein exponentielles Wachstum. Ende der 50er Jahre wurde die Schwelle von 10 Mio. t N überschritten, 1990 betrug der Verbrauch weltweit fast 80 Mio. t N.

Allein über die beiden Prozesse Verbrennung und Düngerherstellung wird atmosphärischer Stickstoff in der Größenordnung der natürlichen, terrestrischen  $\text{N}_2$ -Fixierung in den Kreislauf eingeschleust (geschätzte 135 Mio. t N pro Jahr). Zusammen mit dem Beitrag gezielt angebaute Leguminosen wird die natürliche  $\text{N}_2$ -Fixierung inzwischen vermutlich übertroffen (VITOUSEK 1994). Dramatisch zugenommen hat die "N<sub>2</sub>-Fixierung durch den Menschen" seit den 50er Jahren. Die Rückführung der reaktiven, von der Biosphäre nutzbaren N-Verbindungen in die inerten, im wesentlichen in  $\text{N}_2$  der Atmosphäre durch Denitrifizierungsprozesse, kann mit den Inputraten nicht Schritt halten.

Der Eintrag von Nitrat in Grund- und Oberflächenwasser und die flächendeckende Eutrophierung von Ökosystemen durch Stickstoff aus der Luft sind die Folgen dieser erhöhten Stickstoffumsätze. Während die Eutrophierung aquatischer Lebensräume schon länger als Problem – auch in der öffentlichen Diskussion – erkannt worden ist, ist die Überdüngung terrestrischer Ökosysteme bisher ein Thema für Fachleute geblieben.

## 2. Die Stickstoffbelastung in Deutschland

Im Zusammenhang mit potentiellen Vegetationsveränderungen durch Stickstoffeintrag sind besonders die Emissionen von  $\text{NO}_x$  und  $\text{NH}_3$  in die Luft interessant. Beide Verbindungen werden in der Atmosphäre transportiert, unter Umständen umgewandelt und schließlich wieder auf der Erdoberfläche oder Pflanzenoberfläche deponiert. Die Emissionen von  $\text{N}_2\text{O}$  in die Luft oder von N-haltigen Verbindungen ins Wasser sind in diesem Zusammenhang nur von indirekter Bedeutung und werden nicht weiter behandelt.

### 2.1 $\text{NO}_x$ -Emissionen in Deutschland

Die  $\text{NO}_x$ -Emissionen Deutschlands betragen im Jahre 1991 ungefähr 3,15 Mio. t (berechnet als  $\text{NO}_2$ ) bzw. 960 000 t  $\text{NO}_x\text{-N}$ , also bezogen auf die in  $\text{NO}_x$  enthaltene N-Menge (Umweltbundesamt 1994). Nach einem nahezu exponentiellen Wachstum der Emissionen bis etwa 1970, ein Resultat des rasant gestiegenen Verbrauchs fossiler Energieträger für Verkehr, Industrie und Energiewandlung, hat sich das Emissionsniveau seither auf einen Wert um 1 Mio. t  $\text{NO}_x\text{-N}$  eingependelt. Eine sektorale Betrachtung der Verursacherseite zeigt, daß Kraft- und Fernheizwerke und der Verkehr, insbesondere der Straßenverkehr, die Hauptemittenten von  $\text{NO}_x$  sind.

Der  $\text{NO}_x$ -Ausstoß der Kraftwerke sank allerdings dank der Maßnahmen zur  $\text{NO}_x$ -Minderung und Rauchgasentstickung ab Mitte der 80er Jahre auf heute weniger als die Hälfte des Wertes von 1980. Der Straßenverkehr hingegen wies weiterhin steigende  $\text{NO}_x$ -Emissionen aus, erst seit etwa 1990 geht der Ausstoß leicht zurück. Mittlerweile ist der Verkehr zu knapp 70% für die  $\text{NO}_x$ -Emissionen in Deutschland verantwortlich, der Straßenverkehr allein zu etwa 54%. Dabei gewinnt der Lastverkehr immer mehr an Bedeutung. Der  $\text{NO}_x$ -Ausstoß aus LKW macht bereits 40% der  $\text{NO}_x$ -Emissionen des Straßenverkehrs aus – Tendenz steigend (Umweltbundesamt 1994).

## 2.2 NH<sub>3</sub>-Emissionen in Deutschland

Die Ammoniakemissionen in Deutschland betragen derzeit etwa 660 000 t NH<sub>3</sub> bzw. 540 000 t NH<sub>3</sub>-N pro Jahr. Trotz der großen Unsicherheitsfaktoren bei der Berechnung machen die verschiedenen Schätzungen eines deutlich: Der weitaus überwiegende Teil der Ammoniakemissionen stammt aus der Landwirtschaft. Die Tierhaltung mit der damit verbundenen Mist- und Güllewirtschaft sowie die Anwendung stickstoffhaltiger Mineraldünger verursachen über 90% der NH<sub>3</sub>-Emissionen in Deutschland (FLAIG und MOHR 1996).

## 2.3 N-Depositionen in Deutschland

Eine Begriffsklärung vorweg (ANL 1994): "Emission" bezeichnet die Abgabe von Stoffen, in diesem Fall von gasförmigen N-Verbindungen, in die Umwelt (Atmosphäre). Die emittierten Stoffe kommen als "Immission" in einem Ökosystem an. Die Angabe erfolgt als Konzentration des Stoffes, in diesem Fall in der Luft (Einheit z. B. [µg/m<sup>3</sup>]). Als "Deposition" bezeichnet man die Ablagerung der Stoffe auf die Oberfläche der belebten und unbelebten Umwelt in nasser (Regen, Schnee, Nebel) oder trockener (Gas, Aerosole) Form. Die Angabe erfolgt als Stoffmenge pro Flächen- und Zeiteinheit (z. B. [kg/ha·a] = Kilogramm pro Hektar und Jahr).

Emittiertes NO<sub>2</sub> hat eine atmosphärisch-chemische Lebensdauer von nur wenigen Tagen (GRAEDEL und CRUTZEN 1994) und wird zu HNO<sub>2</sub>, HNO<sub>3</sub>, NO<sub>3</sub>•, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> in Aerosolen oder nitratorganischen Verbindungen (RO<sub>2</sub>NO<sub>2</sub>) umgesetzt. Die Organonitrate und die Aerosole können größere Entfernungen in der Atmosphäre zurücklegen, ihre Deposition erfolgt überwiegend trocken. Die Säuren HNO<sub>2</sub> und HNO<sub>3</sub> können ebenfalls weit transportiert werden, sie gehen als nasse oder trockene Deposition auf die Erdoberfläche nieder.

Ammoniak wird nach der Emission recht schnell zu NH<sub>4</sub><sup>+</sup> umgewandelt, und zwar mit einer Rate von etwa 30% pro Stunde (ASMAN 1994). Während NH<sub>3</sub> zum großen Teil als trockene Deposition in der Nähe des Emissionsortes abgelagert wird, kann NH<sub>4</sub><sup>+</sup> in Form von Aerosolen (bevorzugt als (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-Aerosol) über weite Strecken transportiert werden, bevor es trocken oder naß deponiert wird.

Die Gase NO, NO<sub>2</sub>, HNO<sub>2</sub>, HNO<sub>3</sub> und NH<sub>3</sub> können in den Boden bzw. über die Spaltöffnungen der Blätter direkt in die Pflanzen gelangen. HNO<sub>3</sub>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> und NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-

Aerosole lagern sich trocken vor allem auf der Cuticula von Blättern und Nadeln, auf Zweigen und anderen geeigneten Oberflächen ab. Je "rauher" eine Oberfläche, desto effizienter werden die Gase und Partikel herausgefiltert. Daher wird auf Nadeln in der Regel mehr deponiert als auf Laubblättern, und daher sind Bestandesränder von höheren Depositionen betroffen als das Bestandesinnere. Auch die trockenen Depositionen können offenbar von Pflanzen aufgenommen werden, wie genau das geschieht, ist noch nicht geklärt. Bei Niederschlagsereignissen werden nicht nur die noch in der Atmosphäre befindlichen Stickstoffverbindungen ausgewaschen, sondern auch die vorher auf den Pflanzenoberflächen deponierten, und dem Boden zugeführt.

Man schätzt, daß sich seit 1950 die  $\text{NO}_x$ -Emissionen in Europa verdreifacht und die  $\text{NH}_3$ -Emissionen verdoppelt haben (ASMAN 1994). Die N-Depositionen haben den wenigen vorhandenen Langzeitvergleichen zufolge eine ähnliche Entwicklung mitgemacht. Leider gibt es in Deutschland kein flächendeckendes Depositionsmeßnetz, wie es für die Immissionen (d. h. für die Schadstoff-Konzentrationen in der Luft) bereits existiert. Die meisten Messungen zur N-Deposition wurden im Rahmen von Untersuchungen zu Waldökosystemen gemacht. Die Mehrzahl der Meßstellen erfaßt zwei Größen: einmal die Deposition im Freiland und einmal die Deposition im Waldbestand. Die Meßergebnisse zur Freilanddeposition zeigen, daß man in Deutschland mit einem Stickstoffeintrag von 5-30 kg N/ha und Jahr rechnen muß, die meisten Flächen dürften zwischen 10 und 20 kg N/ha·a erhalten. Die Bestandesdeposition erreicht in den allermeisten Fällen noch höhere Werte. Unter dem Kronendach des deutschen Waldes werden zwischen 10 und 60 kg N/ha·a gemessen (ISERMANN 1994, BLOCK 1995). Eine Auswertung von 19 über mehrere Jahre laufenden Fallstudien (BLOCK 1995) ergab für Deutschland ein Mittel von etwa 29 kg N/ha·a im Fichtenbestand, wobei die Spanne von 11 kg N/ha·a (Standort Villingen) bis 60 kg N/ha·a (Standort Kleve) reicht. Die Situation in unseren Nachbarländern ist ähnlich, in den Niederlanden sind sogar 100 kg N/ha·a und mehr keine Ausnahme mehr (LEHN et al. 1995).

Das tatsächliche Ausmaß der N-Depositionen liegt noch höher, kann aber aus physiologischen und meßtechnischen Gründen (noch) nicht vollständig erfaßt werden (FLAIG und MOHR 1996), so bleibt beispielsweise der deponierte und dann von der Vegetation oberirdisch aufgenommene Stickstoff unberücksichtigt.

Während bis in die fünfziger Jahre Stickstoff noch als Mangelfaktor gelten mußte, hat sich dies in den vergangenen Jahrzehnten also grundlegend geändert. Auf Agrarflächen kann N-Eintrag durchaus erwünscht sein. Die Frage ist aber, wieviel davon für naturnahe oder

extensiv genutzte Ökosysteme (Wälder, Moore, Heiden, Magerrasen) zuträglich ist. Das Pflanzenwachstum war unter den natürlichen Bedingungen der nördlichen und gemäßigten Breiten meist durch den verfügbaren Stickstoff limitiert. Der größte und vor allem der diese Ökosysteme charakterisierende Teil ihres Arteninventars ist darauf angewiesen, daß wenig Stickstoff zur Verfügung steht. Mehr als die Hälfte der Pflanzenarten Deutschlands ist nur bei N-Mangel konkurrenzfähig. Etwa  $\frac{3}{4}$  der als gefährdet geltenden Arten besiedeln vorzugsweise nährstoff-, namentlich stickstoffarme Standorte (ELLENBERG 1990).

Man befürchtet, daß der Druck auf die Vielzahl an Arten, die durch Düngung und Bewirtschaftungsänderung ohnehin bereits gefährdet sind, durch Luftverunreinigungen noch verstärkt wird (Tab. 1). Ausschlaggebend sind die Verbesserungen des Nährstoffangebotes armer Standorte durch die Deposition von Stickstoff oder anderen pflanzenverfügbaren Nährstoffen und die Absenkung des pH-Wertes auf ungepufferten Böden. In beiden Fällen rechnet man mit "tiefgreifenden Änderungen der Vegetation, die auf eine Verarmung der Flora bzw. Nivellierung der Vegetation herauslaufen" (KOWARIK und SUKOPP 1984).

Als Folge für die Vegetationszusammensetzung stellte ELLENBERG jun. (1985) folgende Hypothese auf: "Schlüsselfaktor ist die Versorgung des Standortes mit Stickstoff. Bei mässigen und mittleren N-Zeigerwerten, das heisst bei ausreichender Stickstoffversorgung, sind die "Hungerkünstler" unter den Pflanzen nicht mehr konkurrenzfähig." ... "Pflanzen mit guter Stickstoff-Versorgung wachsen rascher, höher, entwickeln mehr Blattfläche, sprießen früher und bleiben im Herbst länger grün. Sie sind für z.B. Dürre, Windbruch, Parasitierung und Spät-bzw. Frühfröste anfälliger. Sie sind auch für Pflanzenfresser leichter verdaulich. Unter ihrem Blätterdach entwickelt sich im Vergleich zu schlechter versorgten Standorten ein Kleinklima mit zumindest tagsüber kühleren und feuchteren Bedingungen im Tagesgang. Außerdem herrschen unter ihrem Blätterdach –auch wenn es weniger als kniehoch über der Bodenvegetation steht – wesentlich schattigere Verhältnisse" (ELLENBERG 1986).

**Tab. 1: Eutrophierungsursachen der vergangenen Jahrzehnte (außer der Deposition von N) (RUTHSATZ 1989).**

1. Direkte Düngung und damit Überführung in intensiv bewirtschaftete, produktive Nutzflächen (Grünland und Acker).
2. Düngereintrag durch oberflächliche Abspülung oder Auswehung von mit Nährstoffen angereicherter Ackerkrume; bei den an Äcker angrenzenden Magerflächen randlich von gewisser Bedeutung.
3. Eintrag von Nährstoffen in sickernasse, quellige Seggenriede, Röhrichte und Hochstaudenfluren aus oberhalb angrenzenden, gedüngten Acker- und Grünlandflächen.
4. Ablagerung von nährstoffreichen Abfällen, Schutt, Ernterückständen usw.
5. Anreicherung von Nährstoffen durch fehlenden Stoffentzug und deshalb fortschreitende Sukzession im Zusammenhang mit der Verbuschung und sich (dadurch) änderndes Mikroklima.
6. Überschwemmung oder Überstauung von Röhrichtern, Seggenriedern und Hochstaudenfluren durch nährstoffreiches See- und Bachwasser, das bei Hochwassersituationen meist mit ungeklärtem Abwasser und nährstoffreichem Ackerboden belastet ist.
7. Entwässerung von Feuchtstandorten und damit Mobilisierung von vorher nicht pflanzenverfügbaren Nährstoffen, insbesondere durch Mineralisierung von Stickstoff aus der toten organischen Substanz.

## 2.4 Das Konzept der Critical Load

Wieviel Stickstoffeintrag verträgt also die Vegetation eines bestimmten Ökosystems, ohne daß die Artenzusammensetzung sich wesentlich verändert? Das Konzept der Critical Load soll dazu dienen, naturwissenschaftliche Belastungsgrenzen von Ökosystemen, Teilökosystemen, Organismen und Materialien abzuschätzen (SMIATEK et al. 1995).

Nach BRODIN und KUYLENSTIERNA ist die Critical Load:

*"... eine quantitative Abschätzung der Expositionsschwelle für einen oder mehrere Schadstoffe, unterhalb derer nach unserem gegenwärtigen Kenntnisstand keine schädlichen Wirkungen auf bestimmte empfindliche Elemente der Umwelt auftreten (können)"* (übersetzt aus BRODIN und KUYLENSTIERNA 1992).

Critical Loads zeigen die Schwelle der maximal zulässigen Fracht für den Eintrag der jeweiligen Schadstoffe an, für Stickstoff als Schadstoff also [kg N/ha·a].

Auf der Grundlage von bereits beobachteten Änderungen in Flora und Fauna von (Teil-)Ökosystemen wurden 1992 auf einem Workshop in Lökeberg, Schweden, Critical Loads für einige terrestrische Ökosysteme formuliert (Tab. 2).

**Tab. 2: Critical Loads für Stickstoffdepositionen auf naturnahe und extensiv bewirtschaftete Ökosysteme – Angaben in [kg N/ha·a] (nach BOBBINK et al. 1992).**

\*\* verlässlich; \* ziemlich verlässlich; (\*) vermutlich

Ökosystem	Critical Load	Aussageschärfe
bodensaurer Nadelwald (bewirtschaftet)	15 - 20	*
bodensaurer Laubwald (bewirtschaftet)	< 15 - 20	*
unbewirtschaftete Wälder	unbekannt	
Heiden im Tiefland	15 - 22	**
arktisch-alpine Heiden	5 - 15	(*)
Kalkmagerrasen	14 - 25	**
neutral-saure artenreiche Grünlandgesellschaften	20 - 30	*
montan-subalpine Rasen	10 - 15	(*)
mesotrophe Feuchtgebiete	20 - 35	*
ombrotrophe Hochmoore	5 - 10	*

Vergleicht man die oben genannten Zahlen mit den Depositionsdaten, so wird deutlich, daß in Deutschland vielerorts die kritische Grenze der Stickstoffdeposition bereits überschritten ist. Besonders die selten gewordenen und desto wertvolleren naturnahen und extensiv genutzten Ökosysteme sind bei fortdauernd hohen N-Einträgen gefährdet.

### 3. Stickstoffeintrag und Neuartige Waldschäden

Stickstoffdeposition auf Wald betrifft das ganze Ökosystem – die Bäume, aber auch die Waldbodenvegetation und den Waldboden selbst. Dieses Kapitel beschäftigt sich zunächst mit den Stickstoffwirkungen auf die Waldbäume. Der hohen N-Deposition wird eine wesentliche Rolle bei der Entstehung der neuartigen Waldschäden zugemessen (MOHR 1992, FLAIG und MOHR 1996). Wie hat man sich das Wirkungsgefüge vorzustellen?

Wald bedeckt heute mehr als 30% der Fläche Deutschlands. Aus historischen Gründen blieb

1. Wald bevorzugt an solchen Standorten erhalten, die für eine landwirtschaftliche Nutzung zu "arm" oder, wie im Gebirge, zu extrem waren. Der Restwald stockte also zumindest in früherer Zeit häufig auf solchen Böden, die von Natur aus spärlich mit Nährstoffen versorgt waren.
2. Der Wald war über Jahrhunderte hinweg einer Übernutzung ausgesetzt (Holz als Rohstoff und Energieträger, Holz als Quelle der Pottasche, Waldweide, Schweinemast, Streunutzung, Hutewirtschaft).

Die Symptome der neuartigen Waldschäden (Nadel-/Blattverlust, Vergilbung, geänderte Architektur der Bäume, gelegentlich Baumsterben) deuten nach Meinung der meisten Experten auf zwei Auslöser hin: Nährstoffmängel oder -ungleichgewichte und Wassermangel.

Die montane Vergilbung der Fichte beispielsweise wird auf Magnesiummangel zurückgeführt (MOHR 1992). Die betroffenen Bestände stocken auf basenarmen, sauren Böden der Mittelgebirge. Mangel an Magnesium (Mg) tritt bei der Fichte nur dann auf, wenn im durchwurzelt Boden Mg-Mangel herrscht (HÜTTL 1991). Das Syndrom wurde optisch seit der Mitte der siebziger Jahre in höheren Lagen der Mittelgebirge beobachtet; mit Beginn der achtziger Jahre – mit den Auswirkungen des N-Eintrags – kam es zu einer raschen Verbreitung der Krankheit.

