

Belastung von Wäldern in Nordwest-Niedersachsen durch Ammoniak und Ammonium in der Umgebung von Tierhaltungsanlagen

Teil 2. Wirkungen auf Böden und Vegetation

Karsten Mohr* und Ulrich Dämmgen**

Zusammenfassung

Reaktiver atmosphärischer Stickstoff hat vielfältige Einflüsse auf empfindliche Ökosysteme wie Wälder. Untersuchungen in Wäldern, die unter langzeitiger Ammoniak-Belastung in der Umgebung von 15 Tierhaltungsanlagen einer landwirtschaftlich intensiv genutzten Region in Nordwestdeutschland (mit deutlicher Überschreitungen der critical loads) stehen, sollten Aufschluss zu möglichen Dosis-Wirkung-Beziehungen geben. Die an insgesamt 60 Orten experimentell untersuchten Wirkungen auf N_{\min} -Vorrat, C/N in der Humusaufgabe, Nährelement-Gehalte in Nadeln/Blättern und N-Zeigerwerte der Bodenvegetation korrelierten teilweise eng mit der modellierten Zusatzbelastung. Bei anderen Parametern (N_{tot} -Vorrat in der Humusaufgabe, pH in Boden und Humusaufgabe, Basensättigung, Baumvitalität) war hingegen kein oder nur ein leicht signifikanter statistischer Zusammenhang festzustellen.

Zusatzbelastungen von über $5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ führten schon zu einer signifikanten Zunahme der N-Konzentrationen in Kiefernadeln. Geringere Zusatzdepositionen haben möglicherweise bereits einen Einfluss auf die Zusammensetzung der Waldbodenvegetation.

Demgegenüber traten Schäden an Bäumen (Japanlärche, Waldkiefer) erst bei Zusatzbelastungen über $50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf.

Die festgestellten Wirkschwellen von $5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bis $50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ N-Zusatzdeposition liegen auf dem Niveau der im LAI-Leitfaden genannten Zusatzbelastungen zwischen dem Bagatellwert und dem höchsten Beurteilungswert für Wald.

Schlüsselwörter: *Ammoniak, Ammonium, Deposition, Wirkung, Boden, critical load, Vegetation*

Summary

Ammonia and ammonium loads to forests in Northwest Niedersachsen in the vicinity of animal houses **Part 2. Effects on soils and vegetation**

Reactive atmospheric nitrogen affects sensitive ecosystems such as forests in many respects. Forests in a region of intensive agriculture (where critical loads have been exceeded significantly) that have been exposed to ammonia in the vicinity of animal houses for a long time were selected for an investigation of potential dose response relationships.

In all, 60 locations were investigated experimentally with respect to effects on N_{\min} pools, C/N ratios in the humus layer, nutrient element concentrations in leaves and nutrition indicator values in the ground vegetation. These entities correlated well with the additional load. For other entities (total N pool of the humus layer, soil and humus layer pH, base saturation, tree vitality) no or less significant statistical relations could be identified.

Additional loads exceeding $5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ resulted in a significant increase of N concentrations in pine needles. The composition of the ground vegetation may be affected by even smaller additional loads.

On the other hand, damage to trees caused by N occurred with additional inputs above $50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

The thresholds for effects of additional N inputs of $5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ to $50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ agree with those mentioned in the LAI guidelines for minor damage and the highest criterion load for forests.

Keywords: *Ammonia, ammonium, deposition, response, soil, critical load, vegetation*

* Landwirtschaftskammer Niedersachsen, Mars-la-Tour-Str. 1-13, 26121 Oldenburg

** Johann Heinrich von Thünen-Institut, Institut für Agrarklimaschutz, Bundesallee 50, 38116 Braunschweig

Kontakt: Karsten.Mohr@LWK-Niedersachsen.de

1 Einleitung

Als einzige gasförmige Base hat Ammoniak (NH_3) großen Einfluss auf die chemischen und physikalischen Eigenschaften der Atmosphäre und der Niederschläge (z. B. Finlayson-Pitts und Pitts, 1986; Dämmgen et al., 2013).

NH_3 ist in höheren Konzentrationen phytotoxisch. Ökosysteme wie Wälder, Moore, Magerrasen und Heiden können auch bei niedrigen NH_3 -Konzentrationen durch die eutrophierende und bodenversauernde Wirkung von NH_3 und anderen N-Verbindungen chronisch geschädigt werden. Indizes hierfür bilden Überschreitungen ökologischer Belastungsgrenzen („critical loads“, CL). Diese werden in Deutschland und Mitteleuropa großräumig mehr oder minder deutlich überschritten; entsprechende Veränderungen sind feststellbar (Buitjes et al., 2011). Nationale und internationale Maßnahmen (z. B. EU, 2001) haben das Ziel, die Zahl der Gebiete mit CL-Überschreitungen deutlich zu verringern. Hierzu wurden Maßnahmen zur Reduzierung der Emissionen getroffen. Wesentliche Quellen für reaktiven N¹ sind die Landwirtschaft für NH_3 sowie Kraftwerke und Kraftfahrzeugverkehr für oxidierten N (NO_x) (Dämmgen et al., 2013). Für NH_3 -Emissionen wurden mit der im Jahr 2002 erschienenen Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA Luft; BMU, 2002) genehmigungsrechtliche Grundlagen geschaffen. Sie betreffen unter anderem die Bewertung von NH_3 -Emissionen von Tierställen und anderen relevanten Bauvorhaben. Zum Schutz von empfindlichen Pflanzen und Ökosystemen werden Jahresmittel der NH_3 -Konzentrationen von $3 \mu\text{g m}^{-3}$ (Zusatzbelastung²) und $10 \mu\text{g m}^{-3}$ (Gesamtbelastung³) genannt.

Die TA Luft enthält zur Regelung der N-Depositionen mit der Besatzdichte landwirtschaftlicher Nutztiere in Höhe von 2 Großvieheinheiten pro Landkreisfläche nur einen einzigen konkreten Hinweis zu möglichen negativen Auswirkungen auf N-empfindliche Ökosysteme. Der kürzlich erschienene Leitfaden zur Ermittlung und Bewertung von N-Einträgen (LAI, 2012) nennt wirkungsbezogene Kriterien im ökologischen und funktionalen Zusammenhang auf Basis der CL.

Die vorliegende Arbeit untersucht N-belastete Waldökosysteme in der Umgebung von Stallanlagen und versucht, Ursache-Wirkung-Zusammenhänge zu identifizieren und zu deuten. Als Maß für die Ursache werden die Zusatzdepositionen und ihre räumlichen Gradienten herangezogen, als Indikator für die Wirkungen werden bodenchemische

Zustandsgrößen, Schädigungen und Nährstoffversorgung des Baumbestandes und die Zusammensetzung der Bodenvegetation und ihre räumlichen Gradienten genutzt.

2 Konzept und praktische Vorgehensweise

Wegen des verzögerten Auftretens der Wirkungen von N-Depositionen wurde nur die Umgebung solcher Stallanlagen als Monitoringorte ausgewählt, die seit mindesten 40 Jahren in Betrieb sind und sich überwiegend in einer isolierten Lage umgeben von Wäldern befinden. Hierdurch treten Einflüsse weiterer N-Quellen in den Hintergrund. Die beobachteten Wirkungen wurden den berechneten N-Zusatzdepositionen gegenübergestellt.

Das experimentelle Design insgesamt ist in Mohr und Dämmgen (2013) vorgestellt.

2.1 Monitoring

Monitoringorte: Die insgesamt 15 Monitoringorte befanden sich im Westniedersächsischen Tiefland schwerpunktmäßig in den viehintensiven Landkreisen Emsland und Vechta⁴, wo bereits in den 1960er Jahren größere Stallanlagen aus Seuchen- und Immissionsschutzgründen vorwiegend in Waldgebieten errichtet wurden.

Die in Umgebung der Stallanlagen untersuchten Wälder stocken überwiegend auf nährstoffarmen, grundwasserfernen Sandböden (Geschiebedecksanden, Talsanden, Flugsanden). Bei der Bestockung handelt es sich um mittelalte (ca. 60 bis 80-jährige) Waldkiefer (*Pinus sylvestris*), Rotfichte (*Picea abies*), Rotbuche (*Fagus sylvatica*), Stieleiche (*Quercus robur*) und Japanlärche (*Larix kaempferi*) (siehe Tabelle 1). Die Untersuchungen erfolgten in den Jahren 2010 und 2011.

Monitoringpunkte. Die Untersuchungen erfolgten an jedem Monitoringort an Transekten mit jeweils vier Entfernungsstufen an Monitoringpunkten unter vergleichbaren Bedingungen (Bestockung, Standort) im Wald. Die Entfernungsstufen wurden so gewählt, dass sie ein breites Immissionsspektrum abdecken, vom stärker belasteten Waldrand wenige Dekameter von den Stallanlagen bis zum mehrere Hundert Meter entfernten Bereich, wo Einflüsse nicht oder kaum noch vorhanden waren.

2.2 Feststellung der Vorbelastung

Zur Entwicklung der N-Vorbelastung (Deposition) der letzten Jahrzehnte in Nordwestdeutschland liegen keine Untersuchungen vor. Mit Mohr et al. (2005) gehen wir davon aus, dass sich in den letzten zwei Dekaden das Belastungsniveau nicht signifikant geändert hat. Das aktuelle Niveau liegt nach den Ergebnissen von Bestandesniederschlägen (Kronentraufmessungen) in Nordwestdeutschland zwischen etwa

¹ Als reaktiver N werden in diesem Bericht diejenigen N-Spezies zusammengefasst, die von Pflanzen direkt oder indirekt verstoffwechselt werden können, d. h. die Gase Ammoniak (NH_3), Stickstoffdioxid (NO_2), salpetrige Säure (HNO_2) und Salpetersäure (HNO_3) sowie Ammonium (NH_4^+), Nitrat (NO_3^-) und gelöster organischer Stickstoff (DON) in Partikeln.

² Die Zusatzbelastung ist die aus den Emissionen einer Quelle herrührende berechnete NH_3 -Konzentration β_{z, NH_3} oder N-Deposition $D_{z, \text{N}}$.

