

Nährstoffhaushalt von Buchenbeständen auf Muschelkalk, Basalt und Buntsandstein

Nutrient cycling in beech stands on shell limestone, basalt and new red sandstone

Henning Meessenburg, Karl Josef Meiwes, Heike Fortmann, Birte Scheler und Johannes Eichborn

Zusammenfassung

Unterschiede und Gemeinsamkeiten des Nährstoffstatus und der Nährstoffbilanzen von drei Buchenaltbeständen mit unterschiedlichen Standorteigenschaften werden vorgestellt. Die Böden der Bestände Göttinger Wald, Zierenberg und Solling differieren deutlich bezüglich ihres Säure-Base-Status. Der Boden des Bestandes Göttinger Wald ist aus kalkhaltigem Substrat entstanden und befindet sich bis in den Oberboden im Karbonat-Pufferbereich, während am Standort Zierenberg mit Böden aus Basaltverwitterungsschutt im Oberboden bereits eine Versauerung eingesetzt hat. Auf dem Buntsandstein im Solling ist der gesamte durchwurzelte Boden aus Lösslehm dem Aluminium-Pufferbereich zuzuordnen. Dort sind in einer mächtigen Humusaufgabe erhebliche Nährstoffmengen gespeichert.

Die atmosphärischen Säureinträge unterscheiden sich an den drei Standorten nur wenig und sind während der vergangenen Jahrzehnte deutlich reduziert worden.

Die Stickstoffeinträge haben dagegen nur leicht abgenommen und liegen deutlich über dem Bedarf der Bestände für den Biomassezuwachs. Im Solling waren nur sehr geringe Stickstoffausträge zu verzeichnen. Im Göttinger Wald und insbesondere in Zierenberg traten im Beobachtungszeitraum erhebliche Stickstoffausträge auf, die in Zierenberg einen steigenden Trend aufwiesen und in einer im Mittel negativen Stickstoffbilanz resultierten. Im Solling wurde seit 1990 eine negative Calcium-Bilanz beobachtet. Dies unterstreicht für den Buntsandsteinstandort die Bedeutung der Bodenschutzkalkung und rät zur Vorsicht bei der Nutzung nährstoffreichen Schwachholzes, um übermäßige Nährstoffentzüge zu vermeiden.

Stichworte: Buche, *Fagus sylvatica*, Stickstoffsättigung, Versauerung, Stoffbilanzen, Bodenveränderung

Abstract

Differences and similarities in the nutrient status and nutrient budget of three mature beech ecosystems with different site conditions are presented. At the sites, Göttinger Wald, Zierenberg and Solling, the soils differ substantially with respect to their acid/base status. Soils at the Göttinger Wald site have developed from limestone, and the whole profile is at the carbonate buffer range, whereas the soils derived from weathered basalt debris at the Zierenberg site show obvious early signs of acidification in the top layers. At the Solling site the soil in the rooting zone of the new red sandstone is at the aluminium buffer range. At this site a considerable proportion of nutrients is stored in the top organic layer.

The atmospheric deposition of acids is very similar at the three sites, and has been reduced substantially during the last decades. Yet the deposition of nitrogen decreased only slightly, and is much higher than that required for growth. Nitrogen seepage at the Solling site was very low. Nitrogen losses at the Göttinger Wald, and particularly the Zierenberg site are much higher, with an increasing trend during the observation period, resulting in a negative average nitrogen budget at Zierenberg site. At the Solling site, a negative calcium budget has been observed since 1990. This highlights the importance of liming on new red sandstone sites, and the need for cautious utilisation of the nutrient-rich smallwood to avoid unnecessary nutrient withdrawal from these sites.

Keywords: beech, *Fagus sylvatica*, nitrogen saturation, acidification, element budgets, soil changes

1 Einleitung

Unter natürlichen Bedingungen ist die Buche in Mitteleuropa auf einer weiten Amplitude von Standortseigenschaften die konkurrenzstärkste Baumart (LEUSCHNER et al. 2006). Ihre ökologische Spannweite wird auch in bewirtschafteten Beständen weitgehend ausgenutzt. Die Stoffkreisläufe in Buchenwäldern und anderen Waldökosystemen in Mitteleuropa wurden in den letzten Dekaden durch anthropogene Stoffeinträge weitgehend verändert. Während dabei in den 1960er bis 1990er Jahren die Einträge von Säuren wie Schwefelsäure und Salpetersäure eine besondere Rolle spielten, ist seit etwa den 1980er Jahren die Deposition eutrophierenden Stickstoffs (N) ein eigenständiges Problem. Atmosphärische N-Einträge werden als wesentliche Triebkraft für ein beschleunigtes Waldwachstum und zunehmende Kohlenstoffsequestrierung, aber auch für Nährstoffungleichgewichte, erhöhte Nitratausträge und veränderte Pflanzendiversität angesehen (DISE u. WRIGHT 1995, KAHLE et al. 2005, DE VRIES et al. 2006, SEIDLING u. FISCHER 2008). Diese unter dem Begriff Stickstoffsättigung zusammengefassten Phänomene werden in unterschiedlichen Waldökosystemen der nördlichen Hemisphäre beobachtet (ABER et al. 1989, 1998, BRUMME u. KHANNA 2008). Zukünftig und in Ansätzen schon jetzt zu erkennen werden sich aufgrund des globalen Klimawandels vermutlich Veränderungen des Wasser- und Stoffhaushalts von Buchenwäldern ergeben.

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchte Waldökosysteme

Bei den hier vorgestellten drei Fallstudien Göttinger Wald, Zierenberg und Solling handelt es sich um mehr oder weniger gleichaltrige und reine Buchenaltbestände. Sie befinden sich im südniedersächsischen (Göttinger Wald, Solling) bzw. nordhessischen (Zierenberg) Bergland und repräsentieren typische Buchenwälder auf unterschiedlichem Ausgangssubstrat (s. Tab. 1). Die Untersuchungsflächen unterliegen relativ ähnlichen klimatischen Bedingungen, unterscheiden sich aber beträchtlich bezüglich des Säure-Base-Status der Böden und der Zusammensetzung der Bodenvegetation. Sie sind als Monitoringstandorte in das europäische Level II-Programm des ICP Forests (HAUSSMANN u. LUX 1997) und das niedersächsische Boden-Dauerbeobachtungsprogramm (Göttinger Wald und Solling, MEESENBURG et al. 1997) bzw. die Waldökosystemstudie Hessen (Zierenberg, EICHHORN 1992) eingebunden.

Die Monitoringfläche Göttinger Wald wurde 1980 eingerichtet und liegt nahe dem Trauf der Göttinger Wald-Schichtstufe (MEIWES u. BEESE 1988). Der nahezu reine Buchenbestand enthält eine geringe Beimischung von Esche, Ahorn, Eiche und Ulme. Die dichte und artenreiche Bodenvegetation wird durch Waldmeister,

Bärlauch und Bingelkraut geprägt. Die Böden sind flachgründig mit Entwicklungstiefen von 20-50 cm und enthalten bis nahe an die Oberfläche Karbonat.