K-Mangel mit seinen charakteristischen Symptomen (Chlorosen) hat sich seit Beginn der achtziger Jahre räumlich ausgebreitet, z.B. im Südwestdeutschen Alpenvorland, in den Kalkalpen, Pyrenäen und im Schweizer Jura. Mittlerweile wurde K-Mangel bei der Fichte auch auf entkalkten schlufflehmreichen Böden festgestellt, die an sich gut mit K

ausgestattet sind (HÜTTL 1991). Jedenfalls korreliert der K-Mangel in den Nadeln/Blättern nicht mit dem Angebot im Boden.

Des Weiteren lassen sich die Krankheitsbilder Nadelverlust, Verlichtung und – bei der Tanne – Storchennestbildung am ehesten als Trocknissyndrom deuten: Die älteren Bäume behalten nur so viele Nadeln, wie das Wurzelsystem mit Wasser versorgen kann. An Standorten, an denen die Versorgung mit Wasser und Kationen ( $K^+$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mn^{2+}$ ) günstig bis optimal ist, gibt es keine Baumschäden, die den Symptomen gleichen, wie sie uns in den höheren Lagen des Schwarzwaldes als "neuartige Waldschäden" begegnen.

Trotz dieser Schädigungen beobachtet man ein Paradoxon: An vielen Standorten, vor allem auf schwächeren und mittleren, ist ein gesteigertes Wachstum der Waldbestände, gemessen als Durchmesser-, Höhen- oder Volumenzunahme, zu konstatieren (KENK et al. 1991). Diese Wachstumssteigerung beschränkt sich nicht auf Baden-Württemberg, sondern ist auch in Bayern (RÖHLE 1993, FOERSTER et al. 1993), Hessen (RIEBELING 1992) und den europäischen Nachbarstaaten dokumentiert (Überblick in: KLÄDTKE 1995). Erstaunlicherweise zeigen selbst Bäume mit 30-50% Nadelverlust noch gesteigerten Zuwachs. Erst bei noch höheren Verlusten setzen Zuwachsverluste ein (MOHR 1992, KREUTZER 1994).

Als Ursachen gesteigerter Wachstumsraten werden eine Reihe von Möglichkeiten diskutiert, darunter die hohen Stickstoffeinträge, der gegenüber vorindustriellen Zeiten erhöhte  $CO_2$ -Gehalt der Atmosphäre, Klima- und Witterungseinflüsse oder eine veränderte Bestandesbehandlung im Laufe der Baumgenerationen (KLÄDTKE 1995).

Zwar ist es so gut wie unmöglich, den Einfluß überhöhter N-Depositionen auf die Wachstumsraten am jeweiligen Standort herauszufiltern. Es sollte aber bedacht werden, daß Stickstoff lange Zeit der wachstumsbegrenzende Faktor für Bäume war; besonders Koniferenwälder sind in der Regel N-limitiert (COLE und RAPP 1981, ABER et al. 1989). N-Düngung führt daher zu einem starken Wachstumsschub (TAMM 1991).

Das nicht zuletzt durch zusätzliches N-Angebot angeregte Wachstum erfordert erhöhte Aufnahmeraten an Kationen (vor allem  $K^+$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Ca^{2+}$ ). Dem stehen jedoch auf vielen Standorten vom Ausgangsgestein her und nutzungsbedingt nur knappe verfügbare Vorräte gegenüber (s.o.). Je nach Standort wird entweder Magnesium oder Kalium zum begrenzenden Faktor.

Der ohnehin vorhandene Mangel wird durch hohe N-Depositionen sogar noch verstärkt: durch Versauerung des Waldbodens und Kationenauswaschung sowohl aus der Baumkrone als auch aus dem Wurzelraum. Die Verstärkung greift auf mehreren Ebenen. Die folgenden Ausführungen beruhen zum Teil auf gut abgesichertem Wissen, zum Teil sind es durch Ergebnisse gut begründete Hypothesen, die aber unseres Erachtens den nach momentanem Erkenntnisstand höchsten Erklärungswert besitzen. Das dargestellte Wirkungsgeflecht wird selbstverständlich nicht für alle Standorte und Waldbestände zutreffen. Um die Verständlichkeit zu erleichtern, werden im folgenden einige Sachverhalte vereinfacht dargestellt.

1. Durch Protonen und Ammonium im Niederschlag werden Kationen, besonders  $K^+$ , aus Blättern und Nadeln ausgewaschen. Wie Untersuchungen gezeigt haben, können diese Nährionen zwar zum Großteil über die Wurzeln wieder aufgenommen werden. Da aber jede Aufnahme von Kationen durch die Pflanzenwurzel mit einer Aufnahme von Anionen oder aber mit einer Abgabe von Protonen gekoppelt ist (Ladungsausgleich), wird die Rhizosphäre umso saurer, je häufiger der Zyklus Auswaschung – Wiederaufnahme erfolgen muß, um den Bedarf des Baumes an  $K^+$ ,  $Mg^{2+}$  und  $Ca^{2+}$  zu decken (denn damit entsteht ein Übergewicht zur Anionenaufnahme).

2. Wenn  $NH_4^+$  auf den Waldboden gelangt, kann es durch die Wurzeln aufgenommen werden. Im Zuge der Assimilation zu organisch gebundenem N wird netto ein Proton freigesetzt –  $NH_4^+$  wirkt physiologisch sauer. Darüber hinaus führt die Interaktion von  $NH_4^+$  vor allem mit  $K^+$  zu einer verminderten Nettoaufnahme von Kalium (FLAIG und MOHR 1991). In physiologischen Experimenten mit Fichtenkeimlingen konnte durch Stickstoffgaben Magnesium-Mangel bis hin zu Chlorosen ausgelöst werden, weil die Mg-Aufnahme mit dem N-induzierten Pflanzenwachstum nicht Schritt halten konnte (BERGER 1995).

3.  $NH_4^+$  wirkt nicht nur bei der Aufnahme durch Pflanzen versauernd auf den Boden. Ammonium, das nicht direkt von Mikroorganismen oder Pflanzen aufgenommen und assimiliert wird, unterliegt der mikrobiellen Nitrifikation (vgl. Abb. 1). Dabei werden stöchiometrisch 2 Mol Protonen pro Mol nitrifiziertes  $NH_4^+$  freigesetzt:



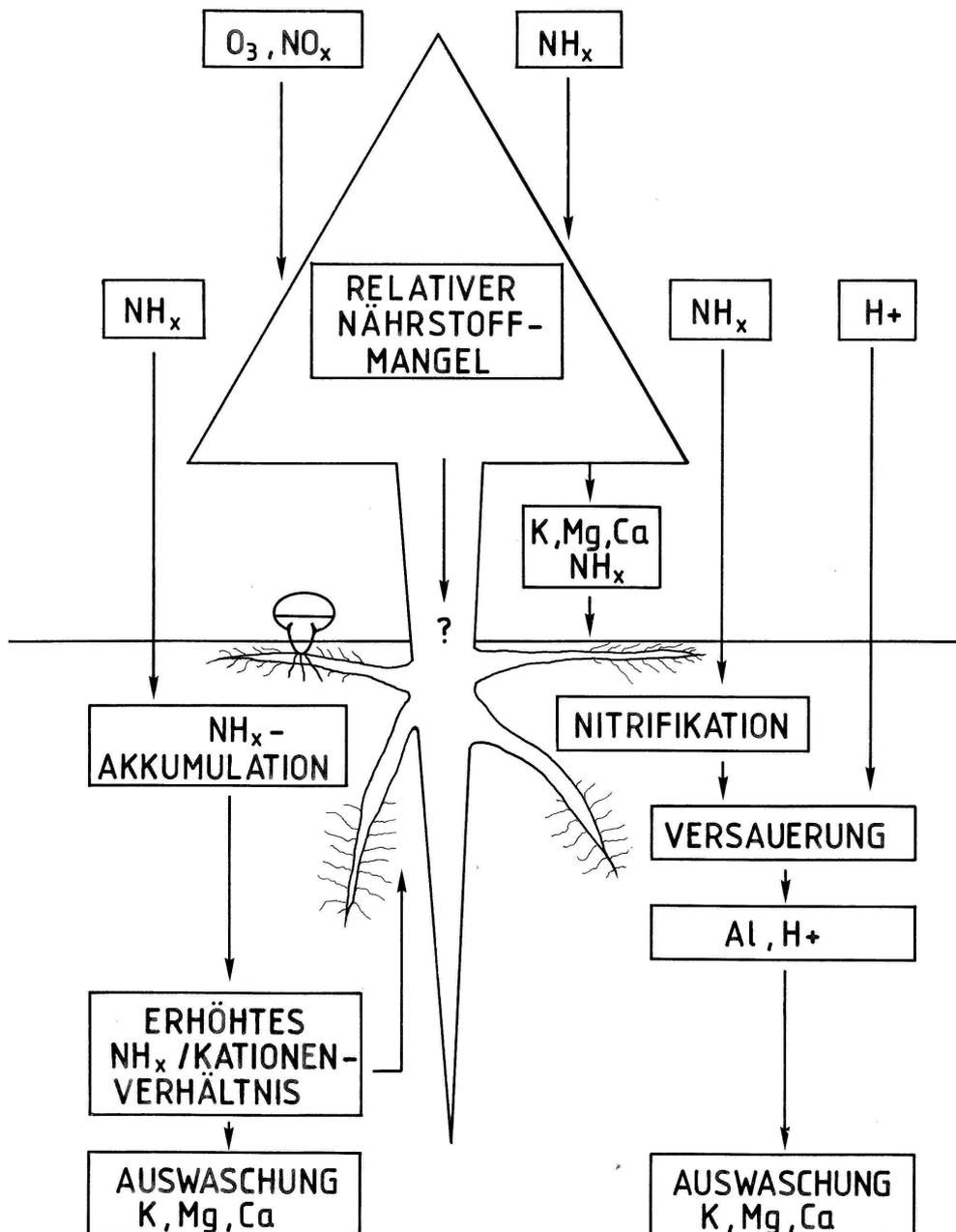
Der atmosphärische Eintrag von Ammonium ist mittlerweile in vielen Regionen Mitteleuropas zur Hauptursache der Bodenversauerung geworden und übertrifft den Beitrag der direkten Protonendeposition (aus  $HNO_3$ ,  $H_2SO_4$ ) regional mehr oder weniger deutlich.

4. In sauren Böden werden wichtige Kationen wie  $K^+$ ,  $Mg^{2+}$  und  $Ca^{2+}$  leicht durch  $H^+$ ,  $NH_4^+$  und  $Al^{3+}$  von den Austauschern des Bodens verdrängt. Bei entsprechenden Niederschlägen unterliegen diese Nährionen sehr leicht der Auswaschung. Das geschieht insbesondere dann, wenn mobile Anionen wie  $NO_3^-$  und  $SO_4^{2-}$  in der Bodenlösung zur Verfügung stehen. Diese Anionen werden aus Gründen der Elektroneutralität und der Ladungsbilanz von einer äquivalenten Menge Kationen begleitet ( $K^+$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Ca^{2+}$ , in stark sauren Böden auch  $Al^{3+}$ ,  $Fe^{2+}$ ,  $Mn^{2+}$ ) (REHFUESS 1990, KÖLLING 1991).

Aus diesen Ausführungen läßt sich unter anderem ableiten, daß  $NO_3^-$  und  $NH_4^+$  unterschiedlich wirksam sind. Darüber hinaus zeigen physiologische Experimente an Koniferen (FLAIG und MOHR 1991, MARSCHNER et al. 1991), daß bei äquimolarem Angebot von  $NH_4^+$  und  $NO_3^-$  etwa dreimal mehr Ammonium als Nitrat aufgenommen wird. Das heißt, eine bestimmte Menge an deponiertem  $NH_4^+$  kann das Wachstum von Bäumen im Prinzip mehr steigern als dieselbe Menge deponiertes  $NO_3^-$  – und damit einen höheren Mehrbedarf an anderen Nährionen erzeugen, der wiederum aufgrund von Versauerung und Entbasung des Wurzelraumes, nicht zuletzt durch  $NH_4^+$  induziert, nicht ausreichend gedeckt werden kann. Auch auf biochemisch-physiologischer Ebene sind Ungleichgewichte zu beobachten (FLAIG und MOHR 1992).

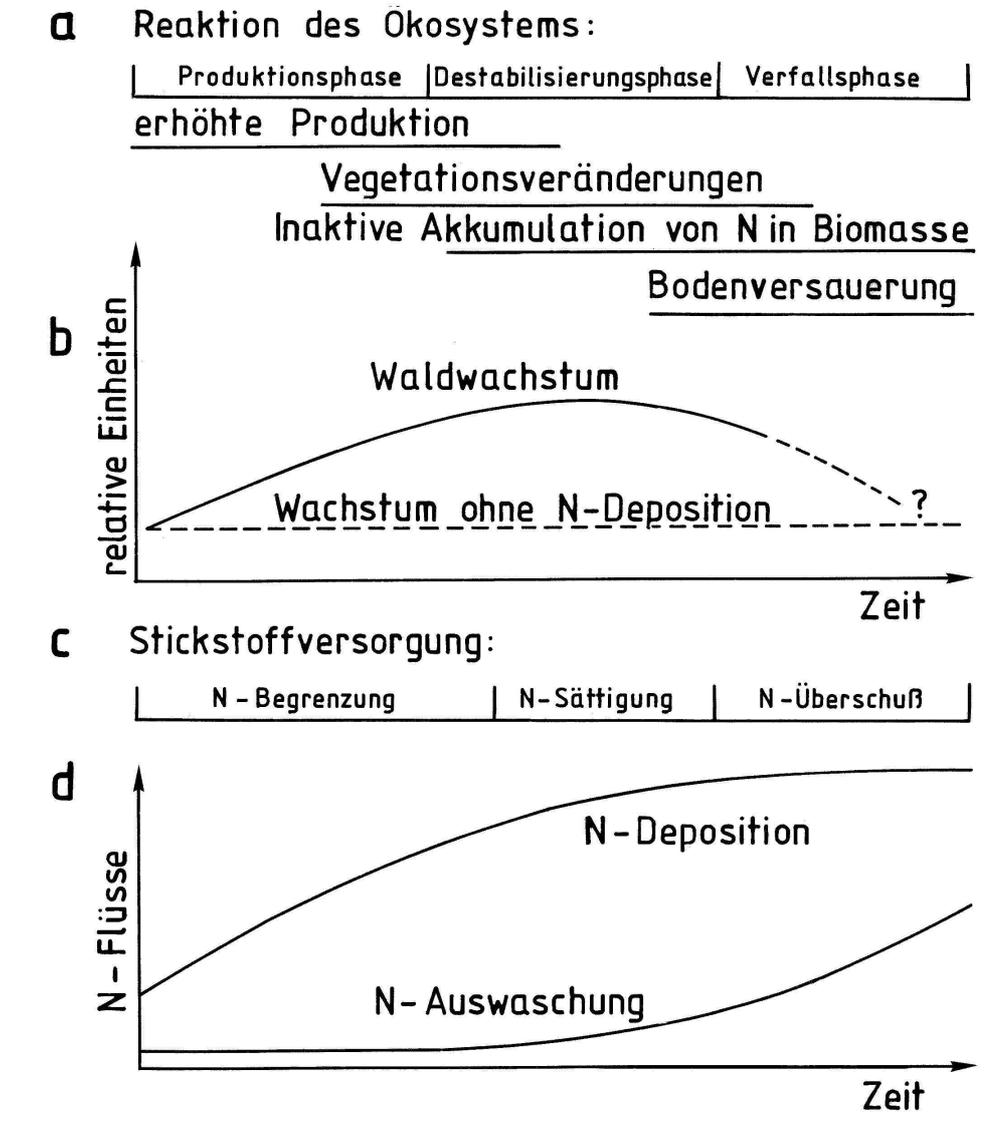
Die unausgewogene Ernährung hat Folgen. In Waldökosystem-Studien konnten Anhaltspunkte dafür gefunden werden, daß sich die Wurzeln der geänderten Ernährungssituation anpassen: Sie ziehen sich verstärkt in den N-eutrophierten, generell nährstoffreicheren humosen Oberboden zurück (SCHULZE 1989, EICHORN 1992). Das gilt vor allem für die Feinwurzeln, von denen die Versorgung des Baumes mit Nährstoffen und Wasser zum Großteil abhängt. Dadurch können die Bäume in Trockenperioden schneller und ausgeprägter in Trockenstreß und damit verbunden in eine unzureichende Nährstoffversorgung geraten.

Nach den vorgestellten Hypothesen sollten sich die neuartigen Waldschäden also vor allem dort ausprägen, wo die Versorgung mit Nährionen ( $K^+$ ,  $Mg^{2+}$ ) und/oder mit Wasser problematisch werden kann. Hohe Stickstoffeinträge in den Bestand verstärken diese Mängel oder beschleunigen das Erreichen solcher Mangelercheinungen. Ob und in welchem Ausmaß Schadsymptome tatsächlich zu beobachten sind, hängt von den Gegebenheiten des einzelnen Standorts ab. Abbildung 2 faßt auf der Ebene des Einzelbaumes zusammen, wie man sich das Wirkungsgefüge vorstellt.



**Abb. 2:** Schematische Darstellung der Prozesse, die nach derzeitigem Wissen maßgeblich an der Entstehung und Ausprägung der neuartigen Waldschäden beteiligt sind. Der Eintrag von Stickstoff ( $NO_x, NH_x$ ) spielt eine wesentliche Rolle (nach HOUDIJK et al. 1993).

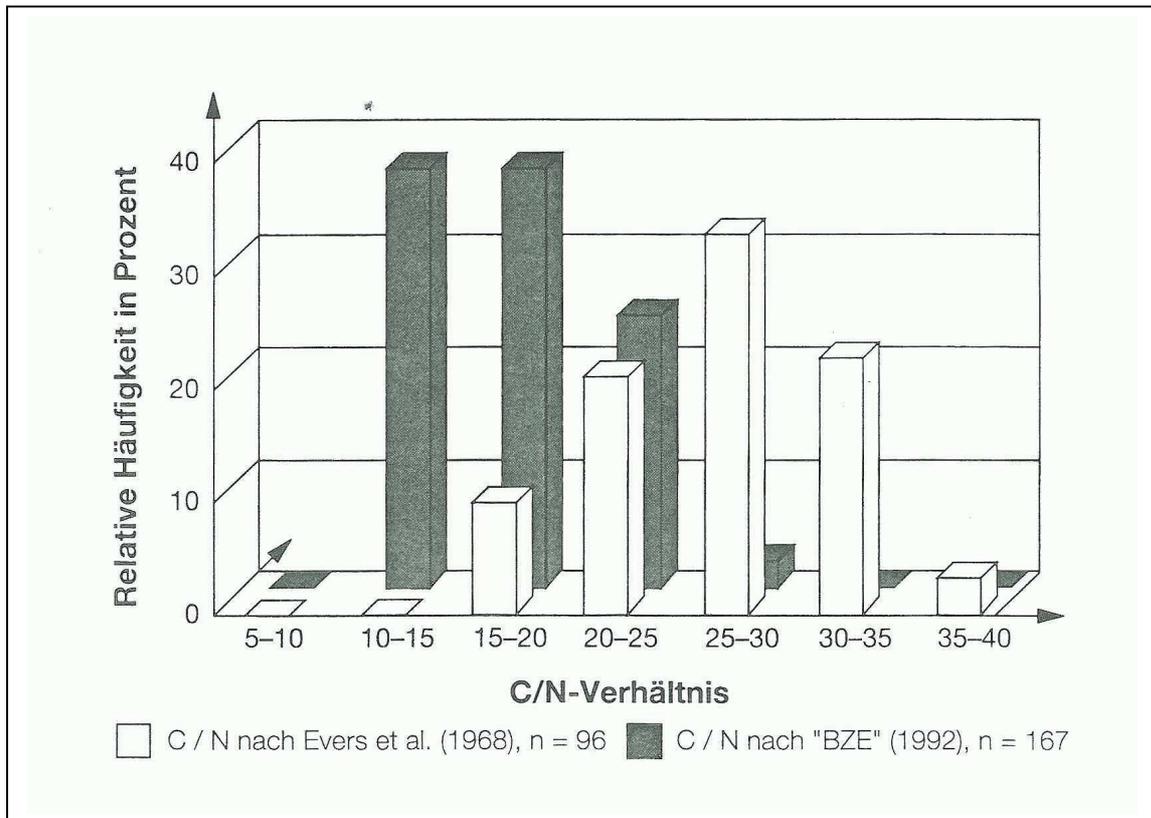
Abbildung 3 stellt schematisch dar, wie Waldökosysteme auf permanent hohe N-Einträge reagieren. Auch Vegetationsveränderungen gehören dazu.