³ Die Gesamtbelastung (Konzentration β_{g, NH_3} oder Deposition $D_{g, \text{N}}$) ist die Summe aus Vorbelastung (β_{v, NH_3} bzw. $D_{v, \text{N}}$) und Zusatzbelastung (β_{z, NH_3} bzw. $D_{z, \text{N}}$) (siehe auch Mohr und Dämmgen, 2013).

⁴ Genaue Ortsangaben können aus Datenschutzgründen nicht vorgelegt werden.

Tabelle 1

Monitoringorte und modellierte Zusatzdepositionen an den einzelnen Monitoringpunkten (Entfernungsstufen)

Charakterisierung der Monitoringorte				Zusatzdeposition $D_{Z,N,TAL}$ bei Entfernungsstufe			
Bezeichnung	Hauptbestockung	Emittent	Abstand zum Wald	1	2	3	4
Kürzel	Art	Tierart	m	kg ha ⁻¹ a ⁻¹ N			
Sa	Stieleiche	Mastschweine, Mastbullen	121	17	13	5	0
Ba	Rotfichte	Legehennen	33	52	35	15	1
Be	Rotfichte	Masthähnchen	21	46	27	11	0
Da	Japanlärche	Masthähnchen	22	29	16	4	2
En	Rotfichte	Legehennen	14	110	57	20	5
Ge	Rotfichte	Masthähnchen	20	100	55	30	6
HaE	Waldkiefer	Legehennen, Junghennen	35	53	24	3	1
HaW	Japanlärche	Legehennen	5	80	23	11	4
Re	Waldkiefer	Masthähnchen, Elterntiere	7	58	36	16	3
Rü	Waldkiefer	Masthähnchen	26	15	5	2	2
Ve	Waldkiefer	Masthähnchen	13	80	8	5	3
Wa	Waldkiefer	Masthähnchen	10	119	40	12	2
WeN	Waldkiefer	Masthähnchen	14	73	35	6	1
WeS	Waldkiefer	Masthähnchen	20	105	50	13	1
Wi	Rotbuche	Junghennen, Legehennen	23	3	2	2	0

23 und 37 kg ha⁻¹ a⁻¹. Deutlich höher liegen die vom UBA (2012) modellierten Gesamtdepositionen von 41 und 56 kg ha⁻¹ a⁻¹ N (Mohr und Dämmgen, 2013) ⁵.

2.3 Bestimmung der Zusatzdeposition

Die Zusatzdepositionen $D_{Z,N,TAL}$ wurden nach TA Luft (BMU, 2002) mithilfe des Lagrange-Partikelmodells AUSTAL2000 berechnet. Dieses Vorgehen schließt die Verwendung einer pauschalen Depositionsgeschwindigkeit (v_D) von 1,0 cm s⁻¹ ein. Da die Beziehungen zwischen den gemessenen Zusatzbelastungen aus dem Bestandesniederschlag, $B_{Z,N}$, und der nach verschiedenen Verfahren berechneten Zusatzdepositionen in Mohr und Dämmgen (2013) nicht eindeutig sind, wird hier auf das offizielle Verfahren zur Bestimmung der Zusatzdeposition nach TA Luft (BMU, 2002) zurückgegriffen. Sie wird als ein relatives Maß verstanden; die Verwendung anderer Depositionsgeschwindigkeiten ⁶ ändert die Aussagen über Gradienten nicht.

Die NH₃-Emissionen wurden anhand von Richtwerten für die Emissionsfaktoren für die in den Stallanlagen gehaltenen

Tierarten berechnet. Die verwendeten Werte entstammen überwiegend BMU (2002). Für dort nicht genannte Tierarten sowie für Kotlager wurden aus anderen Literaturquellen folgende Daten entnommen (zu Einzelheiten siehe Tabelle 2 in Mohr und Dämmgen, 2013).

Der Modellierung der Zusatzdepositionen $D_{Z,mod,TAL}$ nach TA Luft während der gesamten Betriebsdauer lagen ausführliche Datenerhebungen (Tierhaltung, Abluftführung etc.) zugrunde. Bei vielen Stallanlagen änderten sie sich im Laufe der Zeit, so dass diese Abweichungen separater Modellierungen bedurften. Die Einzelwerte der sich hieraus ergebenden N-Zusatzdepositionen an den Monitoringpunkten wurden zu einem zeitgewichteten Mittelwert zusammengefasst.

2.4 Klimadaten

Die erforderlichen Klimadaten (Ausbreitungsklassenstatistik, AKS) wurden nach vorausgegangener Übertragbarkeitsprüfung von geeigneten Standorten des Deutschen Wetterdienstes (DWD) bezogen. Sie stellen für einen zurückliegenden Zeitraum von 10 Jahren eine repräsentative Häufigkeitsverteilung der Ausbreitungssituationen dar. Weil von keiner grundlegenden Änderung des Mesoklimas hinsichtlich Windrichtung, -geschwindigkeit, Strahlung und Temperatur an den Monitoringorten auszugehen ist, werden sie auch für den gesamten Betriebszeitraum der Stallanlagen als repräsentativ betrachtet.

Die Datenausgabe erfolgte in einer räumlichen Auflösung mit einer Maschenweite von 5 m x 5 m als Mittelwerte der Rasterflächen.

⁵ Die in der Kronentraufe der Waldbäume mit Bulksammlern gemessenen N-Flüsse (Bestandesniederschläge $B_{G,N}$) berücksichtigen nicht den Anteil, der direkt im Kronenraum von den Pflanzen aufgenommen wird. Es ist üblich, anzunehmen, dass die Deposition das 1,2- bis 1,3-fache des Bestandesniederschlages beträgt. Die große Differenz zwischen den Ergebnissen beider Ansätze im Messgebiet ist allerdings nicht plausibel (Mohr und Dämmgen, 2013).

⁶ Höhere v_{d,NH_3} , wie beispielsweise bei VDI 3782, Bl. 5 genannt, führen zu einer Berechnung von N-Depositionen, die nach vergleichenden Untersuchungen von Mohr und Dämmgen (2013) deutlich höher liegen.

Tabelle 2

N-Zeigerwerte und ihre Bewertung nach Ellenberg et al. (2001)

	$1,0 < NZ_m \leq 3,3$	$3,3 < NZ_m \leq 4,3$	$4,3 < NZ_m \leq 5,3$	$5,3 < NZ_m \leq 6,1$	$6,1 < NZ_m < 9,0$
N-Verfügbarkeit	sehr gering	gering	mittel	hoch	sehr hoch
Bewertung	dystroph	oligotroph	mesotroph	eutroph	hypertroph

2.5 Messgrößen für die Belastung.

Die folgenden Variablen, die direkt oder indirekt mit den Hauptfunktionen des Waldes in Zusammenhang stehen (Fangmeier et al., 1994; Gregor, 1995; Gehrmann, 2003), wurden untersucht:

- Boden: C-N-Verhältnis im Auflagehumus
 N_{min} , pH_{KCl} , Basensättigung und Basenneutralisierung im Mineralboden
- Baumbestand: Konzentrationen von N, P, K, Mg, Ca in Blättern/Nadeln, Wüchsigkeit und Kronenzustand
- Vegetation: Artenzusammensetzung, N-Zeigerwerte und Nährstoff-Verfügbarkeitsstufe

2.6 Probenahme, Aufarbeitung und Analysen

Pro Monitoringpunkt wurde der Boden an je fünf Entnahmestellen beprobt, dabei wurden jeweils zwei Proben vom Mineralboden und eine Probe vom Auflagehumus mittels Stechzylinder bzw. Stechrahmen entnommen und zu je einer Mischprobe (d. h. zehn Bodenproben und fünf Proben Auflagehumus) vereinigt. Die Laubproben wurden vom Hubsteiger aus sechs Baumkronen genommen. Auch diese Probenentnahme richtete sich nach König (2009). Laub- und Nadelproben wurden zu je zwei Mischproben vereinigt. Die Einstufung des Kronenzustandes erfolgte nach Hanisch und Kilz (1990). Die Analyse der Boden- und Laubproben folgte Seibold u. Barth (1976) und Thun et al. (1991), Kationenaustauschkapazität und Basensättigung wurden nach König (2009) bestimmt.

2.7 Vegetationsuntersuchungen

Die Inventur der Bodenvegetation folgte Braun-Blanquet (1964), wobei abweichend die Deckungsanteile einzelner Pflanzenarten in Prozent der bewachsenen Fläche geschätzt wurden (ab einer Deckung > 5 % der Deckungsgrad in 5%-Schritten). Die Größe der Aufnahmefläche pro Monitoringpunkt lag zwischen 100 und 150 m². Die Gefäßpflanzen- und Moosarten wurden nach Rothmaler (1994) sowie Frahm und Frey (1987) bestimmt.

Die Auswertung der Vegetationsaufnahmen erfolgte auf Grundlage von VDI 3959, Bl. 1, basierend auf den von Ellenberg et al. (2001) publizierten N-Zeigerwerten. Die hier fehlenden N-Zeigerwerte für Moose wurden durch die bei Siebel et al. (2006) genannten Werte ergänzt. Hierdurch ließen sich etwa 80 % der Monitoringpunkte in die VDI-Auswertung einbeziehen.

Bei der VDI-Methode wird zunächst für alle Aufnahmen der Eutrophierungsstatus bestimmt. Für alle Aufnahmen mit mindestens 5 Pflanzenarten, denen ein N-Zeigerwert NZ_i zugeordnet ist, wurde ein mittlerer N-Zeigerwert NZ_m gebildet.

$$NZ_m = \frac{\sum_{i=1}^9 (s_i \cdot NZ_i)}{s_{NZ}}$$

Dabei sind:

- NZ_m mittlerer N-Zeigerwert
- s_i Anzahl der N-Zeigertaxa mit N-Zeigerwert i in der Aufnahme
- NZ_i N-Zeigerwert ($i = 1, \dots, 9$)
- s_{NZ} Anzahl aller N-Zeigertaxa in der Aufnahme

Die errechneten N-Zeigermittelwerte werden einer N-Verfügbarkeitsstufe zugeordnet (siehe Tabelle 2).