Die Fallstudie Zierenberg wird seit 1989 untersucht und befindet sich 14 km nordwestlich von Kassel am nordöstlichen Hang des Kleinen Gudenberg, welcher als basaltische Kuppe eine Muschelkalkfläche des nordhessischen Berglands überträgt (EICHHORN 1995). Auf der Hauptuntersuchungsfläche bildet basaltischer Schutt (Limburgit) von ungefähr 90 cm Mächtigkeit das Substrat für die Bodenentwicklung und bedeckt den unterliegenden Muschelkalk. Der Waldbestand besteht fast ausschließlich aus Buche. Die Bodenvegetation wird von Bingelkraut und Brennessel dominiert. Letztere erreicht Bestandeshöhen von mehr als 1 m.

Tabelle 1: Beschreibung der untersuchten Buchenwälder

	Einheit	Göttinger Wald	Zierenberg	Solling
Geogr. Breite	[°]	N51°32'	N51°22'	N51°46'
Geogr. Länge	[°]	E10°03'	E09°16'	E09°34'
Höhe	[m] ü. NN	420	450	504
Neigung	[°]	0-3	15	0-3
Exposition		west	nordost	süd
Bestandesalter	[a] (2008)	127-140	162	170
Bestandesdichte	[Bäume ha ⁻¹]	252	132	212
Mittl. BHD	[cm]	45,0	55	46,1
Mittl. Höhe	[m]	33,6	36,1	29,6
Derbholzvolumen	[m ³ ha ⁻¹]	680	533	529
Natürl. Waldgesellschaft		Hordelymo-Fagetum	Hordelymo-Fagetum	Luzulo-Fagetum
Ausgangsgestein		Kalkstein	Basalt über Kalkstein	Sandstein mit Lössauflage
Bodentyp		Rendzina / Terra fusca	Braunerde	podsolige Braunerde
Bodentyp FAO		Rendzic Leptosol/Calcaric Cambisol	Eutric Cambisol	Dystric Cambisol
Humusform		F-Mull	F-Mull	typischer Moder
Niederschlag ¹	[mm]	709	754	1193
Niederschlag (Mai – Okt.) ¹	[mm]	410	406	553
Mittl. Temperatur ¹	[°C]	9,3	7,5	7,6
Mittl. Temperatur (Mai – Okt.) ¹	[°C]	14,5	12,9	12,8

¹Periode 1990 - 2002

Die Daueruntersuchungsfläche Solling befindet sich im Zentrum des Solling-Plateaus. Die Hochfläche wird vom Mittleren Buntsandstein gebildet, der von einer Lösslehmauflage von etwa 60-80 cm überdeckt wird. Der Waldbestand wird ausschließlich von Buche gebildet, die aus Naturverjüngung hervorgegangen ist (ELLENBERG et al. 1986). Die spärliche Bodenvegetation wird von wenigen Arten gebildet, von denen Sauerklee und Waldhainsimse die höchsten Deckungsgrade erreichen.

2.2 Untersuchungsprogramm

Die Untersuchungsprogramme der drei Fallstudien sind, bedingt durch verschiedene Laufzeiten und organisatorische Einbindungen, unterschiedlich (s. Tab. 2). Die Methodik ist aber durch die Orientierung an Untersuchungsvorschriften des ICP Forests (UN/ECE 2004) bzw. Boden-Dauerbeobachtungsprogramms (BARTH et al. 2002) und verschiedener Qualitätssicherungsschritte bezüglich der hier behandelten Stoffhaushaltskenngößen vergleichbar.

Tabelle 2: Zusammenstellung der auf den Monitoringflächen durchgeführten Untersuchungen und deren räumlicher und zeitlicher Auflösung

Untersuchung	räumliche Auflösung	zeitliche Auflösung
Stoffflussmessungen		
Freilandniederschlag	3-6*	fortlaufend
Kronentraufe	15-20*	fortlaufend
Streufall	12-20*	fortlaufend
Bodenlösung (3-5 Tiefenstufen)	3-12*	fortlaufend
Meteorologische Messungen: Lufttemperatur, Bodentemperatur, Feuchte, Windgeschwindigkeit, Niederschlag, Globalsstrahlung, Gaskonzentrationen (SO ₂ , NO ₂ , NH ₃ , O ₃)	-	fortlaufend
Bodenhydrologische Messungen: Matrixpotenzial, Wassergehalt	3-5*	fortlaufend
Chemische Bodeninventur		
Nährelemente	8-24*	10 a
Schwermetalle	8-24*	10 a
Zuwachsmessungen	alle Bäume auf 0,25 ha	1-5 a
Kronenansprache	Min. 50 Bäume	1 a
Vegetationsaufnahme	4 x 100 m ²	1 a
Blatt-Elementgehalte	6-9 Bäume	1 a

*Proben/Monitoringfläche

Dargestellt werden hier Ergebnisse von chemischen Bodeninventuren sowie von Stoffflüssen mit den Teilprozessen atmogene Deposition, Sickerwasseraustrag, Freisetzung von Elementen über die Mineralverwitterung sowie Festlegung von Elementen in der Holzbiomasse.

Die atmogene Deposition wurde mittels ständig offener Sammelgefäße auf Freiflächen und unterhalb des Kronendaches kontinuierlich erfasst (MEESENBURG et al. 1997). Zusätzlich wurde der Stammablauf über Manschetten in Sammelgefäßen aufgefangen. Gesamtdpositionsraten wurden über ein Kronenraumbilanzmodell (ULRICH 1994) unter Berücksichtigung von trocken deponierten Stoffen sowie Austauschprozessen im Kronenraum geschätzt.

Die Bodenlösung wurde mittels Saugkerzen bzw. -platten in mehrfacher Wiederholung und mehreren Tiefenstufen gewonnen. Gehalte von Stoffen unterhalb des Hauptwurzelraumes (90-100 cm Bodentiefe) wurden als charakteristisch für den Sickerwasseraustrag angesehen. Die entsprechenden Wasserflüsse wurden mit einem Wasserhaushaltsmodell berechnet (HÖRMANN 1997).

Elementfreisetzungsraten durch die Mineralverwitterung wurden statisch mit dem Modell PROFILE (SVERDRUP u. WARFVINGE 1993) unter Verwendung von gemessenen Mineralgehalten der jeweiligen Böden geschätzt. Ebenso wurde die Elementfestlegung in der Holzbiomasse statisch mittels mittlerer Elementkonzentrationen in verschiedenen Baumkompartimenten und mittleren Zuwachsraten geschätzt (RADEMACHER et al. 2008).

3 Bodenzustand und -veränderungen

3.1 Der Bodenzustand der Monitoringflächen im Vergleich

Die Böden der Monitoringflächen wurden aus unterschiedlichen Ausgangssubstraten gebildet und decken einen Großteil der in Mitteleuropa in Waldböden vorkommenden Pufferbereiche ab. Im Göttinger Wald haben sich die Böden aus Kalkstein entwickelt, der als nahezu reiner Calcit kaum Magnesium (Mg) enthält. Der Verwitterungsrückstand auf der Monitoringfläche Göttinger Wald ist sehr ton- (58 %) und schluffhaltig (41 %) und besteht im Wesentlichen aus Quarz (31 %), Illit (20 %), Montmorillonit (15 %), Glimmern (14 %) und Feldspäten (10 %). Dem hohen Calciumcarbonat-Gehalt entsprechend ist der pH-Wert bis in den Oberboden (0-10 cm: 5,7-6,9) relativ hoch und steigt mit zunehmender Bodentiefe an (s. Abb. 1); er liegt damit im Carbonat-Pufferbereich.