**Abb. 3:** Schematische Darstellung der Hypothesen zur Reaktion von Waldökosystemen gemäßiger Breiten auf erhöhte atmosphärische N-Depositionen: a) Ökosystemstabilität und Wirkungen der N-Einträge im Ökosystem, b) Waldwachstum, c) N-Status, d) Eintrags- und Austragsraten. Die Zeitskala für diese Veränderungen ist je nach Ökosystem und Region sehr unterschiedlich (nach GUNDERSEN 1992).

Von Natur aus ist der N-Vorrat im Waldboden das Ergebnis eines dynamischen Gleichgewichts von biologischer N-Fixierung, geringen atmosphärischen N-Einträgen, Nitrifizierung und Denitrifizierung, N-Aufnahme durch Mikroorganismen und Pflanzen, Abbau N-haltiger Streu und N-Adsorption an Bodenbestandteilen. Die Flußraten in diesen Prozessen sind klein, im Laufe der Zeit bilden sich N-Vorräte im Boden. Zunächst griff der Mensch in dieses Gleichgewicht ein, indem er den gespeicherten Stickstoff und andere Nährstoffe für sich landwirtschaftlich nutzbar machte (Streunutzung, Waldweide und ähnliche Wirtschaftsformen). Heutzutage wird durch menschliches Wirtschaften dauernd Jahr für Jahr ein Mehrfaches des natürlichen Stickstoffinputs in den Wald eingetragen. Damit stellt sich im Laufe der Zeit ein neues dynamisches Gleichgewicht der Stickstoffumsätze ein.

Zunächst wird in der Vegetation und im Boden mehr Stickstoff gespeichert. Die Tendenz zur N-Anreicherung zeigt sich besonders eindrucksvoll dann, wenn man die Häufigkeitsverteilung des Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnisses vergleichbarer Bodenkollektive von heute der gegenüberstellt, wie sie vor etwa 30 Jahren beobachtet wurde (Abb. 4). Danach besteht heute bei etwa 70 Prozent der untersuchten Waldböden Baden-Württembergs ein C/N-Verhältnis  $< 20$ . Mehr Stickstoff im Boden bedeutet in der Regel auch mehr verfügbaren Stickstoff für die Waldbodenvegetation. Wenn der permanente Stickstoffinput ein Ausmaß erreicht hat, das die Absorptions- und Speicherfähigkeit von Vegetation und Boden überschreitet, wird N aus dem Waldökosystem ausgetragen: als  $\text{NO}_3^-$  zunächst im Sickerwasser, dann in Grund- und Quellwasser, und als  $\text{NO}$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  und  $\text{N}_2$  in die Atmosphäre. In einigen Waldquellen ist die  $\text{NO}_3^-$ -Konzentration bereits deutlich angestiegen. Das ist deswegen besonders problematisch, da bisher das relativ unbelastete Wasser aus bewaldeten Einzugsgebieten verwendet wurde, um nitratbelastetes Wasser aus landwirtschaftlichen Regionen zu verschneiden oder zu ersetzen (LEHN et al. 1995).



**Abb. 4:** Häufigkeitsverteilungen der im Rahmen der Bodenzustandserfassung (BZE) ermittelten C/N-Verhältnisse von  $A_h$ - und  $O_h$ -Horizonten in Waldböden Baden-Württembergs (1992) und von einem vergleichbaren, etwa 30 Jahre alten Kollektiv (EVERS et al. 1968) (nach HILDEBRAND 1994, HILDEBRAND 1995).

## 4. Die Waldbodenvegetation

Stickstoffdepositionen im Wald betreffen nicht nur die Bäume. Wie in Kapitel 2.3 erläutert, mißt man im Bestandesniederschlag zumeist sogar mehr N als im Freiland. Der dem Waldboden zugeführte Stickstoff macht sich wahrscheinlich bereits in engeren C/N-Verhältnissen des Oberbodens bemerkbar und hat den Chemismus der Waldböden verändert. Zu beachten ist, daß die Waldbodenvegetation in mehrfacher Hinsicht vom N-Eintrag betroffen ist: erstens direkt durch den Bestandesniederschlag und die trockene Deposition im Bestand, zweitens durch die Veränderungen im Waldboden und drittens durch mögliche Veränderungen der Baumschicht (z. B. Nadelverluste und dadurch bedingt lichtere Kronen). Hat der Waldunterwuchs bereits auf die Änderungen der N-Versorgung reagiert? Kann man Verschiebungen der Artenzusammensetzung feststellen?

### 4.1 Methodische Möglichkeiten

Die Aufgabenstellung ist schwierig. Ein wissenschaftlich exakter Nachweis stickstoffbedingter Vegetationsveränderungen hätte zur Voraussetzung, daß derselbe Standort in hinreichendem Zeitabstand untersucht wird und daß alle anderen potentiell die Artenzusammensetzung verändernden Einflüsse sich nicht verändern bzw. ausgeschlossen bleiben. Diese Voraussetzungen sind nie gegeben, daher bleiben nur Näherungslösungen und Indizienbeweise. Eine ausführliche Diskussion der methodischen Möglichkeiten und Grenzen findet sich in der umfassenden Studie von BÜRGER-ARNDT (1994). So könnte man Veränderungen in der Vegetation rückblickend durch den Vergleich von aktuellen und historischen pflanzensoziologischen Aufnahmen bilanzieren. Schwierigkeiten bereitet jedoch, daß alte Probeflächen schwer wiederzufinden sind und daß die Standorte oft stark beeinträchtigt sind (forstliche Maßnahmen, Wegebau, Entwässerung u. ä.). Häufig muß man daher auf Aufnahmen in standörtlich entsprechenden Bereichen desselben Bestandes oder zumindest Gebietes zurückgreifen.

Geht es darum, großräumiger wirksame Entwicklungstendenzen zu charakterisieren, so kann man ganze Aufnahmekollektive aus definierten Bestandestypen bzw. Pflanzengesellschaften in einem pflanzensoziologischen Typenvergleich einander gegenüberstellen.

Fehlen historische Aufnahmen, so kann man sich mit räumlich vergleichenden Beobachtungen behelfen, wo aus dem räumlichen Nebeneinander auf ein zeitliches Nacheinander geschlossen werden soll. So könnte man aus einem Vergleich immissions-

bzw. depositionsgeschädigter und (noch) ungeschädigter Waldbestände auf mögliche Vegetationsentwicklungen schließen, die durch die schädigenden Immissionen (z. B. SO<sub>2</sub>) bzw. Depositionen (z. B. N) ausgelöst werden. Voraussetzung ist, daß alle anderen Einflußfaktoren keine oder nur geringe Bedeutung haben.

Die Anlage von Dauerbeobachtungsflächen schließlich schafft die Möglichkeit, Vegetationsveränderungen begleitend zu verfolgen. Wichtig und gleichzeitig schwierig ist es freilich, daß diese Flächen repräsentativ sind und auch erhalten werden können.

Wie kann man aus den pflanzensoziologischen Aufnahmen oder – weniger exakt – aus vegetationskundlichen Beobachtungen auf den Einfluß von Stickstoffdepositionen schließen? Eine wesentliche Rolle spielt hierbei der Stickstoff-Zeigerwert von Pflanzenarten. Die von ELLENBERG et al. (1992) abgeleiteten ökologischen Zeigerwerte von Gefäßpflanzen umschreiben das ökologische Verhalten einer Art hinsichtlich ausgewählter Umweltparameter in Konkurrenz mit anderen dort wachsenden Arten. Die Zeigerwerte geben zusammen mit der Häufigkeit und Deckung der vorkommenden Pflanzenarten Hinweise auf Nährstoffversorgung, Licht- und Temperaturverhältnisse, Bodenreaktion und bestimmte Klimaverhältnisse am betrachteten Standort. Es sind dies die Lichtzahl (L), die Temperaturzahl (T), die Kontinentalitätszahl (K), die Feuchtezahl (F), die Reaktionszahl (R), die Stickstoff- oder Nährstoffzahl (N) und die Salzzahl (S).

Die Stickstoffzahl N klassifiziert in einer neunstufigen Werteskala das im Gelände zu beobachtende bzw. zu ermittelnde ökologische Verhalten einer Pflanzenart hinsichtlich der Versorgung des Standorts mit Nährstoffen, insbesondere mit Mineralstickstoff. Es handelt sich "um eine relative Abstufung nach dem Schwergewicht des Auftretens im Gelände. Auf keinen Fall bezeichnen die Zeigerwerte die "Ansprüche" der Pflanzen an den entsprechenden Umweltfaktor". Insbesondere die Stickstoff- bzw. Nährstoffzahlen sind großenteils "als Versuche zu werten" (ELLENBERG et al. 1992). Arten mit der N-Zahl 1 oder 2 zeigen N-arme und -ärmste Standorte an, Arten der N-Zahlen 8 und 9 ausgesprochen N-reiche Standorte. Die N-Zahl kann zur räumlich oder zeitlich vergleichenden Einschätzung von Standortverhältnissen herangezogen werden, dabei bieten sich drei Methoden an (BÜRGER-ARNDT 1994):

- die *Zeigerarten*-Methode. Ausgesprochene Stickstoffzeiger oder N-Magerkeitszeiger deuten auf sehr gute oder sehr geringe N-Versorgung des Standorts hin.

- die *Zeigerwert*-Methode. Hier werden aus den N-Zeigerwerten sämtlicher Arten einer Aufnahme (oder eines Aufnahmekollektivs) Durchschnittswerte für den betreffenden Bestand oder den Bestandestyp berechnet. Veränderungen der Artenzusammensetzung spiegeln sich im Laufe der Zeit wider. Allerdings ist der arithmetische Mittelwert mathematisch eigentlich nicht zulässig, weil es sich bei den Zeigerwerten nur um ordinale Werte handelt, in der Praxis hat er sich jedoch eingebürgert. Die Ermittlung des Medianwertes wäre angemessener. Weiterhin kann man die mittleren Zeigerwerte entweder qualitativ, d. h. lediglich nach der Präsenz der Arten, oder quantitativ, d. h. gewichtet nach der geschätzten Deckung jeder der Arten berechnen. Beide Möglichkeiten haben ihre Berechtigung (ELLENBERG et al. 1992).
- die Methode der *Zeigerwert-Spektren*. Dabei wird die Häufigkeit aller Artvorkommen im Bestandeskollektiv für die N-Zahlen 1-9 aufgetragen. Eventuelle Verschiebungen der Verteilung werden quantitativ und qualitativ sichtbar.

Eine Häufung von Stickstoffzeigern, ein Anstieg der mittleren N-Bestandeszeigerwerte oder eine Verschiebung des N-Zeigerwertspektrums hin zu höheren N-Zahlen heißt primär nur, daß die vorgefundene Artenkonstellation auf eine gute (verbesserte) N-Versorgung des Standorts hindeutet. Über die Ursache eines verbesserten N-Angebots ist damit noch nichts ausgesagt. Hier müssen weitere Parameter ergänzend erhoben werden.

Dazu gehören auch andere Zeigerwerte wie die Lichtzahl L, die den Bereich des Vorkommens im Gefälle der relativen Beleuchtungsstärke charakterisiert, und die Reaktionszahl R, die das ökologische Verhalten hinsichtlich des pH-Werts im Boden beschreibt. Beide Werte sind parallel zu den N-Zeigerwerten ermittelbar. Wünschenswert, jedoch selten durchführbar sind N-Depositionsmessungen am Standort oder gar (längerfristige) N-Düngungsversuche als ökophysiologisches Begleitexperiment auf Flächen, die dem floristisch erkundeten Untersuchungsgebiet vergleichbar sind.

## 4.2 Vergleichende Vegetationsaufnahmen

Ab Mitte der 80er Jahre wurden in Mitteleuropa verschiedene Waldbestände und -gesellschaften daraufhin untersucht, ob gegenüber früheren floristischen und pflanzensoziologischen Befunden Veränderungen stattgefunden haben.

Die Vorstellung der Arbeiten erfolgt in chronologischer Reihenfolge. Sie geben eine ganze Fülle zunächst recht widersprüchlich erscheinender Beobachtungen wieder, die in einem

zweiten Schritt zusammenfassend betrachtet werden sollen. Eine "ökologische Charakterisierung" der Vegetationsaufnahmen erfolgt zumeist mit Hilfe der Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1992). In Hinblick auf die Fragestellung wurden insbesondere die Licht-, Reaktions- und Stickstoffzahlen diskutiert. Dabei beschreibt die Lichtzahl das Vorkommen einer Pflanze im Gefälle von sehr geringer Beleuchtungsstärke (1) bis zum ungeminderten Licht des Freilandes (9), die Reaktionszahl das Vorkommen im Gefälle von extrem sauren (1) bis zu kalkreichen Substraten (9), die Stickstoff- oder Nährstoffzahl den Verbreitungsschwerpunkt einer Art bei sehr geringer (1) bis zu übermäßiger (9) Versorgung mit Mineralstickstoff ( $\text{NH}_4^+$  und  $\text{NO}_3^-$ ).

WITTIG et al. (1985): Bei einem Vergleich von Vegetationsaufnahmen 1976 und 1983 in Flattergras-Buchenwäldern (Milio-Fagetum) der westfälischen Bucht wurde trotz der sehr kurzen Zeitspanne eine signifikante Abnahme der mittleren Reaktionszahlen ( $> 0,2$  Einheiten) gefunden, die am stärksten in aufgelichteten Beständen war. Eine signifikante Zunahme der mittleren Stickstoffzahlen konnte nicht festgestellt werden. Insgesamt war eine deutliche Zunahme an Pflanzenarten zu konstatieren, die in den aufgelichteten Beständen ebenfalls stärker war. Die Ursachen der zunehmenden Begünstigung säureliebender Arten konnten nicht geklärt werden.

BUCK-FEUCHT (1986) diskutiert für die Seegrass-Buchenmischwälder (Fagion/Carpinion) sowie die artenarmen Buchenwälder (Luzulo-Fagetum) des schwäbischen Albvorlandes die Zu- bzw. Abnahme von Arten im Zusammenhang mit den durch Bewirtschaftung oder Nutzung veränderten Standortverhältnissen. Verglichen wurden Vegetationsaufnahmen von 1951-53 und 1983. Insgesamt konnte eine Abnahme der Artenzahl festgestellt werden, die als Folge des dichter schließenden Kronendaches interpretiert wird, darunter *Luzula luzuloides*, *Ajuga reptans*, *Galium sylvaticum* u.a. Zugenommen hatten dagegen *Galium odoratum*, *Oxalis acetosella*, *Athyrium filix-femina*, *Dryopteris carthusiana* und *Dryopteris filix-mas*.

WILMANNNS und BOGENRIEDER (1986) und WILMANNNS et al. (1986) konnten durch detaillierte Untersuchungen in Buchen- und Eichen-Hainbuchenwäldern des Kaiserstuhls (Carici-Fagetum, Asperulo-Fagetum, Luzulo-Fagetum, Querco-Carpinetum) zeigen, daß Veränderungen der untersuchten Waldgesellschaften zwischen 1942/44 und 1985 durch Sukzession der durch Waldweide, Nieder-, später Mittelwaldbetrieb und Streugewinnung stark übernutzten Wälder in Richtung auf naturnähere Verhältnisse zu deuten sind. "Die Veränderungen belegen eine spontane Sukzession von ehemals durch Streu- und Brennholzgewinnung übernutzten Nieder- und Mittelwälder zu stärker schließenden,

weniger Seitenlicht einlassenden, laubreicherem, weniger durchwehten und damit weniger verhagerten Hochwäldern." Von dem insgesamt zu verzeichnenden Artenrückgang waren unter anderem folgende Gruppen betroffen: Lichtbedürftige Verhagerungszeiger wie *Melampyrum pratense*, *Poa nemoralis*, *Lathyrus linifolius* und *Festuca heterophylla*, lichtbedürftige Arten der Säume und Schläge wie *Vincetoxicum hirundinaria*, *Fragaria vesca*, *Solidago virgaurea* u.a., sowie Arten laubfreier Kleinstandorte wie *Carex digitata* und *Carex ornithopoda*.

Als Folge von Immissionen bzw. Depositionen werden jedoch die bereits Ende der 70er Jahre beobachteten und später kartierten Stellen mit Herden von *Alliaria petiolata* (Knoblauchsrauke) gedeutet, die sich allesamt auf Rücken- oder Kuppenlagen, oft mitten im Walde, befinden und gegen Süden bis Westen hin exponiert sind. Bodenkundliche Messungen ergaben zusätzlich erhöhte Gehalte an Gesamtstickstoff, an Nitrat und an pflanzenverfügbarem Phosphat sowie erhöhte pH-Werte in den *Alliaria*-Flächen. Transekte vom Waldrand ins Bestandesinnere zeigten eine positive Korrelation zwischen der Ausbildung der *Alliaria*-Fazies und der Menge an Nitrat im Oberboden.

KUHN et al. (1987) erklärten in den untersuchten Eichen-Birken- und Eichen-Hainbuchenwäldern der Schweiz (Querco-Betuletum helveticum nach ETTER, ähnlich dem Luzulo-Fagetum und Bazzanio-Abietetum, und Querco-Carpinetum molinietosum) trotz ähnlicher Befunde wie im Kaiserstuhl – Veränderungen der Artenzahlen, Abnahme vieler Säure- und Magerkeitszeiger, Rückgang der Lichtwerte im Bestandesunterwuchs – die mit der floristischen Veränderung einhergehende und festgestellte Erhöhung des Stickstoff-Zeigerwertes mit Stickstoffeinträgen aus der Atmosphäre. Verglichen wurden Vegetationsaufnahmen aus verschiedenen Jahren zwischen 1935 und 1947 mit neueren von 1984/85. KUHN (1992) korrigiert diese Aussage in einer späteren Veröffentlichung, in der er auf den entscheidenden Einfluß der früheren Waldnutzung hinweist und die Anreicherung von Stickstoffzeigern vorwiegend als Folge von Bewirtschaftungs- und Nutzungsänderungen deutet.

TYLER (1987) untersuchte in einem räumlichen Vergleich stärker depositionsbelastete Waldstandorte ("oak forest vegetation") in Schonen (Südschweden) und weniger stark belastete Standorte in Nordost-Småland. Sowohl Stickstoff-Zeiger als auch Säure-Zeiger waren in Schonen häufiger vertreten als in Nordost-Småland, darunter *Urtica dioica*, *Epilobium angustifolium*, *Rubus idaeus*, *Sambucus* spp., *Stellaria media*, *Galium aparine* und *Aegopodium podagraria*.