2.8 Statistische Auswertung

Die statistische Analyse der Daten erfolgte mit der Software SPSS. Wegen unterschiedlicher Messniveaus der Daten und nicht immer vorhandener Normalverteilung wurde zur Errechnung der Korrelationen der Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman angewendet. Die Prüfung der Signifikanz ($p < 0,05$) erfolgte mit dem nicht-parametrischen Mann-Whitney U-Test.

3 Ergebnisse

Für die Bestimmung langfristiger Wirkungen von luftgetragenem N entlang der Untersuchungstransekten wurden die berechneten N-Zusatzdepositionen ($D_{Z, mod, TAL}$, vgl. Mohr und Dämmgen, 2013) den Ergebnissen ökologischer Untersuchungen (chemische und deskriptive Parameter) gegenübergestellt.

⁷ Nach Ellenberg et al. (2001) stellt der N-Zeigerwert auf einer 9-teiligen Skala einen Indikator für die Nährstoffversorgung dar, insbesondere für die Versorgung mit N.

3.1 Berechnete N-Zusatzdepositionen an den Monitoringorten

Für die Gegenüberstellung der festgestellten Wirkungen an den 15 Monitoringorten erfolgte eine Berechnung der über den gesamten Betriebszeitraum von den Stallanlagen retrospektiv ausgehenden mittleren N-Zusatzdepositionen. Sie beziehen sich auf jeweils vier Entfernungsstufen und entsprechen den Orten der Boden- und Vegetationsuntersuchungen (siehe Tabelle 1 in Mohr und Dämmgen, 2013).

Die berechneten N-Zusatzdepositionen $D_{Z, \text{mod. TAL}}$ betragen an fast allen Monitoringorten in Stallnähe deutlich über $30 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. In der weitesten vierten Entfernungsstufe lagen die berechneten N-Depositionen überwiegend zwischen 0 und $2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$; an den Monitoringorten **En** und **Ge** waren sie mit 5 und $6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ deutlich höher. Die Diskrepanz zwischen Daten und den Rechenergebnissen für die vergleichenden Messungen am Monitoringort **En** (Mohr und Dämmgen, 2013) erklärt sich aus den abweichenden meteorologischen Bedingungen während der Messperiode und der zwischenzeitlich reduzierten Anzahl von Tierplätzen.

3.2 Wirkungen erhöhter N-Einträge auf Böden

C/N-Verhältnis im Auflagehumus. Mit Werten zwischen 17 und 26 kg kg^{-1} war das Niveau der C/N-Verhältnisse für Nadelwaldböden insgesamt sehr niedrig. Die für die festgestellte Humusform Rohhumusartiger Moder typischen C/N-Verhältnisse zwischen 27 und 31 kg kg^{-1} (von Zezschwitz, 1980) wurden auch an den stallfernen Monitoringpunkten nicht erreicht. Die entlang der Untersuchungstransekte zu den Stallanlagen zunehmende N-Deposition geht an nahezu allen Monitoringorten mit einer Verringerung der C/N-Verhältnisse im Auflagehumus einher (Abbildung 1). An den am stärksten belasteten Monitoringorten **En** und **Wa** mit N-Zusatzdepositionen über $110 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ wurden mit 16 bzw. 17 kg kg^{-1} die engsten C/N-Verhältnisse festgestellt.

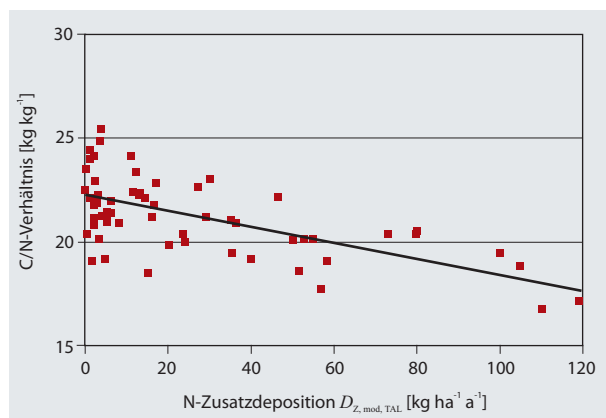


Abbildung 1

C/N-Verhältnisse im Auflagehumus als Funktion der berechneten N-Zusatzdepositionen

Nur an den weniger belasteten Monitoringorten im Laubwald (**Sa** und **Wi**) war kein Gradient festzustellen. Der statistische Zusammenhang der C/N-Verhältnisse mit den berechneten N-Zusatzdepositionen ist signifikant ($p > 0,05$, Abbildung 3). Bei selektiver Auswertung lässt sich für Fichtenbestände bereits bei modellierten N-Zusatzdepositionen über $16 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ein Zusammenhang mit dem C/N-Verhältnis statistisch absichern.

N-Vorrat im Auflagehumus. Die Gesamt-N-Vorräte im Auflagehumus wiesen – vermutlich auch bedingt durch die große natürliche Streuung der Humusmächtigkeit – große Unterschiede auf. Ein Zusammenhang zwischen N-Vorräten und den N-Zusatzdepositionen bzw. zur Entfernung zu den Stallanlagen war daher nicht feststellbar.

Im Buchenwald (**Sa**) lagen die N-Vorräte bei $0,2 \text{ Mg ha}^{-1}$, während sie bei den Nadelwäldern in der Regel ein Mehrfaches hiervon betragen. Nur im Fichtenbestand **Ge** (Neuaufforstung nach Sturmschaden 1972), war der N-Vorrat ähnlich niedrig wie in den Laubwäldern.

Mineral-N-Vorrat. Bei den Mineral-N- (N_{min})-Vorräten im Oberboden (10 bis 30 cm Tiefe) wird der Einfluss der auf Emissionen aus den benachbarten Stallanlagen zurückgeführten Zusatzdepositionen (Abbildung 2) deutlicher als im Auflagehumus (Abbildung 1). Demgegenüber streuen die N_{min} -Vorräte in 0 bis 10 cm Tiefe so stark, dass sich die Depositionen hier nicht widerspiegeln. In dieser Tiefenstufe kommen vermutlich N-Verluste durch Wurzel Aufnahme durch die Bodenvegetation und Auswaschung stärker zum Tragen. Die in den Wintermonaten ermittelten Mineral-N-Vorräte von 5 bis zu 20 Mg ha^{-1} signalisieren bereits an den stallfernen Messpunkten eine N-Sättigung der Waldbestände und lassen Nitrat- (NO_3^-) Austräge mit dem Sickerwasser erwarten. Zu deren Höhe sind wegen der geringen Messtiefe und witterungsbedingt großen Schwankungen keine hinreichend genauen Aussagen möglich; bei N_{min} -Vorräten über 30 Mg ha^{-1} ist eine Überschreitung des Trinkwassergrenzwertes von 50 mg l^{-1} jedoch wahrscheinlich.

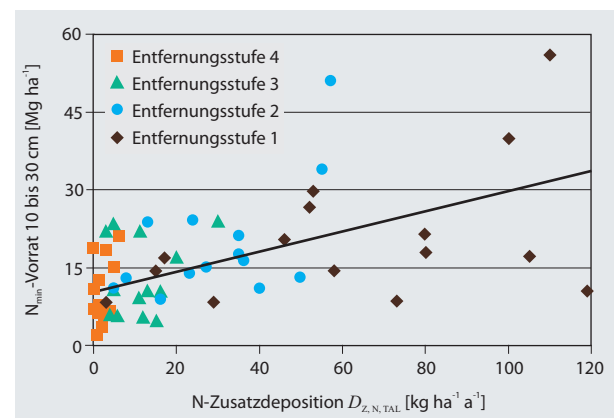


Abbildung 2

N_{min} -Vorrat im Mineralboden als Funktion der berechneten N-Zusatzdepositionen

Die höchsten N_{\min} -Vorräte wurden unter dem Fichtenbestand am Monitoringort **En** festgestellt. Wenngleich an diesem Messort die Abstufung der gemessenen und modellierten Einträge uneinheitlich ist (Mohr und Dämmgen, 2013), wird auch an diesem Wirkfaktor zumindest ein deutlicher Gradient zwischen den beiden ersten und den beiden letzten Entfernungsstufen ersichtlich.

Am deutlichsten wird der Einfluss der Stallanlagen auf die N_{\min} -Vorräte bei den Fichtenbeständen: Bei selektiver Auswertung dieser Daten zeichnet sich bei N-Zusatzdepositionen über $30 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ eine signifikante Zunahme der N_{\min} -Vorräte ab, während bei anderer Bestockung ein Zusammenhang erst bei deutlich höheren Zusatzdepositionen festzustellen ist. In den untersuchten Fichtenbeständen spielt der Einfluss der häufig fehlenden Bodenvegetation gegenüber den lichtereren Kiefern- und Lärchenforsten offenbar eine geringere Rolle.

pH-Wert und Basensättigung. Infolge hoher Einträge atmosphärischer Säuren und Säurebildner sowie interner Säureproduktion sind die Waldböden stark versauert. Am stärksten kommen diese Folgen in der Humusaufgabe der Nadelwaldböden zum Ausdruck (teilweise $\text{pH} < 3$). Die Streuung der pH-Werte ist an manchen Monitoringpunkten erheblich und korrespondiert nur in wenigen Fällen mit der Entfernung von den Stallanlagen. An der Messstelle **Rü** liegen die pH-Werte in den Entfernungsstufen 3 und 4 deutlich über den Werten im Nahbereich. Mit dem Vorkommen nitrophytischer Pflanzen in der Bodenvegetation deuten sich hier allerdings Kalkungseffekte an, die die immissionsbedingte Versauerung offenbar überprägen. Derartige Effekte sind vermutlich auch die Ursache der Unterschiede von über einer pH-Stufe bei anderen Monitoringorten.

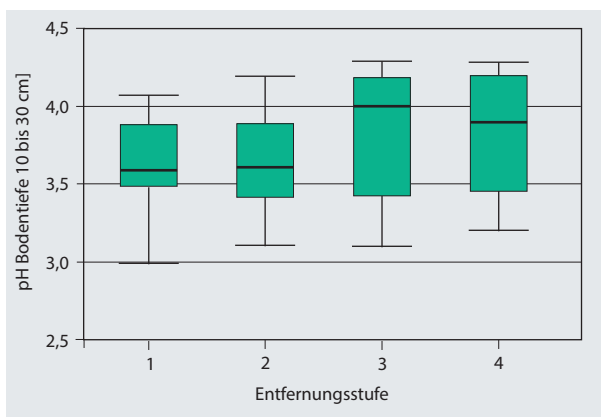


Abbildung 3

Box-and-whisker-plots der pH-Werte im Mineralboden für die vier Entfernungsstufen der 15 Monitoringorte (fette Querbalken: Median; Ober und Unterkante der Rechtecke: 75- und 25-% Perzentil; dünne Querlinien; Maximum und Minimum). Der Wert von 5,3 für Entfernungsstufe 1, Monitoringort **Sa**, Eichenwald, wurde als Ausreißer angesehen und wurde daher nicht miteinbezogen.