In Zierenberg sind die Böden aufgrund des basaltischen Ausgangsgesteins ebenfalls basenreich, aber bis in den Unterboden karbonatfrei. Die Verwitterungsdecke ist außer durch den Basalt auch durch Lössablagerungen geprägt. Letzteres bedingt einen hohen Schluffanteil (70-80 %) und hohe Quarz- sowie Illitgehalte.

Hohe Anteile an schnell verwitterbaren Mineralen wie Pyroxen, Hornblende, Olivin und Smektit stammen aus dem Basalt. Die pH-Werte liegen im Oberboden etwas niedriger als im Göttinger Wald und indizieren eine beginnende Versauerung. Der Boden ist dem Silikat-Pufferbereich zuzuordnen.

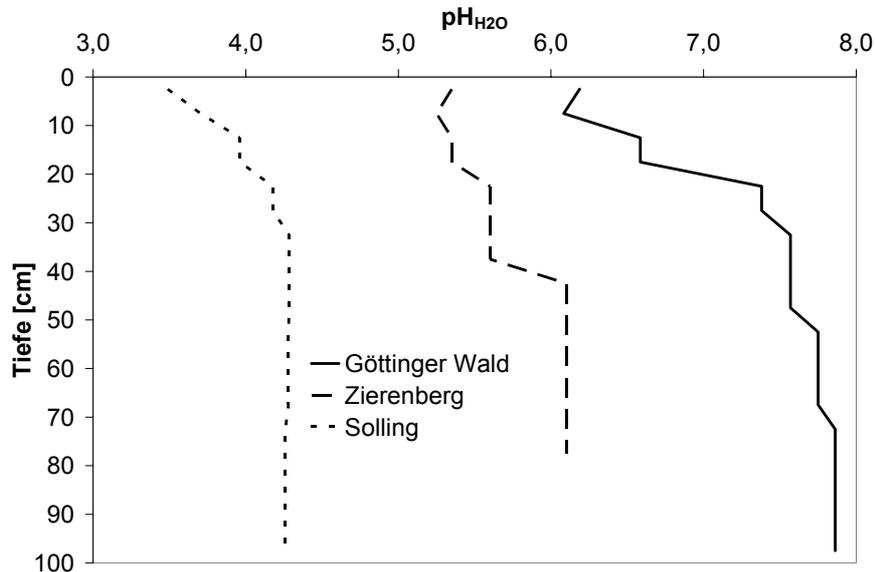


Abbildung 1: Tiefenfunktionen des mittleren pH_{H2O}-Wertes im Mineralboden der Monitoringflächen

Der Standort Solling ist repräsentativ für Böden im Aluminium-Pufferbereich mit geringer Basensättigung und hohen Gehalten an austauschbarem Aluminium (Al) und Protonen. Die pH_{H2O}-Werte liegen im Oberboden um 3,4 und steigen im Unterboden auf Werte um 4,3 an. Die Böden sind aus Buntsandsteinverwitterungsmaterial entstanden, welches von einer 60-80 cm mächtigen Lösslehmauflage überlagert wird. Die Mineralzusammensetzung wird durch Quarz (47-74 %), Feldspäte (10-16 %) und Illite (8-28 %) geprägt.

Aufgrund der verschiedenen Ausgangssubstrate sind die Nährstoffvorräte auf den Untersuchungsstandorten unterschiedlich verteilt. Im Mineralboden sind die austauschbaren Ca-Vorräte im Göttinger Wald sehr hoch, in Zierenberg hoch und im Solling sehr gering (s. Tab. 3). Die Mg-Vorräte sind in Zierenberg sehr hoch, im Göttinger Wald mittel und im Solling gering. Hinsichtlich Phosphor sind die Standorte Solling und Göttinger Wald mittelmäßig und Zierenberg sehr gut ausgestattet. Die Vorräte an austauschbarem Kalium (K) sind im Göttinger Wald und Zierenberg doppelt so hoch wie im Solling. Die in der organischen Auflage akkumulierten Nährstoffvorräte sind dagegen im Solling aufgrund der Mächtigkeit der Humusauflage hoch. Für Mg und Ca liegen die in der organischen Auflage gespeicherten Vorräte in der gleichen Größenordnung wie die Vorräte austauschbarer

Kationen im Mineralboden. Im Göttinger Wald und in Zierenberg sind kaum Nährstoffe in der organischen Auflage gespeichert, da die Streu durch die hohe biologische Aktivität schnell umgesetzt und in den Mineralboden inkorporiert wird.

Tabelle 3: Nährstoffvorräte in der organischen Auflage und im Mineralboden (0-100 cm)

	Göttinger Wald	Zierenberg	Solling
	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹
K O _{1fh}	71	15	287
K* 0-100 cm	1625	712	545
K O _{1fh} + 0-100 cm	1696	727	832
Mg O _{1fh}	36	32	89
Mg* 0-100 cm	507	4944	91
Mg O _{1fh} + 0-100 cm	543	4976	180
Ca O _{1fh}	369	161	210
Ca* 0-100 cm	57908	13469	219
Ca O _{1fh} + 0-100 cm	58277	13630	429
P O _{1fh}	10	13	94
P 0-100 cm	3886	10131	3774
P O _{1fh} + 0-100 cm	3896	10144	3868
N _{ges} O _{1fh}	200	223	1890
N _{ges} 0-100 cm	16520	10570	9930
N _{ges} O _{1fh} + 0-100 cm	16720	10793	11820

* Im Mineralboden werden für Zierenberg und Solling das austauschbare K, Mg und Ca im 1N-NH₄Cl-Perkolat, für den Göttinger Wald im gepufferten 0,2M-BaCl₂-Perkolat aufgeführt.

3.2 Veränderungen der Bodenvorräte auf der Monitoringfläche im Solling

Die Buchen-Monitoringfläche im Solling wird seit 1966 beobachtet. Während dieser Zeit wurden wiederholt Inventuren der Nährstoffvorräte in der organischen Auflage und im Mineralboden durchgeführt (MEESENBURG et al. 1999, MEIWES et al. 2002). Mittels einfacher linearer Regression wurden Veränderungen der Bodenvorräte von C, N, P und Ca untersucht.

Der Humusvorrat in der organischen Auflage hat im Zeitraum 1966 - 2001 um durchschnittlich 630 kg ha⁻¹ a⁻¹ zugenommen (MEIWES et al. 2002). Ein ähnlicher Trend ist für einen benachbarten Fichtenbestand festzustellen. Dabei hat sich die Qualität, d. h. die chemische Zusammensetzung des Humus mit Ausnahme des C/P-Verhältnisses, welches angestiegen ist, kaum verändert. Dies bedeutet wiederum, dass in diesem Zeitraum eine Akkumulation von Auflagehumus stattgefunden

hat. Für N und Ca ergeben sich dabei Akkumulationsraten von 21 bzw. 2,5 kg ha⁻¹ a⁻¹. Nach COVINGTON (1981) sowie BÖTTCHER u. SPRINGOB (2001) ist eine Auflagehumusakkumulation mit zunehmendem Bestandesalter ein natürlicher Vorgang in bewirtschafteten Wäldern. Unterstellt man jedoch für den Buchenbestand im Solling ein vollständiges Fehlen der Humusauflage bei Bestandesbegründung und eine lineare Zunahme des Auflagehumusvorrats bis zum Beginn der Beobachtung 1966, so liegen die Akkumulationsraten im Zeitraum 1966 - 2001 deutlich höher. Daraus lässt sich entweder auf eine Zunahme der Streufallraten oder auf eine Reduktion der Streuabbauraten schließen. Aus der Analyse der gemessenen Streufallmengen ergeben sich weder für den Buchen- noch für den benachbarten Fichtenbestand Anhaltspunkte für eine erhöhte Streuproduktion (KHANNA et al. 2008).