ROST-SIEBERT und JAHN (1988) stellten in den untersuchten Drahtschmielen-Buchenwäldern (Deschampsio-Fagetum) Holsteins im Vergleich 1935 – 1983/84 eine prozentuale Zunahme von Arten N-ärmer, vor allem aber überdurchschnittlich N-reicher Standorte fest. Im Unterschied zu den Untersuchungen von KUHN et al. war die mittlere Lichtzahl gleichzeitig um eine Stufe angestiegen. Ein Rückgang säuretoleranter Arten, der eventuell auf Oberbodenverbesserung und günstigere Humusformen zurückgeführt wird, ließ sich ebenfalls feststellen. "Wieweit Veränderungen bei den N-Zeigern auf zunehmende Lichtstellung der Bestände und damit zusammenhängenden Auflagehumusabbau oder aber Stickstoffeintrag aus Immissionen zurückzuführen sind, kann aus diesem Ansatz nicht abgeleitet werden. Ebenso läßt sich nur vermuten, welche Auswirkungen der im Forstamt betriebene naturgemäße Waldbau und eventuelle Düngungsmaßnahmen gehabt haben." In den Flattergras-Buchenwäldern (Milio-Fagetum) war ein erheblicher Rückgang der Artenzahlen zu verzeichnen. Die mittleren Reaktions- und Stickstoffzahlen waren aber nahezu unverändert, die mittlere Lichtzahl hatte etwas abgenommen. Verminderter Lichtgenuß am Boden und ungünstigere Humusverhältnisse werden als mögliche Erklärung diskutiert.

In den untersuchten Kalk-Buchenwäldern Niedersachsens war zwischen 1957-60 und 1984 eine Zunahme von Arten stickstoffreicher Standorte zu beobachten, die mittlere Reaktionszahl hatte aber etwas abgenommen. Die für diese Waldgesellschaften zur Verfügung stehenden bodenchemischen Daten ließen eine Bodenversauerung erkennen ("die sich jedoch nur sehr schwach in der Vegetation abzeichnet, was angesichts der insgesamt sehr hoch gepufferten Böden auch nicht überrascht"). Insgesamt war die Artenzahl zurückgegangen, die Bestände etwas dunkler geworden. Für die Hainsimsen-Buchenwälder (Luzulo-Fagetum) ergab sich eine Erhöhung der mittleren Lichtzahl um eine Stufe, ausgesprochene N-Zeiger und Zeiger übermäßig stickstoffreicher Standorte waren neu aufgetreten, die Reaktionszahl war ebenfalls angestiegen. Die Bodenanalysen ergaben aber auch hier zunehmende Versauerung.

WILMANN (1989) führt die in Waldschwingel-Buchenwäldern und einem typischen Hangbuchenwald (Elymo-Fagetum festucetosum altissimae, Elymo-Fagetum typicum) der Schwäbischen Alb festgestellte Abnahme der Artenzahlen auf die durch Wandel der Bewirtschaftungsformen veränderten Lichtverhältnisse am Waldboden zurück, von der vor allem Saumarten betroffen sind. Der leichte Artenrückgang, darunter der Rückgang von vier Säurezeigern (*Luzula luzuloides*, *Festuca heterophylla*, *Melampyrum pratense*, *Poa nemoralis*), im Pfeifengras-Blaugras-Buchenwald (Elymo-Fagetum seslerietosum) auf saurer und wechsellückiger Terra fusca, wird als mögliche Folge geringerer Aushagerung

und besserer Streudecke gedeutet. Verglichen wurden Vegetationsaufnahmen von 1988 mit solchen von 1953/54. In Buchenwäldern der Alb-Hochfläche (*Elymo-Fagetum poetosum chaixii*) konnten zwei schwache Tendenzen herausgearbeitet werden: eine Zunahme von *Mercurialis perennis* (N-Zeiger) und die Abnahme von Säurezeigern (*Poa chaixii*), die "ebenso auf verbesserten Stoffumsatz wie auf flächige Immissionen zurückgeführt werden (können) oder auf beides".

In den Fichtenforsten zeigte sich aufgrund der wegen starker Waldschäden immer wieder entnommenen Stämme eine leichte Auflichtung "mit all ihren mikroklimatischen und edaphischen Folgen". Abgenommen hatten aber sowohl lichtbedürftige und nitrophytische Saumarten (*Epilobium montanum*, *Geranium robertianum*, *Geum urbanum* u.a.) als auch Säurezeiger (*Luzula luzuloides*, *Poa chaixii*), von jedem Typ war aber auch ein Vertreter in der Gruppe der geförderten Arten. Zu erwarten wäre eigentlich eine Zunahme der Artenzahl durch die Auflichtung der Bestände. Daß trotz Auflichtung eine Abnahme der Artenzahlen zu verzeichnen war, führt WILMANN'S auf die zeitliche Verzögerung zurück, die mit der Einwanderung neuer Arten verbunden ist.

FALKENGREN-GRERUP und ERIKSSON (1990) konnten in Buchen- und Eichenwäldern Südschwedens im Vergleich von Vegetationsaufnahmen 1947-70 und 1984-88 eine Zunahme stickstoffliebender Arten in manchen Beständen feststellen (*Rubus idaeus*, *Stellaria nemorum*, *Aegopodium podagraria* u.a.). Obwohl eine Versauerung und Entbasung der Böden durch langjährige Meßreihen belegt werden konnte, konnte keine Zunahme von "Säurezeigern" beobachtet werden. *Avenella flexuosa*, *Maianthemum bifolium* und *Luzula pilosa* zeigten nur wenig Veränderungen, *Oxalis acetosella* hatte sogar abgenommen. "Lichtzeiger" hatten eher zugenommen, was sich daraus erklärt, daß zumindest ein Teil der Buchenwälder durchforstet worden war. Insgesamt waren die untersuchten Bestände sehr heterogen aufgebaut, so daß klare Aussagen nicht getroffen werden können. (Daher wurde diese Arbeit nicht in Tabelle 3 aufgenommen). Da in den untersuchten Waldbeständen höhere Zuwachsraten für die Buche nachgewiesen werden konnten, bemerken die Autoren, daß "die Gleichzeitigkeit des Anstiegs der Stickstoffdepositionen und des Verlustes an Makro-Nährelementen im Boden zu der Folgerung führt, daß die höhere Verfügbarkeit von Stickstoff größeren Einfluß auf die Bodenvegetation und den Zuwachs der Buche hat als der Verlust der anderen Nährelemente".

STORM (1990) untersuchte in einem räumlichen Vergleich verschieden stark geschädigte Bestände des Typischen Preiselbeer-Tannenwaldes (*Vaccinio-Abietetum typicum*) im südlichen Schwarzwald und stellte positive Beziehungen zwischen dem häufigeren

Auftreten von *Vaccinium myrtillus* und *Avenella flexuosa* zu den Baumschäden und der Lichtintensität fest. Allerdings konnte nicht unterschieden werden, "ob es sich nur um eine Veränderung im Unterwuchs als Folge der baumschadensbedingten Auflichtung handelt, oder ob die Bestände bereits licht und *Vaccinium*- bzw. *Avenella*-reich waren, bevor die Baumschäden auftraten". Trotz der nachgewiesenen quantitativen Unterschiede bilden geschädigte Bestände keinen eigenen (floristisch abgrenzbaren) Vegetationstyp. Eine Zunahme von Stickstoff-Zeigern konnte nicht nachgewiesen werden. Die Bodenmoosarten *Pleurozium schreberi*, *Hylocomium splendens* und *Polytrichum formosum* zeigten signifikant kleinere Deckungswerte in den geschädigten Beständen und zwar unabhängig von den Lichtverhältnissen, was als Folge baumschadensbedingter, verlichtungsunabhängiger Standortveränderungen oder des direkten Einflusses von Luftschadstoffen diskutiert wird.

NEITE und PAHLKE (1991) konnten keinen Einfluß von Stickstoffdepositionen auf die Artenzusammensetzung in den untersuchten Eichen-Hainbuchenwäldern (Stellario-Carpinetum) der westfälischen Bucht nachweisen, auch wenn auf jeweils 3 Flächen zwei ausgesprochene Nitrophyten (*Galium aparine*, *Sambucus nigra*) neu auftraten. Eine Zunahme im Stickstoffgehalt der Böden war ebenfalls nicht erkennbar, dagegen konnte eine signifikante Abnahme der pH (KCl)-Werte von 1960/61 bis 1988 nachgewiesen werden. Ein Stickstoffeffekt ist auch nicht zu erwarten, da die "untersuchten nährstoffreichen Pseudogley-Böden gut mit Stickstoff versorgt sind". (Daher wurde diese Arbeit nicht in Tabelle 3 aufgenommen). Als Ursache für die Veränderungen der Bodenvegetation (Zunahme von *Impatiens parviflora* und *Impatiens noli-tangere*, Abnahme von *Viola reichenbachiana*, *Ranunculus ficaria* und *Anemone nemorosa*) werden versauerungsbedingte Veränderungen der chemischen Bodeneigenschaften, aber auch artspezifische Sensitivität gegenüber Luftverunreinigungen in Betracht gezogen.

THIMONIER et al. (1992) beobachteten in den untersuchten Eichen-Hainbuchenwäldern Lothringens einen leichten (nicht signifikanten) Anstieg der mittleren Reaktionszahl, sowie eine signifikante Zunahme sowohl der mittleren Stickstoff- als auch der mittleren Lichtzahl im Vergleich 1971/72 und 1990. Insgesamt war die Artenzahl angestiegen, darunter befanden sich auch Stickstoffzeiger wie *Rubus idaeus* und *Galeopsis tetrahit*. Eine räumliche Analyse der Untersuchungsflächen ergab eine Häufung von Flächen mit deutlicher Zunahme an Stickstoff-Zeigern an den Waldrändern, insbesondere wenn diese der vorherrschenden Windrichtung ausgesetzt waren, was als deutlicher Hinweis auf depositionsbedingte Veränderungen interpretiert wird.

RODENKIRCHEN (1993) stellte in Kiefernbeständen Nordostbayerns (ehemalige natürliche Waldgesellschaften Leucobryo-Pinetum, Vaccinio-Quercetum) bei wenig veränderten Lichtverhältnissen eine Zunahme nitrophiler, säuretoleranter Arten fest (*Avenella flexuosa*, *Dryopteris carthusiana*, *Epilobium angustifolium*). Gleichzeitig konnte der Rückgang anspruchsloser Arten (*Calluna vulgaris*, *Vaccinium vitis-idaea*, epigäische Flechten) beobachtet werden. Die mittlere N-Zahl war in ehemals streugennutzten Flächen um 0,6 Einheiten, in nicht streugennutzten Flächen um 0,3 Einheiten angestiegen. Verglichen wurden Vegetationsaufnahmen von 1987 mit solchen von 1946. Mit dem Bestandesniederschlag werden im Untersuchungsgebiet 18 - 25 kg N/ha-a eingetragen.

In Tabelle 3 sind die Ergebnisse der vergleichenden Vegetationsaufnahmen hinsichtlich Reaktions-, Stickstoff- und Lichtzahl zusammenfassend dargestellt. Aufgenommen wurden Untersuchungen mit ausreichendem zeitlichen Abstand zwischen den Aufnahmen. Die Angaben sind in Klammern gesetzt, wenn die Veränderungen nur schwach ausgebildet oder wenn keine Zeigerwerte angegeben sind, die Befunde aber dennoch in die eine oder andere Richtung deuten.

**Tab. 3: Zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse aus vergleichenden Vegetationsaufnahmen in Deutschland und benachbarten Ländern.**

Studien	R>	R<	N>	N<	L>	L<	S>	S<	Waldgesellschaft und Aufnahmejahre
BUCK-FEUCHT (1986)						(x)		x	Artenarme Buchenmischwälder; 1951/53 - 1983
WILMANNNS und BOGENRIEDER (1986)						(x)		x	Buchenwälder 1942/44 - 1985
WILMANNNS et al. (1986)			(x)			x		x	Eichen-Hainbuchenwälder 1942/44 - 1985
KUHN et al. (1987)	x		x			x		x	Eichen-Birken-/Eichen-Hainbuchenwald; 1935-47 - 1984/85
WILMANNNS (1989)	(x)		(x)			x		x	bodensaurer Buchenwald 1953/54 - 1988
WILMANNNS (1989)	(x)					x		x	Waldschwingel-Buchenwald
WILMANNNS (1989)						(x)		(x)	Blaugras-Buchenwald
ROST-SIEBERT und JAHN (1988)						(x)		x	Flattergras-Buchenwald 1935 - 1983/84
ROST-SIEBERT und JAHN (1988)		(x)	x			(x)		x?	Kalk-Buchenwald 1957/60 - 1984
ROST-SIEBERT und JAHN (1988)	(x)		(x)		x		x?		Drahtschmielen-Buchenwald 1935 - 1983/84
ROST-SIEBERT und JAHN (1988)	x		(x)		x		x		Hainsimsen-Buchenwald 1957/58 - 1984
THIMONIER et al. (1992)	(x)		x			x	x		Eichen-Hainbuchenwald 1971/72 - 1990
RODENKIRCHEN (1993)	(x)		x		x		x		Kiefernbestände 1946 - 1987

R> Zunahme der Reaktionszahl

R< Abnahme der Reaktionszahl

N> Zunahme der Stickstoffzahl

N< Abnahme der Stickstoffzahl

L> Zunahme der Lichtzahl

L< Abnahme der Lichtzahl

S> Zunahme der Artenzahl

S< Abnahme der Artenzahl (insgesamt)

Zumindest ein Trend ist erkennbar: In keinem Fall wurde (insgesamt) eine Abnahme stickstoffzeigender Pflanzen beobachtet, die mit einer Abnahme der Stickstoffzahl einhergegangen wäre. Die Reaktionszahl hat (nur) in einem Fall (etwas) abgenommen, ansonsten aber (eher) zugenommen. Bei den Lichtwerten werden sowohl Ab- als auch Zunahmen festgestellt. Die Aufnahmen sind so geordnet, daß sich zwei Gruppen erkennen lassen: In der ersten Gruppe ergab die Auswertung der Vegetationsaufnahmen insgesamt eine Abnahme an Pflanzenarten, die zweite Gruppe zeichnet sich durch Zunahme der Gesamtartenzahl aus. In der ersten Gruppe treten tendenziell geringere Lichtwerte auf, die zweite Gruppe ist tendenziell an höhere Lichtwerte gekoppelt. Sicher belegt ist eine Zunahme der mittleren N-Zahl nur in wenigen Fällen.

BÜRGER-ARNDT (1994) untersuchte eine Vielzahl unterschiedlich stark geschädigter Waldbestände im südlichen und mittleren Schwarzwald und verglich sie sowohl untereinander als auch mit historischen Aufnahmen. Im historischen Vergleich konnte eine Zunahme lichtliebender, häufig stickstoffzeigender Arten der Waldschläge (*Senecio fuchsii*, *Rubus idaeus*, *Galeopsis tetrahit*, *Carex pilulifera*) sowie höherwüchsiger Waldfarne (*Athyrium filix-femina*, *Dryopteris dilatata*) festgestellt werden.

In den artenarmen Gesellschaften (Hainsimsen-Buchenwald und Hainsimsen-Tannen-Fichtenwald) erlangten Arten der waldnahen Staudenfluren und Gebüsch auf Kosten der Waldarten einen höheren Anteil. Die Verschiebung des Artengefüges schlug sich in erhöhten mittleren Stickstoffzahlen nieder. Der Hohlzahn (*Galeopsis tetrahit*) kann als kennzeichnende Art des Bestandeswandels gelten. In den artenreichen Waldgesellschaften (Waldmeister-Buchenwald, Tannen-Fichten-Forste, Bergmischwald) offenbarte erst die Analyse der Zeigerwertspektren den leichten Anstieg des Anteils an Stickstoffzeigern.

Für artenarme und -reiche Gruppen war mit zunehmender Kronenverlichtung (tendenziell) ein Anstieg der Artenzahlen zu beobachten. Insgesamt wird der beobachtete Anstieg der mittleren Stickstoffzahlen, zumeist auch der mittleren Reaktionszahlen und der mittleren Lichtzahlen als Ergebnis einer von Kronenverlichtung und Stickstoffeinträgen gesteuerten Sukzession gewertet. Ein Zusammenhang zwischen Bestandeszeigerwerten und Schädigungsgrad der Baumschicht ließ sich nur in wenigen Fällen ermitteln und dann gerade für Bestandestypen, die mangels geeigneter Referenzdaten nicht weiter analysiert werden konnten.

Mehrfach wurde in den bereits vorgestellten Arbeiten auf die besondere Eignung von Moosen als Zeiger von Luftverunreinigungen hingewiesen (WILMANN 1989, STORM

1990, RODENKIRCHEN 1993; auch LEE et al. 1990), so daß auf diese kurz in einem eigenen Abschnitt eingegangen wird. Moose besitzen im Gegensatz zu höheren Pflanzen keine Stomata und somit keine Regulationsmechanismen, die die Aufnahme atmosphärischer Schadstoffe steuern. Die Wasser-Aufnahme und -Abgabe erfolgt in den meisten Fällen durch die gesamte Oberfläche.

Durch künstliche saure Beregnung wurden akute direkte Schädigungen an den Moosarten *Thuidium tamariscinum*, *Eurhynchium striatum* und *Mnium affine* verursacht, die als Folge von Protonentoxizität belegt wurden (RODENKIRCHEN 1991, MAKESCHIN und RODENKIRCHEN 1994). Andere Arten wie z. B. *Polytrichum formosum*, *Lophocolea heterophylla* und *Hypnum cupressiforme* zeigten keine oder nur ganz schwach ausgeprägte "Säureschäden". *Dicranella heteromalla* trat auf den beregneten Flächen neu auf. Auch KUHN et al. (1987) und WILMANN (1989) weisen auf die Zunahme von *Hypnum cupressiforme* hin.

STORM (1990) konnte, wie bereits erwähnt, für *Pleurozium schreberi*, *Hylocomium splendens* und *Polytrichum formosum* in geschädigten Beständen (vergleichbarer Helligkeit) signifikant kleinere Deckungswerte nachweisen, die mit der direkten Einwirkung von Luftschadstoffen in Zusammenhang gebracht werden. BÜRGER (1991) beschreibt ebenfalls das Fehlen von *Hylocomium splendens* in aktuellen Aufnahmen des hochmontanen Hainsimsen-Tannen-Fichtenwaldes. In historischen Aufnahmen war es dort höchstet vertreten. Ein Zusammenhang mit dem Schädigungsgrad der Waldbestände wurde nicht aufgestellt.

Hinweise auf die Zu- oder Abnahme von Moosarten sind den in Tabelle 4 zusammengestellten Arbeiten zu entnehmen. (Dabei liegt die Betonung auf häufig genannten Arten, die Tabelle ist sicherlich nicht vollständig.) Auffallend ist insbesondere der Rückgang von *Hylocomium splendens*, das in 7 von 9 Fällen genannt wird.