Die pH-Werte im Mineralboden streuen weniger und liegen überwiegend zwischen 3,0 und 3,9, d. h. ebenfalls im stark sauren Bereich. Ein durch Zunahme der Deposition bewirkter Gradient wie im Auflagehumus ist im Mineralboden deutlich seltener und ebenfalls nicht signifikant. In Abbildung 3 wird allerdings ein tendenzieller Anstieg der pH-Werte mit zunehmender Entfernung von den Stallanlagen deutlich. In 0 bis 10 cm Tiefe liegen die pH-Werte im Mittel um etwa 0,5 Einheiten niedriger als in der Tiefenstufe 10 bis 30 cm. Werte unter pH 3,0 wurden im Nahbereich einer Stallanlage in dem vermutlich einzigen ungekalkten Bestand **Be** ermittelt.

Auch zwischen Basensättigung (BS) und berechneten N-Zusatzdepositionen zeigt sich bei der Mehrzahl der Entfernungsstufen in beiden Tiefenstufen kein signifikanter Zusammenhang ($p < 0,05$). In der Tiefenstufe 10 bis 30 cm wurde das von Ulrich (1995) genannte Niveau von 15 % für eine ausreichende BS in Sandböden an vielen Orten mit Werten um 10 % deutlich unterschritten.

3.3 Wirkungen erhöhter N-Einträge auf Bäume Nährelementkonzentrationen in Nadel- und Laubproben.

An den meisten Untersuchungstransekten ist ein kontinuierlich abnehmender Gradient der N-Konzentrationen in Nadeln und in Blättern zu erkennen (Abbildungen 4 und 5). Die für Kiefer und Fichte in der Literatur genannten Normalwerte (standortabhängig zwischen 15 und $17 \text{ g kg}^{-1} \text{ N}$; Heinsdorf, 1995; Arbeitskreis Standortkartierung, 2003) wurden an vielen Monitoringorten insbesondere in Stallnähe deutlich überschritten. Die höchsten mittleren N-Konzentrationen in den Kiefernadeln wurden mit 26 g kg^{-1} an **Re** ermittelt. Die nach TA Luft berechnete N-Zusatzdeposition betrug hier $58 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Auch in größerer Entfernung fielen die N-Konzentrationen hier nicht unter 20 g kg^{-1} . Insgesamt stehen die N-Konzentrationen in den Kiefernadeln in einem engen Zusammenhang mit den berechneten N-Zusatzdepositionen, die bereits ab einer Höhe von $5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ statistisch signifikant miteinander korrelieren (Abbildung 4). In Fichtennadeln sind die N-Konzentrationen erheblich breiter gestreut, wodurch signifikante Unterschiede erst ab Zusatzdepositionen ab $11 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ festgestellt wurden.

Die für Japanlärche (*Larix kaempferi*) genannten Normalwerte von 16 bis $18 \text{ g kg}^{-1} \text{ N}$ (Bergmann, 1983) werden in den beiden untersuchten Lärchenbeständen ebenfalls überschritten.

Das natürliche Niveau der N-Konzentrationen im Eichenlaub ist vergleichsweise hoch (25 bis 28 g kg^{-1} , Bergmann, 1983). In dem einzigen untersuchten Eichenbestand (**Sa**) wurde dieses Niveau aber auch am stallnahen Messpunkt nicht erreicht. Bei einer berechneten Zusatzdeposition von maximal $16 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ war zudem kein Gradient der N-Gehalte erkennbar. Auch die für Buchenlaub genannten Normalwerte wurden mit N-Konzentrationen von 19 bis 25 g kg^{-1} an **Wi** nicht überschritten, doch zeigte sich ein deutlicher Gradient.

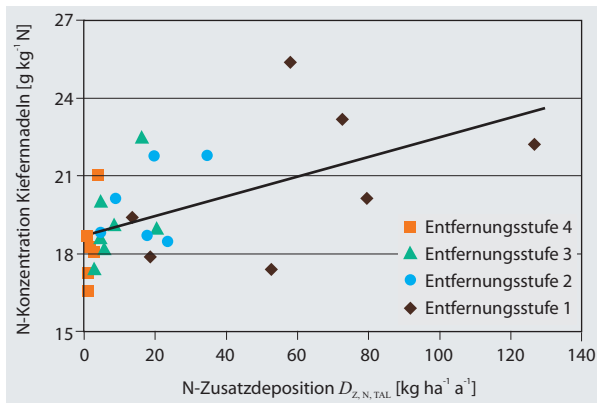


Abbildung 4

N-Konzentrationen der Kiefernadeln als Funktion der berechneten N-Zusatzdepositionen

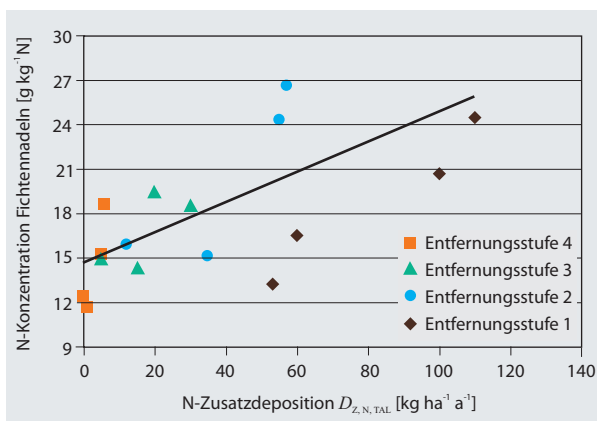


Abbildung 5

N-Konzentrationen der Fichtennadeln als Funktion der berechneten N-Zusatzdepositionen

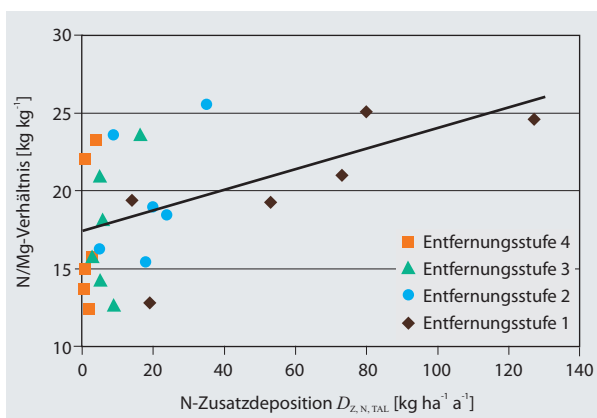


Abbildung 6

N/Mg-Verhältnis in Kiefernadeln als Funktion der berechneten N-Zusatzdepositionen

Andere Nährelementgehalte, wie z. B. die von Magnesium (Mg) sinken mit zunehmender Zusatzdeposition tendenziell, wobei der Zusammenhang mit den N-Depositionen nur bei Kiefer signifikant ist. Parallel zu den am Belastungsgradien-

ten steigenden N-Konzentrationen ergibt sich dadurch eine physiologisch ungünstige Zunahme des N/Mg-Verhältnisses. Bei der Kiefer (Abbildung 6) ist dieser Zusammenhang signifikant, bei Fichte wegen der geringeren Fallzahlen – ebenso wie die Verhältnisse von N zu Ca, N zu P, und N zu K – weniger deutlich ausgeprägt.

Kronenzustand von Fichte und Kiefer. Eine Beeinträchtigung des Kronenzustandes durch NH_3 war nur im Nahbereich der Stallanlagen feststellbar (starke Schädigungen des Kronenraumes, Schadstufe 3) durch deutliche Nadelverluste, d. h. bei Kiefer unter eineinhalb und bei Fichte unter fünf Nadeljahrgängen, dies oft in Verbindung mit Vergilbungsercheinungen und hohem Totreisiganteil. Zusätzlich durch Windwurf charakterisierte Auflösungserscheinungen oder bereits eingetretene Auflüchtungen führten an **Ba** zur Einstufung in die höchste Schadstufe 4. An **HaW** waren in der 2. Entfernungsstufe mehrere Japanlärchen durch Kupferstecherbefall abgestorben (ebenfalls Einstufung in Schadstufe 4). An **Da** traten bei Japanlärche stärkere Kronendeformationen auf (Schadstufe 3). Diese Baumart stellte sich gegenüber höheren N-Depositionen als vergleichsweise empfindlich heraus.

Mit zwei Nadeljahrgängen bei Kiefer sowie sechs voll benadelten Jahrgängen bei Fichte war der im Winter festgestellte Benadelungsgrad vergleichsweise hoch. Vergilbungen traten bei Kiefer nur schwach in Erscheinung; auch Fichten wiesen im Bestandesinneren nur selten Vergilbungen auf, was vermutlich auch auf den Untersuchungszeitraum (Winter) zurückzuführen ist. Schaderreger oder Frosteinwirkungen waren insgesamt selten festzustellen. Rotfichten, die stallnah hohen NH_3 -Konzentrationen ausgesetzt waren, zeigten stellenweise Symptome, die auf einen zurückliegenden Befall mit *Phomopsis ssp.* hindeuten. An **Ge** war der gesamte Fichtenbestand von der Fichtenquirlschildlaus (*Physokermes piceae*) stark befallen. An den beiden Monitoringorten im Laubwald ließen sich entlang des Untersuchungstransektes keine Schadsymptome feststellen.

Anhand der Vitalitätsparameter Kronenzustand und Vergilbung wurde die überwiegende Mehrzahl der Bestände in die Schadstufe 1 eingeordnet. Weitergehende statistische Auswertungen waren wegen der ordinalskalierten Einteilung der Daten (Schadstufen) nicht zulässig. Unter einer Zusatzdeposition von $50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ war jedoch keine Beeinträchtigung des Kronenzustandes festzustellen.