Als Ursache für eine Reduktion der Streumineralisierung kommen ein verändertes Bestandesinnenklima, der hohe Versauerungsgrad der Humusauflage oder erhöhte Schwermetall- bzw. N-Gehalte in Frage (MEIWES et al. 2002). Da sich die Streufallmengen nicht verändert haben, ist davon auszugehen, dass sich der das Bestandesklima beeinflussende Kronenschlussgrad ebenfalls nicht verändert hat. Ein Anstieg der Lufttemperatur und der Niederschlagsmenge würden sich eher positiv auf die Streuzersetzung auswirken.

Eine starke Versauerung der Humusauflage kann zu einem verminderten Streuabbau beitragen. So wurde beispielsweise eine verminderte CO₂-Atmung in versauerten Humusauflagen verschiedener Standorte und Baumarten festgestellt (MEIWES et al. 2002).

Ebenfalls können erhöhte Schwermetallgehalte zu einer Hemmung der Mineralisation beitragen. Die Gehalte an Blei und Kupfer liegen in der Humusauflage im Solling teilweise im Bereich oder über den von TYLER (1992) angegebenen Grenzwerten für eine Hemmung der Streuzersetzung. Allerdings haben die Einträge von Blei und Kupfer mit dem Streufall und dem Bestandesniederschlag im Solling seit den 1970er Jahren deutlich abgenommen.

Nach BERG u. MATZNER (1997) führen hohe N-Gehalte der Streu zu einem raschen Abbau der Zellulosebestandteile, während der Ligninabbau eher gehemmt wird. Dies führt dazu, dass ein hoher Anteil schwer abbaubarer Verbindungen im Humus angereichert wird. Im Solling liegen die N-Gehalte der Streu in einem Bereich, der nach BERG (2000) einen hohen Anteil schwer abbaubarer Verbindungen erwarten lässt.

Welche der genannten Hypothesen, hoher Versauerungsgrad, erhöhte Schwermetall- oder N-Gehalte, maßgeblich zu einem reduzierten Streuabbau beitragen, kann mit den zur Verfügung stehenden Informationen nicht geklärt werden. Vermutlich spielen alle Faktoren eine Rolle. Da sich die Gehalte der Makroelemente im Beobachtungszeitraum nicht signifikant verändert haben, ist anzunehmen, dass schon zu Beginn der Beobachtungen der Streuabbau gehemmt war. Die Humus-

akkumulation hat damit auch zu einer Akkumulation von wichtigen Nährstoffen wie N, P und Ca in der organischen Auflage geführt.

Im Mineralboden der Monitoringfläche im Solling wurde dagegen eine Abnahme der Vorräte basischer Kationen beobachtet (MEESENBURG et al. 1999). Insbesondere für Ca wurde ein deutlicher Rückgang festgestellt. Zurückgeführt werden kann dies auf den Export im Zusammenhang mit dem Transport mobiler Anionen (SO_4 , NO_3 , Cl).

Im Ergebnis bedeutet die Akkumulation von Nährstoffkationen im Auflagehumus und die Verarmung am Austauschkomplex im Mineralboden eine Umverteilung innerhalb des Bodens. Dabei ist die Speicherung von Nährstoffen im Auflagehumus als eine weniger stabile Form anzusehen, da Störungen des Waldökosystems (Windwurf, Schädlingskalamitäten, Endnutzung) zu einem raschen Abbau des Auflagehumus führen und die darin gespeicherten Nährstoffe dem Ökosystem verloren gehen können.

4 Stoffhaushalt

Der Haushalt vieler quantitativ bedeutsamer Nähr- und Schadstoffe in Waldökosystemen wird einerseits durch Einträge aus der Atmosphäre und die Freisetzung durch die Mineralverwitterung, andererseits durch Austräge mit dem Sickerwasser und über die Biomassennutzung geprägt (ULRICH 1994). Für einige Stoffe sind jedoch auch andere Pfade von Bedeutung. Beispielsweise werden N-Komponenten in gasförmiger Form an die Atmosphäre abgegeben (z. B. N_2O , N_2 , NO).

Durch eine Bilanzierung der Stoffeinträge und –austräge können Aussagen zur Stabilität von Waldökosystemen getroffen werden. Reichern sich Schadstoffe an oder gehen Nährstoffvorräte zurück, ist zumindest langfristig mit einer Destabilisierung zu rechnen. Ziel der Forstwirtschaft muss es sein, nach dem Prinzip der Nachhaltigkeit die Bewirtschaftung so zu gestalten, dass sich langfristig ausgeglichene Stoffbilanzen einstellen.

4.1 Stoffeinträge

Die seit dem letzten Jahrhundert anthropogen verursachte Emission von Säuren und N-Verbindungen in die Atmosphäre hat die globalen Stoffkreisläufe stark verändert. Insbesondere für Wälder, die aufgrund ihrer großen äußeren Oberfläche eine bedeutende Senke für atmosphärische Inhaltsstoffe darstellen und die meist nicht gedüngt werden, stellen atmogene Stoffeinträge eine dominante Komponente ihrer Stoffkreisläufe dar. In weiten Bereichen der nördlichen Hemisphäre sind infolge von Säure- und N-Einträgen Böden versauert und Waldökosysteme mit N gesättigt worden.

Nachdem seit Beginn der Industrialisierung und insbesondere seit den 1950er Jahren die Deposition von Luftverunreinigungen in Wälder stark angestiegen waren, sind seit Mitte der 1970er Jahre aufgrund von Luftreinhaltemaßnahmen die Schwefel- und Säuredepositionen in Mitteleuropa und so auch auf den Monitoringflächen deutlich zurückgegangen (s. Abb. 2, MEESENBURG et al. 1995, BALÁZS 1998, GAUGER et al. 2002). Die N-Einträge nahmen in diesem Zeitraum nur leicht ab oder blieben konstant (s. Abb. 3).

Tabelle 4: Mittlere Stoffeinträge mit dem Freilandniederschlag (OF) und Gesamtdeposition (TD, berechnet nach ULRICH 1994) auf den Monitoringflächen im Zeitraum 1990 - 2002 (SL = Solling, GW = Göttinger Wald, ZB = Zierenberg; Datenquelle: Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt)

	Fluss	H ₂ O [mm]	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	H ⁺	Mn ²⁺	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	N _{tot}	N _{org}
			[mmol _c m ⁻² a ⁻¹]										[mmol m ⁻² a ⁻¹]	
SL	OF	1184	40	5	7	16	17	0.5	59	33	63	51	126	12
SL	TD	931	55	8	10	22	55	0.8	102	59	94	73	179	21
GW	OF	684	24	3	7	19	11	0.2	48	20	47	45	100	8
GW	TD	615	35	5	9	27	37	0.4	79	41	75	68	151	13
ZB	OF	752	26	7	19	38	18	0.2	45	22	39	36	85	9
ZB	TD	604	53	14	39	77	61	0.4	91	63	81	76	171	19

Die drei Monitoringflächen unterscheiden sich hinsichtlich der Höhe und des zeitlichen Musters der Stoffeinträge nur wenig (s. Tab. 4). Aufgrund der höheren Niederschlagsraten liegen die Stoffeintragsraten im Solling allgemein etwas höher als auf den beiden anderen Untersuchungsflächen. Die Einträge basischer Kationen sind in Zierenberg, vermutlich aufgrund der höheren Anteile landwirtschaftlich genutzter Flächen in der Umgebung, am höchsten. Gemessen an anderen europäischen Buchenwäldern sind die N-Einträge auf einem überdurchschnittlichen Niveau (EICHHORN et al. 2001). Im Vergleich zu Fichtenbeständen liegen die Einträge in Buchenwäldern allgemein niedriger (BALÁZS 1998, ROTHE et al. 2002). Dies kann auch im Solling beobachtet werden, wo in einem benachbarten Fichtenbestand insbesondere die Säure- und N-Einträge deutlich höher als im Buchenbestand sind (MEESENBURG et al. 1995).