**Tab. 4: Rückgang und Zunahme verschiedener Moosarten im zeitlichen Vergleich von Vegetationsaufnahmen. *Polytrichum formosum* ist synonym mit *Polytrichum attenuatum*.**

ABNAHME	ZUNAHME	AUTOR(EN)
<i>Hylocomium splendens</i> ( <i>Rhytidiadelphus triquetrus</i> ) <i>Thuidium tamariscinum</i> ( <i>Dicranum scoparium</i> )		BUCK-FEUCHT 1986
<i>Hylocomium splendens</i> <i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>		WILMANNS et al. 1986
<i>Hylocomium splendens</i> <i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>	<i>Hypnum cupressiforme</i> <i>Dicranella heteromalla</i> <i>Fissidens taxifolius</i>	KUHN et al. 1987
<i>Dicranum undulatum</i> <i>Scleropodium purum</i>	<i>Polytrichum formosum</i>	ROST-SIEBERT und JAHN 1988
<i>Hylocomium splendens</i> <i>Rhytidiadelphus triquetrus</i> <i>Mnium undulatum</i>	<i>Hypnum cupressiforme</i> <i>Polytrichum formosum</i> <i>Plagiomnium spec.</i>	WILMANNS 1989
<i>Hylocomium splendens</i> <i>Pleurozium schreberi</i> <i>Polytrichum formosum</i>		STORM 1990
<i>Hylocomium splendens</i> <i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>		BÜRGER 1991
<i>Hylocomium splendens</i>	<i>Dicranum scoparium</i> <i>Polytrichum formosum</i> <i>Scleropodium purum</i>	THIMONIER et al. 1992 RODENKIRCHEN 1993

Selbst wenn stickstoffzeigende Pflanzenarten eingewandert sind oder zugenommen haben, müssen N-Depositionen dafür nicht notwendigerweise die Ursache sein. Zwei weitere Prozesse können zum selben Ergebnis führen:

- eine verstärkte Mineralisierung von Streu und Humus, verbunden mit einer Freisetzung bisher nicht pflanzenverfügbarer Stickstoffverbindungen,
- eine Verbesserung der Nährstoffsituation durch veränderte Nutzung des Waldes. Die Aufgabe von Streunutzung und Waldweide führte dabei langfristig zur Anreicherung von Nährstoffen, auch von Stickstoff, im Oberboden.

In Mitteleuropa macht sich vor allem die Sukzession von Wäldern, die durch frühere bäuerliche Nutzung geprägt waren (WILMANNNS et al. 1986), bemerkbar (vgl. Tabelle 5).

**Tab. 5: Mittelalterliche Nutzungen der Nieder- und Mittelwälder (aus KUHN 1992).**

- Brennholz (Hauschicht)
- Bauholz (Oberständer)
- Rebstickel
- Weide, insbesondere nach Schlägen  
(Stockausschläge mit reichhaltigem Futterangebot)
- Schneitelbetrieb nach Schlägen für die Winterfütterung
- Laubstreu für Laubsäcke (Matratzen)
- Stallstreu
- Laubstreu als Ackerdünger
- Eichel- und Bucheckernmast der Schweine
- Waldheu

Wichtig sind auch die Lichtverhältnisse. Der Übergang von Nieder- und Mittelwäldern zu dichteren, weniger Licht einlassenden Hochwäldern ist ein wesentlicher Faktor bei der Interpretation von Artenverschiebungen innerhalb der Waldökosysteme. Hierauf wird von zahlreichen Autoren verwiesen (WILMANNNS et al. 1986, ROST-SIEBERT und JAHN 1988, KUHN 1992 u. a.). Die Ergebnisse in Tabelle 3 weisen ebenfalls auf einen Zusammenhang zwischen abnehmenden Lichtwerten (infolge veränderter Bewirtschaftungsformen) einerseits und rückläufigen Artenzahlen andererseits hin.

Dagegen können Auflichtungen der Kronenschicht (natürlich oder anthropogen verursacht) eine verstärkte Mineralisierung von Streu und Humus zur Folge haben. Erhöhter Lichtgenuß und zeitweilig verbesserte Wärmeverhältnisse fördern die mikrobiellen Abbauprozesse. Die Kombination höherer Licht- und höherer N-Zeigerwerte läßt zumindest eine Beteiligung solcher Prozesse an der verbesserten N-Versorgung vermuten.

Umgekehrt sind Prozesse denkbar, die einen Stickstoffeinfluß auf den Waldunterwuchs kaschieren. So kann es bei dichter schließendem Kronendach sein, daß N-Zeiger zwar aufgrund der N-Versorgung gedeihen könnten, ihre potentielle Deckung aber nicht erreichen, weil das notwendige Licht fehlt (BÜRGER-ARNDT 1994). Arten stickstoffreicherer Standorte sind auch zugleich beliebte Äsungspflanzen für das Rehwild. Bei der hohen Rehwilddichte der meisten Waldbestände in Deutschland ist eine Hemmung der

Ausbreitung mancher N-Zeiger durch selektiven Verbiß durchaus denkbar.

Dennoch ergaben sich in den vorgestellten Studien Hinweise auf die ursächliche Beteiligung von N-Einträgen:

- auf den windexponierten Rücken- und Kuppenlagen des Kaiserstuhls sind hohe Mengen pflanzenverfügbaren Nitrats im Oberboden korreliert mit dem Auftreten ganzer Herden der Knoblauchsrauke (*Alliaria petiolata*) (WILMANNNS et al. 1986). Diese *Alliaria*-Vorkommen häufen sich um Douglasien-Stangenhölzer, was mit der hohen Filterkapazität der Nadelhölzer in Verbindung gebracht wird.
- in Eichen-Hainbuchenwäldern der lothringischen Ebene waren der Anstieg der mittleren N-Zeigerwerte und die Zunahme von N-Zeigern, darunter Waldarten und Schlagbegleiter, vor allem an den Waldrändern zu beobachten, insbesondere, wenn diese der vorherrschenden Windrichtung ausgesetzt waren (THIMONIER et al. 1992).
- in Kiefernbeständen Nordostbayerns konnten ehemals streugenutzte mit nicht streugenutzten Beständen verglichen werden. Zwar stiegen die mittleren N-Zeigerwerte in früher streugenutzten Flächen mehr an (0,6 Einheiten), jedoch war auch in nicht streugenutzten Flächen noch ein Anstieg um 0,3 Einheiten zu verzeichnen (RODENKIRCHEN 1993).

### **4.3 Floristische Hinweise auf stickstoffbedingte Vegetationsveränderungen**

Angesichts der geschilderten Schwierigkeiten, selbst bei vergleichenden Aufnahmen die Wirkung von atmosphärischen Stickstoffeinträgen von anderen Faktoren abzugrenzen, ist es umso heikler, floristische Beobachtungen einen Beweiswert zuzumessen. Man kennt jedoch Pflanzenarten, deren ökologisches Verhalten sich in eindeutigen Zusammenhang zu bestimmten Depositionen bringen läßt. Nach Angaben in der Literatur (Zusammenstellung in BÜRGER-ARNDT 1994) lassen sich beispielsweise folgende Arten als Zeiger erhöhter Stickstoffbelastung werten:

- Holunder (*Sambucus nigra*, *Sambucus racemosa*)
- Feuerkraut (*Epilobium angustifolium*)
- Hohlzahn (*Galeopsis tetrahit*)
- Schattenblümchen (*Maianthemum bifolium*)
- Brombeere (*Rubus fruticosus*)
- Himbeere (*Rubus idaeus*)
- Greiskraut (*Senecio vulgaris*)
- Brennessel (*Urtica dioica*)

– abgesehen von *Maianthemum* alle Arten mit erhöhten Ansprüchen an den Lichtgenuß. Dennoch scheint für ihre Förderung der erhöhte Stickstoffeintrag die entscheidende Rolle zu spielen, denn bei anders garteten Depositionen zeigen sie auch bei fortschreitender Auflichtung keine entsprechende Reaktion. Drahtschmiele (*Avenella flexuosa*) und Pfeifengras (*Molinia caerulea*), sonst Zeiger saurer Deposition, erfahren auch bei erhöhten N-Einträgen eine Förderung (BÜRGER-ARNDT 1994).

Bei einer großen Zahl der nach den Untersuchungen von BÜRGER-ARNDT (1994) im Schwarzwald geförderten Arten handelt es sich um Belastungsindikatoren für Stickstoff, wie ein Vergleich der Tabellen von Stetigkeitsänderungen in den Vegetationsaufnahmen zeigte.

Wenn die Bilanz von 10 Jahren "Waldökosystemstudie Hessen" bei der Fallstudie Zierenberg zu dem Schluß kommt, daß im untersuchten Buchenwald "die zunehmende Ausbreitung einer stickstoffliebenden Bodenvegetation wie Brennessel oder Holunder dazu beiträgt, daß in zahlreichen, gut nährstoff- und wasserversorgten Beständen Probleme bei der natürlichen Verjüngung bestehen" und die Brennessel einen Deckungsgrad von 85 % erreicht (EICHHORN und PAAR 1992), dann liegt die Beteiligung von N-Einträgen nahe. Die Bestandesdeposition liegt bei 20-25 kg N/ha-a. Weiterhin wurde nachgewiesen, daß der Nitratgehalt im Wasser einer unterhalb der Untersuchungsfläche gelegenen Quelle von 8 mg/l (1965) auf 20 mg/l (1990) zugenommen hat – ein weiteres Indiz für die Stickstoffsättigung dieses Ökosystems.

Der Vegetationswandel der Kiefernforste Nordostdeutschlands wird ebenfalls mit Stickstoffeinträgen in Verbindung gebracht. Seit Anfang der 70-er Jahre hat sich der Wandel durch verstärktes Auftreten von Laubbaum- und Sträucher-Jungwuchs in fast allen Kiefernbeständen des Landes angekündigt. Mittlerweile unterscheidet man je nach Depositionshöhe drei Intensitätsstufen (HOFMANN et al. 1990, HOFMANN 1995):

- In Gebieten mit geringen Einträgen (bis ca. 15 kg N/ha-a im Freiland) verschwanden die ärmsten Ausbildungen mit Flechten und Hagermoosen, dafür nahmen Typen mit nitrophilen Arten im Unterwuchs zu.
- Diese Tendenz setzt sich in Gebieten mit mäßigen Einträgen (20-25 kg N/ha-a im Freiland) verstärkt fort. *Vaccinium* spp. nehmen in der Deckung ab, Schlagarten und Ruderalarten tauchen vermehrt auf.
- Hohe Einträge von Stickstoff (> 25 kg N/ha-a im Freiland) oder Kombinationen von N und kalkhaltigen Stäuben (vor der Einführung der Rauchgasreinigung in den neuen Ländern noch emittiert) führen zu Massenentfaltungen des Sandrohrs (*Calamagrostis epigeios*) oder der Drahtschmiele (*Avenella flexuosa*), andere Bestände zeigen Deckenbildungen von Himbeere (*Rubus idaeus*) und Holzzahn (*Galeopsis tetrahit*).

Diese stoffeintragsbedingte Entwicklungsreihe konnte in einem 20-jährigen Düngungsversuch nachvollzogen werden. Danach führen "nennenswerte N-Einträge, ob mit oder ohne Kalkkomponente, fast unabhängig von der standörtlichen Ausgangssituation in Kiefernbeständen über den Weg labiler Zwischenglieder der Vegetationsentwicklung letztlich großflächig zur Ausbildung von langlebigen und konkurrenzstarken *Calamagrostis-epigeios*-Decken" (HOFMANN et al. 1990). Untersuchungen zur kleinstandörtlichen Differenzierung der Besiedlungsintensität durch *Calamagrostis* ergaben, daß in der Mehrzahl der Standorte die Stickstoffversorgung des Kleinstandortes eine entscheidende Rolle für die Besiedlung spielt (EISENHAUER und STRATHHAUSEN 1995).

Mittlerweile führt diese dichte Bodenvegetation bei dem ohnehin geringen Bestandesniederschlag zu ernsthafter Konkurrenz um verfügbares Wasser, auch die Grundwasserneubildung ist beeinträchtigt (HOFMANN 1995).

Ähnliche Befunde, wenn auch in anderem Zusammenhang, fanden bereits TRAUTMANN et al. (1970) in Kiefernbeständen nördlich des Industriezentrums Mannheim-Ludwigshafen. Sie konnten einen Zusammenhang zwischen dem Vorkommen einiger Pflanzenarten und Industrienähe feststellen, der ihnen eine Abgrenzung von drei Zonen unterschiedlicher Depositionsbelastung erlaubte. Zu den in Industrienähe gehäuft vorkommenden Pflanzenarten gehörten *Solanum dulcamara*, *Moehringia trinervia* und *Galeopsis tetrahit*. *Calluna vulgaris* und *Vaccinium myrtillus* verhielten sich genau gegenläufig, ihre Verbreitung ging mit zunehmender Industrienähe zurück. Durch vergleichende Bodenuntersuchungen wurden die höchsten Werte der Mineralstickstoff-Nachlieferung in Industrienähe gefunden, so daß "in erster Linie die erhöhte Mineralstickstoff-Nachlieferung

in Industrienähe" für die Verbreitung der Pflanzen verantwortlich gemacht wird. Die Autoren berichten auch hier von "solchen Kiefernbeständen, deren Boden von einer dichten Waldschilf (*Calamagrostis epigeios*)-Decke überzogen wird".

Solche Befunde sind nicht auf Deutschland beschränkt, wie die im vorigen Kapitel referierten Untersuchungen von TYLER (1987) in Schweden zeigten, wo an den stärker depositionsbelasteten Standorten sowohl Stickstoff-Zeiger als auch Säure-Zeiger häufiger vertreten waren, darunter *Urtica dioica*, *Epilobium angustifolium*, *Rubus idaeus* und *Sambucus* spp..

In den durch hohe N-Depositionen belasteten Kiefernforsten der Niederlande zeigt die Krautschicht eine Verschiebung hin zu einer Artenzusammensetzung, wie sie für mit Stickstoff angereicherte Standorte typisch ist. Auch hier fallen insbesondere *Dryopteris dilatata*, *Galeopsis tetrahit*, *Avenella flexuosa* und *Rubus*-Arten auf (VAN BREEMEN und VAN DIJK 1988).

#### **4.4 Stickstoffbedingter Wandel auf dem Waldboden – ja oder nein?**

Die Zusammensetzung der Vegetation zeigt nicht einzelne Standortfaktoren bzw. deren Veränderung an, sondern ist "die Resultierende aus der Summe aller Faktoren" (WITTIG 1991) und

*"... die gedankliche Analyse (zeigt) rasch, daß Interpretationen der Krautvegetation schwierig sind, denn die Änderung eines einzelnen physikalischen oder chemischen Faktors im Ökosystem beeinflusst selten oder nie nur einen einzigen Pflanzen-wirksamen Faktor..."* (WILMANN 1989).

Auf einer Veranstaltung zum Thema "Waldschadensforschung in der Schweiz" 1992 kam KUHN zu folgender Aussage:

*"Floristische Analysen allein genügen aber nicht, um Ursachen von Veränderungen außerhalb der Bestände von deren Eigendynamik zu trennen. Aufgrund der bisherigen Erfahrungen können Auswirkungen von Stickstoff- und Säureeinträgen in Waldökosysteme mit floristisch-ökologischen Methoden weder schlüssig nachgewiesen noch ausgeschlossen werden".*

Unserer Meinung nach sind inzwischen so viele Indizien zusammengekommen, daß man die in der Kapitel-Überschrift gestellte Frage dennoch bejahen kann. Zwar läßt sich aufgrund der Komplexität eines Ökosystems noch kein wissenschaftlich exakter Nachweis darüber erbringen, daß eine beobachtete oder im historischen Vergleich belegte Zunahme stickstoffliebender Pflanzenarten auf dem Waldboden ursächlich mit erhöhten N-Depositionen zusammenhängt. Schonendere Waldnutzung und Auflichtungseffekte können ebenfalls ihren Beitrag geleistet haben. Dennoch ist zu vermuten, daß atmogene N-Einträge eine wichtige Rolle dabei spielen, wenn in ganz verschiedenartigen Waldbeständen in unterschiedlichen Regionen Europas solche Pflanzenarten neu auftreten oder in ihrer Deckung zunehmen, die auf (sehr) gute mineralische N-Versorgung am Standort hindeuten. Ein solcher Schluß liegt insbesondere nahe, wenn man den Vegetationswandel gedanklich kombiniert mit den nachgewiesenermaßen hohen N-Depositionen im Bestand und verengten C/N-Verhältnissen im Wald-Oberboden (HEPP und HILDEBRAND 1993).

Standortsveränderungen werden selten sofort angezeigt, weil sich Relikte früherer Artenkombinationen noch lange halten können (ELLENBERG et al. 1992). Zunächst wird es vor dem Artenwandel vermutlich zu Änderungen in Deckungsgrad und Vitalität kommen (BÜCKING 1993). Auf mageren Böden wäre die Umstellung zwar deutlicher abzulesen als auf ohnehin nährstoffreicheren. Da aber auf ärmeren Böden fast alle Pflanzen keinen kräftigen Wuchs erlangen, dauert die Umstellung meist besonders lange. Die Geschwindigkeit der Vegetationsveränderung hängt auch davon ab, wie schnell die für die neuen Standortsverhältnisse typischen Arten zuwandern können.

So darf man beispielsweise einen Wandel der Vegetation hin zu mehr Säurezeigern in relativ kurzer Zeit nicht erwarten. Obwohl bei einigen vergleichenden Untersuchungen nachgewiesen wurde, daß der Oberboden im Laufe der Zeit versauert war (niedrigere pH-Werte), konnte in den wenigsten Fällen eine Zunahme von Arten mit niedrigerer Reaktionszahl ("säuretolerante Arten") konstatiert werden. Im Gegenteil waren die mittleren Reaktionszahlen zum Teil erhöht (Tab. 3, vgl. auch BÜRGER-ARNDT 1994 und dort zitierte Arbeiten). Lediglich im Stammfußbereich von Buchen, der kleinräumig sehr hohe Protonenbelastungen verkraften muß, konnte eine deutliche Zunahme säurezeigender Pflanzenarten nachgewiesen werden. Anspruchsvollere Laubwaldarten wurden verdrängt oder verschwanden (NEITE und RUNGE 1986, Überblick in BÜRGER-ARNDT 1994).

Eine ähnlich verzögerte Reaktion auch auf N-Einträge ist wohl auf den meisten Standorten wahrscheinlich. So ist es durchaus möglich, daß der Umbau der Waldbodenvegetation noch nicht abgeschlossen ist und sich in den nächsten Jahren der Trend zu mehr nitrophilen

Arten im Unterwuchs verstärkt.

Ein Vordringen von wenigen Stickstoff-Zeigerarten in den Waldunterwuchs bedeutet jedoch über kurz oder lang, daß konkurrenzschwächere Arten mit geringeren Nährstoffansprüchen verdrängt werden. Die ursprüngliche floristische Differenzierung unserer Wälder droht nivelliert zu werden, wenn alle "ärmeren" Ausprägungen durch generelle Standorteutrophierung verschwinden.

Biotop- und Artenschutz ist ein wichtiges Ziel moderner, nachhaltiger Waldbewirtschaftung (SCHUMACHER 1996). Man sollte daher nicht warten, bis ein stickstoff-induzierter Vegetationswandel für jeden sichtbar eingesetzt hat und solche Bemühungen unterläuft. Die bereits vorhandenen Indizien fügen sich in das Bild der nachteiligen Wirkung zu hoher Stickstoffeinträge für unsere Wälder, das durch die neuartigen Waldschäden und ansteigende Nitratgehalte in Waldquellen (Kap. 3) komplettiert wird. Sie unterstützen die Forderung: Die N-Einträge in unsere Wälder müssen verringert werden.