3.4 Wirkungen erhöhter N-Einträge auf die Zusammensetzung der Vegetation

Bei den vegetationskundlichen Untersuchungen wurden insgesamt 90 Pflanzenarten festgestellt, darunter 11 Moosarten. Die Anzahl der Pflanzenarten pro Monitoringpunkt lag zwischen 1 (**Ge**) und 23 (**Ve**) Arten. Die häufigste Art der untersuchten Nadelwälder ist die Drahtschmiele (*Avenella flexuosa*), eine auf den bodensauren Standorten in Nadelwäldern verbreitete Grasart. Sie besitzt einen N-Zeigerwert (*NZ*) von 3, welcher auf saure und nährstoffarme Bodenverhältnisse hindeutet. An vier von zehn Monitoringorten zeigte sie hinsichtlich ihrer Präsenz oder Deckung einen zu den

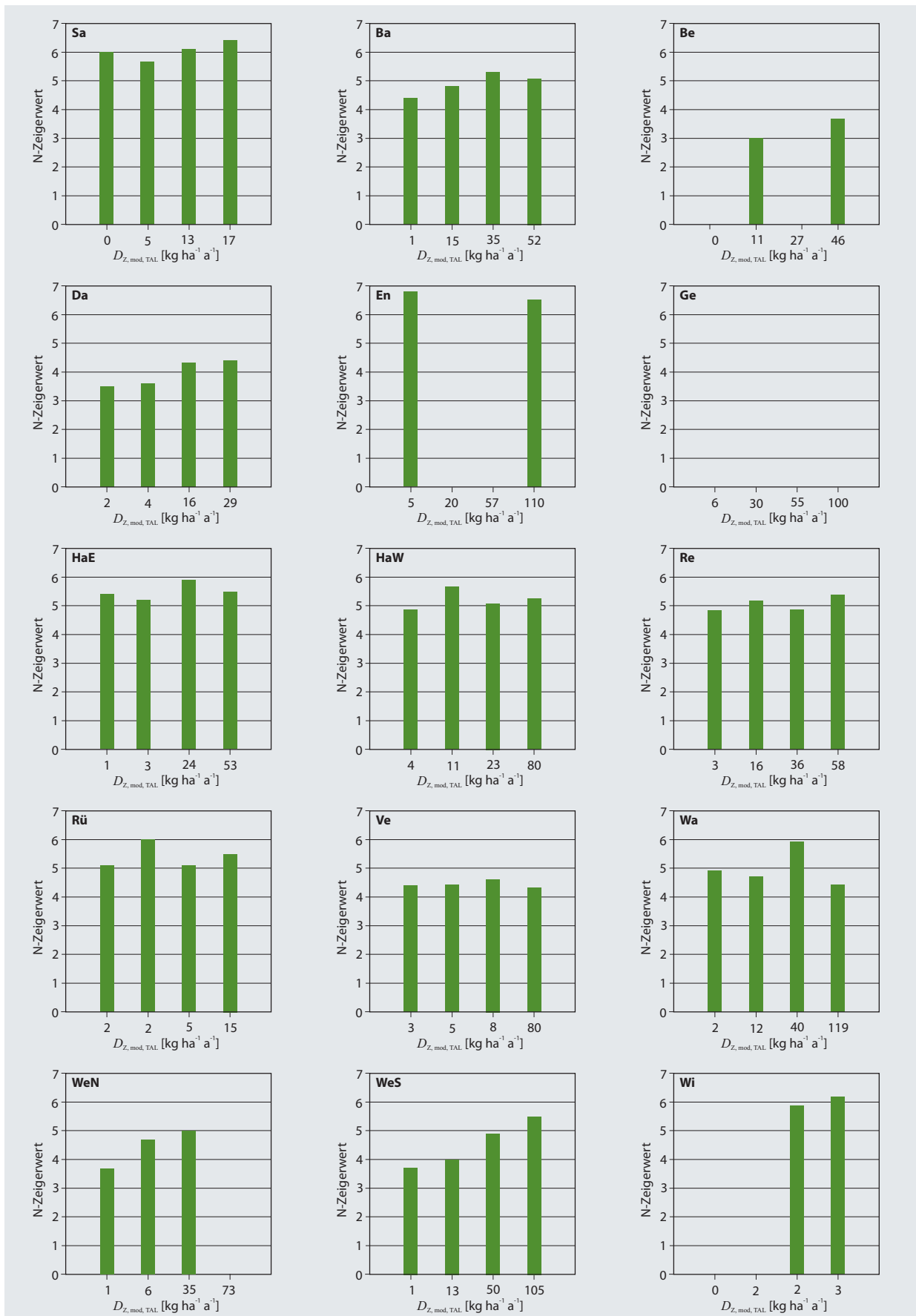


Abbildung 7

Mittlerer N-Zeigerwert der Bodenvegetation ausgewerteter Vegetationsaufnahmen und N-Zusatzdeposition

Stallanlagen hin abnehmenden Trend. Die zweithäufigste Art ist das Grünstängelmoos (*Scleropodium purum*) mit einem bei Siebel et al. (2006) genannten NZ von 7. Eine räumliche Präferenz war bei dieser und anderen Moosarten allerdings nicht festzustellen.

Weitere häufige Arten wie der Breitblättrige Dornfarn (*Dryopteris dilatata*), Rankender Lerchensporn (*Ceratocarpus claviculata*), Dreinervige Nabelmiere (*Moehringia trinerva*) und Wolliges Honiggras (*Holcus lanatus*) weisen mit $5 < NZ < 7$ in den bodensauren Nadelwäldern auf ein erhöhtes atmosphärisches Nährstoffangebot hin.

Weniger nährstofftolerante Pflanzenarten ($NZ \leq 3$) wie Harzer Labkraut (*Galium saxatile*) und Gewöhnlicher Dornfarn (*Dryopteris carthusiana*) traten sehr vereinzelt ohne gerichteten räumlichen Trend auf. Die in Kieferforsten der Nordwestdeutschen Tiefebene noch in den 1950er Jahren charakteristischen Rentierflechten (Meisel-Jahn, 1955; Heinken, 1995; Stortfelder et al., 1999) wurden nirgends mehr angetroffen.

Die Auswertung der NZ setzt voraus, dass mindestens fünf Zeigerarten am Monitoringpunkt erfassbar waren. Am Monitoringort **Ge** war dies nie der Fall, an **Be**, **En**, **WeN** und **Wi** waren einzelne Punkte nicht auswertbar.

Die in Abbildung 7 dargestellten gemittelten NZ stiegen nur bei drei (vollständig auswertbaren) Messorten mit zunehmender Entfernung bzw. steigender N-Zusatzdeposition deutlich (**Ba**, **Da** und **WeS**). Andere, unvollständige Daten von **Be**, **WeN** und **Wi** veranschaulichen eine vergleichbare Reaktion der Vegetation auf erhöhte N-Depositionen. Verantwortlich hierfür ist häufig das Hinzutreten der säure- und nährstofftoleranten Arten Wolliges Honiggras (*Holcus lanatus*, $NZ = 4$), Breitblättriger Dornfarn (*Dryopteris dilatata*,

$NZ = 7$), Grünstängelmoos (*Scleropodium purum*) zulasten der nährstoffmeidenden Drahtschmiele (*Avenella flexuosa*). Arten mit dem höchsten $NZ = 9$ wie Große Brennnessel (*Urtica dioica*) und Schwarzer Holunder (*Sambucus nigra*) beschränkten sich zumeist auf den stallnahen Waldrand, wo sie vermutlich auch von dem höheren Lichtangebot und Einträgen anderer Nährstoffe aus Stäuben gefördert werden.

3.5 Nährstoff-Verfügbarkeitsstufen

Die nach VDI 3959, Bl. 1, auf Basis der NZ -gemittelten Nährstoff-Verfügbarkeitsstufen liegen bei den meisten stallfernen Standorten im Bereich von „sehr gering“ bis „mittel“ (Abbildung 8). Mit Annäherung zu den Stallanlagen steigt der Eutrophierungsgrad der Vegetation oft um eine N-Verfügbarkeitsstufe. Die Nährstoff-Verfügbarkeitsstufen „hoch“ und „sehr hoch“ wurden auch an den extrem belasteten Waldrändern der Messorte **En** und **Wa** ($D_{Z,N,TAL} > 100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) nicht erreicht. Ursache hierfür sind offensichtlich die basenarmen Sande, deren Mangel anderer Nährstoffe (P, K, Mg, Ca) wachstumslimitierend ist. Die mittleren N-Zeigerwerte und die Nährstoff-Verfügbarkeitsstufe der Vegetation reicherer Böden (**Sa** und **Wi**) liegen trotz niedriger Zusatzbelastung auf vergleichbar hohem Niveau.