Die Gesamtdepositionsraten (berechnet mit dem Kronenraumbilanzmodell nach ULRICH 1994) sind gegenüber den Einträgen mit dem Freilandniederschlag deutlich erhöht. Der Kronenraum der Waldbestände wirkt als effektive Senke für die partikulären und gasförmigen Luftinhaltsstoffe. Ungefähr 50 % der N-Deposition findet in reduzierter (d. h. als NH₄) und zwischen 7 und 15 % in organischer Form statt. Die NH₄-Deposition trägt damit erheblich zum Eintrag potenzieller

Säure bei (Göttinger Wald 75-95 %, Zierenberg 40-75%, Solling 50-85 %). Für die N-Komponenten muss davon ausgegangen werden, dass die Berechnung der Gesamtdeposition nach ULRICH (1994) eine konservative Schätzung darstellt und somit die realen Eintragsraten wesentlich höher liegen (GAUGER et al. 2002, MEESEBURG et al. 2005). In einem dem Buchenbestand im Solling benachbarten Fichtenbestand fanden IBROM et al. (1995) mittels mikrometeorologischer Methoden eine gegenüber der Kronenraumbilanzierung um 60 % höhere N-Deposition. Auch bei konservativer Schätzung liegen die N-Einträge weit über dem Bedarf der Waldbestände für den Zuwachs der Holzbiomasse von 10 bis 16 kg ha⁻¹ a⁻¹ (RADEMACHER et al. 2008).

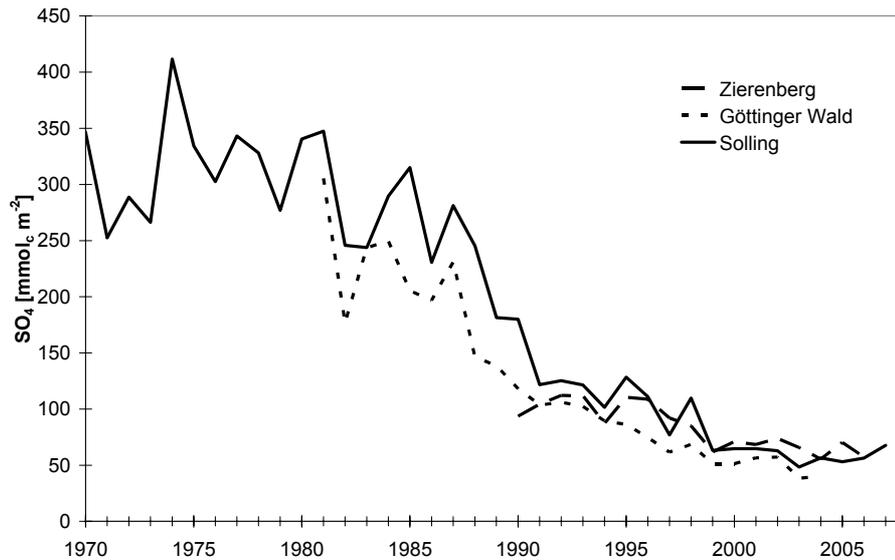


Abbildung 2: Zeitreihen der SO₄-Einträge (Gesamtdeposition) auf den Monitoringflächen

Im Zeitraum 1990 bis 2002 gingen auf allen Flächen die Einträge von SO₄, freier Säure (H⁺) und Ca zurück. Dies kann auf verschiedene Maßnahmen zur Luftreinhaltung zurückgeführt werden. Die N-Komponenten zeigten in diesem Zeitraum keinen Trend. In Zierenberg konnte ein Anstieg der Niederschlagsmengen verzeichnet werden.

4.2 Stoffbilanzen

Die Bilanzierung von Stoffflüssen stellt ein wichtiges Hilfsmittel zur Beurteilung der Stabilität von Ökosystemen und ein Frühwarnsystem zur Erkennung von Umweltveränderungen dar (ULRICH 1994, MEESEBURG et al. 2002). Für die drei Monitoringflächen wurden für den Zeitraum 1990 - 2002 Stoffbilanzen nach

ULRICH (1994) berechnet. Für die Bilanzierung wurden als Input-Flüsse atmogene Stoffeinträge und die Freisetzung aus der Mineralverwitterung, als Output-Flüsse der Austrag mit dem Sickerwasser und die Speicherung in der Biomasse berücksichtigt.

N wird zu annähernd gleichen Anteilen in reduzierter und oxidiert Form eingetragen, während der Austrag mit dem Sickerwasser fast ausschließlich in oxidiert Form als NO_3 stattfindet (s. Abb. 3). Dies bedeutet, dass NH_4 entweder aufgenommen oder nitrifiziert wird.

Im Mittel fand auf der Untersuchungsfläche Solling im Zeitraum 1990 - 2002 eine Speicherung von N statt, da nahezu kein N mit dem Sickerwasser ausgetragen wurde. Der mittlere N-Bilanzüberschuss von $25 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ korrespondiert mit der beobachteten N-Vorratszunahme in der Humusaufgabe (s. Kap. 3.2). Trotz der hohen N-Retention ist von einem weit fortgeschrittenen Zustand der N-Sättigung im Solling auszugehen, wie in einem N-Düngungsexperiment gezeigt wurde (MEESENBERG et al. 2004).

Im Göttinger Wald war die Bilanz nahezu ausgeglichen, d. h. die N-Speicherung im Zuwachs des Waldbestandes und der Sickerwasseraustrag kompensierten die N-Deposition. Bei leicht abnehmenden N-Einträgen traten Anfang der 1980er, sowie Ende der 1980er und 1990er Jahre Phasen erhöhter NO_3 -Austräge auf.

In Zierenberg war der N-Output im Mittel größer als der N-Input. Dabei kann ein signifikanter Trend eines zunehmenden Bilanzdefizits festgestellt werden, was auf zunehmende NO_3 -Austräge bei nahezu konstanten N-Einträgen zurückgeführt werden kann. Dies kann nach EICHHORN (1995) als Anzeichen eines Humusvorratsabbaus im Mineralboden (Humusdisintegration nach ULRICH 1981) gedeutet werden. Betroffen hiervon sind insbesondere Standorte mit hoher Basensättigung, die aber durch Versauerungsprozesse den Silikat-Pufferbereich verlassen haben (EICHHORN 2000, BRUMME u. KHANNA 2008).