Die entsprechende Critical Load für die N-Deposition hängt von der betrachteten Wirkung ab. Auf der Grundlage von Vegetationsveränderungen im Waldunterwuchs und Beeinträchtigungen der Fruchtkörperbildung von Ektomykorrhiza-Pilzen wurden 15-20 kg N/ha·a abgeschätzt (Tab. 2, BOBBINK et al. 1992). Durch die vermutlich verzögerte Reaktion der Vegetation mag dieser Wert zu hoch sein. Der Anstieg der Nitratkonzentrationen in Grund- und Quellwasser unter Wald sowie Berechnungen der N-Festlegung in Biomasse deuten darauf hin, daß die Critical Load für N eher bei 10 kg N/ha·a im Bestand oder noch darunter liegt (LEHN et al. 1995).

## 5. Hochmoore

Hochmoore sind extrem nährstoffarme Lebensräume, die ihre Nährstoffe überwiegend aus atmosphärischen Niederschlägen erhalten. Vegetationsveränderungen in diesen ombrotroph genannten Moorgesellschaften wurde bisher weit weniger Aufmerksamkeit geschenkt als den (wirtschaftlich bedeutenderen) Veränderungen in Waldgesellschaften oder der (in einigen Fällen spektakulären) Vergrasung von Heidegesellschaften (s. Kap. 7), obwohl Hochmoore möglicherweise aufgrund ihres durch Nährstoffarmut geprägten Charakters "hervorragende Indikatoren für Luftverunreinigungen darstellen" (MELZER et al. 1992), so daß nur auf wenige Arbeiten zurückgegriffen werden kann.

Naturgemäß sind Hochmoore besonders durch Nährstoffeinträge gefährdet. Ein Vergleich frischer Moosproben aus britischen Mooren mit 15-35 Jahre altem Herbarmaterial zeigte, daß die N-Konzentration im Gewebe zugenommen hat (WOODIN und FARMER 1993). Die Zunahme korreliert mit der aktuellen Depositionsbelastung: Während im Nordwesten Schottlands (N-Deposition derzeit etwa 6 kg N/ha-a) der N-Gehalt der Moose gleichblieb, war in Nordengland (N-Deposition derzeit etwa 30 kg N/ha-a) ein Anstieg von 62% innerhalb von 40 Jahren zu verzeichnen (MOORE 1995).

Erhöhte Stickstoffeinträge können allerdings nur dann zu einer Steigerung der Primärproduktion beitragen, wenn alle anderen Nährionen in ausreichender Menge am Standort vorhanden sind. In ombrotrophen Mooren ist häufig Phosphor der bestimmende Mangelfaktor, so daß es nur sehr wenige Beobachtungen über die eutrophierende Wirkung von N-Depositionen in diesen Ökosystemen gibt (HADWIGER-FANGMEIER et al. 1992). Verschiebungen in den interspezifischen Konkurrenzverhältnissen können dennoch spürbar werden.

Daher ist Vorsicht angebracht, damit die Nährstoffeinträge die bisherige Anstrengungen von Seiten des Naturschutzes (Ausweisen von Schutzgebieten, Anlage von Pufferzonen u.a.) nicht unterlaufen (vgl. RUTHSATZ 1989). Oligotrophe Moore stehen an erster Stelle der gefährdeten Pflanzenformationen in der Bundesrepublik.

Die Nährstoffe aus atmosphärischen Niederschlägen werden von den bestandesbildenden Torfmoosen (*Sphagnum*-Arten) über die Oberfläche des Sprosses aufgenommen. Kationen aus Staub und Niederschlägen gelangen im Austausch zu H<sup>+</sup>-Ionen über die Zellwände in die Pflanzen, was zur Versauerung des Standortes beiträgt: Hochmoore zeichnen sich durch extrem niedrige pH-Werte aus, die zwischen 3 und 4 liegen können. Ein weiterer

Standortfaktor ist die durch "anhaltende Durchtränkung" bewirkte Sauerstoffarmut in den tieferen Schichten, so daß es zu einer Anreicherung von organischer Substanz kommt (Hochmoorwachstum), die letztlich zur Torfbildung führt.

In einem vom Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen in Auftrag gegebenen Forschungsprojekt (1987 bis 1991) sollten Fragen des Stickstoffmetabolismus von Sphagnen, sowie die Übertragbarkeit der im Labor gewonnenen Erkenntnisse auf Freilandbedingungen untersucht werden, wozu Dauerbeobachtungsflächen eingerichtet werden konnten (MELZER et al. 1992). Der Nitratreduktase, die den ersten Schritt der assimilatorischen Nitratreduktion (Kap. 1) katalysiert, kam dabei als "Schlüsselenzym des N-Metabolismus" entscheidende Bedeutung zu. Sie reduziert Nitrat zu Nitrit, welches in einem zweiten Schritt über die Nitritreduktase zu Ammonium umgesetzt wird. Zwar ließen sich aktuell noch keine direkten Zusammenhänge zwischen "N-Eintrag und der Höhe der Nitratreduktaseaktivität oder dem  $\text{NO}_3^-$ -Gehalt im Haftwasser ableiten" (MELZER et al. 1992).

Bei jährlichen Stickstoffeinträgen, gemittelt über alle Meßstationen im Einzugsgebiet von bayerischen Mooren, von ca. 19 kg N/ha steht aber zu befürchten, daß sich durch erhöhte N-Zufuhr aus der Atmosphäre die Konkurrenzsituation zuungunsten der Sphagnen hin zu anspruchsvolleren Pflanzen verschieben könnte, dann nämlich, wenn durch steigende N-Einträge Nitrat nicht mehr ausreichend von den Sphagnen zurückgehalten werden kann und ins Moorwasser gelangt. Ergebnisse aus Großbritannien und der Schweiz stützen diese Hypothese.

Verpflanzte man das Torfmoos *Sphagnum cuspidatum* aus einem von Depositionen weitgehend unbelasteten Hochmoor in Wales in die relativ hoch belasteten Southern Pennines (etwa 30 kg N/ha-a (MORRIS 1991)), so wuchsen die transplantierten Moospflanzen schlechter und akkumulierten rasch Stickstoff im Gewebe. Gleichzeitig ging die Induzierbarkeit der Nitratreduktase verloren. In den Pennines gewachsenes *Sphagnum cuspidatum* zeigte ebenfalls keine Steigerung der Nitratreduktaseaktivität bei Depositionsereignissen (LEE et al. 1990). Mehrmonatige Düngung mit Nitrat oder Ammonium beeinträchtigte sogar die Nitratreduktion von Sphagnen (MELZER et al. 1992). Normalerweise absorbieren Torfmoose  $\text{NO}_3^-$  und  $\text{NH}_4^+$  beinahe quantitativ, die Nitratreduktaseaktivität wird durch Nitratdeposition induziert (LEE et al. 1990). Es scheint also, daß auf Standorten mit hohen Depositionen die N-Bindungs- und N-Assimilationsfähigkeit der Torfmoose überfordert wird. Damit könnte der Fall eintreten, daß Stickstoff ins Moorwasser gelangt.

Wiederholungsaufnahmen in einem voralpinen Hochmoor im Kanton Schwyz (N-Deposition etwa 16 kg N/ha·a) konnten nach 15 Jahren (1974-1989) eine Verschiebung der Dominanzverhältnisse in der Mooschicht zugunsten anderer Moose feststellen. *Sphagnum rubellum* und zum Teil auch *Sphagnum magellanicum* gingen zurück, *Aulacomnium palustre*, *Dicranum undulatum*, *Polytrichum strictum* und *Pleurozium schreberi* nahmen ihren Platz ein (DUSSEX und HELDT 1990).

Ähnliche Beobachtungen wurden auch in den Niederlanden und Dänemark gemacht: Torfmoose werden durch nitrophilere Moosarten ersetzt (BOBBINK et al. 1992). Die Schweizer Untersuchung gibt auch Hinweise darauf, wie sich ein verbessertes Stickstoffangebot in gestörten Moorteilen (Entwässerungsversuche z. B.) oder am Moorrand langfristig auswirken könnte: Wollgras (*Eriophorum* spp.) und Pfeifengras (*Molinia caerulea*) werden gefördert (Vergrasung), Zwergsträucher (*Calluna vulgaris*, *Vaccinium* spp.) nehmen zu (Verbuschung) (DUSSEX und HELDT 1990).

Besonders schwierig wird sich unter diesen Bedingungen eine Regeneration von Hochmooren gestalten. So verhindern vermutlich die zu hohen N-Depositionen in den Southern Pennines die Erholung der Torfmoosvegetation von den schweren Schädigungen durch die hohen SO<sub>2</sub>- und Rußemissionen der vorangegangenen Jahrzehnte (WOODIN und FARMER 1993).

Die Critical Load von 5-10 kg N/ha·a ist aus Vorsorgegründen bewußt niedrig angesetzt (BOBBINK et al. 1992, Tab. 3).

## 6. Magerrasen

Unter Magerrasen werden im folgenden extensiv genutzte und nur wenig oder gar nicht gedüngte Grünlandgesellschaften verstanden. Trockene Magerrasen gehören zu den artenreichsten Lebensgemeinschaften Mitteleuropas. Erst in letzter Zeit hat der Rückgang dieser Lebensgemeinschaften die Aufmerksamkeit nicht nur auf die veränderten Landnutzungsformen, sondern auch auf atmosphärische Stickstoffeinträge als mögliche Ursache gelenkt. Bei Aufgabe der Nutzung kommt es zur Streuakkumulation und damit zur Nährstoffanreicherung, die sich beispielsweise im Kaiserstuhl an deutlich gestiegenen mittleren N-Zeigerwerten der Vegetation ablesen läßt (BÜRGER-ARNDT 1994). Auch bei den Magerrasen steht man also wie beim Waldunterwuchs vor der Schwierigkeit, depositionsbedingte von nutzungsbedingten Effekten zu unterscheiden.

Bleiben Kalkmagerrasen ungenutzt, so werden in der Regel einige wenige Grasarten dominant, Saumarten kommen verstärkt auf, kurzlebige oder niederwüchsige, krautige Arten nehmen ab oder verschwinden. Die Fiederzwenke (*Brachypodium pinnatum*) kann enorm an Konkurrenzkraft gewinnen: Auf einer ab 1971 sich selbst überlassenen Magerasenfläche in den Niederlanden nahm die Deckung von *Brachypodium* bis 1984 von 3 % auf 94 % zu, die Gesamtartenzahl halbierte sich von 36 auf 18 (BOBBINK und WILLEMS 1987). Deutlich abgenommen oder ganz zurückgegangen waren insbesondere kurzlebige oder niederwüchsige Arten wie *Scabiosa columbaria*, *Carlina vulgaris*, *Thymus pulegioides*, *Hieracium pilosella* und andere. Im Vergleich mit Flächen, die seit einigen Jahren wieder genutzt wurden, zeigte sich, daß trotz unterschiedlichen Managements (Schafbeweidung, Mähen, kontrolliertes Abbrennen) die Fiederzwenke nur schwer einzudämmen war. Allerdings beeinträchtigt eine späte Mahd im Herbst *Brachypodium* nur wenig, Abbrennen kann sogar ihre Konkurrenzkraft fördern, so daß lediglich von einer früheren Mahd oder aber von Beweidung langfristige Erfolge erwartet werden sollten.

Gutes Weidemanagement kann die Artenzusammensetzung trotz gesteigener N-Depositionen erhalten, wie eine Fallstudie in Südengland zeigt (MOORE 1995). In manchen englischen Kalkmagerrasen breitet sich *Brachypodium pinnatum* allerdings trotz Beweidung aus (WOODIN und FARMER 1993) – ein Hinweis auf die Rolle von N-Einträgen? Im Freilandversuch konnte gezeigt werden, daß die Fiederzwenke auf Stickstoffdüngung mit einem erheblichen Anstieg der Biomasse reagierte und in der Folge niederwüchsige und kurzlebige Pflanzenarten stark zurückgingen, die Artenzahl sank von 27 auf 17 (BOBBINK et al. 1992). Der Düngungsversuch mündete also in ähnlichen Befunden, wie sie seit Jahren in den Kalkmagerrasen Westeuropas beobachtet werden.

Ähnlich schwierig wie bei den Halbtrockenrasen (Mesobrometen) gestaltet sich eine Analyse der Volltrockenrasen (Xerobrometen). Zwar hat im Kaiserstuhl der Deckungsgrad der Krautschicht bei diesen sonst lückig bewachsenen Rasenflächen in den letzten Jahren zugenommen, sind Saumarten und Ruderalpflanzen stellenweise eingewandert, eine Beteiligung von N-Depositionen an diesen Prozessen ist jedoch höchstens zu vermuten (WILMANN 1988).

In Streuwiesen (Pfeifengraswiesen) scheint Düngungsversuchen zufolge Phosphor der primär wachstums-/ertragsbegrenzende Nährstoff zu sein (EGLOFF 1987). Vergleichende floristische oder pflanzensoziologische Studien sind den Autoren nicht bekannt. Bisher scheinen hohe N-Einträge noch keine offensichtlichen Vegetationsveränderungen induziert zu haben. Beobachtungen wie das verstärkte Auftreten von Nährstoff- und Störzeigern (z. B. der Ackerkratzdistel, *Cirsium arvense*) auf einem Standort lassen sich auch durch unzureichende Pflegemaßnahmen erklären (DÖLER und STEINMETZ 1993). Bei fehlender Nutzung werden die bestandsbildenden Gräser durch hohe Kräuter (z. B. *Filipendula ulmaria*) allmählich verdrängt (ELLENBERG 1977).

Bei den auf sauren Böden sich ausbildenden Magerrasen ergeben sich die gleichen Schwierigkeiten. Vergleichende Vegetationsaufnahmen aus den Jahren 1976/77 und 1987/88 in einem Borstgrasrasen im Südschwarzwald brachten keine Hinweise auf depositionsbedingte Veränderungen (SCHWABE et al. 1989). Die Aufnahmen konnten die in dem ehemaligen Weidfeld-Gebiet beginnenden Sukzessionsprozesse nachzeichnen.

Eine Analyse von 16 über Deutschland verteilten Borstgrasrasen-Standorten ergab sehr heterogene Resultate (TEUFEL et al. 1994). Die Freilandniederschläge liefern etwa 8-16 kg N/ha-a, die Gesamt-N-Gehalte der Oberböden waren im Vergleich zu früheren Untersuchungen erhöht. Die mittleren N-Zeigerwerte hatten in 12 von 16 Gebieten zugenommen oder waren gleichgeblieben, auf 4 Flächen hatten sie abgenommen. Der Vergleich mit gebiets- und naturraumspezifischen historischen Vegetationsaufnahmen ergab eine deutlich verminderte Artmächtigkeit und Stetigkeit bzw. ein Verschwinden charakteristischer Pflanzenarten der Borstgrasrasen wie *Nardus stricta*, *Arnica montana*, *Polygala vulgaris* sowie *Pedicularis sylvatica*, und zwar bei allen Nutzungsformen. *Avenella flexuosa* und *Agrostis capillaris* wiesen dagegen erhöhte Artmächtigkeiten und Stetigkeiten in den meisten Untersuchungsgebieten auf (TEUFEL et al. 1994). Borstgrasrasen reagieren im allgemeinen auf den Wegfall der Nutzung ohnehin eher langsam und in geringem Ausmaß. Stickstoffbedingte Vegetationsveränderungen herauszuarbeiten ist vermutlich umso schwieriger.

Die Critical Load für Kalkmagerrasen in Höhe von 15-25 kg N/ha·a (Tab. 3, BOBBINK et al. 1992) orientiert sich an N-Input-Output-Kalkulationen für untersuchte Graslandgebiete in den Niederlanden und wurde mit Hilfe eines Simulationsmodells abgeschätzt. Dabei wurden 50% Deckung durch hohe Gräser (*Brachypodium* z. B.) als Schwellenwert angenommen, ab dem ein Wiederherstellung der alten Vegetationsverhältnisse nur schwer möglich ist.

Für eher "saure" Magerrasen wurde eine Critical Load von 20-30 kg N/ha·a ebenfalls nach dem Kriterium der Gräserdominanz angesetzt. Für Ausbildungen mit seltenen und vermutlich empfindlichen Arten wurden weniger als 20 kg N/ha·a angenommen.

## 7. Heiden

Heiden sind ehemals extensiv bewirtschaftete, von Zwergsträuchern dominierte Lebensgemeinschaften auf Magerstandorten. Sie sind Ergebnis eines im Laufe von Jahrtausenden eingespielten Wirtschaftssystems. Die niederländisch-nordwestdeutschen-jütländischen Sandheiden (Genisto anglicae-Callunetum) sind Ersatzgesellschaften der auf nährstoffarmen Böden stehenden Birken-Eichenwälder und Buchen-Eichenwälder (*Quercion roboris*). Zu den wichtigsten Standortfaktoren der Heiden gehören niedrige pH-Werte, geringe Nährstoffreserven, insbesondere an Calcium und Nitrat, und voller Lichtgenuß (WILMANN 1993).

Die von *Calluna vulgaris* (Besenheide) dominierten Heiden durchlaufen einen natürlichen Entwicklungszyklus, in dem sich *Calluna vulgaris* in der Altersphase aufgrund der Streuakkumulation nicht mehr über Keimpflanzen regenerieren kann und anderen Arten die Einwanderung ermöglicht, so den Gräsern *Avenella flexuosa*, *Molinia caerulea*, *Festuca ovina*, *Agrostis canina* oder auch *Pteridium aquilinum* und *Empetrum nigrum*, die sich insgesamt durch höhere Nährstoffansprüche gegenüber *Calluna vulgaris* auszeichnen. Durch extensive Beweidung, Entfernen der Streu, dem "Plaggen", zuweilen durch Abbrennen wurde traditionell dieser Entwicklungszyklus unterbrochen und die Regeneration der *Calluna*-Pflanzen gewährleistet (WILMANN 1993).

Seit den 60er Jahren wird ein verstärktes Eindringen von Gräsern, insbesondere *Avenella flexuosa*, in die von Zwergsträuchern dominierten Sandheiden Norddeutschlands und der Niederlande beobachtet und im Zusammenhang mit den gestiegenen Stickstoffemissionen, insbesondere in Form von Ammoniak, diskutiert (VAN BREEMEN und VAN DIJK 1988, STEUBING und BUCHWALD 1989). Entsprechende Beobachtungen liegen auch aus England vor (WOODIN und FARMER 1993). In der Folge wird ein Rückgang charakteristischer Heidepflanzen wie *Calluna* und *Erica* befürchtet (ROELOFS und HOUDIJK 1991), in den Niederlanden haben Moose und Flechten in ihrer Deckung bereits dramatisch abgenommen (HADWIGER-FANGMEIER et al. 1992).

Nach STEUBING und BUCHWALD (1989) handelt es sich dabei um einen ganzen "Faktorenkomplex", der die Verdrängung von *Calluna vulgaris* und das Einwandern von Gräsern zur Folge hat und in dem der atmosphärische Stickstoffeintrag als zusätzlicher, eventuell entscheidender "Streßfaktor" auftritt. In der Lüneburger Heide konnten leicht erhöhte Stickstoffgehalte sowohl in Streu und Humusaufgabe als auch in Sproß und Wurzeln von *Calluna vulgaris* gegenüber früheren Jahren festgestellt werden, was mit

erhöhter Anfälligkeit gegenüber Frost, Dürre und Schädlingsbefall einhergeht und den Gräsern, insbesondere *Avenella flexuosa*, weitere Konkurrenzvorteile verschafft. In *Calluna*-Heiden Großbritanniens fand man eine lineare Korrelation zwischen der N-Deposition am Standort und der N-Konzentration in den Blättern der Besenheide (MOORE 1995).