Aus den ordinalskalierten Verfügbarkeitsstufen beider Auswertungsverfahren lassen sich keine regressionsanalytisch ermittelten Dosis-Wirkung-Beziehungen ableiten. An Orten mit gerichtetem Gradienten steigen die mittleren Zeigerwerte zum Teil schon zwischen der dritten und vierten Entfernungsstufe, d. h. bei geringer Zunahme der N-Depositionen von wenigen $\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

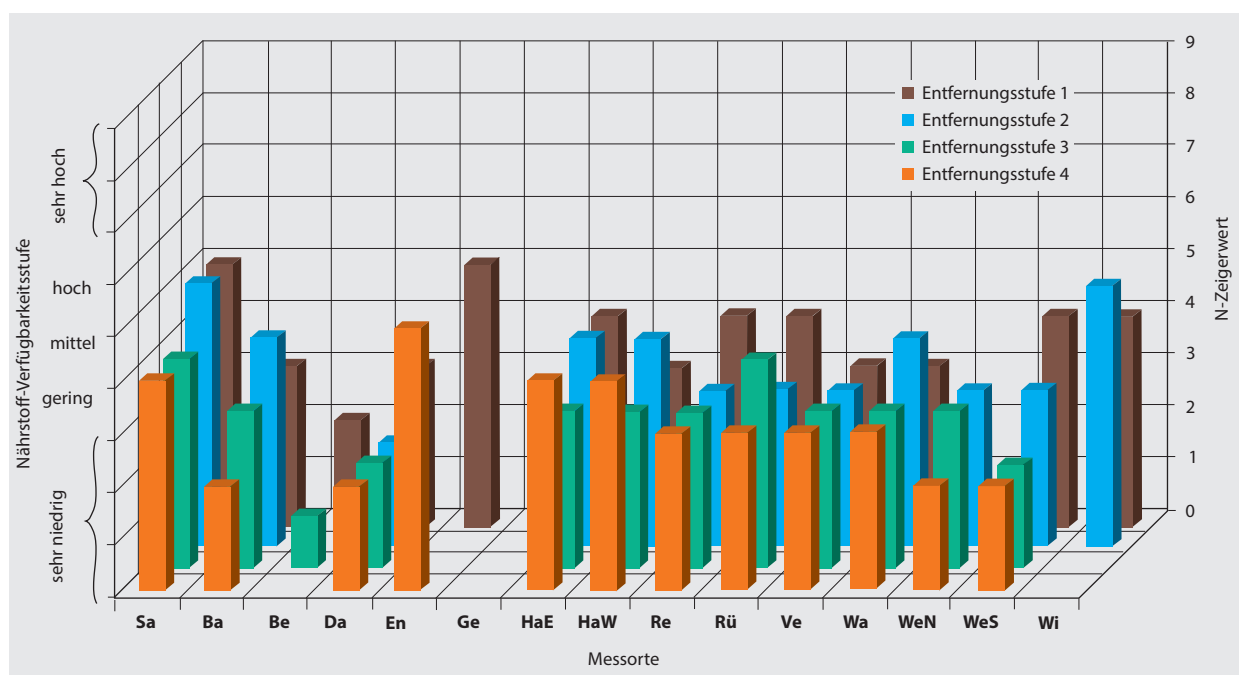


Abbildung 8

Nährstoff-Verfügbarkeitsstufen der Bodenvegetation nach VDI 3959, Bl. 1.

4 Zusammenfassung und Diskussion

Die N-Depositionen liegen in agrarisch intensiv genutzten Regionen Deutschlands deutlich über den critical loads (CL) empfindlicher Ökosysteme (Bultjes et al., 2011; Bobbink et al., 2011). Insbesondere in Nordwestdeutschland werden die CL, die für die meisten Wälder zwischen 10 und 20 kg ha⁻¹ a⁻¹ N liegen, zum Teil um ein Vielfaches überschritten. Mohr und Dämmgen (2013) geben Vorbelastungen (Depositionen) zwischen 40 und 60 kg ha⁻¹ a⁻¹ N an; die in dieser Arbeit berechneten Zusatzdepositionen überschritten teilweise 100 kg ha⁻¹ a⁻¹ N.

Bei der Ausprägung der Wirkungen von N-Depositionen spielen Standort und Nutzung eine entscheidende Rolle. Ihre Bedeutung ist wiederum an die unterschiedlichen Ansprüche (Waldfunktionen) geknüpft und unter ökologischen, wirtschaftlichen und gesellschaftlichen Aspekten zu bewerten. Der von der Länderarbeitsgemeinschaft für Immissionschutz vorgelegte Leitfaden (LAI, 2012) nennt hierzu eine Vorgehensweise für die Genehmigungspraxis bei Stallbauvorhaben. Die Ergebnisse der vor diesem Hintergrund durchgeführten Untersuchungen legen die ökologischen Folgen langfristiger N-Depositionen in der Umgebung von Stallanlagen offen – dies in einer tierhaltungsintensiven Region, in der bereits die großräumige Hintergrunddeposition mit großer Wahrscheinlichkeit seit Jahrzehnten die CL für Wälder überschritten.

Die Effekte erhöhter N-Depositionen treten im N_{min}-Vorrat, pH-Wert und den Blatt- und Nadelspiegelwerten mehr oder minder deutlich hervor. Vor allem an den zum Teil sehr hoch belasteten Waldrändern waren die Wirkungen an allen untersuchten Ökosystemkompartimenten (Boden, Baumbestand, Bodenvegetation) erkennbar.

Das Laub der unter vergleichsweise geringer Zusatzbelastung stehenden Eichen- und Buchenbestände wies keine sichtbaren Schädigungen in der Nähe der Stallanlagen auf. Wie bei Thomas und Büttner (1998) beschrieben, lässt sich der Fraß der Eichenwickler-Schadgesellschaft nicht mit erhöhten N-Depositionen in Zusammenhang bringen. Gleichwohl deutet sich aus anderen Beobachtungen eine vergleichsweise hohe Empfindlichkeit der Japanlärche gegenüber N-Depositionen an.

Die Waldkiefer zeigte im Vergleich zu den anderen Baumarten den geringsten Schädigungsgrad und erwies sich auch bei einer Zusatzdeposition deutlich über 60 kg ha⁻¹ a⁻¹ als vergleichsweise unempfindlich. Dagegen zeigte die empfindlichere Rotfichte bei Zusatzdepositionen von etwa 50 kg ha⁻¹ a⁻¹ am Waldrand eine erhöhte Anfälligkeit gegenüber Pilzbefall (*Phomopsis spp.*), während bei Japanlärche unter diesen Bedingungen deutliche Kronendeformationen auftraten.

Bereits deutlich geringere N-Depositionen riefen negative Wirkungen auf das C/N-Verhältnis im Auflagehumus, den N_{min}-Vorrat im Mineralboden und die N-Konzentration in den Nadeln hervor. Diese Indikatoren zeigten in einer bundesweiten Auswertung forstlicher Monitoringdaten (Augustin und Wolff, 2003; Spangenberg, 2002) ebenfalls vergleichsweise empfindliche Reaktionen auf atmosphärische N-Einträge. Die

C/N-Verhältnisse im Auflagehumus der Nadelwälder im Untersuchungsgebiet waren mit 17 bis 25 deutlich reduziert. Bereits bei vorgefundenen C/N-Verhältnissen unter 25 besteht somit das Risiko erhöhter NO₃-Austräge in allen untersuchten Wäldern, wie sie von Horváth et al. (2012) für einige Waldgebiete Nordwestdeutschlands belegt wurden.

N-Konzentrationen in Kiefernadeln und Bodenmoosen bilden die Höhe der N-Depositionen unter vergleichbaren Standortbedingungen gut ab (Flückiger und Braun, 1998; Mohr, 2007; Franzaring et al., 2010). Auch in dieser Studie standen die N-Konzentrationen in den Nadeln von Kiefer und Fichte in enger Beziehung zu den modellierten Zusatzdepositionen. Sie lagen mit durchschnittlich 18 g kg⁻¹ N in der Trockensubstanz auch außerhalb des Einflussbereiches der Stallanlagen über den bei Bergmann (1983) und Heinsdorf (1995) genannten Normalwerten. Beim Arbeitskreis Standortkartierung (2003) werden einjährige Kiefer- und Fichtenadeln mit N-Konzentrationen von 17 g kg⁻¹ N (in der Trockensubstanz) als hoch versorgt eingestuft. Andere bei zunehmendem N-Angebot (wachstumsbedingt) häufig defizitären Nährelemente, insbesondere Mg, standen in dieser Studie nur lose in einem negativen Zusammenhang mit den Zusatzdepositionen. Hierfür sind vermutlich auch die in fast allen Beständen durchgeführten Bodenschutzkalkungen verantwortlich, wodurch mögliche Nährstoffdefizite teilweise ausgeglichen werden.

Andere Untersuchungsparameter (N-Vorrat im Auflagehumus, Boden-pH, Basensättigung) zeigten keine statistisch signifikante Reaktion auf die Zusatzdeposition, die von benachbarten Stallanlagen herrührt. Mitverantwortlich ist das insgesamt hohe Belastungsniveau und die begrenzte Anzahl statistisch ausgewerteter Fälle (in der Regel 60). Aber auch die von Landscheidt (2010) vorgenommene selektive Auswertung der Daten, z. B. von Standorten, die einen gerichteten Gradienten der N_{min}-Konzentrationen aufwiesen, kam zu keinem anderen Ergebnis. Graduelle Unterschiede der boden- und pflanzenphysiologisch bedeutsamen Bodenversauerung werden offensichtlich durch die forstwirtschaftliche Nutzung (z. B. Bodenschutzkalkung, Holznutzung) und durch die vorhandene erhöhte Hintergrundbelastung überprägt (Eberl, 2002). Vermutlich spielen auch die puffernden Effekte des basischen NH₃ oder die aus Stallanlagen freigesetzten, basisch wirkenden Stäube eine Rolle. Auf die Zunahme standortfremder, nitrophytischer Pflanzen in der Waldbodenflora durch großräumig erhöhte N-Depositionen wird von vielen Autoren hingewiesen (z. B. Ellenberg, 1996; Bernhardt, 2005). Bei den untersuchten Waldbeständen wurde dies besonders deutlich an den atypischen Brennesselsäumen der von Natur aus oligotrophen Waldränder.

Im Bestandesinneren war der Einfluss stallbürtiger N-Depositionen auf die Artenzusammensetzung der Bodenvegetation sehr unterschiedlich ausgeprägt. Die Vegetationsaufnahmen von fünf Monitoringorten mit zwei und mehr ausgewerteten Monitoringpunkten besaßen einen zur Stallanlage gerichteten Anstieg der mittleren N-Zeigerwerte. Bei sechs Messorten war dagegen auch bei N-Depositionen von z. T. deutlich über 50 kg ha⁻¹ a⁻¹ kein Gradient feststellbar. Die

Nährstoff-Verfügbarkeitsstufen nach VDI 3959, Bl. 1, lagen insgesamt auf einem niedrigen Niveau zwischen „sehr gering“ und „gering“. Auch bei hoch belasteten Waldflächen wurde die Einstufung „mittel“ in keinem Fall überschritten. Die Aussagekraft dieser Einstufungen zur Höhe atmosphärischer N-Einträge ist auf basenarmen Standorten offenbar begrenzt. Auch bestand – anders als bei Ellenberg et al. (2001) beschrieben – kein Zusammenhang zwischen mittleren Zeigerwerten (NZ) und den N_{\min} -Gehalten im Boden.