Für Zierenberg und Göttinger Wald können bei hohen Verwitterungs- und Austragsraten ausgeglichene Mg- und Ca-Bilanzen unterstellt werden. Im Solling ist im Mittel eine Mg-Akkumulation zu beobachten, für Ca wurden bis ca. 1990 positive und danach negative Bilanzen ausgewiesen. Ein ähnliches Muster ist für SO_4 zu beobachten, was darauf hindeutet, dass der Ca-Austrag durch SO_4 als mobilem Anion gesteuert wird.

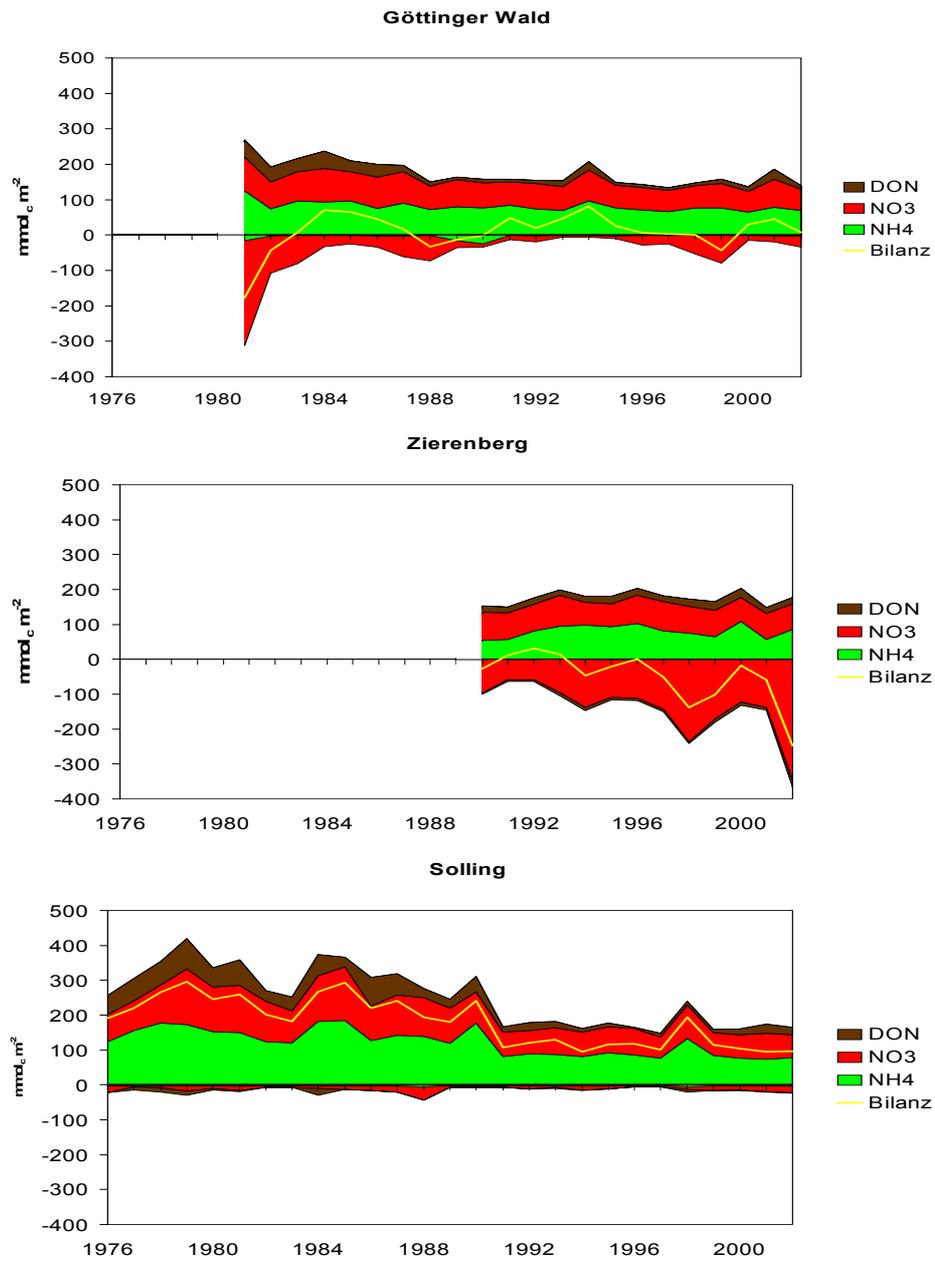


Abbildung 3: Zeitreihen der N-Deposition, N-Sickerwasserausträge und N-Bilanzen auf den Monitoringflächen Göttinger Wald, Zierenberg und Solling (DON = gelöster organischer N)

5 Schlussfolgerungen

Die untersuchten Monitoringflächen Göttinger Wald, Zierenberg und Solling unterschieden sich hinsichtlich des Säure-/Base-Status ihrer Böden deutlich. Dies wird vorwiegend durch die unterschiedlichen Substrate, aus denen sich die Böden entwickelt haben, hervorgerufen. Im Solling wurde im Beobachtungszeitraum (1966 - 2001) anhand einer Abnahme der Basensättigung eine Bodenversauerung durch den atmosphärischen Säureeintrag festgestellt. In Zierenberg und Göttinger Wald sind nur im Oberboden Versauerungstendenzen zu erkennen, da das basenreiche Ausgangssubstrat bisher eine ausreichende Pufferung gewährleistet.

Die im Solling beobachtete Zunahme der Auflagehumusmächtigkeit steht vermutlich im Zusammenhang mit hohen Säure-, Schwermetall- und N-Einträgen in der Vergangenheit, da hohe Gehalte der genannten Stoffe zu einem verringerten Humusabbau führen können. Die beobachtete mittlere N-Akkumulationsrate von $21 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ kann ohne entsprechend hohe N-Einträge kaum realisiert werden. In der Folge der Humusakkumulation hat sich die Verteilung der Vorräte der Nährstoffkationen K, Mg und Ca zwischen Humusaufgabe und Mineralboden verschoben, so dass aktuell in der Humusaufgabe ungefähr die Hälfte dieser Nährstoffe gespeichert sind. Dies birgt das Risiko entsprechender Nährstoffverluste im Falle eines beschleunigten Humusabbaus.

Wesentliche Quellen der atmosphärischen Stoffeinträge sind landwirtschaftliche Aktivitäten, Verkehr und industrielle Prozesse. Aufgrund von Luftreinhaltemaßnahmen haben sich die Einträge von Säurebildnern in den vergangenen Jahrzehnten drastisch reduziert. Die N-Einträge zeigen ebenfalls einen rückläufigen Trend, jedoch fallen die Reduktionen deutlich geringer aus. Ungefähr 50 % der aktuellen N-Einträge entfallen auf reduzierten N. Die drei Buchenbestände unterscheiden sich hinsichtlich der Höhe der N-Einträge, des zeitlichen Musters und der Verteilung auf die verschiedenen N-Spezies nur wenig. Derzeit liegt die N-Deposition noch weit über dem Bedarf der Bestände für den Biomassezuwachs.