Interessant sind in diesem Zusammenhang auch die zwischen erhöhtem Stickstoffangebot und auftretendem Schädlingsbefall wirkenden Rückkoppelungsmechanismen. Die ausschließlich an *Calluna* fressenden Larven und Imagines des Heidekäfers (*Lochmaea suturalis*) werden durch höhere Nährstoffgehalte in den Blättern und Trieben von *Calluna vulgaris* in ihrer Entwicklung vorangetrieben, während *Calluna* selbst weniger Zeit zur Regeneration zur Verfügung steht. Bei starkem Schädlingsbefall entsteht aus den abgestorbenen Pflanzenteilen zudem eine mächtige Rohhumusdecke, die bei zusätzlich feuchter Witterung wiederum positive Auswirkungen auf die Entwicklung der Heidekäfer-Larven hat. Sie verschafft außerdem abermals Konkurrenzvorteile für *Avenella flexuosa*, die das zusätzlich zur Verfügung stehende Stickstoffangebot besser nutzen kann und zudem als Rohhumuskeimer im Vorteil ist, während *Calluna vulgaris* auf mineralischen Boden angewiesen ist (STEUBING et al. 1992).

Das im Auftrag des Umweltbundesamtes durchgeführte Forschungsvorhaben "Populations-ökologische Veränderungen in Heidegesellschaften durch Stickstoffeinträge aus der Luft" (STEUBING et al. 1992), das die Geschichte der Heidevergrasung sowie den Stickstoff-Fluß im Ökosystem Heide zum Inhalt hatte, brachte unter anderem das Ergebnis, daß "sich seit dem 19. Jahrhundert alle von anthropo-zoogenen Einflüssen abhängigen interspezifischen Konkurrenzfaktoren zuungunsten von *Calluna vulgaris* geändert" haben.

Mehrere ökophysiologische Untersuchungen bestätigen, daß die Drahtschmiele (*Avenella flexuosa*) angebotenen Stickstoff besser nutzen kann als manche Konkurrenten an ihren Standorten. Die Drahtschmiele konnte – im Gewächshausversuch – durch höhere Nitrat-assimilationsraten das N-Angebot schneller als *Calluna vulgaris* in Phytomasseproduktion umsetzen (MICKEL et al. 1991, STEUBING et al. 1992). Ähnlich überlegen war die Wachstumsleistung von *Avenella* im Gewächshausversuch gegenüber dem Borstgras (*Nardus stricta*) (BÜCKING 1981).

Insgesamt läßt sich die zu beobachtende zunehmende Vergrasung der Heiden durch eine Veränderung der interspezifischen Konkurrenz zuungunsten des Heidekrauts und zugunsten der Gräser deuten, wobei Stickstoffdepositionen den ohne entsprechende Nutzung

ohnehin bestehenden Trend der Heidedegeneration noch verstärken. Es bleibt die Frage, "ob bei hohem externem Nährstoffeintrag überhaupt noch ein Heidemanagement sinnvoll sein kann" oder zumindest die Einsicht, daß erhöhte Nährstoffeinträge ein "Management verteuern, erschweren und die Frequenz erhaltungsnotwendiger Pflegeeingriffe erhöhen" (DIERSSEN 1989).

Die Critical Load für Heide land wurde mit Hilfe eines Simulationsmodells abgeschätzt, das auf der Grundlage von Beobachtungen und Messungen vor allem in den Niederlanden die Konkurrenzverhältnisse von *Calluna vulgaris*, *Avenella flexuosa* und *Molinia caerulea* abzubilden versuchte (BOBBINK et al. 1992). Für trockene Heiden im Tiefland ergab sich eine Critical Load von 15-20 kg N/ha-a (Tab. 3), bei höheren N-Depositionen geriet *Calluna* (im Modell) ins Hintertreffen. Für feuchtere Heiden (mit *Erica tetralix*) ergaben sich ähnliche Werte.

## 8. Fazit

Aufgrund floristisch-pflanzensoziologischer Untersuchungen allein läßt sich die Hypothese, erhöhte Stickstoffeinträge hätten bereits zu nachweisbaren Änderungen der Vegetationszusammensetzung von Ökosystemen geführt, weder verifizieren noch falsifizieren. Auch wenn das Angebot an pflanzenverfügbarem Stickstoff am Standort oder im Bestand größer geworden ist, muß das erhöhte Angebot

1. nicht notwendigerweise nur auf N-Depositionen zurückzuführen sein. Auflichtungseffekte im Wald, schonendere Waldnutzung oder ein Nachlassen bzw. die Aufgabe der Nutzung im Falle von Heiden und Magerrasen führen ebenfalls zu einem höheren Angebot an Stickstoff.
2. nicht notwendigerweise zu Änderungen der Artenkombination führen, zumindest nicht innerhalb weniger Jahrzehnte. Vegetationsveränderungen brauchen Zeit.

Dennoch ist zu vermuten, daß die hohen N-Depositionen der letzten Jahrzehnte einen nicht zu unterschätzenden Beitrag zu den bereits beobachtbaren Vegetationsänderungen geliefert haben. Die Hypothese gewinnt an Plausibilität, wenn der floristische Wandel nicht isoliert, sondern – vor dem Hintergrund gemessener hoher Stickstoffdepositionen – zusammen mit anderen Befunden betrachtet wird:

- In ganz verschiedenartigen Waldbeständen in unterschiedlichen Regionen Europas sind solche Pflanzenarten neu aufgetreten oder haben in ihrer Deckung zugenommen, die auf (sehr) gute mineralische N-Versorgung am Standort hindeuten (Kap. 4.2, 4.3).
- Nachweislich sind zumindest manche Waldböden stickstoffreicher geworden, die C/N-Verhältnisse enger (Kap. 3). Gleichzeitig sind die Vorräte an Nähr-Kationen (K, Mg, Ca) durch Auswaschungsverluste zum Teil auf ein bedenklich niedriges Niveau gesunken. An beiden Vorgängen sind Stickstoffdepositionen beteiligt. Die Konzentration an  $\text{NO}_3^-$  im Sicker- und Quellwasser von Wäldern ist vielerorts angestiegen, was auf die Stickstoffsättigung des jeweiligen Standorts hindeutet.
- Sowohl in einigen Waldtypen (Kap. 4) als auch in Heiden (Kap. 7) gewinnt eine Pflanzenart an Konkurrenzkraft, die nachgewiesenermaßen pflanzenverfügbaren Stickstoff besser in Biomasse umsetzen kann als mancher Konkurrent, nämlich *Avenella flexuosa*. Dieselbe Spezies hat auch in Schweden zwischen 1973/77 und

1983/87 an Deckung zugenommen, und zwar in den Gebieten, in denen die anhand einer N-Bilanzierung berechnete Critical Load für Stickstoff überschritten wird, mehr noch, das Ausmaß der Deckungszunahme korreliert sogar mit dem Ausmaß der Überschreitung der Critical Load (ROSÉN et al. 1992).

- Trotz gegensteuernder Management-Maßnahmen läßt sich das Vordringen von *Brachypodium pinnatum* in Kalk-Magerrasen nur schwer verhindern (Kap. 6).
- Die beobachteten Veränderungen der Vegetation im Freiland (Wald, Magerrasen, Heiden) entsprechen erstaunlich genau den aus Düngungsversuchen abgeleiteten Erwartungen.

Welche Folgerungen ergeben sich daraus?

Zunächst einmal sollte die wissenschaftliche Beobachtung und Analyse der Auswirkungen von N-Einträgen eingerichtet bzw. weitergeführt werden. Bei Wäldern ist europaweit mit dem Level II-Programm ein Anfang gemacht worden, indem auf Dauerbeobachtungsflächen unter anderem die Bodenvegetation in Wäldern untersucht wird (LUX et al. 1996). Die 86 Level II-Flächen Deutschlands sind sogar nur ein kleiner Teil der insgesamt im Lande vorhandenen Dauerbeobachtungsflächen. Solche Flächen sollten auch in anderen ökologisch wertvollen Ökosystemtypen eingerichtet werden, zweckmäßigerweise mit den notwendigen Depositionsmessungen und Kontrollparzellen.

Unserer Meinung nach sollte man nicht abwarten, bis zweifelsfrei erwiesen ist, daß atmosphäre N-Depositionen die charakteristischen Artenkombinationen sensibler Ökosysteme verändert haben. Solche Veränderungen sind ohnehin nur schwer aufzuhalten und nur mit großem Aufwand, unter Umständen gar nicht mehr, rückgängig zu machen. Auch wenn bei der Degradation von Mooren, Magerrasen und Heiden andere Ursachen wirksamer sein mögen, so ist doch ein Gegensteuern desto schwieriger, je mehr der Erhaltung dieser Ökosysteme abträgliche Faktoren hinzukommen – und hohe N-Einträge sind ein solcher Faktor. Bei Wäldern ist mit Stickstoff neben Veränderungen im Waldunterwuchs die Problematik der neuartigen Waldschäden und der Trinkwasserqualität verknüpft. Die Senkung der Stickstoffdepositionen und damit die Verminderung der Stickstoffemissionen ist ein wichtiges Ziel. Die Akademie für Technikfolgenabschätzung hat konkrete Vorschläge zu Minderungsstrategien vorgelegt (FLAIG und MOHR 1996).

## Anhang

### Verzeichnis der erwähnten botanischen Pflanzennamen (Farn- und Blütenpflanzen)

<i>Aegopodium podagraria</i>	Giersch, Geißfuß, Zipperleinskraut
<i>Agrostis canina</i>	Hunds-Straußgras
<i>Agrostis capillaris</i>	Rotes Straußgras (auch: <i>Agrostis tenuis</i> )
<i>Ajuga reptans</i>	Kriechender Günsel
<i>Alliaria petiolata</i>	Knoblauchsrauke, Lauchkraut
<i>Anemone nemorosa</i>	Busch-Windröschen
<i>Arnica montana</i>	Arnika
<i>Athyrium filix-femina</i>	Wald-Frauenfarn
<i>Avenella flexuosa</i>	Drahtschmiele (auch: <i>Deschampsia flexuosa</i> )
<i>Brachypodium pinnatum</i>	Fiederzwenke
<i>Calamagrostis epigeios</i>	Sandrohr, Land-Reitgras
<i>Calluna vulgaris</i>	Besenheide, Heidekraut
<i>Carex digitata</i>	Finger-Segge
<i>Carex ornithopoda</i>	Vogelfuß-Segge
<i>Carex pilulifera</i>	Pillen-Segge
<i>Carlina vulgaris</i>	Golddistel
<i>Cirsium arvense</i>	Acker-Kratzdistel
<i>Dryopteris carthusiana</i>	Gewöhnlicher Dornfarn
<i>Dryopteris dilatata</i>	Breitblättriger Dornfarn (auch: <i>D. austriaca</i> )
<i>Dryopteris filix-mas</i>	Männlicher Wurmfarne
<i>Empetrum nigrum</i>	Krähenbeere

---

<i>Epilobium angustifolium</i>	Wald-Weidenröschen, Feuerkraut
<i>Epilobium montanum</i>	Berg-Weidenröschen
<i>Erica tetralix</i>	Moor-Glockenheide
<i>Festuca heterophylla</i>	Verschiedenblättriger Schwingel
<i>Festuca ovina</i>	Schaf-Schwingel
<i>Filipendula ulmaria</i>	Mädesüß
<i>Fragaria vesca</i>	Wald-Erdbeere
<i>Galeopsis tetrahit</i>	Gewöhnlicher Hohlzahn
<i>Galium aparine</i>	Kletten-Labkraut
<i>Galium odoratum</i>	Waldmeister
<i>Galium sylvaticum</i>	Wald-Labkraut
<i>Geranium robertianum</i>	Stinkender Storchschnabel, Ruprechtskraut
<i>Geum urbanum</i>	Echte Nelkenwurz
<i>Hieracium pilosella</i>	Kleines Habichtskraut, Mausöhrchen
<i>Impatiens noli-tangere</i>	Rühr-mich-nicht-an
<i>Impatiens parviflora</i>	Kleinblütiges Springkraut
<i>Lathyrus linifolius</i>	Berg-Platterbse (auch: <i>Lathyrus montanus</i> )
<i>Luzula luzuloides</i>	Weißer Hainsimse (auch: <i>Luzula albida</i> )
<i>Luzula pilosa</i>	Behaarte Hainsimse
<i>Maianthemum bifolium</i>	Schattenblümchen
<i>Melampyrum pratense</i>	Wiesen-Wachtelweizen
<i>Mercurialis perennis</i>	Wald-Bingelkraut
<i>Moehringia trinervia</i>	Wald-Nabelmiere
<i>Molinia caerulea</i>	Pfeifengras
<i>Nardus stricta</i>	Borstgras
<i>Oxalis acetosella</i>	Wald-Sauerklee

---

<i>Pedicularis sylvatica</i>	Wald-Läusekraut
<i>Poa chaixii</i>	Wald-Rispengras
<i>Poa nemoralis</i>	Wegweiser-Gras, Hain-Rispengras
<i>Polygala vulgaris</i>	Gewöhnliche Kreuzblume
<i>Pteridium aquilinum</i>	Adlerfarn
<i>Ranunculus ficaria</i>	Frühlings-Scharbockskraut (auch: <i>Ficaria verna</i> )
<i>Rubus fruticosus</i>	Brombeere
<i>Rubus idaeus</i>	Himbeere
<i>Sambucus nigra</i>	Schwarzer Holunder
<i>Sambucus racemosa</i>	Traubenholunder
<i>Scabiosa columbaria</i>	Tauben-Skabiose
<i>Senecio fuchsii</i>	Fuchssches Greiskraut
<i>Senecio vulgaris</i>	Gewöhnliches Greiskraut
<i>Solanum dulcamara</i>	Bittersüßer Nachtschatten
<i>Solidago virgaurea</i>	Gewöhnliche Goldrute
<i>Stellaria media</i>	Vogelmiere
<i>Stellaria nemorum</i>	Wald-Sternmiere
<i>Thymus pulegioides</i>	Feld-Thymian
<i>Urtica dioica</i>	Große Brennnessel
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Heidelbeere
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Preiselbeere
<i>Vincetoxicum hirundinaria</i>	Schwalbwurz
<i>Viola reichenbachiana</i>	Waldveilchen
spp.	species; soll ausdrücken, daß mehrere Arten einer Gattung gemeint sind oder gemeint sein können

## **Pflanzensoziologische Begriffe** (nach WILMANN 1993)

Bei der näheren Untersuchung von Pflanzenbeständen trifft man immer wieder solche an, die sich nach Floristik, Physiognomie und Ökologie mehr oder weniger stark gleichen. Man kann so Gruppen von Beständen zusammenschließen, die dem gleichen Typus angehören. Sie werden als Pflanzengesellschaften bezeichnet und sind gekennzeichnet durch eine bestimmte Artenkombination und bestimmte Standortbedingungen. Um Ordnung in das System der Pflanzengesellschaften zu bringen, hat man sich auf ein hierarchisches Taxonomiesystem geeinigt.

Am Anfang stehen pflanzensoziologische Aufnahmen, in denen auf Probeflächen, die keine physiognomischen oder ersichtlichen standörtlichen Differenzen aufweisen, eine Liste aller makroskopisch sichtbaren Pflanzen mit Angabe ihrer Artmächtigkeit (Deckung) oder Menge und der Häufungsweise erstellt wird. Dazu gehören auch Angaben über Lokalität und Standort. Aus dem tabellarisch geordneten Aufnahmematerial werden Grundeinheiten gebildet. Diese sogenannten Assoziationen sind durch charakteristische Artenkombinationen gekennzeichnet, sowie vor allem dadurch, daß sie die kleinsten Einheiten (Gesellschaften) sind, welche noch mindestens eine einzige Art enthalten, die in der jeweiligen Gesellschaft ihren eindeutigen Schwerpunkt des Vorkommens hat. Aufgrund gemeinsamer charakteristischer Arten werden mehrere Assoziationen zu einem Verband vereinigt, mehrere Verbände zu einer Ordnung und mehrere Ordnungen schließlich zu einer Klasse. Für ökologische Untersuchungen stellen Assoziationen manchmal noch zu grobe Einheiten dar und werden anhand von Trennarten, die als Indikator für gewisse Standortfaktoren dienen, in Subassoziationen unterteilt.

Bei der Nomenklatur wird eine Endung an den Stamm des Gattungsnamens einer typischen Art angehängt, das spezifische Epitheton des Artnamens tritt in den Genitiv. Oft werden zur Verdeutlichung zwei Sippennamen in der taxonomischen Bezeichnung vereinigt. Die Endungen sind für eine(n)

Assoziation:	-etum,	Bsp. Luzulo-Fagetum (sylvaticae) Hainsimsen-Buchenwald
Verband:	-ion,	Bsp. Fagion sylvaticae Rotbuchenwälder (etliche Unterverbände unterscheidbar)
Ordnung:	-etalia	Bsp. Fagetalia sylvaticae Mesophytische Laubmischwälder

Klasse:	-etea	Bsp. Querco-Fagetea Artenreiche, eurosibirische Fallaubwälder
Subassoziation:	-etosum	Bsp. Elymo-Fagetum poetosum chaixii (Subassoziation nach <i>Poa chaixii</i> )

## Literatur

- Aber, J. D., Nadelhoffer, K. J., Steudler, P. und Melillo, J. M. (1989): Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *BioScience* 39, 378-386
- ANL und Dachverband Agrarforschung (Hrsg.) (1994): Begriffe aus Ökologie, Landnutzung und Umweltschutz; Informationen 4. Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL), Laufen (Salzach)
- Asman, W. A. H. (1994): Emission and deposition of ammonia and ammonium. In: Deutsche Akademie der Naturforscher Leopoldina (Hrsg.): The terrestrial nitrogen cycle as influenced by man; pp. 263-297. *Nova Acta Leopoldina N. F.* Band 70, Nr. 288
- Berger, A. (1995): Wirkungen von Angebot und Bedarf auf den Stickstoff- und Magnesiumhaushalt von Fichtenkeimlingen (*Picea abies* (L.) Karst.). *Bayreuther Forum Ökologie*, Band 23. Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung (BITÖK), Bayreuth (Selbstverlag)
- Block, J. (1995): Stickstoffausträge mit dem Sickerwasser aus Waldökosystemen. In: Umweltbundesamt (Hrsg.): Wirkungskomplex Stickstoff und Wald; Texte 28/95; pp. 80-96. Umweltbundesamt, Berlin
- Bobbink, R. und Willems, J. H. (1987): Increasing dominance of *Brachypodium pinnatum* (L.) Beauv. in chalk grasslands: a threat to a species-rich ecosystem. *Biol. Conserv.* 40, 301-314
- Bobbink, R., Boxman, D., Fremstad, E., Heil, G., Houdijk, A. und Roelofs, J. (1992): Critical loads for nitrogen eutrophication of terrestrial and wetland ecosystems based upon changes in vegetation and fauna. In: Grennfelt, P. und Thörnelöf, E. (Hrsg.): Critical loads for nitrogen; *Nord* 1992:41; pp. 111-159. Nordic Council of Ministers, Kopenhagen
- Brodin, Y.-W. und Kuylenstierna, J. C. I. (1992): Acidification and critical loads in Nordic countries: a background. *Ambio* 21, 332-338
- Buck-Feucht, G. (1986): Vergleich alter und neuer Vegetationsaufnahmen im Forstbezirk Kirchheim unter Teck. *Mitt. Verein Forstl. Standortkunde u. Forstpflanzenzüchtung* 32, 43-49

- Bücking, W. (1981): Kulturversuche an azidophytischen Waldbodenpflanzen mit variiertes Stickstoff-Menge und Stickstoff-Form. Mitt. Verein Forstl. Standortkunde u. Forstpflanzenzüchtung 29, 42-74
- Bücking, W. (1993): Stickstoff-Immissionen als neuer Standortfaktor in Waldgesellschaften - neue Entwicklungen am Beispiel südwestdeutscher Wälder. Phytocoenologia 23, 65-94
- Bürger, R. (1991): Immissionen und Kronenverlichtung als Ursachen für Veränderungen der Waldbodenvegetation im Schwarzwald. Tuexenia 11, 407-424
- Bürger-Arndt, R. (1994): Zur Bedeutung von Stickstoffeinträgen für naturnahe Vegetationseinheiten in Mitteleuropa; Dissertationes Botanicae Band 220. J. Cramer, Berlin
- Cole, D. W. und Rapp, M. (1981): Element cycling in forest ecosystems. In Reichle, D. E. (Hrsg.): Dynamic properties of forest ecosystems; pp. 341-409. Cambridge University Press, Cambridge
- Dierssen, K. (1989): Eutrophierungsbedingte Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung (Fallstudien aus Schleswig-Holstein). NNA Ber. 2. Jg., H. 1, 27-30
- Döler, H.-P. und Steinmetz, M. (1993): Erstellung und Umsetzung eines Pflege- und Entwicklungskonzepts für das Naturschutzgebiet "Waldwiese im Mahdental" (Landkreis Böblingen). Bl. Schwäb. Albver. 99, 73-74
- Dussex, N. und Held, Th. (1990): Atmosphärischer Nährstoffeintrag in voralpine Hochmoore. Doppel-Lizentiatsarbeit am Systematisch-Geobotanischen Institut der Universität Bern
- Egloff, Th. (1987): Gefährdet wirklich der Stickstoff (aus der Luft) die letzten Streuwiesen? Natur und Landschaft 62, 476-478
- Eichhorn, J. (1992): Wirkungen der Immissionen an der Schnittstelle Boden/Wurzel. In: Eichhorn, J. (Hrsg.): 10 Jahre Waldökosystemstudie Hessen - Ergebnisse und Perspektiven; Forschungsberichte Hessische Forstliche Versuchsanstalt, Band 15; pp. 61-65. Hessische Forstliche Versuchsanstalt, Hann. Münden (Selbstverlag)
- Eichhorn, J. und Paar, U. (1992): Streß in einem stickstoffgesättigten Buchenwaldökosystem. AFZ 47, 666-668

- Eisenhauer, D.-R. und Strathhausen, R. (1995): Einfluß von Standortfaktoren und Bestockungsstruktur auf die Konkurrenzsituation in der Krautschicht. AFZ/Der Wald 50, 1255-1261
- Ellenberg, H. jun. (1985): Veränderungen der Flora Mitteleuropas unter dem Einfluß von Düngung und Immissionen. Schweiz. Z. Forstwesen 136, 19-39
- Ellenberg, H. jun. (1986): Veränderungen von Artenspektren unter dem Einfluß von düngenden Immissionen und ihre Folgen. AFZ 41, 466-467
- Ellenberg, H. jun. (1990): Ökologische Veränderungen in Biozönosen durch Stickstoffeintrag. In: KTBL und VDI (Hrsg.): Ammoniak in der Umwelt; pp. 44.1-44.24. Landwirtschaftsverlag, Münster
- Ellenberg, H. sen. (1977): Stickstoff als Standortfaktor, insbesondere für mitteleuropäische Pflanzengesellschaften. Oecol. Plant. 12, 1-22
- Ellenberg, H. sen., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. und Paulißen D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa; Scripta Geobotanica XVIII. Verlag Erich Goltze, Göttingen
- Evers, F. H., Schöpfer, W. und Mikloss, J. (1968): Die Zusammenhänge zwischen Stickstoff-, Phosphor- und Kalium-Mengen (in kg/ha) und den C/N-, C/P- und C/K-Verhältnissen der Oberböden von Waldstandorten. Mitt. Verein Forstl. Standortkunde u. Forstpflanzenzüchtung 18, 59-71
- Falkengren-Grerup, U. und Eriksson, H. (1990): Changes in soil, vegetation and forest yield between 1947 and 1988 in beech and oak sites of southern Sweden. For. Ecol. Manage. 38, 37-53
- Flaig, H. und Mohr, H. (1991): Auswirkungen eines erhöhten Ammoniumangebots auf die Keimpflanzen der gemeinen Kiefer (*Pinus sylvestris* L.). Allg. Forst- u. J.-Ztg. 162, 35-42
- Flaig, H. und Mohr, H. (1992): Assimilation of nitrate and ammonium by the Scots pine (*Pinus sylvestris*) seedling under conditions of high nitrogen supply. Physiol. Plant. 84, 568-576
- Flaig, H. und Mohr, H. (1996): Der überlastete Stickstoffkreislauf - Strategien einer Korrektur. Nova Acta Leopoldina N. F. Band 70, Nr. 289

- Foerster, W., Böswald, K. und Kennel, E. (1993): Vergleich der Inventurergebnisse von 1971 und 1987. AFZ 48, 1178-1180
- Graedel, T. E. und Crutzen, P. J. (1994): Chemie der Atmosphäre. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg
- Gundersen, P. (1992): Mass balance approaches for establishing critical loads for nitrogen in terrestrial ecosystems. In: Grennfelt, P. und Thörnelöf, E. (Hrsg.): Critical loads for nitrogen; Nord 1992:41; pp. 55-109. Nordic Council of Ministers, Kopenhagen
- Hadwiger-Fangmeier, A., Fangmeier, A. und Jäger, H.-J. (1992): Ammoniak in der bodennahen Atmosphäre - Emission, Immission und Auswirkungen auf terrestrische Ökosysteme. Forschungsberichte zum Forschungsprogramm des Landes Nordrhein-Westfalen "Luftverunreinigungen und Waldschäden" Nr. 28. Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft, Düsseldorf
- Hepp, R. und Hildebrand, E. E. (1993): Stoffdeposition in Waldbeständen Baden-Württembergs. AFZ 48, 1139-1142
- Hildebrand, E. E. (1994): Der Waldboden - ein konstanter Produktionsfaktor? AFZ 49, 99-104
- Hildebrand, E. E. (1995): Replik auf "Stickstoff-Sättigung der Waldböden in Baden-Württemberg?" von O. Kandler. Gaia 4, 129-130
- Hofmann, G. (1995): Zur Wirkung von Stickstoffeinträgen auf die Vegetation nordostdeutscher Kiefernwaldungen. In: Umweltbundesamt (Hrsg.): Wirkungskomplex Stickstoff und Wald; Texte 28/95; pp. 131-140. Umweltbundesamt, Berlin
- Hofmann, G., Heinsdorf, D. und Krauß, H.-H. (1990): Wirkung atmogener Stickstoffeinträge auf Produktivität und Stabilität von Kiefern-Forstökosystemen. Beitr. Forstwirtsch. 24, 59-73
- Houdijk, A. L. F. M., Smolders, A. J. P. und Roelofs, J. G. M. (1993): The effects of atmospheric nitrogen deposition on the soil chemistry of coniferous forests in The Netherlands. Environ. Pollut. 80, 73-78
- Hüttl, R. F. (1991): Die Nährelementversorgung geschädigter Wälder in Europa und Nordamerika. Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen, Heft 28. Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Freiburg (Selbstverlag)

- Isermann, K. (1994): Ammoniak-Emissionen der Landwirtschaft, ihre Auswirkungen auf die Umwelt und ursachenorientierte Lösungsansätze sowie Lösungsaussichten zur hinreichenden Minderung. In: Enquête-Kommission "Schutz der Erdatmosphäre" des Deutschen Bundestages (Hrsg.): Studienprogramm Band 1: Landwirtschaft, Teilband I, Studie E. Economica Verlag, Bonn
- Kenk, G., Spiecker, H. und Diener, G. (1991): Referenzdaten zum Waldwachstum; KfK-PEF 82. Forschungszentrum Karlsruhe Technik und Umwelt, Karlsruhe
- Klädtker, J. (1995): Untersuchungen zum Wachstum der Wälder in Europa. In: Umweltbundesamt (Hrsg.): Wirkungskomplex Stickstoff und Wald; Texte 28/95; pp. 120-130. Umweltbundesamt, Berlin
- Kölling, Ch. (1991): Stickstoffsättigung von Waldökosystemen. AFZ 46, 513-516
- Kowarik, I. und Sukopp, H. (1984): Auswirkungen von Luftverunreinigungen auf die spontane Vegetation. Angew. Botanik 58, 157-170
- Kreutzer, K. (1994): Folgerungen aus der Höglwald-Forschung. AFZ 49, 769-774
- Kuhn, N. (1992): Ursachen floristischer und ökologischer Vorgänge in Waldbeständen. Forum für Wissen - Waldschadensforschung in der Schweiz: Stand der Kenntnisse, 59-72. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, Birmensdorf.
- Kuhn, N., Amiet, R. und Hufschmid, N. (1987): Veränderungen in der Waldvegetation der Schweiz infolge Nährstoffanreicherung aus der Atmosphäre. Allg. Forst- u. J.-Ztg. 158, 77-84
- Lee, J. A., Baxter, R. und Emes, M. J. (1990): Responses of *Sphagnum* species to atmospheric nitrogen and sulphur deposition. Botanical Journal of the Linnean Society 104, 255-265
- Lehn, H., Flaig, H. und Mohr, H. (1995): Vom Mangel zum Überfluß: Störungen im Stickstoffkreislauf. Gaia 4, 13-25
- Lux, W. und "Bund-Länder-Arbeitsgruppe Level II" (1996): Dauerbeobachtung des Waldzustandes. AFZ/Der Wald 51, 634-637
- Makeschin, F. und Rodenkirchen, H. (1994): Saure Beregnung und Kalkung - Auswirkungen auf Bodenbiologie und Bodenvegetation. AFZ 49, 759-764

- Marschner, H., Häussling, M. und George, E. (1991): Ammonium and nitrate uptake rates and rhizosphere pH in non-mycorrhizal roots of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). *Trees* 5, 14-21
- Melzer, A., Pohl, W., Hünerfeld, G. und Pfeleiderer, P. (1992): Ökophysiologische Untersuchungen zur Nitratbelastung und Nitratbelastbarkeit von Hochmooren. *Umwelt & Entwicklung Bayern, Materialien* 81. Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, München
- Mickel, S., Brunschön, S. und Fangmeier, A. (1991): Effects of nitrogen-nutrition on growth and competition of *Calluna vulgaris* (L.) Hull and *Deschampsia flexuosa* (L.) Trin. *Angew. Botanik* 65, 359-372
- Mohr, H. (1992): Waldschäden in Mitteleuropa - Wo liegen die Ursachen? In: *Verhandlungen der Gesellschaft Deutscher Naturforscher und Ärzte*, 117. Versammlung, Aachen 1992; pp. 43-59. Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft, Stuttgart
- Moore, P. D. (1995): Too much of a good thing. *Nature* 374, 117-118
- Morris, J. T. (1991): Effects of nitrogen loading on wetland ecosystems with particular reference to atmospheric deposition. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 22, 257-279
- Neite, H. und Pahlke, U. (1991): Immissionsbedingte Veränderungen der Bodenvegetation in Eichen-Hainbuchenwäldern der Westfälischen Bucht in den letzten 30 Jahren. *Forst und Holz* 46, 286-289
- Neite, H. und Runge, M. (1986): Kleinräumige Differenzierung von Vegetation und Boden durch den Stammablauf in einem Buchenwald auf Kalkgestein. *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde* 48 (2/3), 303-316
- Rehfuess, K. E. (1990): *Waldböden*. Verlag Paul Parey, Hamburg
- Riebeling, R. (1992): Waldernährung und Waldwachstum. In: Eichhorn, J. (Hrsg.): *10 Jahre Waldökosystemstudie Hessen - Ergebnisse und Perspektiven; Forschungsberichte Hessische Forstliche Versuchsanstalt, Band 15*; pp. 66-68. Hessische Forstliche Versuchsanstalt, Hann. Münden (Selbstverlag)
- Rodenkirchen, H. (1991): Entwicklung der Waldbodenvegetation auf den Versuchsflächen des Höglwald-Experiments im Beobachtungszeitraum 1983-1989. *Forstw. Forschungen* 39, 74-86

- Rodenkirchen, H. (1993): Wirkungen von Luftverunreinigung und künstlichem sauren Regen auf die Bodenvegetation in Koniferenwäldern. Forstw. Cbl. 112, 70-75
- Roelofs, J. G. M. und Houdijk, A. L. F. M. (1991): Ecological effects of ammonia. In: Nielsen, V. C., Voorburg, J. H. und L'Hermite P. (Hrsg.): Odour and ammonia emissions from livestock farming; pp. 10-16. Elsevier Applied Science, London
- Röhle, H. (1993): Zur Änderung des Wuchsverhaltens in südbayerischen Fichtenbeständen. In: Projektgruppe Bayern zur Erforschung der Wirkung von Umweltschadstoffen (PBWU) (Hrsg.): Stoffeinträge aus der Atmosphäre und Waldbodenbelastung in den Ländern von ARGE ALP und ALPEN-ADRIA; Proceedings zum Symposium 27.-29. April 1993 in Berchtesgaden; GSF-Bericht 39/93; pp. 311-319. GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Neuherberg
- Rohmann, U. und Sontheimer, H. (1985): Nitrat im Grundwasser. DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe (Selbstverlag)
- Rosén, K., Gundersen, P., Tegnhamar, L., Johansson, M. und Frogner, T. (1992): Nitrogen Enrichment of Nordic Forest Ecosystems - The Concept of Critical Loads. *Ambio* 21, 364-368
- Rost-Siebert, K. und Jahn, G. (1988): Veränderungen der Waldbodenvegetation während der letzten Jahrzehnte - Eignung zur Bioindikation von Immissionswirkungen? *Forst und Holz* 43, 75-81
- Ruthsatz, B. (1989): Anthropogen verursachte Eutrophierung bedroht die schutzwürdigen Lebensgemeinschaften und ihre Biotope in der Agrarlandschaft unserer Mittelgebirge. *NNA Ber.* 2. Jg., H. 1, 30-35
- Schulze, E.-D. (1989): Air pollution and forest decline in a spruce (*Picea abies*) forest. *Science* 244, 776-783
- Schumacher, W. (1996): Voraussetzungen und Gestaltungsmöglichkeiten einer nachhaltigen naturnahen Waldbewirtschaftung. In: Linckh, G., Sprich, H., Flaig, H. und Mohr, H. (Hrsg.): Nachhaltige Land- und Forstwirtschaft - Expertisen; pp. 329-358. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg
- Schwabe, A., Kratochwil, A. und Bammert, J. (1989): Sukzessionsprozesse im aufgelassenen Weidfeld-Gebiet des "Bannwald Flüh" (Südschwarzwald) 1976 - 1988. *Tuexenia* 9, 351-370

- Smiatek, G., Köble, R. und Gauger, Th. (1995): Das Critical Loads & Levels-Konzept. In: Arndt, U., Böcker, R. und Kohler, A. (Hrsg.): Grenzwerte und Grenzwertproblematik im Umweltbereich; Hohenheimer Umwelttagung 27; pp. 111-119. Verlag Günter Heimbach, Ostfildern
- Steubing L. und Buchwald, K. (1989): Analyse der Artenverschiebungen in der Sand-Ginsterheide des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide. Natur und Landschaft 64, 100-105
- Steubing, L., Fangmeier, A., Lindemann, K.-O. und Mück, D. (1992): Populationsökologische Veränderungen in Heidegesellschaften durch Stickstoffeinträge aus der Luft. FE-Vorhaben Nr. 108 02 077. Umweltbundesamt, Berlin
- Storm, Ch. (1990): Beziehungen zwischen neuartigen Waldschäden und Unterwuchs - Eine Fallstudie im südöstlichen Schwarzwald. Angew. Botanik 64, 51-68
- Tamm, C. O. (1991): Nitrogen in terrestrial ecosystems; Ecological Studies, Vol. 81. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg
- Teufel, J., Gauger, Th. und Braun, B. (1994): Einfluß von Immissionen und Depositionen von Luftverunreinigungen auf Borstgrasrasen in der Bundesrepublik Deutschland; Abschlußbericht zum FE-Vorhaben Nr. 108 02 101 des Umweltbundesamts. Institut für Landschaftsplanung und Ökologie der Universität Stuttgart, Stuttgart
- Thimonier, A., Dupouey, J. L. und Timbal, J. (1992): Floristic changes in the herb-layer vegetation of a deciduous forest in the Lorraine Plain under the influence of atmospheric deposition. For. Ecol. Manage. 55, 149-167
- Trautmann, W., Krause, A. und Wolff-Straub, R. (1970): Veränderungen der Bodenvegetation in Kiefernforsten als Folge industrieller Luftverunreinigungen im Raum Mannheim-Ludwigshafen. Schriftenreihe für Vegetationskunde 5, 193-207
- Tyler, G. (1987): Probable effects of soil acidification and nitrogen deposition on the floristic composition of oak (*Quercus robur* L.) forest. Flora 179, 165-170
- Umweltbundesamt (Hrsg.) (1994): Daten zur Umwelt 1992/93. Erich Schmidt Verlag, Berlin
- van Breemen, N. und van Dijk, H. F. G. (1988): Ecosystem effects of atmospheric deposition of nitrogen in The Netherlands. Environ. Pollut. 54, 249-274

- Vitousek, P. M. (1994): Beyond global warming: Ecology and global change. *Ecology* 75, 1861-1876
- Wilmanns, O. (1988): Können Trockenrasen derzeit trotz Immissionen überleben? - Eine kritische Analyse des Xerobrometum im Kaiserstuhl. *Carolinea* 46, 5-16
- Wilmanns, O. (1989): Zur Frage der Reaktion der Waldboden-Vegetation auf Stoffeintrag durch Regen - eine Studie auf der Schwäbischen Alb. *Allg. Forst- u. J.-Ztg.* 160, 165-175
- Wilmanns, O. (1993): *Ökologische Pflanzensoziologie*. Quelle und Meyer, Heidelberg
- Wilmanns, O. und Bogenrieder, A. (1986): Veränderungen der Buchenwälder des Kaiserstuhls im Laufe von vier Jahrzehnten und ihre Interpretation - pflanzensoziologische Tabellen als Dokumente. *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde* 48 (2/3), 55-79
- Wilmanns, O., Bogenrieder, A. und Müller, W. H. (1986): Der Nachweis spontaner, teils autogener, teils immissionsbedingter Änderungen von Eichen-Hainbuchenwäldern - eine Fallstudie im Kaiserstuhl/Baden. *Natur und Landschaft* 61, 415-422
- Wittig, R. (1991): Veränderungen im Artenspektrum von Waldgesellschaften als Indikatoren erhöhter Säure- und Stickstoffeinträge. *VDI Berichte Nr. 901*, 407-418
- Wittig, R., Ballach, H.-J. und Brandt, C. J. (1985): Increase of number of acid indicators in the herb layer of the Millet Grass-Beech Forest of the Westphalian Bight. *Angew. Botanik* 59, 219-232
- Woodin, S. J. und Farmer, A. M. (1993): Impacts of sulphur and nitrogen deposition on sites and species of nature conservation importance in Great Britain. *Biol. Conserv.* 63, 23-30