Die festgestellte niedrige Basensättigung der Böden unter 10 % bedeutet für viele „Stickstoffzeiger“ wie z. B. Große Brennnessel (*Urtica dioica*) und Schwarzer Holunder (*Sambucus nigra*) eine Limitierung des Pflanzenwachstums, wodurch sie weniger als erwartet in den Vordergrund treten. Als wichtigste Einflussgröße für die Zusammensetzung der Waldbodenvegetation stellten Block et al. (2000) bei der Auswertung bundesweit erhobener Daten ebenfalls den Säure-Base-Zustand heraus.

Ein ausreichendes Angebot basischer Nährelemente wiesen die von Roland (2009) in Nordwestdeutschland untersuchten Buchenwälder auf Tertiärkreide auf, die N-Depositionen ausgesetzt sind, die mit denen dieser Studie vergleichbar sind. Die aufgrund ihrer Exposition in dem Waldgebiet und anhand der N-Konzentrationen in den Bodenmoosen zu erwartenden lokalen Unterschiede der N-Depositionen waren jedoch auch hier gegenüber anderen Standortfaktoren (z. B. Beschattung, Wasserversorgung) bei der Ausprägung der Bodenvegetation von untergeordneter Bedeutung. In Lichtungen, Aufforstungen und durch forstliche Maßnahmen gestörten Bereichen – die in Vegetationsuntersuchungen generell unberücksichtigt bleiben – können N-Zeiger wie Brombeere (*Rubus fruticosus agg.*) und Land-Reitgras (*Calamagrostis epigejos*) jedoch größere Deckungsgrade erreichen und ein Verjüngungshemmnis für den Baumbestand bilden.

Eine sensiblere Reaktion der Vegetation auf NH_3 -N-Depositionen in der Umgebung von Stallanlagen fanden Pitcairn et al. (1998). Die in mitteleuropäischen Nadelwäldern und auch in den untersuchten Wäldern häufig abundante Drahtschmiele (*Avenella flexuosa*, $NZ = 3$) zeigte bei der deutlich geringeren Hintergrundbelastung in Schottland eine starke Zunahme in der Nähe von Stallanlagen. Sehr hohe Deckungsgrade besitzt im Untersuchungsgebiet auch der Rankende Lerchensporn (*Ceratocarpus claviculata*). Diese rohhumusbewohnende, an basenarme Standorte angepasste Art ($NZ = 6$) ist in den letzten Jahrzehnten aus dem euatlantischen westlichen Florenareal eingewandert. Ihre großräumige Ausbreitung in östliche und südliche Landesteile wird auf klimatische Ursachen und erhöhte N-Depositionen zurückgeführt (Lethmate et al., 2002).

Die ökologischen Wirkungen der N-Depositionen von den Stallanlagen wurden am deutlichsten durch messbare stoffliche Veränderungen im Boden und in den Blattorganen. Wenngleich die Vegetation durch N-Anreicherung und Biomassezuwachs in der Lage ist, größere N-Mengen auch mittelfristig zu speichern (Bergmann, 1998; Nieder et al., 2000), so stellt der Boden zusammen mit der Humusaufgabe die

weitaus größere N-Senke dar. Wegen der extremen räumlichen Streuung und der Höhe des Bodenstickstoffvorrates war der Einfluss der NH_3 -Emissionen benachbarter Stallanlagen auf diesen N-Pool nicht feststellbar. Dieser Umstand stellt für die Bilanzierung der N-Flüsse in Waldökosystemen generell ein Problem dar (Dämmgen et al., 2005). Im Bodenumus gebunden liegen die N-Vorräte mitteleuropäischer Wälder zwischen etwa 1 und über 15 $Mg\ ha^{-1}$ (Wolff und Riek, 1996); in den Böden norddeutscher Nadelwälder etwa 3 bis 6 $kg\ ha^{-1}$ (Bartens und Büttner, 1997; Heinsdorf, 1997). Das N-Akkumulations- und -Retentionsvermögen der Böden ist begrenzt und wird von vielen standörtlichen und nutzungsbedingten Einflüssen bestimmt (Brinkmann und Nieder, 2003), sodass sich die Wirkungen stallbürtiger N-Depositionen auch nach dem Zeitraum von ca. 40 Jahren noch verstärken können. Kurzfristiger und sensibler reagieren die N-Konzentrationen in den Blättern und Nadeln über direkt aus der Atmosphäre aufgenommenes reaktives N, wodurch sich die Wirkungen der Zusatzbelastungen über 5 $kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$ von denen der Hintergrundbelastungen unterscheiden lassen. Damit bestätigt dieser Wert das in LAI (2012) genannte Abschneidekriterium in gleicher Höhe für die Bewertung von N-Depositionen im Rahmen von Genehmigungsverfahren

Fazit

Die Gegenüberstellung der Wirkungen mit den retrospektiv nach TA Luft modellierten Zusatzdepositionen geben Wirkschwelle zu erkennen, oberhalb derer – unter den Gegebenheiten des Untersuchungsgebietes – statistisch signifikante Veränderungen im Wald zu erkennen sind. Sie liegen in einem Bereich zwischen 5 $kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$ (N-Konzentrationen in Kiefernadeln) und 50 $kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$ (Kronenverlichtungen).

Anders als CL beziehen sich diese Zusatzdepositionen auf negative Veränderungen bestimmter Ökosystemkompartimente unter Einbeziehung der aktuell relativ hohen Vorbelastung. Zusammen mit der von Mohr und Dämmgen (2013) mittels Kronentraufmessungen in diesem Raum gemessenen Hintergrundbelastung von ca. 25 $kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$ addieren sich die Gesamtdositionen auf mindestens 75 $kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$, welche nach den Ergebnissen dieser Untersuchungen direkte Schädigungen am Baumbestand hervorrufen können. Die in dieser Studie berücksichtigten Wirkzeiträume von ca. 40 Jahren entsprechen zwar etwa denen der CL (Sutton et al., 2009); sie liegen aber deutlich unter der Lebenserwartung bzw. den Umtriebszeiten von Bäumen. Hierdurch ist die maximale Wirkschwelle von 75 $kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$ beispielsweise bei der genehmigungsrechtlichen Bewertung der Zusatzdepositionen lediglich für ökologisch weniger sensible Gehölzbestände (z. B. Hofgehölze, Pappelforsten) relevant. Demgegenüber bildet die untere Wirkschwelle von 5 $kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$ – analog zu dem im LAI-Leitfaden geltenden Abschneidekriterium – das untere Niveau messbarer Veränderungen durch Zusatzdepositionen ab. Geringere Zusatzdepositionen haben möglicherweise bereits einen Einfluss auf die Zusammensetzung der Waldbodenvegetation.