Bezüglich der N-Bilanzen weisen die drei Buchwaldökosysteme deutliche Unterschiede auf. Während der Buchenbestand im Solling die N-Einträge fast vollständig zurückhält, werden im Göttinger Wald und insbesondere in Zierenberg erhebliche N-Mengen mit dem Sickerwasser ausgetragen. Die über die Stoffflussbilanzierung ermittelten N-Retentionsraten im Solling stehen im Einklang mit der beobachteten N-Akkumulation in der Humusaufgabe. Damit kann gezeigt werden, dass sich Stoffflussanalysen als sensibler Indikator für Veränderungen in Waldökosystemen eignen. Negative N-Bilanzen in Zierenberg können als Zeichen eines Humusvorratsabbaus (Humusdisintegration) interpretiert werden. Möglicherweise ist dies charakteristisch für Waldökosysteme, bei denen sich im Zuge der Bodenversauerung die Humusdynamik auf ein neues Gleichgewicht einstellt.

Im Solling wurde seit etwa 1990 eine negative Ca-Bilanz festgestellt. Der Austrag von Kationen wird durch den Transport mobiler Anionen gesteuert. Da

für die nächsten Jahrzehnte weiterhin mit hohen SO_4 -Austrägen aufgrund der Remobilisierung von zwischengespeichertem Schwefel zu rechnen ist, werden die Ca-Austräge und damit das Risiko einer Nährstoffverarmung auch weiterhin hoch bleiben. Die Forstwirtschaft sollte darauf mit einer angepassten Biomasseentnahme beispielsweise bei der Energieholznutzung reagieren (MEIWES et al. 2008).

Die negativen Ca-Bilanzen des Buchenwaldökosystems Solling implizieren, dass innerhalb weniger Jahrzehnte die beobachtete Ca-Vorratsabnahme im Mineralboden nicht rückgängig gemacht werden kann; die Ca-Zufuhr über Verwitterungsprozesse und atmogenen Eintrag reicht dazu nicht aus. Die Bodenschutzkalkung bietet die Möglichkeit, den Ca-Verlust kurzfristig zu kompensieren und die Elastizität des Systems gegenüber Versauerung zu erhöhen (vgl. EVERS et al. in diesem Band).

Die Möglichkeiten der Einflussnahme auf den Stickstoffhaushalt von Buchenwäldern durch forstliche Maßnahmen sind insgesamt begrenzt. Das Risiko erhöhter N-Austräge kann am wirksamsten durch eine Reduktion der atmogenen Einträge verringert werden.

Die drei Buchen-Ökosysteme reagieren in Abhängigkeit vom Ausgangssubstrat der Böden sehr verschieden auf den atmogenen Eintrag versauernder und eutrophierender Stoffe. Die Säurepuffersysteme der Böden bestimmen mit ihren chemischen Reaktionen, Pufferraten und -kapazitäten die Stoffbilanzen. Das System auf Kalkstein reagiert sehr elastisch auf den atmogenen Säureeintrag. Das System auf Basalt reagiert aufgrund der hohen Säureneutralisationskapazität ebenfalls elastisch, es verliert jedoch große Mengen an Stickstoff. Hinsichtlich der Stickstoffvorräte strebt das System vermutlich einem neuen Gleichgewichtszustand auf einem niedrigeren N-Niveau zu. Bei der Pufferung des Säureeintrages in dem System auf Buntsandstein kommt es zur Verarmung basischer Kationen und zur Freisetzung von Aluminium. Um den Verlust an basischen Kationen durch Verwitterung wieder auszugleichen, werden bei verringerter Säuredeposition lange Zeiträume erforderlich sein. Darüber hinaus werden infolge der Auflagehumusakkumulation Nährstoffe festgelegt, die dem aufstockenden Bestand nicht unmittelbar zugänglich sind. Das System auf Buntsandstein besitzt von den drei Buchenwald-Ökosystemen die geringste Elastizität; mit der Bodenschutz- bzw. Kompensationskalkung lässt sich der Säure-Base-Haushalt solcher bodensaurer Buchenwälder auf Buntsandstein wieder stabilisieren.

Literatur

- ABER, J.D.; NADELHOFFER, K.J.; STEUDLER, P. u. MELILLO, J.M. (1989): Nitrogen saturation in northern forest ecosystems: Hypotheses and implications. *Bioscience* 39, 378-386
- ABER, J.D.; MCDOWELL, W.; NADELHOFFER, K.J.; MAGILL, A.; BERNTSON, G.; KAMAKEYA, M.; McNULTY, S.; CURRIE, W.; RUSTAD, L. u. FERNANDEZ, I. (1998): Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems: Hypotheses revisited. *BioScience* 48, 921-934
- BALÁZS, A. (1998): 14 Jahre Niederschlagsdeposition in Hessischen Waldgebieten: Ergebnisse von den Meßstationen der Waldökosystemstudie Hessen. Hessische Landesanst. Forsteinrichtung, Waldforschung und Waldökologie Forschungsbericht 25, 129 S.
- BARTH, N.; BRANDTNER, W.; CORDSEN, E.; DANN, T.; EMMERICH, K.-H.; FELDHAUS, D.; KLEEFISCH, B.; SCHILLING, B. u. UTERMANN, J. (2002): Boden-Dauerbeobachtung: Einrichtung und Betrieb von Boden-Dauerbeobachtungsflächen. In: ROSENKRANZ, D.; BACHMANN, G.; KÖNIG, W. u. EINSELE G. (Hrsg.): *Bodenschutz*, 3. Bd. 9152, 1-127
- BERG, B. (2000): Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *Forest Ecol. Managem.* 133, 13-22
- BERG, B. u. MATZNER, E. (1997): Effect of N deposition on decomposition of plant litter and soil organic matter in forest systems. *Environ. Rev.* 5, 1-25
- BÖTTCHER, J. u. SPRINGOB, G. (2001): A carbon balance model for organic layers of acid forest soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 164, 399-405
- BRUMME, R. u. KHANNA, P.K. (2008): Ecological and site historical aspects of N dynamics and current N status in temperate forests. *Global Change Biol.* 14, 125-141
- COVINGTON, W.W. (1981): Changes in forest floor organic matter and nutrient content following clearcutting in northern hardwoods. *Ecology* 62, 41-48
- DE VRIES, W.; REINDS, G.; GUNDERSEN, P. u. STERBA, H. (2006): The impact of nitrogen deposition on carbon sequestration in European forests and forest soils. *Global Change Biol.* 12, 1151-1173
- DISE, N.B. u. WRIGHT, R.F. (1995): Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. *Forest Ecol. Managem.* 71, 153-161
- EICHHORN, J. (Hrsg.) (1992): 10 Jahre Waldökosystemstudie Hessen: Ergebnisse und Perspektiven. Forschungsber. Hessische Forstliche Versuchsanstalt 15
- EICHHORN, J. (1995): Stickstoffsättigung und ihre Auswirkungen auf das Buchenwaldökosystem der Fallstudie Zierenberg. Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme A 124
- EICHHORN, J. (2000): Kennwerte zur Beurteilung eines möglichen Humusvorratsabbaus. In: BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (Hrsg.): Kennwerte zur Charakterisierung des ökochemischen Bodenzustandes und des Gefährdungspotentials durch Bodenversauerung und Stickstoffsättigung an Level II-Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen. 81-93
- EICHHORN, J.; HAUSSMANN, T.; PAAR, U.; REINDS, G.J. u. DE VRIES, W. (2001): Assessments of impacts of nitrogen deposition on beech forests. *TheScientificWorld* 2001
- ELLENBERG, H.; MAYER, R. u. SCHAUERMANN, J. (Hrsg.) (1986): *Ökosystemforschung: Ergebnisse des Solling-Projekts*. Stuttgart, Ulmer
- GAUGER, T.; ANSHELM, F.; SCHUSTER, H.; ERISMAN, J.W.; VERMEULEN, A.T.; DRAAIJERS, G.P.J.; BLEEKER, A. u. NAGEL, H.-D. (2002): Mapping of ecosystem specific long-term trends in deposition loads and concentration of air pollutants in Germany and their comparison with Critical Loads and Critical Levels, Part 1: Deposition Loads 1990 - 1999. Inst. f. Navigation Stuttgart, 1-207
- HAUSSMANN, T. u. LUX, W. (1997): Dauerbeobachtungsflächen zur Umweltkontrolle im Wald Level II: Erste Ergebnisse. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.)
- HÖRMANN, G. (1997): SIMPEL – Ein einfaches, benutzerfreundliches Bodenwassermodell zum Einsatz in der Ausbildung. *Dtsch. Gewässerkundl. Mitt.* 41, 67-72