Literatur

- Arbeitskreis Standortkartierung (2003) Forstliche Standortsaufnahme : Begriffe, Definitionen, Einteilungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen. Eching : IHW-Verl, 352 p
- Augustin S, Wolff B (2003) Beziehungen zwischen Critical Loads-Überschreitungen und Daten des forstlichen Umweltmonitorings am Beispiel des Stickstoffhaushaltes von Fichtenwäldern. Ber Freiburger Forstl Forsch 49(1):115-123
- Bartens H, Büttner G (1997) Bodenzustandserhebung in Niedersachsen 1990/91 : Datendokumentation. Göttingen : Forschungszentr Waldökosyst, 476 p, Ber Forschungszentrum Waldökosysteme C 5
- Bergmann C (1998) Stickstoff-Umsätze in der Humusaufgabe unterschiedlich immisionsbelasteter Kiefernbestände (*Pinus sylvestris* L.) im norddeutschen Tiefland. Cottbus : Brandenburgische Techn. Univ, 128 p, Cottbuser Schr Bodenschutz Reaktivierung 1
- Bergmann W (1983) Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. Jena : G. Fischer, 614 p
- Bernhardt M (2005) Reaktionen der Waldbodenvegetation auf erhöhte Stickstoffeinträge : Analyse und Vorhersage von Vegetationsveränderungen anhand von funktionellen Merkmalen. Berlin : Bornträger, 121 p, Dissertationes Botanicae 397
- Block J, Eichhorn J, Gehrmann J, Kölling C, Matzner E, Meiwes KJ, von Wilpert K, Wolff B (2000) Kennwerte zur Charakterisierung des ökochemischen Bodenzustandes und des Gefährdungspotentials durch Bodenversauerung und Stickstoffsättigung an Level II-Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen. Bonn : BMELF, 167 p
- BMU-Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2002) Erste allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA Luft) v. 24. Juli 2002 [online]. Zu finden in <<http://www.bmu.de/fileadmin/bmuimport/files/pdfs/allgemein/application/pdf/taluft.pdf>> [zitiert am 06.05.2013]
- Bobbink K, Braun S, Nordin A, Power S, Schütz K, Strengborn J, Weijters M, Tomassen H (2011) Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships [online]. Zu finden in <<http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/680359002.pdf>> [zitiert am 17.04.2013]
- Braun-Blanquet J (1964) Pflanzensoziologie : Grundzüge der Vegetationskunde. Wien : Springer, 865 p
- Brinkmann S, Nieder R (2003) Critical loads für eutrophierenden Stickstoff : Weiterentwicklung des Ansatzes unter besonderer Berücksichtigung der Umsetzung im Boden (Humusschicht) FGH II 1.2: Wirkungen auf Ökosysteme und Materialien. Braunschweig : Inst Geoökologie, 115 p
- Builtjes P, Hendriks E, Koenen M, Schaap M, Banzhaf S, Kerschbaumer A, Gauger T, Nagel H-D, Scheuschner T, Schlutow A (2011) Erfassung, Prognose und Bewertung von Stickstoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland : zusammenfassender Abschlussbericht [online]. Zu finden in <<http://www.uba.de/uba-info-medien/4137.html>> [zitiert am 17.04.2013]
- Dämmgen U, Grünhage L (1998) Response of a grassland ecosystem to air pollutants : 5. A toxicological model for the assessment of dose-response relationships for air pollutants and ecosystems. Environ Pollut 101(3):375-380
- Dämmgen U, Matschullat J, Zimmermann F, Strogies M, Grünhage L, Scheler B, Conrad J (2013) Emission reduction effects on bulk and wet-only deposition in Germany – evidence from long-term observations : Part 3: Sulphur and nitrogen compounds. Gefahrstoffe Reinh Luft, im Druck
- Dämmgen U, Mohr K, Meessenburg H (2005) Die Bestimmung von Flüssen reaktiver Stickstoff-Spezies in hoch mit Stickstoff belasteten Waldökosystemen: methodische Grundlagen, Randbedingungen und Konzept der Messungen und Modellierungen im ANSWER-Projekt. Landbauforsch Völknerode SH 279, 9-15
- Eberl C (2002) Stoffhaushaltsprognosen 2: Wirkung von Kalkung auf den chemischen Bodenzustand. Ber Forschungszentrum Waldökosysteme B 68:126
- Ellenberg H (1996) Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. Stuttgart : Ulmer, 1095 p
- Ellenberg H, Düll R, Weber H, Werner W, Wirth V (2001) Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Göttingen : Goltze, 262 p, Scripta Geobotanica 18
- EU-Europäische Union (2001) Richtlinie 2001/81/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2001 über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe (NEC Richtlinie). Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften : L, Rechtsvorschriften L 309:22-30
- Fangmeier A, Hadwiger-Fangmeier A, Eerden L Van der, Jäger H-J (1994) Effects of atmospheric ammonia on vegetation : a review. Environ Pollut 86:43-82
- Finlayson-Pitts BJ, Pitts JN (1986) Atmospheric chemistry : fundamentals and experimental techniques. New York : Wiley, 1098 p
- Flückiger W, Braun S (1998) Nitrogen deposition in Swiss forests and its possible relevance for leaf nutrient status, parasite attacks and soil acidification. Environ Pollut 102:69-76
- Frahm JP, Frey W (1987) Moosflora. Stuttgart : Ulmer, 525 p
- Franzaring J, Holz I, Zipperle J, Fangmeier A (2010) Twenty years of biological monitoring of element concentrations in permanent forest and grassland plots in Baden-Württemberg (SW Germany). Environ Sci Pollut Res 17:4-12
- Garber K, Schürmann B (1971) Wirkung und Nachweis von Ammoniak-Immisionen in der Nähe von Großstallungen. Landwirtsch Forsch 26/1:36-40
- Gehrmann J (2003) Atmosphärische Stoffeinträge und deren Langzeitwirkung im Wald. LÖBF-Mitt (2):24-29
- Gregor H-D (ed) (1995) IMA-Querschnittseminar Wirkungskomplex Stickstoff und Wald : Umweltbundesamt 21./22. November 1994. Berlin : Umweltbundesamt, 232 p, Texte / Umweltbundesamt 28
- Hanisch B, Kilz E (1990) Waldschäden erkennen : Fichte und Kiefer. Stuttgart : Ulmer, 334 p
- Heinken T (1995) Naturnahe Laub- und Nadelwälder grundwasserferner Standorte im niedersächsischen Tiefland : Gliederung, Standortbedingungen, Dynamik. Berlin : Cramer, 311 p, Dissertationes Botanicae 239
- Heinsdorf D (1995) Forstliche Strategien in Waldgebieten am Beispiel des nord-ostdeutschen Tieflandes. Texte / Umweltbundesamt 28:183-191
- Heinsdorf D, Krauss H-H (1991) Massentierhaltung und Waldschäden auf dem Gebiet der ehemaligen DDR. Forst Holz 13:356-361
- Heinsdorf M (1997) Boden- und ernährungkundliche Untersuchungen in Kiefern- und Kiefern-Buchen-Mischbeständen auf verschiedenen Standorten Brandenburgs. Beitr Forstwirtsch Landschaftsökol 31:119-124
- Horváth B, Meiwes KJ, Meessenburg H, Ackermann J (2012) Nitratausträge unter Wald : Untersuchungen auf Standorten mit hohen luftbürtigen Stickstoffeinträgen. Grundwasser 9:1-32
- König N (2009) Handbuch Forstliche Analytik : 4. Ergänzung 2009 [online]. Zu finden in <<http://www.bmelv.de/SharedDocs/Standardartikel/Landwirtschaft/Wald-Jagd/WaldBodenZustand/Handbuch-Forstliche-Analytik.html>> [zitiert am 22.04.2013]
- LAI-Länderarbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz (2012) Leitfaden zur Ermittlung und Bewertung von Stickstoffeinträgen der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz : Langfassung ; Stand 1. März 2012 [online]. Zu finden in <<http://www.umweltbundesamt.de/luft/downloads/lai-n-leitfaden.pdf>> [zitiert am 22.04.2013]
- Landscheidt S (2010) Wirkungen von Stickstoffimmissionen auf Waldböden im Nahbereich von Intensivtierhaltungen. Oldenburg : Univ, 98 p
- Lethmate J, Ebke K, Pollmann W (2002) Zur Ausbreitung des Rankenden Lerchensporns *Ceratocarpus claviculata* (L.). Osnabrücker Naturwiss Mitt 26:117-135
- Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (2006) Leitfaden zur Erstellung von Immissionsprognosen mit AUSTAL2000 in Genehmigungsverfahren nach TA Luft und der Geruchsimmisions-Richtlinie. Essen : Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, 71 p, Merkblätter / Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen 56
- Meisel-Jahn S (1955) Die Kiefernforstgesellschaften des nordwestdeutschen Flachlandes : ihre Beziehungen zu den natürlichen Waldgesellschaften und zum Boden, ihre Genese und ihre Bedeutung für die Landschaftsgliederung. Stolzenau/Weser, 126 p, Angew Pflanzensoziol 11
- Mohr K (2007) Biomonitoring von Stickstoff-Immisionen : Möglichkeiten und Grenzen von Bioindikationsverfahren. Umweltwiss Schadstofforsch 19:255-264
- Mohr K (2011) Untersuchungen zur Bewertung der Auswirkungen von Ammoniak- und Stickstoff-Depositionen auf Pflanzen und Ökosysteme im Nahbereich von Stallanlagen (BESTAND) : Endbericht, EH-Vorhaben

- 2809HS015 für die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) [online]. Zu finden in <<http://download.ble.de/09HS015.pdf>> [zitiert am 17.04.2013]
- Mohr K, Dämmgen U (2013) Belastung von Wäldern in Nordwest-Niedersachsen durch Ammoniak und Ammonium in der Umgebung von Tierhaltungsanlagen. Teil 1: Bestimmung von Dosis-Größen. *Landbauforsch* 63(2):115-128
- Mohr K, Schaaf S, Horvath B, Meesenburg H, Dämmgen U (2005) Stoff- und Energieflüsse der im ANSWER-Projekt untersuchten Waldbestände. *Landbauforsch Völknerode SH* 279:69-94
- Nieder R, Wachter H, Isermann K (2000) Erhöhte Stoffausträge bald auch aus Waldböden? *AFZ Wald* 11:594-599
- Pitcairn CER, Leith ID, Sheppard LJ, Sutton MA, Fowler D, Munro RC, Tang S, Wilson D (1998) The relationship between nitrogen deposition, species composition and foliar nitrogen concentration in woodland flora in the vicinity of livestock farms. *Environ Pollut* 102:41-48
- Roland C (2009) Vegetations- und bodenkundliche Untersuchungen zur Eutrophierung von historisch alten Laubwaldbeständen am Beispiel der Buchenwälder des Stewweder Berges. *Vechta : Hochschule*, 236 p
- Rothmaler W (1994) Exkursionsflora von Deutschland : Bd. 1, Niedere Pflanzen. *Jena : Fischer*, 811 p
- Seibold R, Barth C (1976) Die chemische Untersuchung von Futtermitteln. *Melsungen : Neumann-Neudamm, VDLUFA-Methodenbuch* 3
- Siebel HN, Bijlsma RJ, Bal D (2006) Toelichting op de rode lijst mossen. *Ede : Directie Kennis, Ministerie Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit*, 70 p, Rapport DK 2006/034
- Spangenberg A (2002) Stickstoffbelastung an Waldrändern : Untersuchungen in südbayerischen Regionen mit hoher Ammoniakemission. *München : Frank*, 176 p, *Forstl Forschungsber München* 190
- Stortefelder AFH, Schaminée JHJ, Hommel PWF (1999) De vegetatie van Nederland : 5. Plantengemeenschappen van ruitgen, struwelen, bossen. *Uppsala, Leiden : Opopus Pr*, 376 p
- Sutton MA, Sheppard LJ, Fowler D (2009) Potential for the further development and application of critical levels to assess the environmental impacts of ammonia. In: Sutton MA, Reis S, Baker S (eds) *Atmospheric ammonia : detecting emission changes and environmental impacts ; results of an expert workshop under the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution ; The "Edinburgh Workshop", 4-6 December 2006*. *Dordrecht : Springer*, pp 41-48
- Thomas FM, Büttner G (1998) Zusammenhänge zwischen Ernährungsstatus und Belaubungsgrad in Alteichenbeständen Nordwestdeutschlands. *Forstw Cbl* 117:115-128
- Thun R, Herrmann R, Schmitt L (1991) Die Untersuchung von Böden. *Radebeul : Neumann, VDLUFA-Methodenbuch* 1
- UBA-Umweltbundesamt (2012) Vorbelastungsdaten Stickstoff TA Luft Nr. 4.8 – Genehmigungsverfahren [online]. Zu finden in <<http://gis.uba.de/web-site/depo1/index.htm>> [zitiert am 06.05.2013]
- Ulrich B (1995) Die Entwicklung der Waldschäden aus ökosystemarer Sicht. *Texte / Umweltbundesamt* 28:9-19
- VDI 3782 Blatt 5 (2006) *Umweltmeteorologie : atmosphärische Ausbreitungsmodelle ; Depositionsparameter*. *Berlin : Beuth*, 51 p
- VDI 3959 Blatt 1 (2008) *Vegetation als Indikator für Stickstoffeinträge : Bewertung der Stickstoffverfügbarkeit durch Ellenberg-Zeigerwerte der Waldbodenvegetation*. *Berlin : Beuth*
- von Zeschwitz E (1980) Analytische Kennwerte typischer Humusformen westfälischer Bergwälder. *Z Pflanzenernähr Bodenkunde* 143:692-700
- Wolff B, Riek W (1997) *Deutscher Waldbodenbericht 1996 : Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung von 1987-1993 (BZE)*. *Bonn : BMELF*, 144 p