- IBROM, A.; OLTCHEV, A.; CONSTANTIN, J.; MARQUES, M. u. GRAVENHORST, G. (1995): Die Stickstoffimmission und -deposition in Wäldern. IMA-Querschnittseminar Wirkungskomplex Stickstoff und Wald, Umweltbundesamt Texte 28/95, 20-29
- KAHLE, H.-P.; SPIEKER, H.; PÉREZ MARTÍNEZ, P.J. u. UNSELD, R. (2005): Causes of changes in growth of European forests: analysis of the roles of climatic factors and nitrogen nutrition. Forests in the Balance: Linking Tradition and Technology, XXII IUFRO World Congress, 8-3 August 2005, Brisbane, Australia, Abstracts. The International Forestry Review 7, 89
- KHANNA, P.K.; FORTMANN, H.; MEESENBURG, H.; EICHHORN, J. u. MEIWES, K.J. (2008): Biomass and Element Content of Foliage and Aboveground Litterfall on the three Long-Term Experimental Beech Sites – Dynamics and Significance. In: BRUMME, R. u. KHANNA, P.K. (Hrsg.): Functioning and Management of European Beech Ecosystems: Results from site specific long-term studies. Ecol. Studies, in Vorber.
- LEUSCHNER, C.; MEIER, I.C. u. HERTEL, D. (2006): On the niche breadth of *Fagus sylvatica*: soil nutrient status in 50 Central European beech stands on a broad range of bedrock types. Ann. For. Sci. 63, 355-368
- MEESENBURG, H.; MEIWES, K.J. u. RADEMACHER P. (1995): Long term trends in atmospheric deposition and seepage output in northwest German forest ecosystems. Water, Air and Soil Pollution 85, 611-616
- MEESENBURG, H.; MEIWES, K.J.; SCHULZE, A. u. RADEMACHER, P. (1997): Bodendauerbeobachtungsflächen auf forstlich genutzten Flächen (BDF-F). In: KLEEFISCH, B. u. KUES, J. (Hrsg.): Das Bodendauerbeobachtungsprogramm von Niedersachsen: Methodik und Ergebnisse, Arb.-H. Boden 2/1997, 77-95
- MEESENBURG, H.; MEIWES, K.J. u. BARTENS, H. (1999): Veränderung der Elementvorräte im Boden von Buchen- und Fichtenökosystemen im Solling. Ber. Freiburger Forstl. Forschung 7, 109-114
- MEESENBURG, H.; DAMMANN, I.; EVERS, J.; SCHULZE, A.; RADEMACHER, P.; MINDRUP, M.; KÖNIG, N.; FORTMANN, H.; EBERL, C. u. MEIWES, K.J. (2002): Forstliches Umweltmonitoring als Entscheidungshilfe für die Forstwirtschaft und Umweltpolitik. Forst und Holz 57, 707-712
- MEESENBURG, H.; MERINO, A.; MEIWES, K.J. u. BEESE, F.O. (2004): Effects of long-term application of ammonium sulphate on nitrogen fluxes in a beech ecosystem at Solling, Germany. Water, Air, and Soil Pollution: Focus 4, 415-426.
- MEESENBURG, H.; MOHR, K.; DÄMMGEN, U.; SCHAAF, S.; MEIWES, K.J. u. HORVÁTH, B. (2005): Stickstoff-Einträge und -Bilanzen in den Wäldern des ANSWER-Projektes – eine Synthese. In: DÄMMGEN, U. (Hrsg): Bestimmung von Ammoniak-Einträgen aus der Luft und deren Wirkung auf Waldökosysteme (ANSWER-Projekt), Landbauforschung Völkenrode Sonderheft 279, 95-108
- MEIWES, K.J. u. BEESE, F. (1988): Ergebnisse der Untersuchung des Stoffhaushaltes eines Buchenwaldökosystems auf Kalkgestein. Ber. Forschungsz. Waldökosysteme B 9
- MEIWES, K.J.; MEESENBURG, H.; BARTENS, H.; RADEMACHER, P. u. KHANNA, P.K. (2002): Akkumulation von Auflagehumus im Solling: Mögliche Ursachen und Bedeutung für den Nährstoffkreislauf. Forst und Holz 57, 428-433
- MEIWES, K.J.; ASCHE, N.; BLOCK, J.; KALLWEIT, R.; KÖLLING, C.; RABEN, G. u. V. WILPERT, K. (2008): Potentiale und Restriktionen der Biomassennutzung im Wald. AFZ - Der Wald 62, 598 - 603
- RADEMACHER, P.; KHANNA, P.K.; EICHHORN, J. u. GUERICKE, M. (2008) Tree Growth, Biomass, Element Stocks. BRUMME, R. u. KHANNA, P.K. (Hrsg.): Functioning and Management of European Beech Ecosystems: Results from site specific long-term studies. Ecol. Studies, in Vorber.
- ROTHE, A.; HUBER, C.; KREUTZER, K. u. WEIS, W. (2002) Deposition and soil leaching in stands of Norway spruce and European beech. Results from the Höglwald research in comparison with other European case studies. Plant Soil 240, 1-14.
- SEIDLING, W. u. FISCHER, R. (2008): Deviances from expected Ellenberg indicator values for nitrogen are related to N throughfall deposition in forests. Ecol. Indicators 8, 639-646

- SVERDRUP, H. u. WARFVINGE, P. (1993): Calculating field weathering rates using a mechanistic geochemical model PROFILE. *Appl. Geochem.* 8, 273-283
- TYLER, G. (1992): Critical concentrations of heavy metals in the mor horizon of Swedish forests. Solna, Sweden, Swedish Environmental Protection Agency, Report 4078, 1-38
- ULRICH, B. (1981): Zur Stabilität von Waldökosystemen. *Forstarchiv* 52, 165-170
- ULRICH, B. (1994): Nutrient and acid/base budget of central European forest ecosystems. HÜTTERMANN, A. u. GODBOLD, D.L. (Hrsg.): *Effects of acid rain on forest processes*. New York, Wiley, 1-50
- UN/ECE (2004): Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. International Co-operative Programme on assessment and monitoring of air pollution effects on forests ICP-FORESTS, <http://www.icp-forests.org>

Korrespondierender Autor:

Dr. Henning Meesenburg
Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
Grätzelstr. 2
37079 Göttingen
E-Mail: Henning.Meesenburg@nw-fva.de
URL: www.nw-fva.de

Dr. Karl Josef Meiwes
Heike Fortmann
Birte Scheler
Prof. Dr. Johannes Eichhorn
Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt