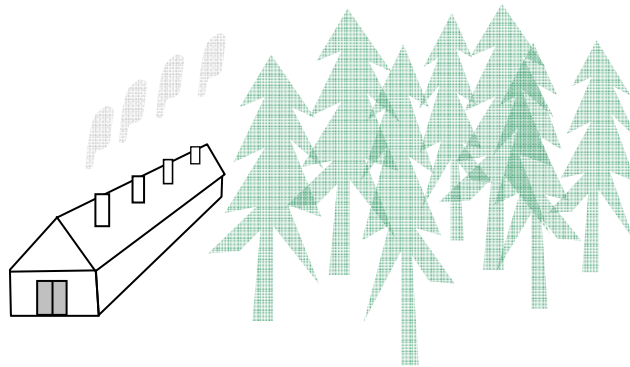


## Endbericht

zum EH-Vorhaben:

### **Untersuchungen zur Bewertung der Auswirkungen von Ammoniak- und Stickstoff- Depositionen auf Pflanzen und Ökosysteme im Nahbereich von Stalleanlagen (BESTAND)**

Förderkennzeichen: 2809HS015



Projektträger: Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) in Bonn  
Projektnehmer: Landwirtschaftskammer Niedersachsen  
Projektleitung: Dr. Karsten Mohr, Dipl. Biol.  
Projektbearbeiter: Jerzy Suda, Dipl. Umweltwiss.  
Simone Kiehne, Dipl. Umweltwiss.  
Friedrich Arends, Dipl. Ing. agr.  
Sarah Landscheidt, Dipl. Landsch. Ökol.  
Lisa-Sophie Pünjer, Stud. Umweltwiss.

Oldenburg

Juni 2011



# Inhaltsverzeichnis

1	Zusammenfassung .....	5
2	Einleitung.....	7
3	Forschungsstand und -ziel .....	8
4	Planung und Ablauf des Vorhabens .....	10
4.1	Emissionsmessungen.....	10
4.2	Ausbreitungsrechnungen .....	10
4.3	Immissionsmessungen .....	11
4.4	Biomonitoring.....	11
5	Das Untersuchungsgebiet .....	12
5.1	Monitoringstandorte.....	14
5.2	Messstandorte .....	15
6	Material und Methoden.....	18
6.1	Ausbreitungsrechnungen .....	18
6.2	Bestimmung des Emissionsfaktors am Standort <i>Ma</i> .....	21
6.2.2	Datenverfügbarkeit und -qualität.....	23
6.3	Messungen der NH <sub>3</sub> -Immissionskonzentrationen .....	23
6.3.2.1	Datenverfügbarkeit und -qualität.....	25
6.4	Kronentraufemessungen .....	26
6.4.1	Datenverfügbarkeit und Datenqualität .....	28
6.5	Bodenuntersuchungen .....	31
6.6	Laub- und Nadeluntersuchungen .....	32
6.7	Waldbonitur .....	33
6.8	Vegetationsuntersuchungen.....	34
6.9	Statistische Auswertung .....	36
7	Ergebnisse .....	36
7.1	Emissionsmessungen am Standort <i>Ma</i> .....	36
7.2	NH <sub>3</sub> -Immissionskonzentrationen .....	38
7.2.1	Messung NH <sub>3</sub> -Immissionskonzentrationen.....	38
7.2.2	Gegenüberstellung gemessener und modellierter Immissionskonzentrationen.....	40
7.3	Bestandesdeposition von Stickstoff.....	41
7.3.1	N-Flüsse in der Kronentraufe an den Messstandorten <i>En</i> und <i>Ne</i> .....	41
7.3.2	Gegenüberstellung gemessener und modellierter Depositionsraten .....	43
7.3.3	N-Flüsse in der Kronentraufe am Standort <i>Tw</i> .....	46
7.3.4	Vergleichende Messungen zur Stickstoff-Hintergrundbelastung.....	47

7.4	Modellierung der NH <sub>3</sub> -N-Zusatz-Depositionen an den Monitoring-standorten.....	49
7.5	Wirkungsuntersuchungen an den Monitoringpunkten.....	51
7.5.1	Bodenuntersuchungen.....	51
7.5.1.1	C/N-Verhältnis im Auflagehumus .....	51
7.5.1.2	N-Vorrat im Auflagehumus.....	52
7.5.1.3	Mineralstickstoff-Vorrat .....	53
7.5.1.4	pH-Wert.....	55
7.5.1.5	Basensättigung .....	57
7.5.2	Nährelementgehalte in Nadel- und Laubproben.....	59
7.5.3	Kronenzustand.....	64
7.6	Vegetationsuntersuchungen.....	66
<b>8</b>	<b>Diskussion .....</b>	<b>69</b>
8.1	Immissionsuntersuchungen.....	70
8.1.1	NH <sub>3</sub> -Immissionskonzentrationen .....	70
8.1.2	N-Zusatzdepositionen.....	71
8.1.3	Hintergrundbelastung .....	73
8.2	Ökologische Wirkungen.....	76
8.2.1	Ökologische Wirkung der Zusatzbelastung auf den Wald.....	76
8.2.2	Wirkschwellen .....	78
<b>9</b>	<b>Fazit/Empfehlungen.....</b>	<b>80</b>
<b>10</b>	<b>Voraussichtlicher Nutzen und Verwertbarkeit der Ergebnisse .....</b>	<b>81</b>
<b>11</b>	<b>Gegenüberstellung der geplanten und erreichten Ziele .....</b>	<b>81</b>
<b>12</b>	<b>Literaturverzeichnis.....</b>	<b>82</b>
<b>13</b>	<b>Anhang .....</b>	<b>90</b>

## **1 Zusammenfassung**

Gegenstand dieser Studie sind Immissionsmessungen ( $\text{NH}_3$ -Immissionskonzentrationen und N-Depositionen) und Untersuchungen zu den Auswirkungen von  $\text{NH}_3$ -Immissionen auf Wälder in der Umgebung von Tierhaltungsanlagen. Auf Grundlage der an 20 Standorten in Niedersachsen durchgeführten Untersuchungen sollten hiermit wesentliche Kriterien des vom LAI entwickelten Verfahrens zur „Ermittlung und Bewertung von Stickstoffeinträgen im Rahmen der Genehmigung von Tierhaltungsanlagen nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz“ überprüft werden. Die Ergebnisse sind nachfolgend skizziert.

### **$\text{NH}_3$ -Konzentrationen**

Vergleichende Messungen an 2 Stallanlagen ergaben, dass die mit dem obligatorisch zu verwendenden Rechenmodell AUSTAL2000 ermittelten  $\text{NH}_3$ -Immissionskonzentrationen im Nahbereich deutlich zu hoch angesetzt werden.

### **N-Depositionen**

Die mit AUSTAL2000 nach TA Luft (Depositionsgeschwindigkeit:  $0,01 \text{ cm s}^{-1}$ ) berechneten N-Depositionen im Wald unterscheiden sich von den Messdaten nur geringfügig. Die nach dem LAI-Verfahren erfolgte Berechnung (mit AUSTAL2000 ermittelte  $\text{NH}_3$ -Konzentration multipliziert mit der Depositionsgeschwindigkeit von  $0,02 \text{ cm s}^{-1}$ ) führt dagegen zu erheblich höheren Werten.

Die vom Umweltbundesamt im April 2011 aktualisierten Daten zur Vorbelastung (MAPESI) liegen regional immer noch deutlich über den Messdaten. Diese Diskrepanz ist nicht allein auf eine systematische Unterschätzung kronenrauminterner N-Aufnahmeraten durch die vergleichenden Kronentraufemessungen zurückzuführen.

### **Wirkungen**

Die Auswirkungen langfristig erhöhter N-Depositionen auf den Wald sind großräumig nachweisbar. Mit Annäherung zu den Stallanlagen werden sie am deutlichsten durch eine Verengung der C/N-Verhältnisse im Auflagehumus, der N-min Gehalte im Boden und der N-Konzentrationen in den Nadeln (Blättern).

Ein Einfluss der Stallanlagen auf den Boden ist bei N-Depositionen über  $15 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  statistisch signifikant, die Nadelspiegelwerte ändern sich signifikant bei Zusatzdepositionen von mehr als  $5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ .

Andere Effekte (Vegetationsveränderungen, Bodenversauerung, Basensättigung, Baumschädigungen) sind statistisch nicht signifikant oder nur bei sehr hohen Zusatzbelastungen über  $50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  nachweisbar.

Die Überprüfung weiterer, die Erheblichkeit dieser Wirkungen und die Ermittlung der Stickstoffempfindlichkeit betreffende Kriterien (Beurteilungswerte, Zuschlagsfaktoren) wurde in dieser Studie nicht vorgenommen.

## **Fazit**

Das dem LAI-Leitfaden zur "Ermittlung und Bewertung von Stickstoffdepositionen ..." zugrunde liegende Berechnungsverfahren führt zu einer deutlichen Überschätzung der Höhe der N-Depositionen in der Umgebung von Stallanlagen. Demgegenüber liefert die Vorgehensweise nach TA Luft, Anhang 3 zutreffendere Ergebnisse.

Die Daten des Umweltbundesamtes zur Vorbelastung (MAPESI) bedürfen einer Validierung insbesondere in Regionen mit höheren  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen.

Die ökologischen Auswirkungen zusätzlicher N-Depositionen auf den Wald sind in agrarisch intensiv genutzten Regionen auf einem Niveau von  $5$  und  $15 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  von denen der Hintergrundbelastung nicht signifikant unterscheidbar, wodurch sich der im LAI-Leitfaden genannte Irrelevanzwert von  $5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (Abschneidekriterium) bestätigt. Dass deutlich höhere N-Depositionen (Gesamtbelastung bis  $75 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) auch langfristig zu keinen Schäden an den Gehölzen führen, ist bei der Einstufung kleiner Hofgehölze jedoch zu berücksichtigen.

## 2 Einleitung

Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) besitzt als reaktionsfreudiges Gas und seine düngende und versauernde Wirkung auf naturnahe Ökosysteme eine hohe Umweltrelevanz. Beim Abbau von Tierexkrementen können große Mengen in die Atmosphäre freigesetzt und in unmittelbarer Umgebung von Stallanlagen akute Schäden an Pflanzen hervorrufen (Garber & Schürmann 1971, Heinsdorf & Krauß 1991). In größerer Entfernung von  $\text{NH}_3$ -Quellen sind vor allem naturnahe, stickstoffempfindliche Ökosysteme wie Wälder, Moore, Magerrasen und Heiden von der langfristig versauernden und düngenden Wirkung Ammoniaks betroffen. Durch die in den letzten Jahrzehnten zunehmende landwirtschaftliche Aktivität und den steigenden Kraftfahrzeugverkehr als bedeutende  $\text{NO}_x$ -Quelle wurden die Belastungsschwellen für stickstoffempfindliche Ökosysteme (Critical Loads) überschritten, sodass nationale und internationale Maßnahmen (z. B. EU 2001) zur Reduzierung der Emissionen getroffen wurden. Mit der im Jahr 2002 erschienenen TA Luft (BMU 2002) wurden genehmigungsrechtliche Grundlagen für Ammoniakemissionen und deren Bewertung bei Tierställen und anderen Bauvorhaben geschaffen. Zum Schutz von empfindlichen Pflanzen und Ökosystemen werden Immissionswerte für Ammoniak im Jahresmittel von  $3 \mu\text{g m}^{-3}$  (Zusatzbelastung) und  $10 \mu\text{g m}^{-3}$  (Gesamtbelastung) genannt (Abbildung 1).

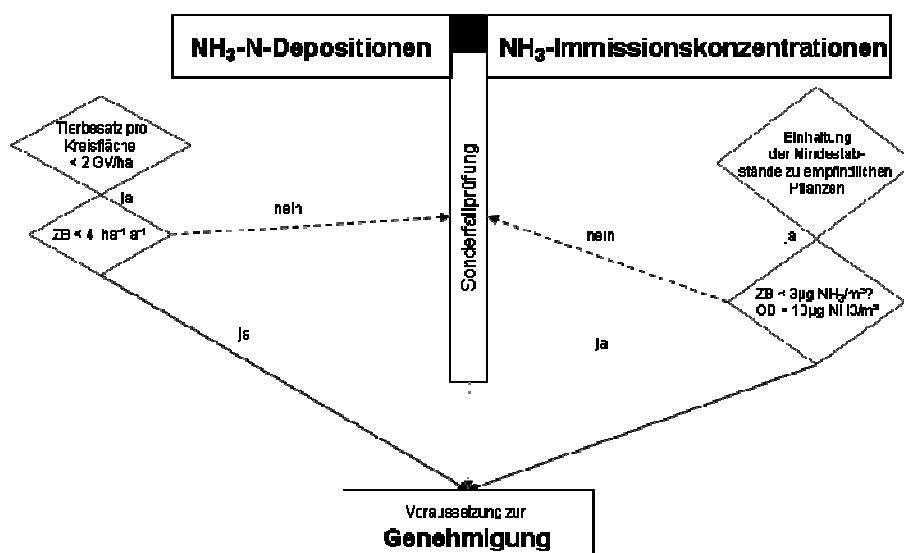


Abbildung 1: Ablaufschema bei der genehmigungsrechtlichen Prüfung von Ammoniakemissionen bei Tierhaltungsanlagen in Niedersachsen gemäß TA Luft (GV = Großvieheinheit, ZB = Zusatzbelastung, GB = Gesamtbelastung)

Weniger konkret sind die Angaben zur Stickstoff-Deposition, die mit den  $\text{NH}_3$ -Freisetzungen verbunden ist. Dieses Defizit führte in der Vergangenheit zu individuellen, nicht immer transparenten Vorgehensweisen bei der gutachterlichen Bewertung der Stickstoffbelastung im Rahmen der Sonderfallprüfung.

Als Konsequenz aus dieser Situation entwickelte der Länderarbeitskreis Immissionsschutz (LAI) einen Leitfaden „Ermittlung und Bewertung von Stickstoffeinträgen im Rahmen der Genehmigung von Tierhaltungsanlagen nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz“, der den genehmigungsrechtlichen Erfordernissen Rechnung tragen soll. Diese Verfahrensweise unterscheidet sich in vielen Punkten von der gängigen Praxis und birgt somit erhebliche Konsequenzen. Nach den Ergebnissen einer Vergleichsstudie in Niedersachsen (Arends und Mohr 2008) führte der neue Bewertungsansatz des LAI in der Praxis zu deutlich höheren Abstandsforderungen in der genehmigungsrechtlichen Bewertung von Stallbauvorhaben. In 9 von 10 bereits genehmigten Fällen wäre nach den LAI-Verfahren im Rahmen der Sonderfallprüfung keine Genehmigung erteilt worden.

### **3 Forschungsstand und -ziel**

Unter Hinweis auf die in der TA Luft genannte Sonderfallprüfung wird mit dem LAI-Leitfaden ein Ansatz vorgestellt, der anhand neuer Beurteilungskriterien die Bewertung der Belastungssituation ermöglicht. Gegenstand dieses Bewertungsansatzes ist die Festlegung von Kriterien, nach denen die Höhe des atmosphärischen N-Eintrages sowie die Bewertung der Auswirkungen auf gegebenenfalls vorhandene stickstoffempfindliche Ökosysteme wie z.B. Wälder zu erfolgen hat. Wesentliche Neuerungen gegenüber der TA Luft sind:

- A. Die Heraufsetzung der Depositionsgeschwindigkeit ( $v_s$ ) von  $1 \text{ cm s}^{-1}$  auf  $2 \text{ cm s}^{-1}$  für die Berechnung der N-Depositionen auf Grundlage der VDI Richtlinien VDI 3783 B.13 und VDI 3782 B. 5 zur Modellierung der N-Depositionen in der Umgebung.



- B. Die Einbeziehung der vom Umweltbundesamt bereitgestellten bundesweiten Daten der Hintergrundbelastung (UBA 2011).
- C. Die Berücksichtigung der Critical Loads zur Beurteilung der Stickstoff-Empfindlichkeit von Ökosystemen. Der Critical Load stellt einen Depositionswert für bestimmte Ökosysteme dar, bei dessen Unterschreitung keine negativen Wirkungen feststellbar sind (Lorenz et al 2008).

Generell ist davon auszugehen, dass diese Kriterien auf fundierten wissenschaftlichen Untersuchungen basieren. Dennoch liegen keine publizierten Ergebnisse vor, aus denen eine Validierung der mit dem obligatorisch verwendeten Rechenprogramm AUSTAL2000 berechneten N-Depositionen gemäß TA Luft sowie unter Verwendung einer höheren Depositionsgeschwindigkeit hervorgeht. Die von Hartmann et al. 2003 durchgeführten Vergleichsuntersuchungen beschränken sich auf Messungen der  $\text{NH}_3$ -Immissionskonzentrationen in der Nachbarschaft eines komplexen Tierhaltungsbetriebes.

Gegenüber den generalisierenden Beschreibungen der Auswirkungen von Stall-emissionen auf Wälder liegen nur wenige Informationen über ihre quantitativen Beziehungen zueinander vor. Die Ergebnisse der von Spangenberg (2002) durchgeführten Kronentraufemessungen beziehen sich lediglich auf das C/N-Verhältniss in der Humusaufgabe der Waldböden und Nitratausträgen und geben keine Auskunft über Dauer und Ausmaß längerfristig zurückliegender Zusatzbelastungen. Hofmann et al. (1990) stellten Waldschäden in der Umgebung von Schweinemastanlagen in Ostdeutschland in einer Zeit heraus, als zusätzlich sehr hohe Schwefeldioxidbelastungen die Belastungssituation kennzeichneten.

Anlass dieser Studie war daher, folgende Fragen zu klären:

- Ist die insbesondere in Regionen mit hohen Viehdichten relativ hohe regionale Hintergrundbelastung sachgerecht angesetzt?
- Ist die mit Hilfe von Ausbreitungsrechnungen mit AUSTAL 2000 ermittelte Zusatzbelastung in der Umgebung von Stallanlagen plausibel?
- Wie sind die Auswirkungen der Ammoniak- bzw. Stickstoffdepositionen auf Wälder, insbesondere in Regionen mit hoher Vorbelastung einzuschätzen?

## **4 Planung und Ablauf des Vorhabens**

Ogleich neben Wälder auch andere Lebensräume (z. B. Heiden, Hochmoore, Magerrasen) als stickstoffempfindlich einzustufen sind, beschränken sich die Betrachtungen auf das Schutzgut Wald, da Wälder aufgrund ihrer größeren Verbreitung in der Genehmigungspraxis bundesweit die größte Bedeutung haben. Das Forschungsvorhaben gliedert sich in 2 Schwerpunktthemen, der Ermittlung der Immissionsbelastung sowie den daraus resultierenden Wirkungen auf den Wald. Dabei sollen einerseits mit unterschiedlichen Ansätzen ermittelten Immissionsdaten untereinander verglichen werden. Andererseits sollten in einer Region mit einer bereits erhöhten Hintergrundbelastung die Wirkungen weiterer  $\text{NH}_3$ -(Zusatz)-Belastungen benachbarter Stallanlagen auf den Wald untersucht werden.

### **4.1 Emissionsmessungen**

Bei der Modellierung der  $\text{NH}_3$ -Immissionen stellt die Höhe der Emission einer Stallanlage, d. h. des von der Tierart und Haltungsform abhängigen Emissionsfaktors eine größere Unsicherheit dar. Die TA Luft und andere Literaturstellen bieten hierzu Konventionswerte, die typische Emissionsbedingungen abbilden, jedoch von den realen Bedingungen erheblich abweichen können. Daher wurde an einem Stallstandort, der auch für Immissionsmessungen vorgesehen war, die  $\text{NH}_3$ -Emissionen durch Messungen überprüft.

### **4.2 Ausbreitungsrechnungen**

Die Höhe der  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen und N-Depositionen sind die ausschlaggebenden Größen bei der Beschreibung der Belastungssituation. In der Genehmigungspraxis lassen sich entsprechende Informationen wegen des hohen Aufwandes nicht durch Messungen realisieren. Weil hierfür das auf Grundlage der TA Luft (Anhang 3) kommerziell vertriebene Programm AUSTAL2000 die häufigste Verwendung findet, wurde es für den Vergleich mit Messdaten und für die Berechnung der Langzeitbelastung in der Umgebung der Stallanlagen herangezogen.

### **4.3 Immissionsmessungen**

Für den Vergleich von Modelldaten zur N-Deposition im Nahbereich von Stallanlagen und zur Hintergrundbelastung mit Messdaten wurden an Stallstandorten sowie an emittentfernen Standorten Messungen der Stickstoff-Flüsse sowie der  $\text{NH}_3$ -Immissionskonzentrationen durchgeführt. Der Bedeutung eines Waldrandes auf die Höhe der N-Depositionen wurde durch Depositionsmessungen am Standort *Tw* nachgegangen.

### **4.4 Biomonitoring**

Ein weiterer Schwerpunkt dieser Studie ist die Darstellung der Beziehungen von Ammoniakimmissionen und deren Wirkungen auf benachbarte Wälder (Biomonitoring), d. h. die aut- und synökologische Reaktion auf (berechnete) Stickstoff-Depositionen aus Stallanlagen. Aufgrund der vielfältigen Wechselbeziehungen erhöhter Ammoniakimmissionen mit der Vegetation, wurden die Untersuchungen an insgesamt 15 Stall- und Waldstandorten und hier an jeweils 4 Transektpunkten vorgenommen.

Wegen des verzögerten Auftretens vieler Wirkungen wurden Stallanlagen ausgewählt, die seit mindestens 40 Jahren in Betrieb sind und sich in einer isolierten Lage inmitten oder zumindest umgeben von Wäldern befinden. Hierdurch treten Einflüsse anderer Nah-Emittenten (Stallanlagen, regelmäßig gedüngte Flächen, stark befahrene Straßen) stark zurück. Die für Berechnung der stallbezogenen Emissionen und Immissionen erforderlichen Daten wurden von den Anlagenbesitzern unter der Voraussetzung der Wahrung der räumlichen und namentlichen Anonymität bereitgestellt.

Die Untersuchungen beschränkten sich auf bekannte Wirkungen und geeignete Indikatoren, welche direkt oder indirekt mit den Hauptfunktionen des Waldes (Nutz-, Schutz-, Lebensraum-, Erholungsfunktion) in Zusammenhang stehen (Fangmeier et al. 1992, Gehrmann 2003, UBA 1995).

## 5 Das Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt im Wuchsgebiet Westniedersächsisches Tiefland. Das atlantisch bis subatlantisch geprägte Klima ist gekennzeichnet durch milde Sommer und Winter bei durchschnittlichen Jahresmitteltemperaturen von 8 bis 9°C (Mosimann et al. 1999). In den ebenen Altmoränenlandschaften ist der Waldflächenanteil mit etwa 15 % vergleichsweise gering. Neben einer Vielzahl kleinflächig in der Agrarlandschaft zerstreuter Waldbestände befinden sich größere Waldgebiete vorwiegend auf nährstoffarmen Sandböden (Geschiebedecksande, Talsande, Flugsande).



Abbildung 2: Lage des Untersuchungsgebietes

Ihre Böden sind im Zuge jahrhundertelanger Heidenutzung, nachfolgender Nadelholzbestockung und Immissionseinwirkungen häufig stark versauert und podsoliert. Diese Standorte sind größtenteils mit Nadelholz (Waldkiefer, Rotfichte,

Douglasie, Japanlärche) bestockt, die mit Ausnahme der Douglasie auch in den meisten untersuchten Waldbeständen die Hauptbaumart ist. Nur auf den etwas reicheren Braunerden der Geschiebedecksande nehmen Laubhölzer, v.a. Rotbuche und Stieleiche größere Anteile ein.

Im Untersuchungsgebiet befinden sich größere Legehennen- und Hähnchenmastanlagen, die bereits in den 1960er und 1970er Jahren aus Seuchen- und Immissionsschutzgründen außerhalb von Ortslagen inmitten von Wäldern errichtet wurden. Aus den geschilderten datenschutzrechtlichen Gründen ist ihre Lage in Abbildung 2 nicht wiedergegeben. Die Dauermessstellen der Landwirtschaftskammer *Sa* (Sandkrug) und *Ho* (Holdorf) befinden sich 10 km südlich von Oldenburg bzw. 30 km nördlich von Osnabrück.

Während der Untersuchungen zwischen August 2009 bis April 2011 herrschten relativ trockene Witterungsbedingungen bei mittleren Temperaturen von 8,9°C. Die Niederschlagssummen von 1032 mm lagen 20 % unter dem langjährigen Mittel (Daten der LWK, Messstation Oldenburg). Die Unterschiede der Wetterdaten an den Messstandorten waren bis auf die Windrichtungen gering. Am nördlichen Standort *Ma* war im Messzeitraum der Anteil südlicher Windrichtungen etwas geringer als an den dicht benachbarten Standorten *En* und *Ne* (Abbildung 3).

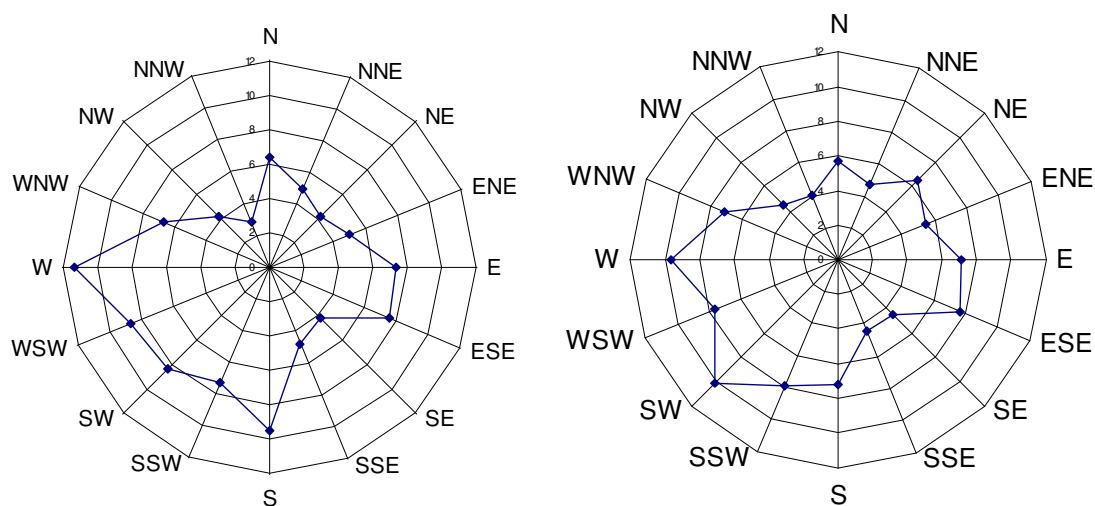


Abbildung 3: Windverteilung während der Untersuchungsperiode Oktober 2009 bis April 2010 an den Messstandorten *En* und *Ne* (links) und *Ma* (rechts)

## 5.1 Monitoringstandorte

Zur Ermittlung der ökologischen Auswirkungen von Ammoniak erfolgten Untersuchungen in der Umgebung von 15 Stallanlagen an Transekten mit jeweils 4 Entfernungsstufen im Wald (Monitoringstandorte). Die Entfernungsstufen sollten möglichst das gesamte Belastungsspektrum abdecken, vom stärker belasteten Waldrand in der Nähe der Stallanlagen bis den Bereich, in dem der stallbürtige Immissions Einfluss nicht oder kaum noch vorhanden war. Hierzu wurden die Entfernungen 0m, 30m, 70m und über 200 m vom Waldrand angestrebt. Ein wichtiges Kriterium war jedoch auch die Einhaltung vergleichbarer Bestockungs- und Standortverhältnisse an den Untersuchungstransekten, wodurch von diesen Entfernungen abgewichen wurde und die Monitoringstandorte sich nur in Ausnahmefällen auf einer von der Stallanlage radiär ausgehenden Achse befanden.

Tabelle 1: Übersicht der Monitoringstandorte

<b>Standortbezeichnung</b>	<b>Hauptbestockung</b>	<b>Tierart</b>	<b>Abstand zum Wald [m]</b>	<b>Berechnete max. N-Zusatz-Deposition [kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>]</b>
<i>Sa</i>	Stieleiche	Mastschweine Mastbullen	121	17
<i>Ba</i>	Rotfichte	Legehennen	33	60
<i>Be</i>	Rotfichte	Masthähnchen	21	53
<i>Da</i>	Japanlärche	Masthähnchen	22	18
<i>En</i>	Rotfichte	Legehennen	14	110
<i>Ge</i>	Rotfichte	Masthähnchen	20	100
<i>HaE</i>	Waldkiefer	Legehennen Junghennen	35	53
<i>HaW</i>	Japanlärche	Legehennen	5	80
<i>Re</i>	Waldkiefer	Masthähnchen Elterntiere	7	58
<i>Rü</i>	Waldkiefer	Masthähnchen	26	15
<i>Ve</i>	Waldkiefer	Masthähnchen	13	80
<i>Wa</i>	Waldkiefer	Masthähnchen	10	119
<i>WeN</i>	Waldkiefer	Masthähnchen	14	73
<i>WeS</i>	Waldkiefer	Masthähnchen	20	127
<i>Wi</i>	Rotbuche	Junghennen Legehennen	23	11

In Tabelle 1 ist eine Übersicht der Monitoringstandorte zusammengestellt. Einzelheiten sind im Anhang (Tabelle A1) aufgeführt.

## 5.2 Messstandorte

Die Messungen der  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen in der Luft und der Stickstoff-Flüsse in der Kronentraufe (Kronentraufemessung) wurden an insgesamt 6 Messstandorten durchgeführt (Tabelle 2). Bei der Auswahl der Messstandorte wurde auf eine hohe Reproduzierbarkeit der Bedingungen für den Vergleich der Messwerte mit den berechneten Modelldaten Wert gelegt. Dies beinhaltete hinsichtlich der Emittenten:

- Einzellage der Stallanlagen
- Beschränkung auf eine Tierart
- Kontinuierlicher Tierbesatz während der Messperiode
- Praxisübliche Haltungsverfahren
- Keine emissionsmindernden Maßnahmen (Abluftreinigung, RAM-Fütterung)
- Ventilation durch Zwangsentlüftung in mind. 4 m Höhe

Die Depositionsmessstellen im Wald zeichneten sich durch folgende Eigenschaften aus:

- Geschlossener Waldrand zur Vermeidung von Unterströmungen der Baumkronen
- Einschichtiger, mittelalter Bestand ohne Unterstand
- Einheitliche Baumart, homogene Bestandesstruktur ohne größere Bestandeslücken, Kronenschlussgrad über 80 %

Die  $\text{NH}_3$ -Konzentrationsmessungen im Freiland wurden gem. VDI (2003) und VDI (2010a) an frei anströmbaren Messtransekten außerhalb des Einflussbereiches anderer Einzelemittenten (Stallanlagen, Mistlager, stark befahrene Straßen etc.) durchgeführt.

Wegen der besonderen Ansprüche an die Eigenschaften der Messstandorte (günstige Erreichbarkeit, homogene Bestandesstruktur) wurde nur in einem Fall (*En*) einer der 15 Monitoringstandorte für die Kronentraufemessungen herangezogen.

gen. Hier, sowie an 2 weiteren Messstandorten (*Ma*, *Ne*) erfolgten emittentenbezogene Untersuchungen der Bestanddeposition im Wald und  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen in der Luft entlang von Messtransekten (Abbildung 4 bis Abbildung 6).

Die Dauermessstellen Holdorf (*Ho*) und Sandkrug (*Sa*) wurden zur Ermittlung der zeitlichen Repräsentativität der Messergebnisse aus dem 19-monatigen Projektzeitraum herangezogen. Am Standort *Tw* wurden die bereits vor Projektbeginn, im Oktober 2008 begonnenen Untersuchungen zur Ermittlung von Waldrandeffekten auf den Stickstoffeintrag bis zum Beginn der Messungen an den Stallstandorten fortgesetzt.

Tabelle 2: Kurzbeschreibung der Messstandorte

Messstandort	En	Ma	Ne	Ne	Tw	Ho	Sa
Messperiode	10.2009-4.2011	12.2010-4.2011	12.2009-4.2011	10.2009-4.2011	10.2009-9.2010	1.1996-4.2011	1.1996-4.2011
Benachbarte Tierhaltung	Legehennen	Legehennen	Mast-schweine	Mast-schweine	keine	Mastschweine	keine
Pflanzenbestand	35-jg Fichtenbestand	Grünland	Grasweg	50 jg- Lärchenbestand	40-jg Lärchenbestand	70-jg. Kiefernbestand	70-jg-Kiefernbestand
Versuchsdesign	Transekt emittentenbezogen	Transekt emittentenbezogen	Transekt emittentenbezogen	Transekt emittentenbezogen	Transekt, Waldrandmessung	Dauermessstelle	Dauermessstelle
Transekt-Verlauf vom Emittenten	NNE	SSE	SSE	SE	E	–	–
Messparameter	N-Flüsse Kronentraufemessungen	$\text{NH}_3$ -Konzentrationen Passivsammler	$\text{NH}_3$ -Konzentrationen Passivsammler	N-Flüsse Kronentraufemessungen	N-Flüsse Kronetraufemessungen	$\text{NH}_3$ -Konzentrationen Passivsammler N-Flüsse Kronetraufemessungen	$\text{NH}_3$ -Konzentrationen Passivsammler N-Flüsse Kronetraufemessungen
Entfernung zur nächsten Stallanlage [m]	16 – 43 – 86 – 169 – 288	43 – 150 – 259 – 515	44 – 153 – 225 – 470	66 – 82 – 113 – 340	> 1000	300	> 1000
Entfernung zum Waldrand [m]	2 – 27 – 70 – 154 – 272	–	–	3 – 26 – 57 – 284.	0 – 10 – 30 – 1000	200	500





Abbildung 4: Messstellen (D) zur Ermittlung der N-Flüsse im Wald am Standort *En*



Abbildung 5: Messstandort *Ma* mit 4 Messstellen zur Ermittlung  $\text{NH}_3$ -Immissionskonzentrationen (I) und der Wetterstation (W)



Abbildung 6: Messstandort *Ne* mit 4 Messstellen zur Ermittlung  $\text{NH}_3$ -Immissionskonzentrationen (I), der N-Flüsse im Wald (D) und der Wetterstation (W)

## 6 Material und Methoden

### 6.1 Ausbreitungsrechnungen

Die Berechnungen der  $\text{NH}_3$ -Immissionskonzentrationen und N-Depositionen in der Umgebung der Stallanlagen erfolgten mit dem Programm AUSTAL2000. Das Modell beruht auf der VDI Richtlinie 3945, B. 3 (VDI 2000) und wurde im Auftrag des Umweltbundesamtes (UBA) entwickelt und bereitgestellt ([www.austal2000.de](http://www.austal2000.de)). Das Programmpaket wurde mithilfe der Benutzerfläche der Fa. Argusoft GmbH Brühl bedient.

Bei den durchgeführten Modellrechnungen sind die einschlägigen Rechenvorschriften, die sich aus der VDI Richtlinie 3783 Blatt 13 (VDI 2010C), Janicke (2009) und dem Merkblatt Landesumweltamtes Nordrhein-Westfalen (LUA 2006) ergeben, beachtet worden. Die Ergebnisse der Ausbreitungsrechnungen beziehen sich standardmäßig auf ein Rechenintervall von 0 bis 3 m.

Die Ammoniakemissionen wurden anhand von Richtwerten für die Emissionsfaktoren für die in den Stallanlagen gehaltenen Tierarten berechnet. Die verwendeten Werte entstammen überwiegend der TA Luft. Für dort nicht genannte Tierarten sowie für Kotlager wurden aus anderen Literaturquellen folgende Daten entnommen:

	<b>NH<sub>3</sub>-Emission</b>	<b>Quelle</b>
<b>Elterntiere für Masthähnchen</b>	0,58 kg TP <sup>-1</sup>	KTBL 2006
<b>Junghennen in Voliere</b>	0,05 kg TP <sup>-1</sup>	KTBL 2006
<b>Junghennen in Käfig</b>	0,02 TP <sup>-1</sup>	KTBL 2006
<b>Kotlager</b>	3,3 kg m <sup>-2</sup> kg TP <sup>-1</sup>	Brewer & Costello 1999

Für den Messstandort *Ma* wurde der Emissionsfaktor durch aktuelle Messungen bestimmt (s.u.).

Die für die Berechnung der langfristigen Stickstoff-Depositionen an den Monitoringstandorten erforderlichen Klimadaten (Ausbreitungsklassenstatistik, AKS) wurden von repräsentativen Standorten des Deutschen Wetterdienstes (DWD) bezogen. Sie stellen für einen zurückliegenden Zeitraum von 10 Jahren die repräsentative Häufigkeitsverteilung der Ausbreitungssituationen dar.

Für die emittentenbezogenen Messungen wurden für die Ausbreitungsrechnungen aktuelle Klimadaten (Akterm) vom DWD bezogen. Diese Daten wurden mit eigenen Windrichtungsmessungen an den Messstandorten verglichen. Die Abweichungen waren unwesentlich, sodass die DWD-Daten ohne Korrekturen verwendet wurden.

Diese und andere emissionsrelevante Angaben zur Ausbreitungsrechnung sind im Anhang, Tabelle A2 aufgeführt. Sie beziehen sich entweder auf den Messzeitraum oder auf die Betriebsdauer der Stallanlagen, die für die

Biomonitoringuntersuchungen berücksichtigt wurden. Die Daten zu den Stallanlagen, Änderungen der Art, Anzahl und Haltungform der Tiere sowie Änderungen hinsichtlich der Abluftführung im Laufe der gesamten Betriebsdauer wurden über umfangreiche Fragebögen von den Tierhaltern erfasst. Unvollständige Daten konnten in der Regel durch persönliche Befragung ergänzt werden. In wenigen Fällen wurde auf die den Genehmigungsbehörden vorliegenden Betriebsakten zurückgegriffen.

Die Immissionen der unterschiedlichen Betriebszustände wurden separat kalkuliert und durch gewichtete Mittelung zu einem Langzeitmittelwert berechnet.

Der unterschiedlichen Rauigkeit, bedingt durch unterschiedliche Pflanzenformationen auf der Transmissionsstrecke bis Immissionsort, wurde durch eine streckengewichtete Anpassung der Rauigkeitslängen an den Untersuchungstransekten entsprochen.

Für die Berechnung der N-Depositionen nach TA Luft wurde der dort genannte und in der Praxis bislang berücksichtigte Wert für die Depositionsgeschwindigkeit von  $1 \text{ cm s}^{-1}$  verwendet. Für die vergleichenden Messungen wurde darüber hinaus das im LAI-Leitfaden gemäß VDI 3782 B. 5 (VDI 2008) in Verbindung mit VDI 3783 B. 13 (VDI 2010) genannte Berechnungsverfahren verwendet. Danach wurde für den betrachteten Waldstandort die  $\text{NH}_3$ -Konzentration mit AUSTAL20000 (unter Verwendung einer Depositionsgeschwindigkeit von  $1 \text{ cm s}^{-1}$ ) bestimmt und über eine Depositionsgeschwindigkeit von  $2 \text{ cm s}^{-1}$  die N-Deposition berechnet.

Die Datenausgabe erfolgte in einer räumlichen Auflösung mit einer Maschenweite von  $5 \text{ m} \times 5 \text{ m}$ . Die Ergebnisse stellen Mittelwerte der Rasterflächen dar. Die ausgegebenen Immissionskennwerte ( $\text{NH}_3$ -Konzentrationen, N-Depositionen) bezogen sich auf 16- bis 19-monatige Zeiträume der Jahre 2009 bis 2011 und wurden zu gewichteten Jahres-Mittelwerten berechnet.

Die umfangreichen Rechenlaufprotokolle der Ausbreitungsrechnungen wurden dieser Studie nicht beigelegt. Sie können beim Projektnehmer angefordert werden.

## 6.2 Bestimmung des Emissionsfaktors am Standort *Ma*

Zur Überprüfung des Emissionsfaktors wurde am Standort *Ma* der Emissionsmassenstrom der Stallanlage ermittelt. Die Untersuchungen erfolgten als Auftragsarbeiten von der LUFA Nord-West im Rahmen einer betriebsinternen Studie, die vom Anlagenhersteller BigDutchman über einen längeren Zeitraum durchgeführt wurde. Die LUFA Nord-West ist als unabhängige Messstelle für Messungen der NH<sub>3</sub>-Emissionen aus Tierhaltungsanlagen zertifiziert.

Bei der Stallanlage handelt es sich um einen Komplex mit 3 Stallgebäuden zum Halten von insgesamt 42 900 Legehennen in 2 unterschiedlichen Haltungssystemen. Bei den Haltungssystemen handelt es sich um:

- NATURA Volierensystem, Voliere für Legehennen in Bodenhaltung (Hersteller: Big Dutchman International GmbH)
- Kleinvoliere, Anlage zur Haltung von Legehennen in Kleingruppen (Hersteller: Big Dutchman International GmbH)

Die Stallgebäude sind entlang der Längsachse durch eine Trennwand in zwei gleich große Abteile geteilt, so dass 6 Stalleinheiten vorliegen. Die Steuerung und Klimatisierung aller Abteile erfolgte unabhängig voneinander.

Bei dem „Natura Volierensystem“ handelt es sich um eine Voliere für Legehennen, deren einzelne Sektionen und Auslaufbereiche durch Trennwände voneinander abgegrenzt sind. Jede Sektion verfügt im oberen Bereich über ein Legenest, von dem die Eier direkt auf das Eierlängsband gelangen. Darunter befinden sich zunächst zwei Etagen mit Nutzflächen und Kotbändern, über die die Exkrememente aus dem Stall befördert werden sowie im Bodenbereich ein Scharrraum. Die Tiere können sich frei zwischen den Etagen, dem Legebereich und dem Scharrraum hin- und herbewegen. Die Messungen fanden im Normalbetrieb statt.

Die in Kleingruppen gehaltenen Legehennen befanden sich in 2 Stallgebäuden unterschiedlichen Alters. Die Kleinvolieren sind in 2 Reihen mit jeweils 4 Etagen an-



geordnet. Die Eier rollen durch eine leichte Neigung auf ein Eiersammelband, welches die Eier aus den einzelnen Etagen einmal täglich zunächst ins Liftsystem führte und dann gesammelt zur Sammel- und Sortierstation beförderte.

Unterhalb der Kleinvolieren befinden sich Kotbänder aus Polypropylen, die kontinuierlich belüftet werden. Bei der Koträumung fällt der Kot aus allen Etagen auf ein Querband und wird aus dem Stall befördert. Am hinteren Ende aller Ställe befindet sich ein zentrales Kotsammelband, auf das die Kotbänder aller Ställe abgedreht werden können. Von dort werden die gesammelten Ausscheidungen in eine geschlossene Kotsammelhalle gefördert.

Das Stallmanagement und die Steuerung werden wie beim „Natura-VolierenSystem“ von einem Klima- und Produktionscomputer übernommen. Neben den Einstellungen zu Beleuchtung und Fütterung konnten hierdurch die das Stallklima beeinflussenden Parameter kontrolliert und gesteuert werden. Hierdurch ließen sich - nach Kalibrierung der Luftvolumenströme der insgesamt 30 Lüfter - gleichzeitig an 7 Lüftern repräsentative Messungen der Massenströme durchführen. Die Luftvolumenströme wurden mithilfe der aus den Ergebnissen von Eichmessungen abgeleiteten Lüfterkennlinien berechnet.



Abbildung 8: Natura Volierensystem

Die Emissionsmessungen erfolgten 2009 und 2010 mehrwöchig an 5 Terminen, verteilt auf unterschiedliche Jahreszeiten, um den Einfluss unterschiedlicher Außentemperaturen zu berücksichtigen. Dabei gab es eine insgesamt 2-monatige Überschneidung mit parallel laufenden Messungen der Immissionskonzentrationen an der Stallanlage.

Die Messung der Ammoniakkonzentrationen erfolgte mittels FTIR-Spektroskopie (Gasmeter DX 4015, Hersteller: Temet Instruments) in Anlehnung an DIN EN 15483. Abweichend hiervon wurde die Messung in einer Messzelle im Offenzug durchgeführt. Als Nullgas wurde N<sub>2</sub> verwendet.

Die Daten der in 3-Minutenintervallen aufgezeichneten  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen wurden zu halbstündigen Mittelwerten integriert, mit den berechneten Luftvolumenströmen multipliziert und als Halbstundenfrachten berechnet.

## 6.2.2 Datenverfügbarkeit und -qualität

Die Messungen erfolgten in fünf mehrwöchigen Messintervallen, verteilt über einen Zeitraum von insgesamt 122 Tagen. Die Ergebnisse einer Messperiode (12.04.- 02.05.2010) blieben aufgrund größerer Abweichungen der Lüfterleistungen unberücksichtigt, so dass vier Termine mit 102 Messtagen und jeweils etwa 480 Datensätzen pro Tag für die Auswertung zur Verfügung standen

Tabelle 3: Ausgewertete Messperioden

Messzeitraum	Messtage	Mittlere Außen-temperatur
30.07.2009 – 19.08.2009	20	18,9 °C
04.11.2009 – 23.11.2009	19	8,9 °C
10.02.2010 – 24.03.2010	42	2,2 °C
05.05.2010 – 26.05.2010	21	9,5 °C

(Tabelle 3).

Während der Messperioden wurde das FTIR so eingestellt, dass täglich ein Nullspektrum erstellt wurde. Wöchentlich wurde zur Kontrolle Prüfgas aufgegeben. Die durch das zentrale Steuerungssystem der Anlage erfassten Klimadaten wurden stichprobenartig durch Eigenmessungen überprüft

## 6.3 Messungen der $\text{NH}_3$ -Immissionskonzentrationen

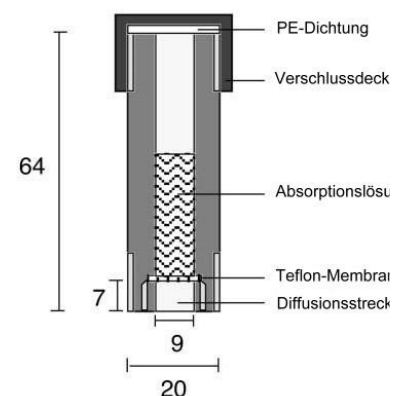


Abbildung 9: Aufbau der Passiv-Sammler Bauart Zürcher. Angaben in mm. Aus: Thöni et al. (2003).

Die Messung der  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen in der bodennahen Atmosphäre erfolgte mit Passivsammlern des Typs Zürcher. Das von (Blatter und Nefel 1990) beschriebene Verfahren zur Messung der  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen in der Luft erwies sich bei Validierungen als geeignet für Dauermessungen (Kirchner et al. 1999, Thöni et al. 2003, Schmitt et al. 2005). Der Aufbau dieses Sammler-Typs ist schematisch in Abbildung 9 dargestellt.

Die Messungen der  $\text{NH}_3$ -Immissionskonzentrationen erfolgten an den Standorten *Ma* und *Ne* an mehreren Hundert Meter langen Transekten leeseitig der Stallanlagen. Am Messstandort *En* fehlte hierfür die geeignete Freifläche. Am Standort *Ma* handelte es sich um ein extensiv genutztes Grünland südöstlich der Stallanlage, der stallferne Referenzpunkt lag am Rand einer Fichtenschonung ca. 515 m südwestlich der Anlage. Am Standort *Ne* wurden die Passivsammler entlang eines breiten, grasbewachsenen Feldweges, südöstlich des Schweinemaststalles installiert (Abbildung 10). Der Referenzpunkt lag 470 m südsüdöstlich der Anlage in der Nachbarschaft zu einem Waldstück.

Jeder Messpunkt wurde mit 4 Passivsammlern bestückt. Zum Schutz vor Witterungseinflüssen und Turbulenzen auf der Diffusionsstrecke der Sammler wurden jeweils 2 Sammler unter einer Metallhaube in unten offenen Kunststoffeinsätzen installiert. Diese Vorrichtung wurde auf einer Messhöhe von 1,5 m an einem Metallpfahl befestigt (Abbildung 10).



Abbildung 10: Messstelle mit Passivsammler „Zürcher“ (Standort *Ne*)



An den Dauermessstandorten Sandkrug und Holdorf wurden die Passiv-Sammler in einer Höhe von etwa 2 m über dem Kiefernbestand und im darunterliegenden Kronenraum installiert (Abbildung 11). Als tragende Konstruktion diente ein Aluminiummast, der mittels Spanngurten am Baumschaft befestigt war. Zur Probenentnahme und Wiederbefüllung im Wald wurden die Sammler mit einer Seilvorrichtung herabgelassen. Zur Abschirmung diente hier eine trichterförmige Metallhaube.

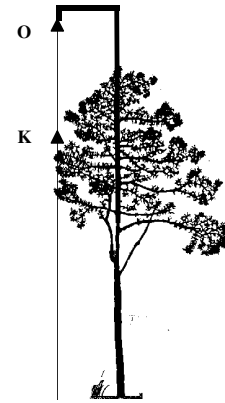


Abbildung 11: Anordnung der Messeinrichtungen mit Zürcher-Sammlern ca. 2 m über dem Bestand in Holdorf und Sandkrug

#### 6.3.2.1 Datenverfügbarkeit und -qualität

Die ersten Messungen der  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen begannen am 01.09.2009. Wegen technischer Probleme zu Beginn der Messungen liegen verwertbare Ergebnisse seit dem 01.01.2010 vor. Von wenigen Ausnahmen abgesehen, z. B. durch Vandalismus bedingte Messausfälle, konnten die Messungen an allen Standorten kontinuierlich bis Mitte April 2011 durchgeführt werden.

Die Messintervalle hatten eine Dauer von 4 Wochen. Die Konzentrationsangaben beziehen sich auf dieses Zeitintegral und jeweils auf den Mittelwert der Ergebnisse von 4 parallel installierten Sammlern.

Zur Überprüfung der Messgenauigkeit und zur Kalibrierung werden seit Januar 2010 auf einem Messcontainer des Gewerbeaufsichtsamtes Hildesheim, Zentrale Unterstützungsstelle Luftgüte (GAA Zus-LG) Vergleichsmessungen mit anderen Messsystemen durchgeführt. Hierbei handelt es sich um Passivsammler des Typs IVL sowie um Denuder. Letzteres Messverfahren wird in VDI 3869 B. 3 (2010c) als Referenzverfahren betrachtet.

Die Ergebnisse der Vergleichsmessungen sind in Abbildung 12 dargestellt. In 13-monatigen Vergleichsmessungen wurden mit den Denudern im Mittel  $11,2 \mu\text{g m}^{-3}$ , mit den Zürcher-Sammlern  $10,7$  und den IVL-Sammlern des GAA  $11,7 \mu\text{g m}^{-3} \text{NH}_3$

im Durchschnitt gemessen. Die mittlere Abweichung des Zürcher-Verfahrens von  $0,5 \mu\text{g m}^{-3}$  in diesen Zeitraum ist als hinreichend genau zu werten.

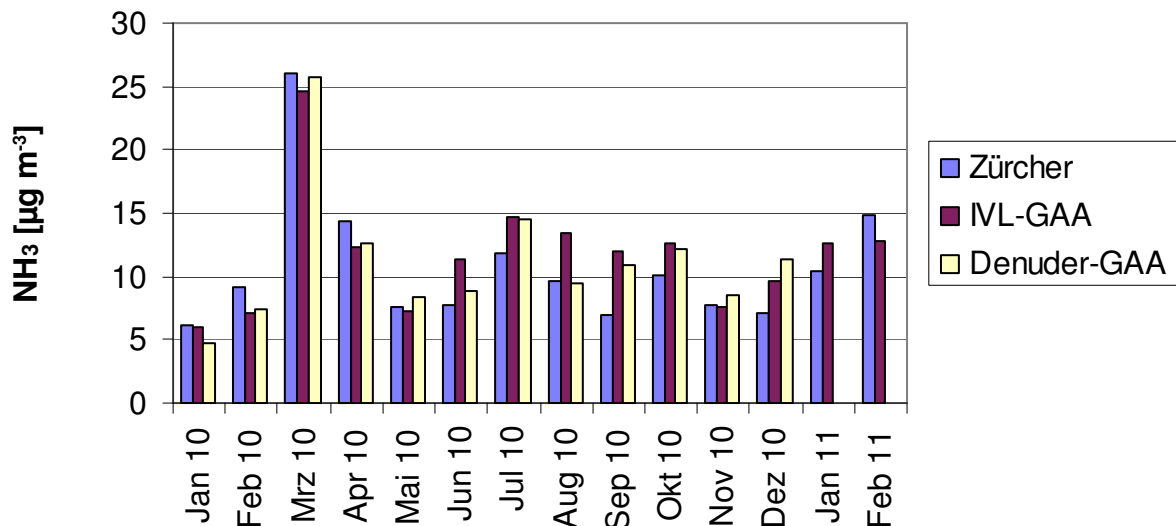


Abbildung 12: Ergebnisse von Vergleichsmessungen mit 2 unterschiedlichen Passivsammler-Typen und dem Denuder-Verfahren

#### 6.4 Kronentraufmessungen

Die Erfassung der N-Flüsse im Wald (Bestandesdeposition) wurde durch Kronentraufmessungen<sup>1</sup> mit dem vom Niedersächsischen Landesamt für Ökologie eingesetzten Sammlertyp „Osnabrück“ (NLÖ 1993) durchgeführt.

Dieses Messsystem besteht aus 6 offenen Einzelsammlern (Bulksammler) mit einer Auffangfläche von jeweils  $200 \text{ cm}^2$  zusammen (Abbildung 13). An jedem Messstandort wurden jeweils 3 Systeme mit insgesamt 18 Einzelsammlern installiert. Die Auffangfläche von  $3600 \text{ cm}^2$  lag somit über der von Bleeker et al. 2005 geforderten Mindestfläche von  $3140 \text{ cm}^2$ . Die Sammler wurden ausschließlich unter dem Schirm der Baumkronen installiert, wodurch sich die durch die Bestandesstruktur bedingte Streuung der Messergebnisse reduzieren lässt.

<sup>1</sup> Die in der Kronentraufe der Waldbäume mit Niederschlagssammlern gemessenen N-Flüsse berücksichtigen nicht den Anteil, der ggf. direkt im Kronenraum von den Pflanzen aufgenommen wird.

Die Sammelgefäße besitzen ein Volumen von 2 l und sind in einem gegen Licht- und Wärmewirkung geschützten Behälter (Tonne) untergebracht, der wiederum von einer Schilfmatte ummantelt ist. Der Eintritt größerer Schmutzpartikel wird durch Filterwatte im Trichtersystem verhindert. Zur Vermeidung von Verunreinigungen durch Vogelkot von Greifvögeln waren am Rand jeder Sammlergruppe jeweils 4 ca. 2 m lange Stangen befestigt. Verunreinigungen durch Singvögel stellen im Wald erfahrungsgemäß kein Problem dar.

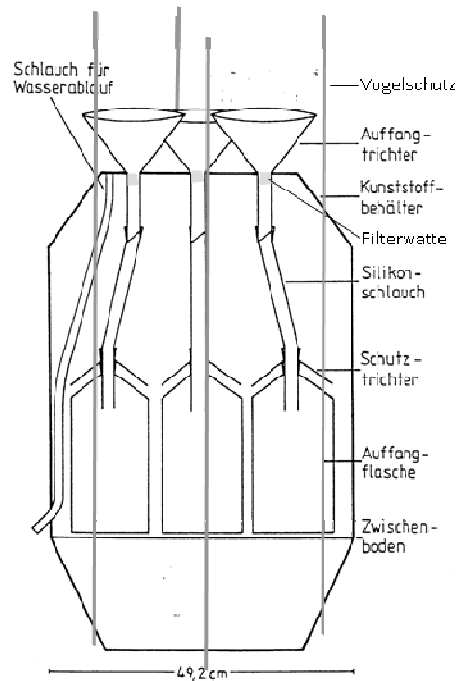


Abbildung 13: Querschnitt durch das Messsystem „Osnabrück“

An den Dauermessstandorten Sandkrug und Holdorf wird der Sammlertyp „Münder“ (NLÖ 1993) eingesetzt. Hiervon sind jeweils 16 Sammler auf einer Fläche von ca. 300 m<sup>2</sup> gleichmäßig verteilt installiert. Diese Bulksammler bestehen aus einem Auffangtrichter mit einem Durchmesser von 110 cm<sup>2</sup>. Die unterhalb des Trichters befindlichen Sammelflaschen besitzen ein Volumen von 1 l. Sie sind in einem lichtdichten PVC-Rohr untergebracht, das auf dem Boden mittels Holzpflock verankert ist.

Die Abstände der 4 Messpunkte vom Waldrand orientierten sich an den im Vorfeld der Untersuchungen ermittelten Ergebnissen der Waldrandmessungen: 3 Mess-

punkte wurden innerhalb einer Entfernung von maximal 70 Metern zum Waldrand installiert, der erste unmittelbar am Waldrand. Der entfernteste Punkt wurde zur Ermittlung der Hintergrundbelastung 290 m (*En*) und 340 m (*Ne*) entfernt von den Stallanlagen eingerichtet.

Zur Probenentnahme wurde der Inhalt der Flaschen zunächst visuell auf Verunreinigungen kontrolliert. Nicht verunreinigte Proben wurden vereinigt. Nach volumetrischer Bestimmung wurde eine Teilprobe bis zur chemischen Analyse bei 2 °C gelagert.

Die Probenentnahmeintervalle betragen bei mittleren Außentemperaturen von über 10 °C maximal 2 Wochen. Die Proben von zwei aufeinanderfolgenden Perioden wurden volumengewichtet zu einer 4-Wochen-Mischprobe vereinigt. Bei niedrigeren Außentemperaturen wurden die Niederschlagsproben in Abständen von 4 Wochen beprobt und bis zur chemischen Analyse bei 2 °C gelagert.

Die chemische Analyse erfolgte in den akkreditierten Laboren der LUFA Nord-West. Die Stickstoff-Spezies Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) und Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) sowie gelöste organische N-Verbindungen wurden mit dem Continuos Flow Analyser gemessen (DIN EN ISO 11732, DIN EN ISO 13395). Andere Inhaltsstoffe (Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, S) wurden massenspektrometrisch analysiert (DIN EN ISO 11885). Diese wurden aus Gründen der Qualitätsüberprüfung mit in die Analyse einbezogen, jedoch nicht detailliert ausgewertet.

#### **6.4.1 Datenverfügbarkeit und Datenqualität**

Innerhalb der Messperiode September 2009 bis April 2011 traten an den Standorten *En*, *Ho*, *Ne* und *Sa* keine nennenswerten Störungen auf. Von jedem Messpunkt liegen 21 Datensätze der Stoffflüsse 4-wöchiger Messungen vor. Eine chemische Stabilisierung der Proben (z. B. mit Thymol) war auf Grundlage der Ergebnisse eines Lagerungsexperimentes nicht erforderlich (Abbildung 14). Hierzu wurden Niederschlagsproben von den Standorten *En* und *Ne* bei unterschiedlichen Temperaturen bis zu 4 Wochen gelagert. Dabei zeigten auch die Proben mit den höheren Elementkonzentrationen im Niederschlagswasser von *En* bei Temperaturen von 15 °C keine nennenswerten Unterschiede zu den Ausgangskonzentrationen.

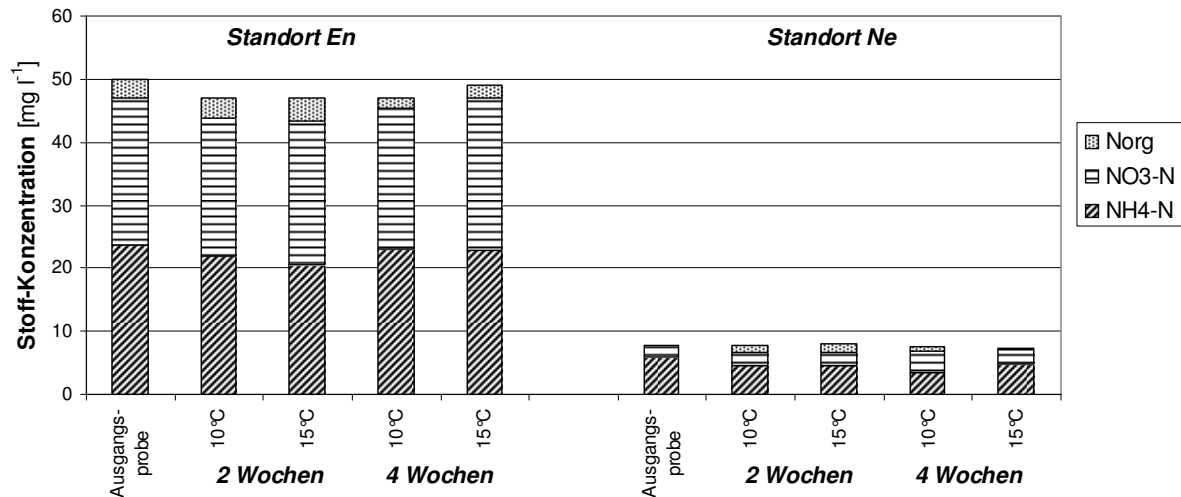


Abbildung 14: Konzentrationen von gelöstem organisch gebundenem Stickstoff (Norg), Nitrat- (NO<sub>3</sub>-N) und Ammoniumstickstoff (NH<sub>4</sub>-N) nach 2-wöchiger und 4-wöchiger der Lagerung bei 10 °C und 15 °C (Mittelwerte von 2 Parallelproben).

Bei den Kronentraufemessungen mit Bulksammler-Systemen wurden die Proben zu einer Mischprobe vereinigt. Der Verzicht auf eine Parallelbestimmung begründet sich aus den Ergebnissen von Parallelmessungen über eine Dauer von 10 Jahren an den Standorten *Sa* und *Ho*. Dabei wird eine hohe Korrelation monatlicher N-Flüsse von 2 Gruppen (Parallele A und B) mit jeweils 16 Einzel-Sammlern unmittelbar benachbarter Messpunkte ersichtlich (Abbildung 15 und Abbildung 16). Größere Abweichungen zwischen den Parallelproben, die möglicherweise durch unerkannte Verunreinigungen entstanden, traten sehr vereinzelt auf und haben auf die Höhe der Jahresfrachten keinen nennenswerten Einfluss.

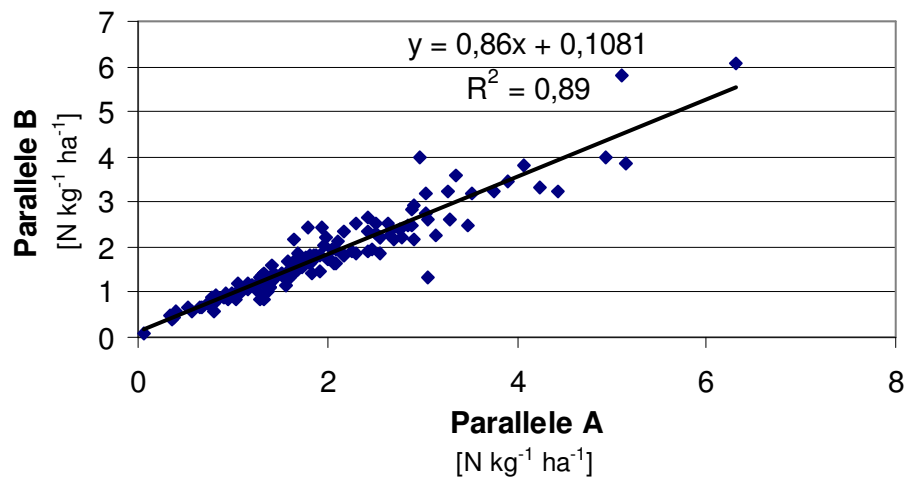


Abbildung 15: Gegenüberstellung der N-Flüsse 4-wöchiger Kronentraufe-Messungen von Parallelen aus jeweils 8 Niederschlagssammlern am Standort Sandkrug (1996-2005)

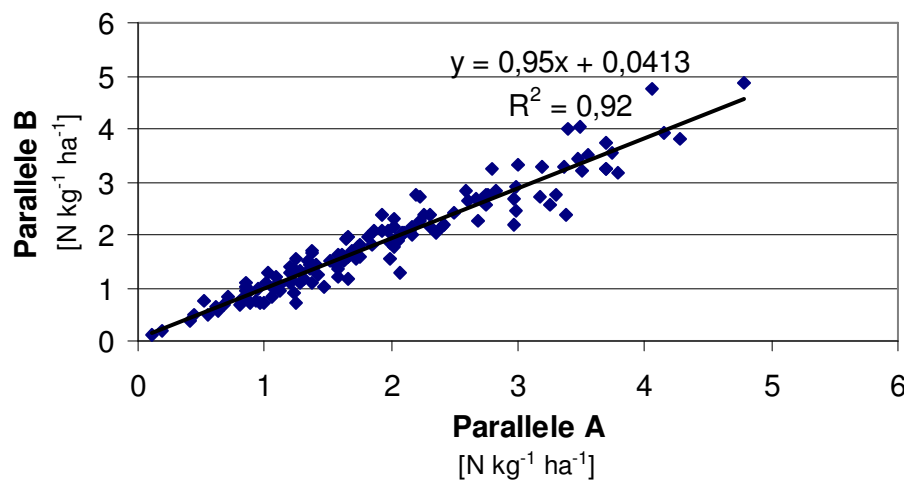


Abbildung 16: Gegenüberstellung der N-Flüsse 4-wöchiger Kronentraufe-Messungen von Parallelen aus jeweils 8 Niederschlagssammlern am Standort Holdorf (1996-2005)

Die eingesetzten Sammlertypen „Münder“ und „Osnabrück“ waren bei den Vergleichsmessungen von Bleeker et al. (2005) nicht vertreten. Der Münder-Sammler besitzt aber ähnliche Eigenschaften wie der bei der Validierung verwendete Typ 6, der vergleichsweise gut abgeschnitten hat.

Der für die emittentenbezogenen Untersuchungen und Waldrandmessungen eingesetzte Sammlertyp „Osnabrück“ am Standort Sa wurde mit dem Typ „Münden“ verglichen. Die Gegenüberstellung der mit beiden Messsystemen ermittelten 4-wöchigen N-Flüsse weist eine hohe Übereinstimmung auf ( $r^2=0,92$ , Abbildung 17). In dem 15-monatigen Vergleichszeitraum lagen die mit den Osnabrück-Sammlern ermittelten N-Flüsse 34 % über der mit dem konventionellen System „Münden“ ermittelten Flussrate von  $28 \text{ kg ha}^{-1}$ . Dieser Unterschied resultiert aus der Installation der Osnabrück-Sammler ausschließlich unter den Baumkronen, wodurch lokal geringere Depositionsraten in den Bestandeslücken unberücksichtigt blieben.

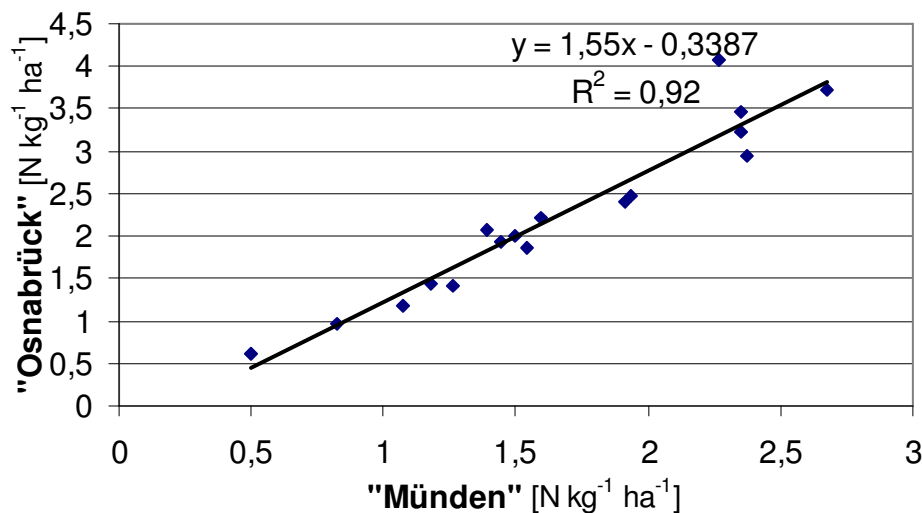


Abbildung 17: 4-wöchige N-Flüsse, erfasst mit den am Standort Sandkrug installierten Sammlersystemen „Osnabrück“ und „Münden“.

## 6.5 Bodenuntersuchungen

Dem Boden kommt eine Schlüsselfunktion im Stoffhaushalt zu, weshalb hierauf ein besonderes Augenmerk gerichtet wurde. Durch den N-Eintrag kann es zu einer Anreicherung in den unterschiedlichen Bodenkompartmenten, dem Mineralboden und dem darüber liegenden Humushorizont (Auflagehumus) kommen. Vor allem das C/N-Verhältnis im Auflagehumus stellt hierzu einen aussagekräftigen Indikator dar. Auch der N-min-Gehalt kann - trotz witterungsbedingter Schwan-

kungen - die graduellen Belastungsunterschiede am Untersuchungstransect emittentenbezogen widerspiegeln.

Andere Untersuchungsparameter beziehen sich auf die mit überhöhten N-Depositionen verbundene Bodenversauerung infolge Nitrifikation und Nitratverlagerung. Hierzu zählen pH-Untersuchungen, die Basensättigung (BS) und die Basenneutralisierungskonstante (BNK). Die BNK wurde, ebenso wie volumetrische Untersuchungen (Trockenraumgewichte vom Auflagehumus und Mineralboden) im Rahmen einer Diplomarbeit an der Universität Oldenburg (Landscheidt 2010) untersucht.

Die Bodenuntersuchungen erfolgten an den 4 Entfernungsstufen (Monitoringstandorte) der 15 Untersuchungsstandorte. Hierzu wurde das Bodenmaterial aus dem Auflagehumus (Of, Oh) und aus zwei Tiefenstufen des Mineralbodens (0 - 10 cm, 10 - 30 cm) getrennt beprobt und analysiert. Die volumenbezogene Probenentnahme vom Auflagehumus erfolgte mittels Stechrahmen (30 x 30 cm) an jeweils 5 Orten. Die Beprobung des Mineralbodens erfolgte unterhalb der zuvor entfernten Humusauflage bis 10 cm Tiefe aus jeweils 10 Stechzylinderproben und in der Tiefenstufe 20 bis 30 cm aus jeweils 15 Bohrstockproben pro Monitoringstandort. Ein Teil der Boden-Probenentnahmen und -Analysen (pH, BNK) wurden im Rahmen der Diplomarbeit durchgeführt.

Die Analyse der Bodenproben erfolgte auf Grundlage des VDLUFA-Methodenbuches (VDLUFA 1991). Die Kationenaustauschkapazität (Perkolationsverfahren) und die Berechnung der Basensättigung erfolgte nach dem Handbuch Forstliche Analytik (König 2009)

## **6.6 Laub- und Nadeluntersuchungen**

Atmosphärische Stickstoffeinträge haben durch die physiologische Funktion reduzierter und oxidierter N-Verbindungen als Hauptnährstoff einen großen Einfluss auf den Nährstoffstatus von Pflanzen und Ökosystemen. Aus den Untersuchungen der Gehalte von Stickstoff (N) und anderer Makroelemente (P, K, Mg und Ca) in den Blattorganen der Bäume lassen sich somit wichtige Rückschlüsse zur Über- oder Unterversorgung mit diesen Nährelementen ziehen.



Die erste Beprobung der Nadelbäume erfolgte Anfang bis Mitte März 2010. Dieser relativ späte Termin ergab sich aufgrund mehrwöchiger Schneebedeckung in den Vorwochen. Die erzielten Ergebnisse, mit einem ungewöhnlich niedrigen Niveau der N-Konzentrationen in den Kiefern- und Fichtennadeln ließen – trotz niedriger Temperaturen – auf eine bereits einsetzende Translokation des Stickstoffs aus den Nadeln schließen. Die Probenentnahme wurde daher im Dezember 2010 wiederholt.

Die Entnahme der Laubproben richtete sich nach den Vorgaben des Handbuchs für Forstliche Analytik (König 2009). Die Proben wurden aus der Lichtkrone (Kiefer, Lärche, Eiche, Buche) bzw. dem 7. Wirtel (Rotfichte) in der Regel vom Hubsteiger aus entnommen. Die Probenentnahmeorte waren zum Teil identisch mit denen der Bodenuntersuchungen oder lagen aufgrund besserer Erreichbarkeit unweit hiervon entfernt. Dort, wo das Gelände mit der Anhängerhebebühne nicht erreichbar war, wurden die Proben mit großkalibrigem Schrot geschossen oder von einer Leiter beprobt.

Die Blatt- bzw. Nadelproben der sommergrünen Eichen-, Buchen- und Lärchenbestände wurden im August 2010 entnommen.

Es wurden pro Monitoringpunkt 6 Bäume beprobt, wobei das Material von 3 Bäumen zu zwei getrennten Mischproben vereinigt wurde.

Die Ermittlung des N-Gehalts von Laub- und Nadelproben erfolgte nach VDLUFA (1976): Die N-Analyse nach Kjeldahl-Methode und die Bestimmung von P, K, Mg und Ca nach Mikrowellendruckaufschluss mittels Messung am ICP-OES (DIN EN ISO 11885).

## **6.7 Waldbonitur**

Der Kronenzustand gilt als klassisches Vitalitätsmerkmal in der jährlichen nationalen und internationalen Waldzustandserhebung (UN/ECE 2003, Wellbrock et al. 2002). Da es sich in dieser Studie lediglich um einmalige Erhebungen handelte, sollten hierdurch nur grobe Hinweise über langfristige, immissionsbedingte Schädigungen gewonnen werden.

Die visuellen Merkmale wurden nach den in der bundesweiten Waldzustandserhebung verwendeten Kriterien (Benadelungsgrad bzw. Belaubungsdichte, Verfär-

bungen) ermittelt und fotografisch dokumentiert. Methodisch wurde nach Hanisch & Kiltz (1990) vorgegangen. Bei einigen Transektpunkten, die keine ausreichende Entfernung zueinander aufwiesen, wurde der Kronenzustand nur der stallnäheren Standorte untersucht. Die Wüchsigkeit wurde nach forstgutachterlichem Ermessen grob in die Stufen „wüchsig“, „matt-wüchsig“ und „schwach-wüchsig“ unterteilt.

Krankheits- und Vergilbungssymptome wurden nach einer 4-teiligen Skala untergliedert und separat dokumentiert. Auffälliges Pflanzenmaterial wurde für weitere pathologische Untersuchungen an die NWFVA (Dr. Bressemer) weitergeleitet.

## **6.8 Vegetationsuntersuchungen**

Stickstoff stellt in den meisten Waldökosystemen den wachstumsbegrenzenden Nährstoff dar. Eine Zunahme des N-Angebotes über die Atmosphäre steigert das Wachstum der vorhandenen Pflanzenarten und führt zu einer Zunahme stickstoffzeigender zu Lasten konkurrenzschwacher, seltenerer Pflanzenarten (Ellenberg 1990, van Dobben 1994) hin. Diese unter Naturschutzaspekten nachteiligen Effekte lassen sich durch die Inventarisierung der Artenzusammensetzung in der Bodenvegetation und der Auswertung mithilfe der N-Zeigerwerte u.a. nach Ellenberg et al. (2003) anschaulich darstellen.

Die Untersuchung der Vegetation erfolgte im Rahmen einer Studienarbeit an der Universität Oldenburg (Pünjer 2010). Die Auswahl der Aufnahmeflächen orientierte sich an der Lage der Orte für die Bodenuntersuchungen, da diese bereits nach den Kriterien eines homogenen Pflanzenbewuchses ausgewählt wurden. Die Größe der Aufnahmeflächen betrug zwischen 100 und 150 m<sup>2</sup>. Die Erhebungen wurden nach Braun-Blanquet (1964) vorgenommen, wobei hiervon abweichend die Deckungsanteile einzelner Pflanzenarten in Prozent der bewachsenen Fläche geschätzt wurden. Dabei wurden ab einer Deckung über fünf Prozent, der Deckungsgrad in Fünfprozentschritten ermittelt. Die Bestimmung unbekannter Pflanzen erfolgte nach einschlägiger Literatur (Rothmaler 1994, Frahm & Frey 1987). Die Vegetationsuntersuchungen wurden im Sommer 2010 sowie im Frühjahr 2011 durchgeführt.

Die Auswertung der Ergebnisse erfolgte auf Grundlage der VDI-Richtlinie 3959, B. 1. Diese basiert auf die von Ellenberg et al. (2001) publizierten Stickstoff-Zeigerwerte. Aufgrund des Moosreichtums der meisten Waldstandorte wurde die

Liste ergänzt um die N-Zeigerwerte für Moose nach Siebel (2005). Durch dieses Vorgehen erhöhte sich die Anzahl von N-Zeigerpflanzen bei einigen Bestandsaufnahmen auf über 4, wodurch sich etwa 80% der Monitoringpunkte in die VDI-Auswertung einbeziehen ließen.

Bei der VDI-Methode wird zunächst für alle Aufnahmen der Eutrophierungsstatus bestimmt (Tabelle 4):

Tabelle 4: Bestimmung des Eutrophierungsstatus

	Stickstoffzahl nach Ellenberg (ELLENBERG et al. 2001)											Stickstoffzeiger
	unbekannt	indifferent	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
<b>Anzahl Taxa</b>	$s_0$	$s_x$	$s_1$	$s_2$	$s_3$	$s_4$	$s_5$	$s_6$	$s_7$	$s_8$	$s_9$	$s_N$

Dann wird für alle Aufnahmen mit mindestens 5-N-Zeigerarten ein N-Zeiger-Mittelwert gebildet.

$$(b) \quad mN = \frac{\sum_{i=1}^9 (s_i \cdot N_i)}{s_N}$$

Dabei ist:

mN mittlerer Stickstoff-Zeigerwert

$s_i$  Anzahl der Stickstoff-Zeigertaxa mit Stickstoff-Zeigerwert i in der Aufnahme

$N_i$  Stickstoff-Zeigerwert ( $i= 1, \dots, 9$ )

$s_N$  Anzahl aller Stickstoff-Zeigertaxa in der Aufnahme

Aufnahmen mit weniger als 5 Zeigerarten entfallen bei dieser Auswertung. Die errechneten N-Zeigermittelwerte werden einer N-Verfügbarkeitsstufe zugeordnet (Tabelle 5).

Tabelle 5: Bewertungsschema der N-Verfügbarkeit anhand der N-Zeigermittelwerte

<b>mittlerer Zeigerwert</b>	1 bis ≤ 3,3	> 3,3 bis ≤ 4,3	> 4,3 bis ≤ 5,3	> 5,3 bis ≤ 6,1	> 6,1 bis < 9,0
<b>N-Verfügbarkeitsstufe</b>	<b>sehr gering</b>	<b>gering</b>	<b>mittel</b>	<b>hoch</b>	<b>sehr hoch</b>
<b>Bewertung</b>	<b>dystroph</b>	<b>oligotroph</b>	<b>mesotroph</b>	<b>eutroph</b>	<b>hypertroph</b>

## 6.9 Statistische Auswertung

Die statistische Analyse der Daten wurde mit der Software SPSS durchgeführt. Aufgrund 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.

## 7 Ergebnisse

### 7.1 Emissionsmessungen am Standort Ma

Parallel zu den Immissionsmessungen erfolgten zur Anpassung der Emissionsfaktoren für die Legehennenhaltung am Standort *Ma* diskontinuierliche Messungen der Emissionsmassenströme. Bei der Ausbreitungsrechnung wurden die stallsystembezogenen Emissionsfaktoren berücksichtigt.

Da die Messergebnisse zu einem großen Teil aus einer Pilotstudie der Fa. Big Dutchman stammen, können sie aus Datenschutzgründen im Detail nicht offengelegt werden.

Abbildung 18 bis Abbildung 20 geben beispielhaft den Verlauf der  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen und Luftvolumenströme (bezogen auf die maximale Lüfterleistung) aus Messungen an den 3 Stallanlagen vom Mai 2010 wieder. Durch den Verdünnungseffekt korrespondieren hohe Lüfterleistungen mit niedrigen  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen und umgekehrt.

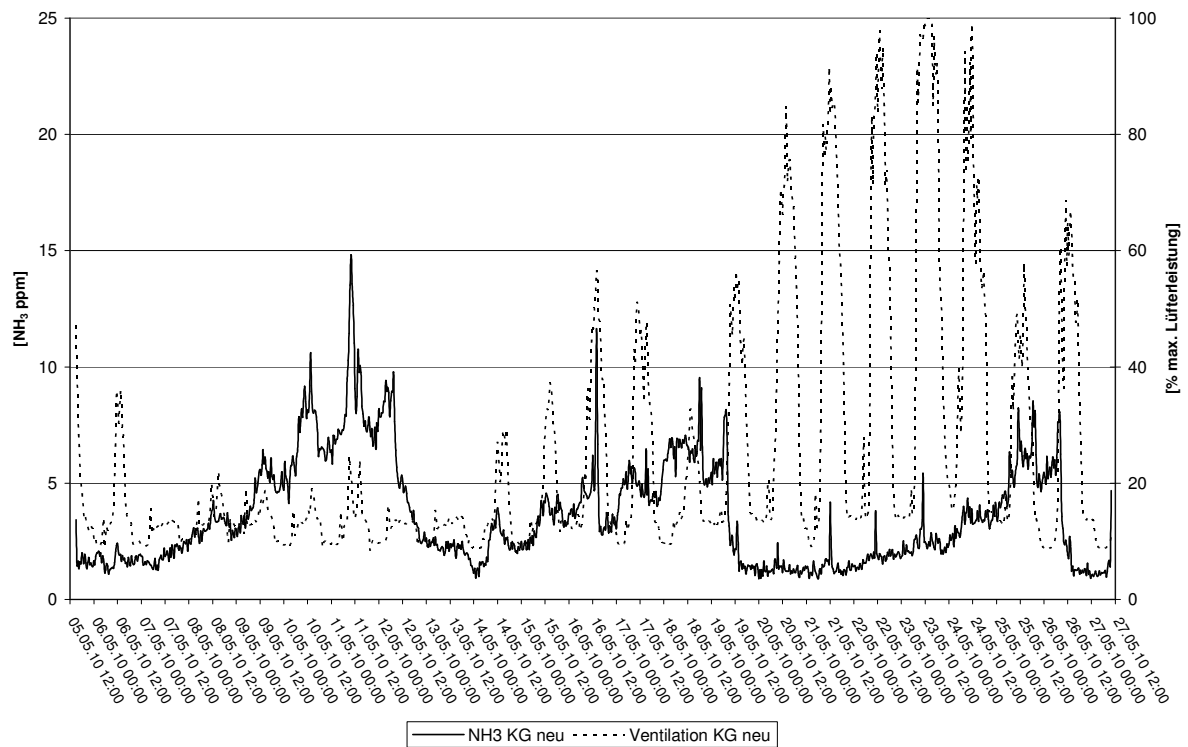


Abbildung 18: NH<sub>3</sub>-Konzentrationen in der Abluft und relativer Luftvolumenstrom beim System Kleinvoliere (KG), neue Anlage im Mai 2010.

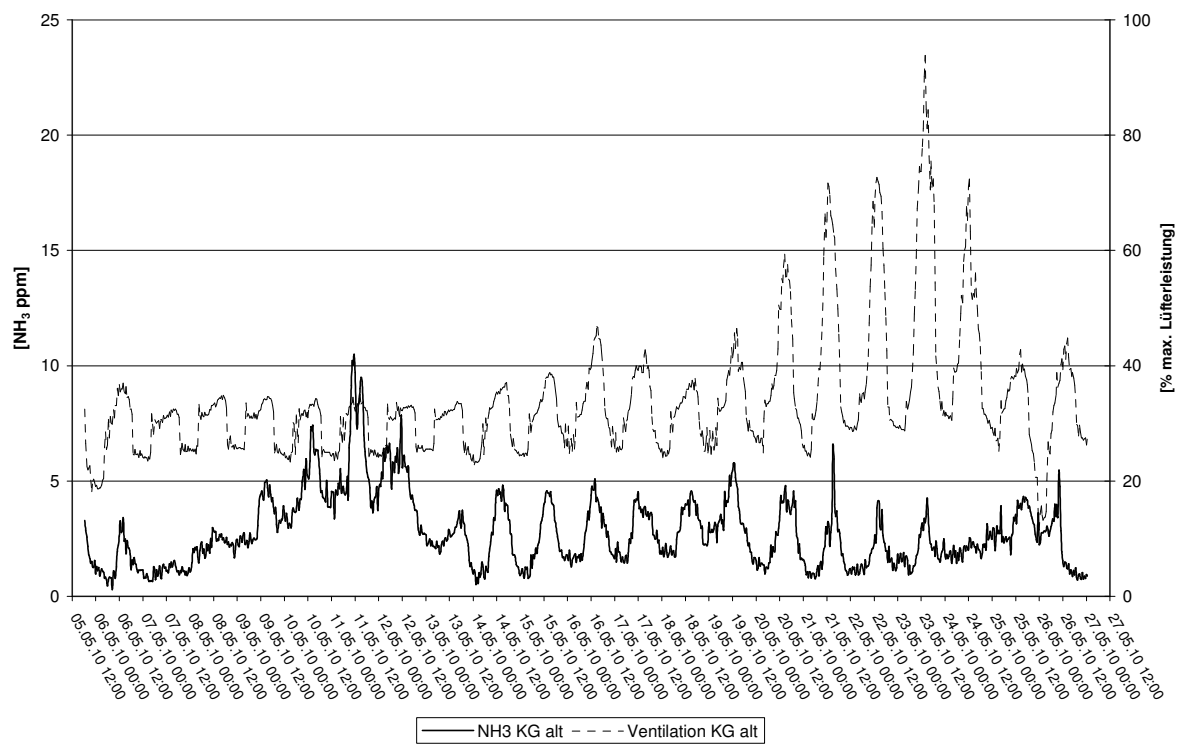


Abbildung 19: NH<sub>3</sub>-Konzentrationen in der Abluft und relativer Luftvolumenstrom beim System Kleinvoliere (KG), alte Anlage im Mai 2010.

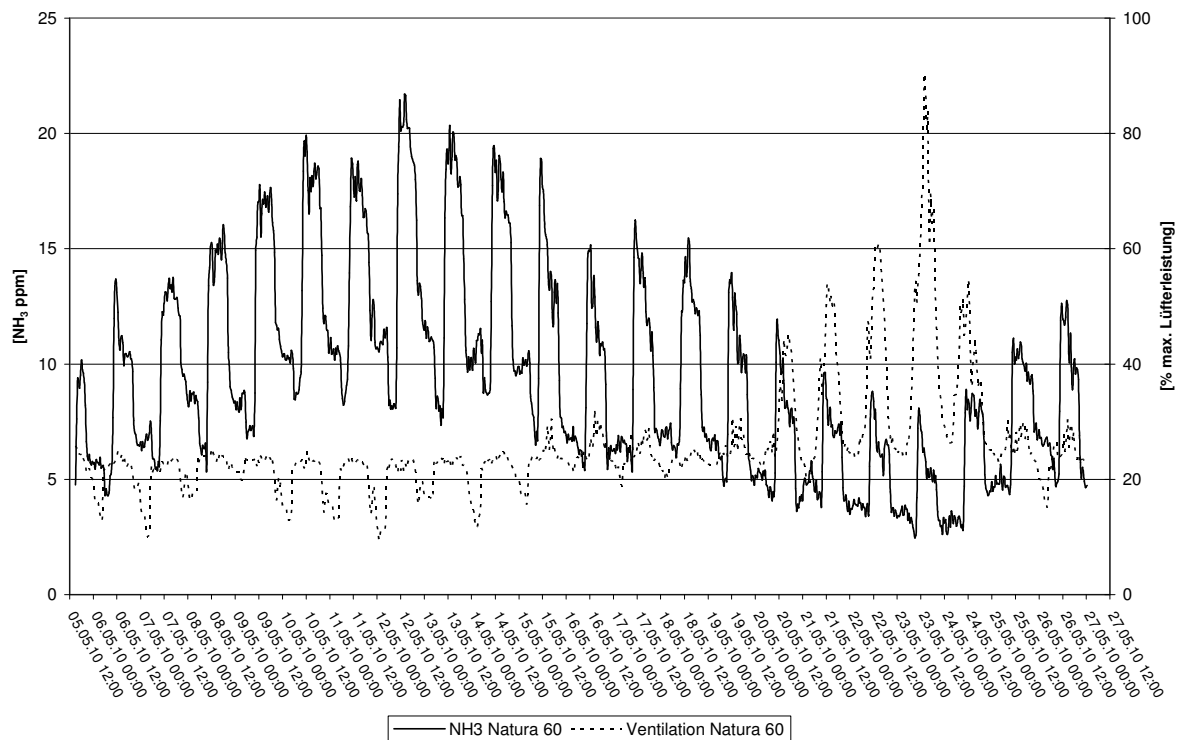


Abbildung 20: NH<sub>3</sub>-Konzentrationen in der Abluft und relativer Luftvolumenstrom beim System Natura60 im Mai 2010

## 7.2 NH<sub>3</sub>-Immissionskonzentrationen

### 7.2.1 Messung NH<sub>3</sub>-Immissionskonzentrationen

Die von Januar/Februar 2010 bis April 2011 an den emittentennahen Standorten *Ma*, *Ne* sowie an den Referenzstandorten *Ho* und *Sa* gemessenen NH<sub>3</sub>-Konzentrationen sind in Abbildung 21 bis Abbildung 23 dargestellt.

Am 4-wöchigen Konzentrationsverlauf aller Standorte wird ein nahezu einheitlicher Jahrgang mit den Belastungsspitzen in den Frühjahrs- und Herbstmonaten erkennbar. Am Standort *Ma* zeigt sich in der letzten Messperiode März-April ein deutlicher Anstieg der NH<sub>3</sub>-Konzentrationen im Nahbereich. Dieser Punkt liegt 38 m von der Stallanlage und ca. 100 m von einer Kotlagerhalle entfernt. Vermutlich hat die zu dieser Zeit vermehrte Mistabfuhr zu dieser Belastungsspitze geführt.

In größeren Entfernungen zur Stallanlage unterschieden sich die  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen nur noch wenig. Ihr Jahresgang wird im Wesentlichen von der Hintergrundbelastung geprägt, die 515 m südwestlich der Anlage gemessen wurde. Die in 254 m Entfernung gemessenen Werte lagen im Mittel mit  $0,7 \mu\text{g m}^{-3}$  nur noch geringfügig darunter. Abweichungen in dieser Größenordnung liegen im Bereich des Messfehlers des verwendeten Passivsammlertyps.

Am Standort *Ne* ist eine stärkere räumliche Differenzierung der  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen erkennbar, wobei auch hier bis in den Nahbereich die Immissionskonzentrationen nahezu kontinuierlich von dem typischen Jahresgang der Hintergrundbelastung geprägt wurden (Abbildung 22). Niedrige Temperaturen in den Wintermonaten senken die  $\text{NH}_3$ -Freisetzung von den Stallanlagen und gedüngten Flächen, wodurch in diesem Zeitraum die  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen zurückgingen. In den belastungsstärkeren Perioden der Frühjahrs- und Herbstdüngung fallen die stallbürtigen  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen kaum

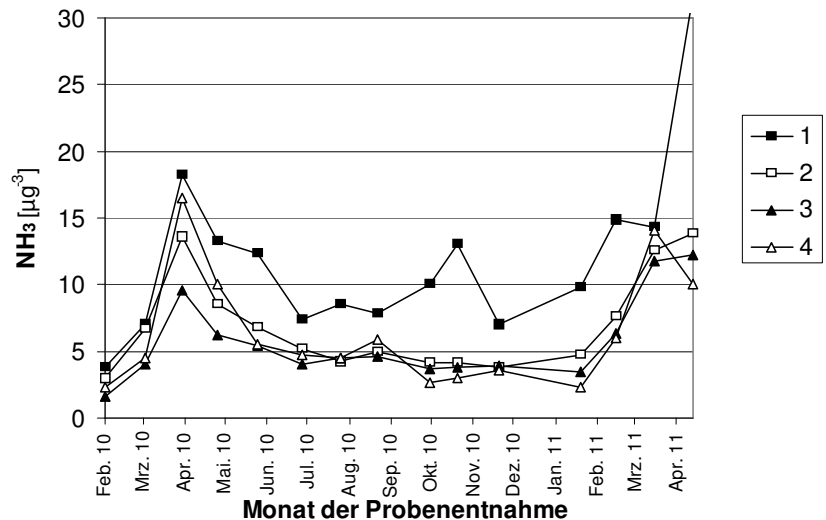


Abbildung 21: Verlauf der  $\text{NH}_3$ -Immissionskonzentrationen am Standort Ma in unterschiedlicher Stallentfernung. Entfernung zur Stallanlage: M1: 38 m, M2: 145 m, M2: 254 m, M4: 515 m.

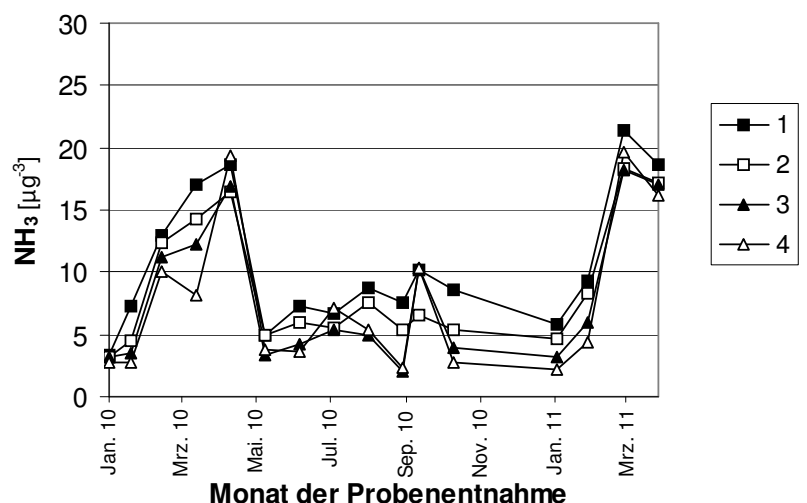


Abbildung 22: Verlauf der  $\text{NH}_3$ -Immissionskonzentrationen am Standort Ne in unterschiedlicher Stallentfernung. Entfernung zur Stallanlage: N1: 44 m, N2: 153 m, N3: 225 m, N4: 270 m

noch ins Gewicht. Durch Gülledüngungsmaßnahmen in der Nähe des Referenzpunktes lagen die Werte kurzzeitig auch über denen im Nahbereich der Stallanlagen.

An den Vergleichsstandorten *Ho* und *Sa* war der von Düngemaßnahmen geprägte Jahresgang der  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen ebenfalls sehr deutlich ausgeprägt. Das Belastungsniveau unterschied sich an beiden Standorten jedoch erheblich. Am Standort *Sa* (Landkreis Oldenburg) lagen die mittleren  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen mit  $6,1 \mu\text{g m}^{-3}$  auf dem Niveau

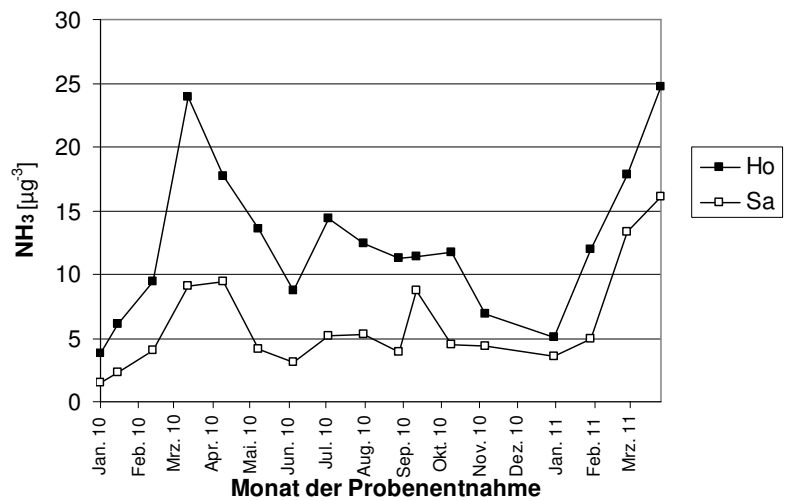


Abbildung 23: Verlauf der  $\text{NH}_3$ -Immissionskonzentrationen an den Referenzstationen *Ho* und *Sa*

von Standort *Ma* (Landkreis Friesland), welches den landwirtschaftlich vergleichbaren Verhältnissen beider Regionen etwa entspricht. Am Standort *Ho* (Landkreis Vechta) wurden im Untersuchungszeitraum mit  $12,4 \mu\text{g m}^{-3}$  relativ hohe  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen ermittelt. Die Hauptursache hierfür ist die Nähe zu einem größeren landwirtschaftlichen Betrieb.

## 7.2.2 Gegenüberstellung gemessener und modellierter Immissionskonzentrationen

Für den Vergleich mit den modellierten  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen sind die an den Standorten *Ma* und *Ne* gemessenen Zusatzbelastungen (ZB) den berechneten Daten in Tabelle 6 und Tabelle 7 gegenübergestellt. Die gemessene Zusatzbelastung errechnet sich aus der Differenz der mittleren  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen am stallfernen 4. Messpunkt und denen der stallnäheren Messpunkte.

An beiden stallnahen Messpunkten werden dabei erhebliche Unterschiede deutlich. Dort betragen die mittels AUSTAL2000 berechneten  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen am Standort *Ma* mehr als das Doppelte und am Standort *Ne* über das Dreifache der



gemessenen NH<sub>3</sub>-Konzentrationen. Mit der Abnahme der NH<sub>3</sub>-Konzentrationen im weiteren Verlauf der Transmissionsstrecke nähern sich die gemessenen und berechneten Zusatzbelastungen einander an.

150 Meter von der Stallanlage am Standort *Ma* betrug die berechnete NH<sub>3</sub>-Zusatzbelastung nach der Modellrechnung noch etwa 4 µg m<sup>-3</sup>, während sie nach den Messungen fast bei null lag. Am Standort *Ne* glichen sich die gemessenen und modellierten Werte in diesem Entfernungsbereich stärker an. Am stärker belasteten Standort *Ma* sanken die berechneten NH<sub>3</sub>-Konzentrationen hingegen erst in einem Entfernungsbereich über 260 Metern auf den Hintergrundlevel.

Tabelle 6: Mittlere NH<sub>3</sub>-Konzentrationen [µg m<sup>-3</sup>] am Standort *Ma* (GB – gemessene Gesamtbelastung, ZB – gemessene Zusatzbelastung, ZB TAL berechnete Zusatzbelastung).

	<b>Stallentfernung [m]</b>			
	<b>43</b>	<b>150</b>	<b>260</b>	<b>520</b>
<b>GB</b>	12	6,9	5,7	6,4
<b>ZB</b>	5,6	0,6	0	0
<b>ZB TAL</b>	12,8	4,1	1,7	0,5

Tabelle 7: Mittlere NH<sub>3</sub>-Konzentrationen [µg m<sup>-3</sup>] am Standort *Ne* (GB – gemessene Gesamtbelastung, ZB – gemessene Zusatzbelastung, ZB TAL berechnete Zusatzbelastung).

	<b>Stallentfernung [m]</b>			
	<b>44</b>	<b>150</b>	<b>225</b>	<b>470</b>
<b>GB</b>	10,5	8,8	7,9	7,6
<b>ZB</b>	3,0	1,2	0,3	0
<b>ZB TAL</b>	9,9	1,6	0,5	0,1

## 7.3 Bestandesdeposition von Stickstoff

### 7.3.1 N-Flüsse in der Kronentraufe an den Messstandorten *En* und *Ne*

Die in der Kronentraufe gemessenen N-Flüsse im Wald spiegeln große Belastungsunterschiede zwischen den Standorten *En* und *Ne* wider. Die im Fichtenbestand leeseitig der großen Legehennenanlage *En* ermittelten N-Bestandesdepositionen lagen zwischen 32 und 171 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>, im Lärchenbestand leeseitig des Mastschweinstalles lag die gemessene N-Belastung zwischen 24 und 46 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>.

Am Standort *En* wurde der höchste N-Eintrag nicht am Waldrand (15 m vom Betrieb entfernt), sondern erst in 45 m Entfernung gemessen. Dies erklärt sich aus der geringen Oberhöhe des Fichtenbestandes von ca. 15 m und seiner geringen Entfernung zum Stallgebäude, wodurch der Waldrand

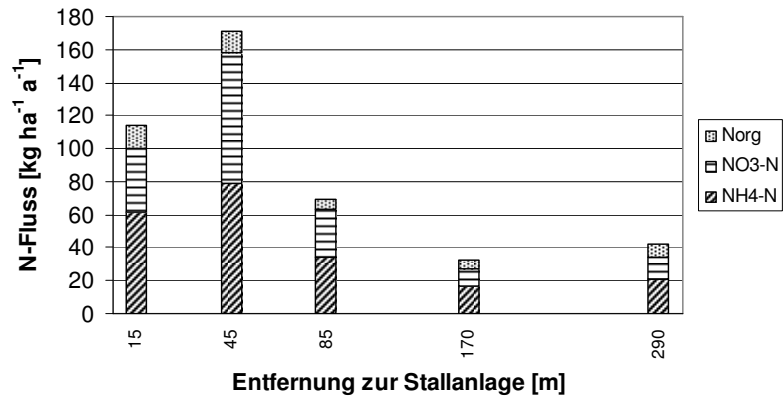


Abbildung 24: N-Depositionen in der Nachbarschaft eines Legehennenbetriebes am Standort *En*

von der Abluffturbine stärker überströmt wird. Die zweite Entfernungsstufe stellt offenbar einen Aufpunkt dar, mit deutlich höheren N-Depositionen als am Waldrand. Weitere 45 Meter vom Stall entfernt sanken die N-Depositionen deutlich auf  $69 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  und in 170 m Entfernung wurden nur noch  $32 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  eingetragen. Zur 5. Messstelle, 290 m vom Stall entfernt, war wieder ein leichter Anstieg der N-Depositionen auf  $42 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  zu verzeichnen. Diese Messstelle lag oberhalb einer kleinen Bodensenke, was den Unterschied erklärt. Als Wert für die Hintergrundbelastung wurde der Durchschnittswert ( $37 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) der Messwerte beider Entfernungsstufen verwendet.

Am Standort *Ne* zeigte sich dagegen ein typischer, gerichteter Verlauf der N-Depositionen mit einer maximalen Belastung von  $46 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  am Waldrand, die zum Bestandesinneren kontinuierlich abnahm. Das Niveau der Hintergrundbelastung wurde bereits bei 115 Metern Entfernung vom Stall festgestellt. An diesem Standort lagen die jährlichen N-Flüsse am ent-

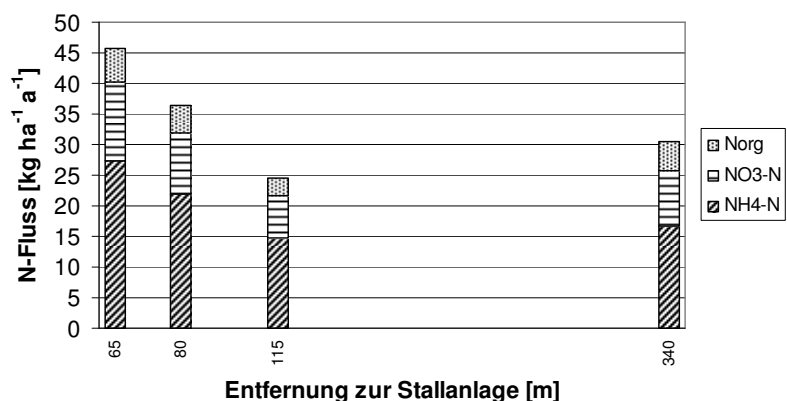


Abbildung 25: N-Depositionen in der Nachbarschaft eines Mastschweinebetriebes am Standort *Ne*

ferntesten Messpunkt mit  $30 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  etwas über denen des stallnäheren Messpunktes ( $24 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ). Wahrscheinliche Ursachen sind - wie am Standort *En* - kleinräumige standörtliche Unterschiede, bedingt durch die inhomogene Kronenraumstruktur und Geländehöhen. Die Streuung dieser Messergebnisse deutet auf standortbedingte Messunsicherheiten in einer Größenordnung von ca.  $\pm 5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  hin. Als Wert für die Hintergrundbelastung am Standort *Ne* wurde der Mittelwert der Messergebnisse von beiden stallfernen Messpunkten in Höhe von  $27 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  berechnet.

Wie erwartet nimmt Ammonium ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) insgesamt den größten Anteil unter den im Bestandesniederschlag enthaltenen N-Verbindungen ein. Dieser war in den Niederschlagsproben von *En* allerdings in der Nähe der Stallanlage mit ca. 50 % auffällig niedrig (Abbildung 24). Erst in größerer Entfernung stieg er auf das für diese Region übliche Niveau von ca. 70 %. Bei der insgesamt niedrigeren N-Belastung am Standort *Ne* war dieses Phänomen - in abgeschwächter Form - ebenfalls zu beobachten (Abbildung 25). Ein jahreszeitbedingter bzw. temperaturabhängiger Einfluss auf mögliche Nitrifikationsprozesse in den Niederschlagsproben ließ sich nicht nachweisen (vgl. Kap. 6.4.1). Möglicherweise spielen N-Umsetzungen von Ammonium zu Nitrat im Kronenraum eine Rolle. Als Verbrennungsprodukt werden Stickoxide wie Nitrat nur in geringem Umfang aus Stallanlagen freigesetzt.

Ein geringerer, jedoch nicht zu vernachlässigender N-Eintrag in den Boden erfolgt über lösliche organische Verbindungen, die aus dem Kronenraum ausgewaschen oder durch mikrobielle Umsetzung gebildet werden. Über diese N-Spezies werden bei *En* in der Nähe zum Waldrand weitere  $13 - 14 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  N eingetragen, in größerer Entfernung liegen die Einträge zwischen  $4$  und  $8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Am Standort *Ne* lag der N-Eintrag über organische Verbindungen an allen Messstellen zwischen  $3$  und  $6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ , mit dem höchsten Wert ebenfalls am Waldrand.

### **7.3.2 Gegenüberstellung gemessener und modellierter Depositionsraten**

Die an den Standorten *En* und *Ne* gemessenen und berechneten Depositionswerte sind in Tabelle 8 und Tabelle 9 sowie in Abbildung 26 und Abbildung 27 einander gegenübergestellt. Die Zusatzbelastung (ZB) wurde aus der Differenz der gemessenen Gesamtbelastung (GB) und der gemittelten Hintergrundbelastung be-

rechnet. Hierdurch ergeben sich teilweise Negativwerte für die Messstellen mit der niedrigsten N-Deposition. Berücksichtigt wurde die Summe aller N-Fractionen, also auch die Verbindungen (NO<sub>3</sub>-N, Norg), die zwar nur in geringem Umfang direkt aus Stallanlagen emittiert werden, indirekt jedoch durch Codeposition von NH<sub>3</sub> zu Ammoniumnitrat (NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>) oder durch organische Umsetzung im Kronenraum (Norg) zu einer Steigerung der N-Deposition führen.

Tabelle 8: Am Standort *En* gemessene Stickstoff-Gesamtbelastung (GB) und -Zusatzbelastung (ZB), sowie die auf der Grundlage der TA Luft (ZB TAL) und dem LAI-Verfahren (ZB LAI) ermittelte N-Zusatzbelastung [kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>].

	Stallentfernung [m]					
	15	45	85	170	290	Mittel
<b>GB</b>	114	171	69	32	42	
<b>ZB</b>	77	134	32	-4,9	4,9	49
<b>ZB TAL</b>	133	72	28	10	5,6	50
<b>ZB LAI</b>	279	140	51	17	9,8	99

Am Standort *En* sind große Unterschiede zwischen der (gemessenen) Zusatzbelastung (ZB) und den berechneten Daten (ZB TAL, ZB LAI) besonders im Nahbereich der Stallanlage zu erkennen. Am größten ist die Differenz zwischen den gemessenen und der nach dem LAI-Verfahren berechneten Zusatzbelastung (ZB

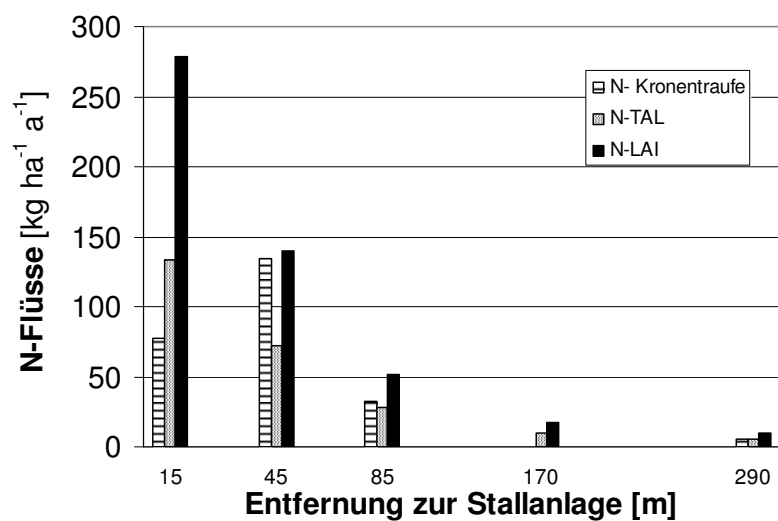


Abbildung 26: Verteilung der über Messungen (N-Kronentraufe) und Modellierungen nach TA Luft (N-TAL) und LAI (N-LAI) ermittelten N-Flüsse im Fichtenbestand des Standortes *En*

LAI). Nach diesem Verfahren beträgt die über den Transekt gemittelte Zusatzbelastung mit 99 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> das Doppelte der gemessenen ZB, am Waldrand ca. das 3-fache des Messwertes. Nur in 45 m Entfernung lagen die Daten auf vergleichba-

rem Niveau. In 85, 170 und 290 Meter Entfernung lagen die Messwertüberschreitungen zwischen 5 und 19 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>.

Bei den nach TA Luft berechneten Depositionsraten sind im Nahbereich der Stallanlage ebenfalls größere Unterschiede gegenüber den Messwerten zu verzeichnen. Sie gleichen sich allerdings durch ihren gegenläufigen räumlichen Trend im überströmten Nahbereich nahezu aus. In größerer Entfernung sinken die (absoluten) Unterschiede der Ergebnisse beider Ansätze. Die über den Transekt gemittelten N-Flüsse sind mit 49 und 50 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> nahezu identisch.

Tabelle 9: Am Standort Ne gemessene Stickstoff-Gesamtbelastung (GB) und -Zusatzbelastung (ZB), sowie die auf der Grundlage der TA Luft (ZB TAL) dem LAI-Leitfaden (ZB LAI) ermittelte N-Zusatzbelastung.

	Stallentfernung [m]				
	65	80	115	340	Mittel
<b>GB</b>	46	37	24	30	
<b>ZB</b>	18	9	-3,0	3,0	6,8
<b>ZB TAL</b>	12	10	5,9	1,2	7,3
<b>ZB LAI</b>	27	19	11	3,1	15

Bei dem Standort Ne sind die Verhältnisse - auf niedrigerem Belastungsniveau - mit denen am Standort En vergleichbar. Die gemessene Zusatzbelastung liegt hier am Waldrand mit 18 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> über den nach TA Luft gemessenen Werten, in größerer Entfernung kehren sich die Verhältnisse jedoch um. Die Transekt-Mittelwerte

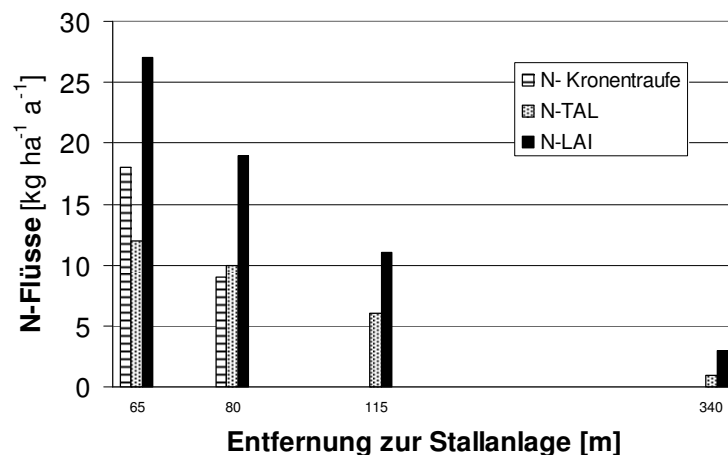


Abbildung 27: Verteilung der über Messungen (N-Kronentraufe) und Modellierungen nach TA Luft (N-TAL) und LAI (N-LAI) ermittelten N-Flüsse im Fichtenbestand des Standortes Ne

liegen mit 6,8 und 7,3 auf gleichem Niveau. Im Mittel liegen die nach dem LAI-Verfahren berechneten Depositionswerte doppelt so hoch wie die der beiden anderen Ansätze.

### **7.3.3 N-Flüsse in der Kronentraufe am Standort *Tw***

Die bereits vor Projektbeginn begonnenen Messungen der N-Flüsse am Waldrand wurden bis September 2009 fortgesetzt. Aus den Ergebnissen der einjährigen Messperiode ließen sich wichtige Rückschlüsse für die Aufstellung der Niederschlagssammler an den Messstandorten *Ne* und *En* erzielen. Abbildung 28 veranschaulicht die Verteilung der N-Depositionen an einem 1000 m langen Transekt vom Waldrand zum Bestandesinneren am Standort *Tw*. Dem Waldrand westlich vorgelagert waren Ackerflächen, der nächste landwirtschaftliche Betrieb lag in einer Entfernung von über einem Kilometer, wodurch der Einfluss lokaler Einzelmitteten gering ist.

Mit  $37 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  waren die N-Depositionen erwartungsgemäß unmittelbar am Waldrand am höchsten, nach 10 Metern sanken sie auf  $31 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  und bereits 30 Meter vom Waldrand entfernt wurde mit  $25 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  das Niveau der 1000 m im Waldesinneren gemessenen Bestandesdeposition erreicht. Unter Berücksichtigung dieses Wertes für die Hintergrundbelastung betrug die unmittelbar am Waldrand ermittelte Zusatzbelastung  $12 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  bzw. 48 % der Hintergrundbelastung.

Von den analysierten N-Fraktionen nimmt Ammonium als luftchemisches Reaktionsprodukt Ammoniaks den größten Anteil an der Summe aller N-Verbindungen ein. Der Anteil von Nitrat betrug hiervon nur etwa die Hälfte, doch steigt der  $\text{NO}_3$ -Anteil zum Waldrand hin deutlich an.

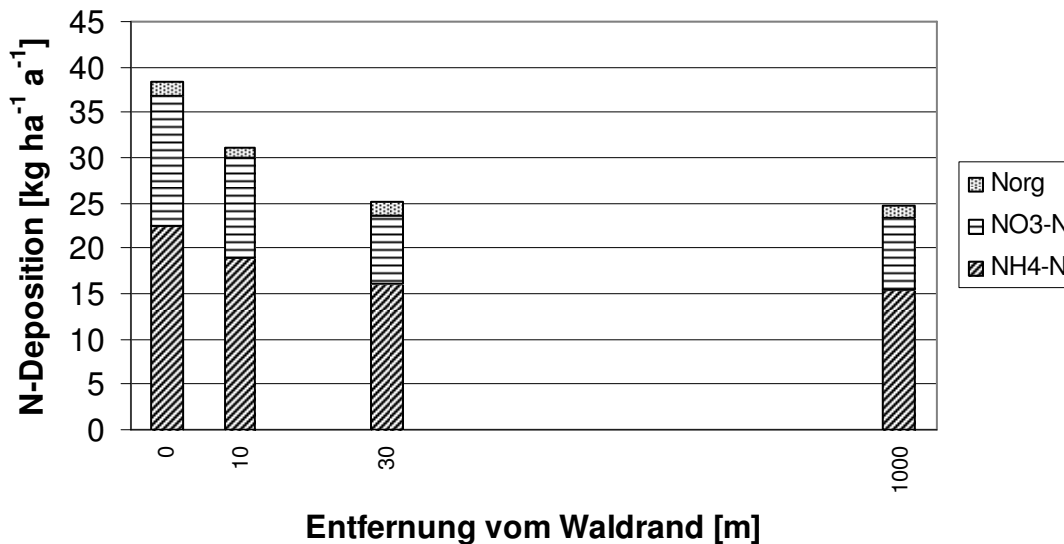


Abbildung 28: N-Flüsse am Waldrand des Standortes *Tw*

### 7.3.4 Vergleichende Messungen zur Stickstoff-Hintergrundbelastung

An den Referenzstandorten Holdorf (*Ho*) und Sandkrug (*Sa*) werden seit 1996 Stoffflussmessungen zur Ermittlung der Hintergrundbelastung durchgeführt. Trotz großer Unterschiede der  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen unterscheiden sich die ermittelten N-Flüsse in den letzten Jahren nur wenig voneinander (Abbildung 29). Ihr Jahresgang ist im Wesentlichen von den Witterungsverhältnissen und Zeiten der Düngerausbringung geprägt. Nur in einer ca. 2-jährigen Periode nach der Sturmkatastrophe im Jahr 2007 („Kyrill“) werden größere Unterschiede deutlich, nachdem der Bestand bei *Ho* stärker aufgelichtet war.

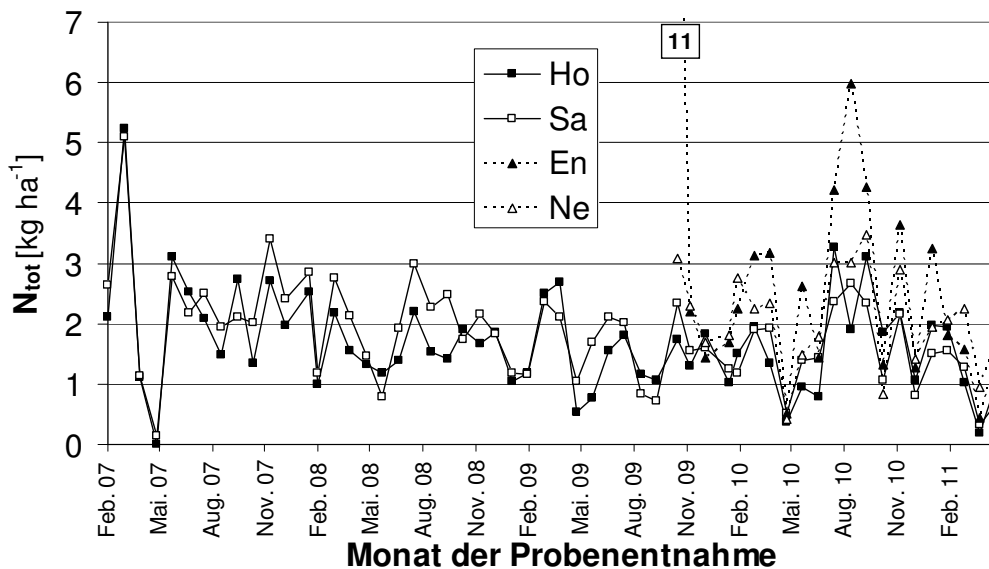


Abbildung 29: Verlauf der 4-wöchentlichen Hintergrundbelastung an den Referenzstandorten *Ho* und *Sa* und den Messstandorten *En* und *Ne*.

Die im Projektzeitraum Oktober 2009 bis April 2011 an den emittentenbezogenen Messstandorten *En* und *Ne* ermittelte Hintergrundbelastung besaß - auf höherem Niveau - einen ähnlichen Jahresgang wie die 30 km weiter nördlich (*Sa*) und 40 km südlich (*Ho*) gelegenen Referenzstandorte. Die bei *En* festgestellten Belastungsspitzen deuten auf einen kurzzeitigen Immissionseinfluss von der benachbarten Stallanlage hin. In Neumühle waren die 4-wöchigen N-Flüsse gleichmäßiger verteilt.

Die Hintergrund-Depositionen von  $37 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (*En*) und  $27 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (*Ne*) stehen den an beiden Referenzstandorten festgestellten N-Depositionen in Höhe von jeweils nur  $20 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  gegenüber. Gegenüber dem zehnjährigen Mittel von  $23 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (*Ho*) und  $24 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (*Sa*) wurden an beiden Referenzstandorten im Mittel ca. 15 % weniger deponiert. Dieses entspricht weitgehend der Differenz der Niederschlagsmengen, welche im Projektzeitraum am Standort *Ho* 10 % und am Standort *Sa* 16 % unter dem 10-Jahresdurchschnitt lagen (*Ho*: 745 mm, *Sa*: 770 mm). In Tabelle 10 sind diese korrigierten Langzeitwerte ( $23$  und  $27 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) den vom Umweltbundesamt (UBA) bereitgestellten Daten (MAPESI) zur Vorbelastung (UBA 2011) gegenübergestellt. Demgegenüber erfolgte keine Korrektur der Daten der emittentenfernen Messstellen *En*, *Ne* und *Tw*, da sich hier bei Vergleichsmessungen eine methodisch bedingte Überschätzung der N-Flüsse in



Höhe von ca. 30 % herausstellt (vgl. 6.4.1). Hierdurch werden die witterungsbedingten Abweichungen überproportional kompensiert.

Aus der Gegenüberstellung der gemessenen und modellierten N-Flüsse gehen erhebliche Unterschiede hervor. Auch unter den vergleichsweise ungünstigen, depositionssteigernden Bedingungen einer Fichtenbestockung werden die gemessenen N-Flüsse von den MAPESI-Daten des UBA um 50 % überschritten. An den anderen Messstandorten lagen die Ergebnisse der Kronentraufmessungen und die MAPESI-Daten noch weiter auseinander, obwohl es sich hier auch um Nadelwälder handelt, die aufgrund ihrer ganzjährigen Benadelung vergleichsweise hohe atmosphärische N-Einträge aufweisen. Die Unterschiede liegen hier zwischen 60 % und 165 %. Im Gegensatz zu dem verwendeten Modell der MAPESI-Daten erfassen Kronentraufmessungen die über den Kronenraum direkt aufgenommenen N-Depositionsraten nicht. Weitere Erklärungsansätze werden in Kap. 8.1.2 und 8.1.3 diskutiert.

Tabelle 10: Hintergrundbelastung der atmosphärischen N-Flüsse im Wald, ermittelt über Kronentraufmessungen und Daten des UBA (MAPESI)

Messstandort	Kronentraufmessung [kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]	MAPESI [kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]
En	37	56
Ne	27	56
Ho	23	61
Sa	24	41
Tw	27	43

#### 7.4 Modellierung der NH<sub>3</sub>-N-Zusatz-Depositionen an den Monitoringstandorten

Im Zusammenhang mit den Wirkungsuntersuchungen erfolgte an den 15 Untersuchungsstandorten eine Berechnung der über den gesamten Betriebszeitraum von den Stallanlagen retrospektiv ausgehenden Stickstoff-Depositionen. Sie beziehen

sich auf jeweils 4 Entfernungsstufen und entsprechen den Standorten der Boden- und Vegetationsuntersuchungen (Abbildung 30). Für die Standorte *Da*, *Sa* und *Wi* erfolgte eine separate Berechnung der hiervon weiter entfernt liegenden Laub-/Nadelprobenentnahmeorte. Diese sind im Anhang (Tabelle A1) aufgeführt.

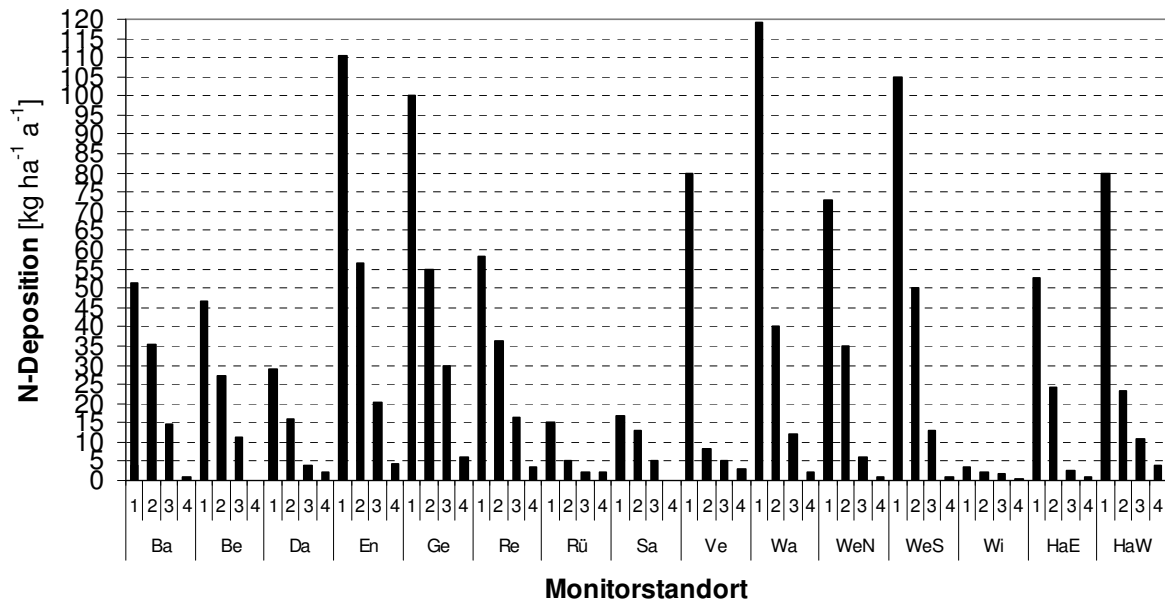


Abbildung 30: Modellierter mittlere N-Deposition an den Monitoringstandorten der Boden- und Vegetationsuntersuchungen (Entfernungsstufen 1-4)

Das Spektrum der berechneten N-Zusatzdepositionen liegt zwischen  $0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  an den emittententfernen Standorten und  $120 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  in Stallnähe. In weitester Entfernung lagen die berechneten N-Depositionen zumeist zwischen  $0$  und  $2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . An den Standorten *En* und *Ge* lagen die berechneten N-Depositionen allerdings mit  $5$  und  $6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  noch deutlich über der Hintergrundbelastung. Der Widerspruch dieser Daten mit den Rechenergebnissen für die vergleichenden Messungen am Standort *En* (Kap. 7.3.2) erklärt sich u.a. aus der zwischenzeitlich reduzierten Anzahl von Tierplätzen.

Die niedrigste Zusatzbelastung wurde für die Monitoringpunkte der Boden- und Vegetationsuntersuchungen der Laubwaldstandorte *Sa* und *Wi* berechnet. Beide Transekte lagen in Nebenwindrichtung und in größerer Entfernung zu den Stallanlagen.

## 7.5 Wirkungsuntersuchungen an den Monitoringpunkten

### 7.5.1 Bodenuntersuchungen

#### 7.5.1.1 C/N-Verhältnis im Auflagehumus

Die entlang der Untersuchungstransekte zu den Stallanlagen steigende Stickstoffbelastung zeigt sich an nahezu allen Monitoringstandorten durch eine Zunahme der Stickstoffgehalte, die in der Reduzierung der C/N-Verhältnisse im Auflagehumus zum Ausdruck kommt (Abbildung 31). An den am stärksten belasteten Standorten *En* und *Wa* mit N-Depositionen über  $110 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  wurden mit 16 bzw. 17 die engsten C/N-Verhältnisse festgestellt. Mit Werten zwischen 17 und 26 war das Niveau der C/N-Verhältnisse für Nadelwaldböden insgesamt sehr niedrig. Die für die festgestellte Humusform Rohumusartiger Moder typischen C/N-Verhältnisse zwischen 25 und 31 (v.Zezchwitz 1980) wurden auch an den stallfernen Monitoringstandorten nicht erreicht.

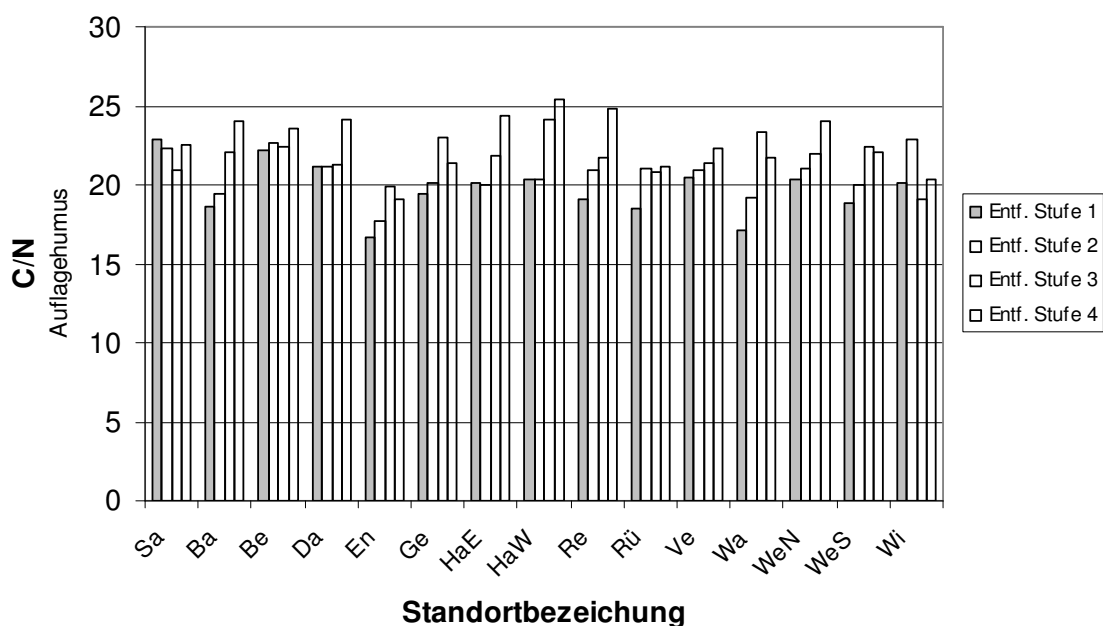


Abbildung 31: C/N-Verhältnisse im Auflagehumus entlang der Untersuchungstransekte

Nur an den weniger belasteten Laubwaldstandorten (Sa und Wi) war kein gerichteter Gradient festzustellen. Der statistische Zusammenhang der C/N-Verhältnisse mit den berechneten N-Depositionen ist entsprechend signifikant ( $p > 0,05$ , Abbildung 32). Bei selektiver Auswertung lässt sich für Fichtenbestände bereits bei N-Zusatz-Depositionen über  $16 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  ein Zusammenhang mit dem C/N-Verhältnis statistisch absichern.

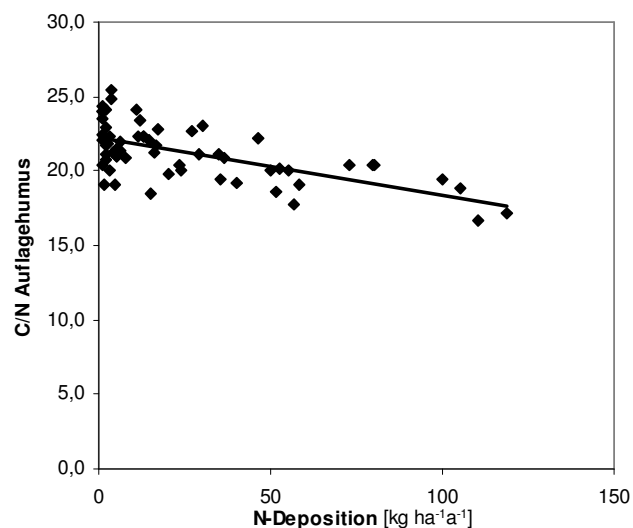


Abbildung 32: Zusammenhang zwischen dem C/N-Verhältnis im Auflagehumus und den berechneten N-Depositionen.

### 7.5.1.2 N-Vorrat im Auflagehumus

Die ermittelten Stickstoffvorräte im Auflagehumus wiesen - vermutlich auch bedingt durch systematische Fehler bei der Probenentnahme - große Unterschiede auf. Im Buchenwald (Sa) lagen die N-Vorräte bei  $0,2 \text{ t ha}^{-1}$ , während sie bei den Nadelwäldern in der Regel ein Mehrfaches hiervon betragen. Nur im Fichtenbestand an Standort Ge, eine Neuaufforstung nach einem Sturmschaden von 1972, lag der N-Vorrat auf einem ähnlich niedrigen Niveau wie in den Laubwäldern. Ein Zusammenhang N-Vorräte - Entfernung zu den Stallanlagen ließ sich somit nicht feststellen.

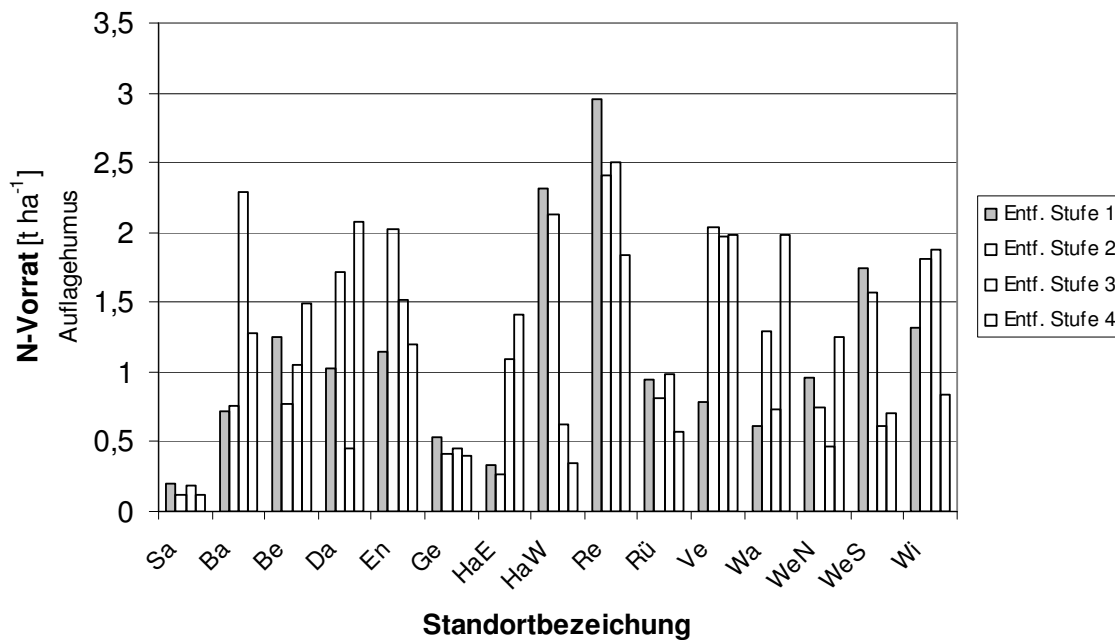


Abbildung 33: N-Vorrat im Auflagehumus

### 7.5.1.3 Mineralstickstoff-Vorrat

Bei den Mineralstickstoffvorräten (N-min) im Oberboden in 10 bis 30 cm Tiefe wird der Einfluss der benachbarten Stallanlagen deutlicher (Abbildung 35). Die höchsten N-min-Vorräte wurden unter dem Fichtenbestand am Mess- und Monitoringstandort *En* festgestellt. Wenngleich sich hier die Abstufung der Mess- und Modelldaten (vgl. 7.3.2) nicht in gleicher Weise widerspiegelt, wird zumindest ein deutlicher Gradient zwischen den beiden ersten und den beiden letzten Entfernungsstufen ersichtlich.

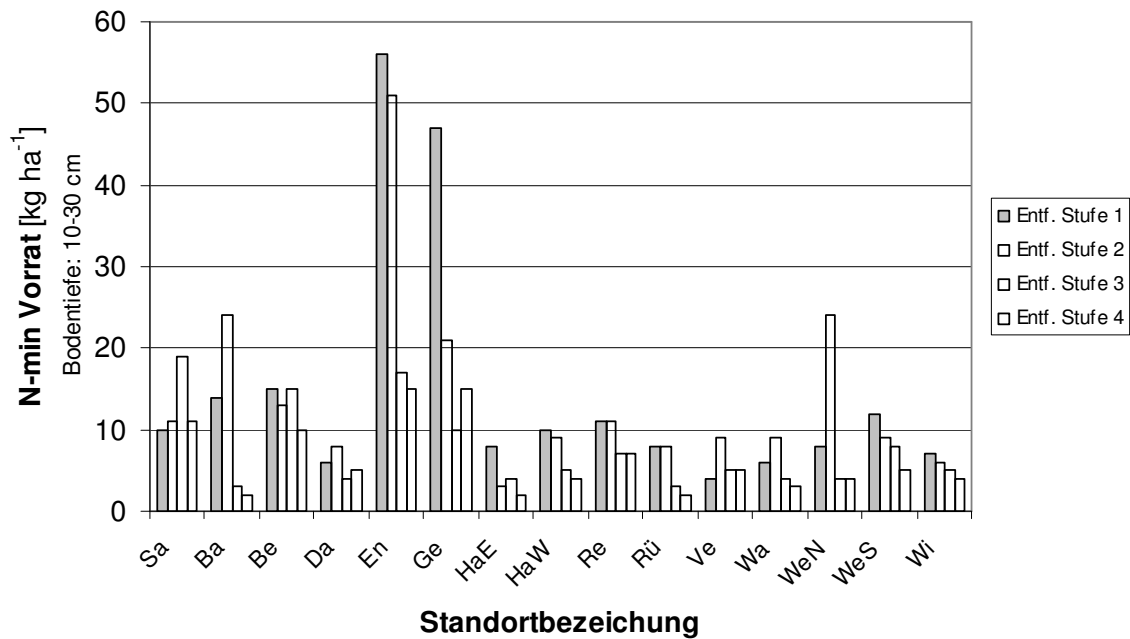


Abbildung 35: N-min-Vorrat im Mineralboden (10 - 30 cm) entlang der Untersuchungstransecte

Trotz der standortbedingt hohen Variabilität des im Mineralboden enthaltenen pflanzenverfügbaren Mineralstickstoffs zeigt sich bei der Gegenüberstellung mit den modellierten Depositionsdaten eine relativ hohe Übereinstimmung der N-min – Vorräte in der Tiefenstufe 10 - 30 cm (Abbildung 34). Dieses wird am deutlichsten bei den Fichtenbeständen: Hier zeichnet sich bereits bei N-Deposition über 30 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> eine signifikante Zunahme der N-min-Vorräte ab.

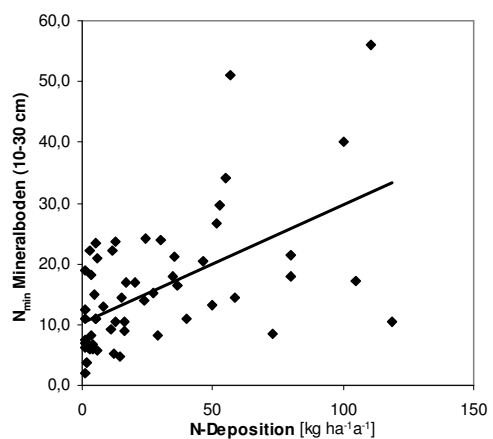


Abbildung 34: Zusammenhang zwischen dem N-min-Vorrat im Mineralboden (10 - 30 cm) und den berechneten N-Depositionen.

Die N-min-Vorräte in 0-10 cm Tiefe (s. Anhang Tab. A2) streuen sehr stark, sodass sich die Immissionswirkungen hier nicht widerspiegeln.

### 7.5.1.4 pH-Wert

Der Auflagehumus stellt die oberste Kontaktzone zwischen dem Boden und der Atmosphäre dar. Zudem ist das Humusmaterial chemisch schwach gepuffert, so dass Säureeinwirkungen deutlich zum Ausdruck kommen können. Zusammen mit der internen Säureproduktion liegen daher die  $\text{pH}_{\text{KCl}}$ -Werte im Auflagehumus von Nadelwaldstandorten auf einem niedrigen Niveau, an einigen Monitoringstandorten sogar unter  $\text{pH } 3$  (Abbildung 36). Die Streuung der  $\text{pH}$ -Werte ist an manchen Standorten erheblich und korrespondiert nur in wenigen Fällen mit der Entfernung der Stallanlagen. Am Standort *Rü* liegen die  $\text{pH}$ -Werte in den Entfernungsstufen 3 und 4 deutlich über den Werten im Nahbereich. Mit einer Vielzahl nitrophytischer Pflanzen in der Bodenvegetation (Kap. 7.6) deuten sich allerdings in den stallfernen Beständen Kalkungseffekte an, die die immissionsbedingte Versauerung überprägen. Derartige Effekte sind vermutlich auch die Ursache der Unterschiede von über einer  $\text{pH}$ -Stufe bei den anderen Monitoringstandorten.

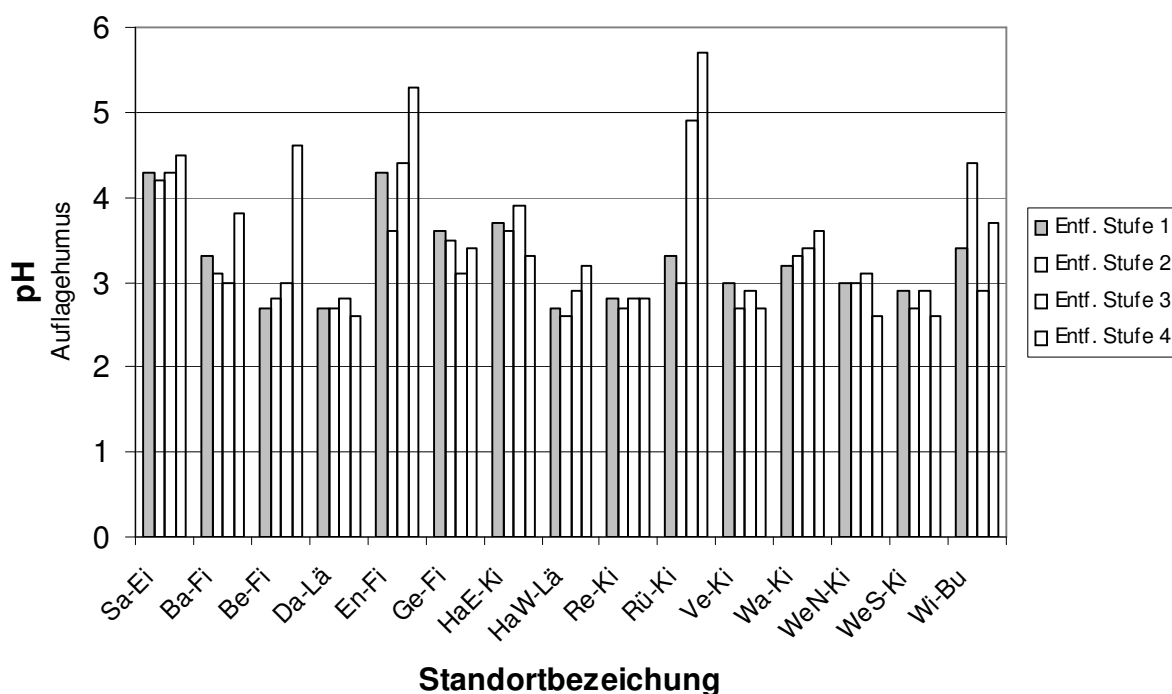


Abbildung 36:  $\text{pH}_{\text{KCl}}$  im Auflagehumus entlang der Untersuchungstransecte

Bei nahezu allen untersuchten Monitoringstandorten liegen die pH-Werte im Mineralboden mit 3,0 bis 3,9 im stark sauren Bereich. An einigen Beprobungspunkten wurden Werte unter 3 festgestellt. Hierzu zählt auch der im Nahbereich der Stallanlage ungekalkte Bestand *Be*. Hier zeigt sich ein deutlicher Gradient der pH-Werte im Auflagehumus. Im Mineralboden wird er nur gegenüber dem stallfernen Monitoringpunkt erkennbar.

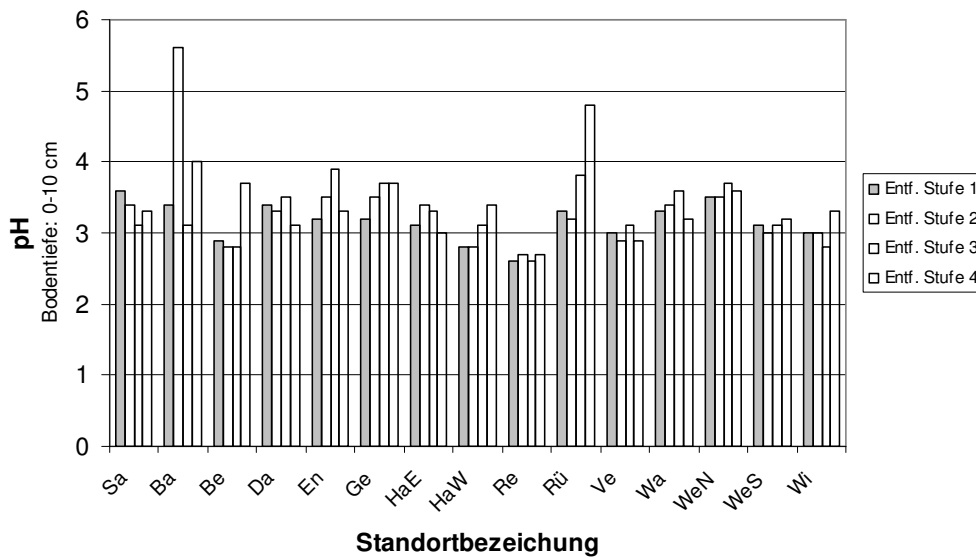


Abbildung 38:  $pH_{KCl}$  im Mineralboden in 0 -10cm Tiefe entlang der Untersuchungstransecte

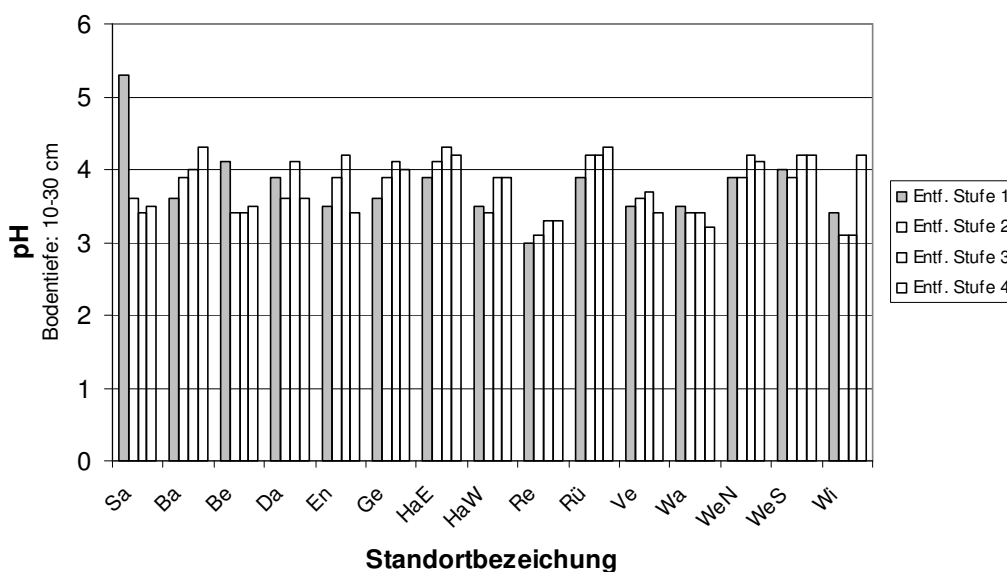


Abbildung 37:  $pH_{KCl}$  im Mineralboden in 10 - 30 cm Tiefe entlang der Untersuchungstransecte



Die pH-Werte des Mineralbodens in 0 - 10 cm Tiefe liegen im Durchschnitt um etwa 0,5 niedriger als in der Tiefe 10 – 30 cm. Mögliche Kalkungseffekte und Versauerungseffekte kommen hier weniger deutlich zum Ausdruck, wodurch die Streubreite der Werte deutlich geringer ist. Doch auch in dieser Tiefenstufe ist der

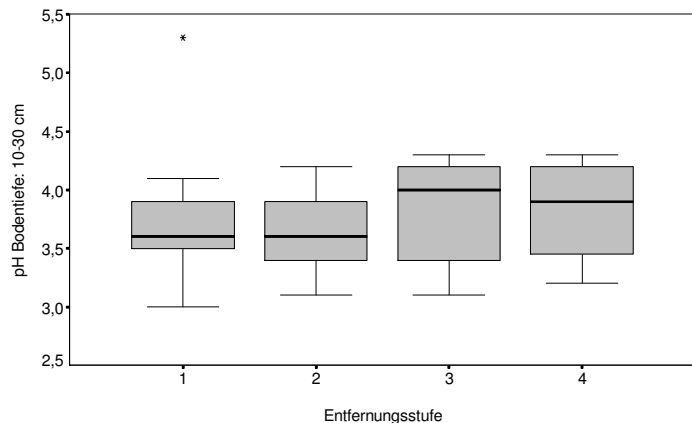


Abbildung 39: Boxplots der pH-Werte an den untersuchten 4 Entfernungsstufen der 15 Monitoringstandorte (Querbalken: Median, Rechteckober- und Unterkante: 75% Perzentil, Querlinien: Minimum und Maximum)

räumliche Zusammenhang zu den  $\text{NH}_3$ -Emittenten nur bei 3 Beständen erkennbar (*Ba, Re, Rü*, Abbildung 37). Insgesamt besteht zwischen den pH-Werten und den berechneten N-Depositionen kein statistischer Zusammenhang. In der Darstellung der Boxplots (Abbildung 39) wird allerdings eine tendenzielle Abnahme der pH-Werte mit Annäherung zu den Stallanlagen deutlich.

### 7.5.1.5 Basensättigung

Der Grad der Basensättigung (BS) ist ein Maß für die an den Bodenaustauschern gebundenen basischen Kationen. Unter ihnen befinden sich wichtige Nährelemente wie Kalium, Magnesium und Kalzium, die in der Bodenlösung in Konkurrenz mit toxischen Aluminiumionen treten.

Die Basensättigung lag in 0 - 10 cm Bodentiefe - mit einer erheblichen Streuung der Einzelwerte - insgesamt deutlich über dem Niveau in 10 - 30 cm Tiefe. Letztere sind in Abbildung 41 dargestellt. In dieser Tiefe wird das von Ulrich (1995) genannte Niveau für eine ausreichende BS in Sandböden von mindestens 15 % wird an den meisten Orten deutlich unterschritten.

Nur im weniger stark versauerten tieferen Boden der silikatreichen Lehme (*Sa* und *Be*) kam der positive Einfluss der Bodenart auf die Basensättigung zum Ausdruck. Für stark versauerte Sandböden typische Werte um 10 % wurden zumeist in grö-

ßerer Bodentiefe festgestellt. Bei den ungekalkten Sandböden (*Be*, *Ge*) wurde dieser Wert auch in der Tiefenstufe 0 - 10 cm unterschritten. Die an den übrigen Standorten große Streubreite der Analysewerte zwischen 10 % und über 60 % deutet auf eine externe Basenzufuhr durch Kalkungen oder Staubeinträge hin. Die sehr hohen Basensättigungsgrade von 99 % und 66 % an den Standorten Sa und Be können durch Kalkungsmaßnahmen (Einblasung vom Waldrand) bedingt sein. Bei der Mehrzahl der Entfernungsstufen zeigt sich in beiden Tiefenstufen kein einheitliche räumlicher Trend sowie kein signifikanter Zusammenhang ( $p < 0,05$ ) zwischen der Basensättigung und den berechneten N-Depositionen.

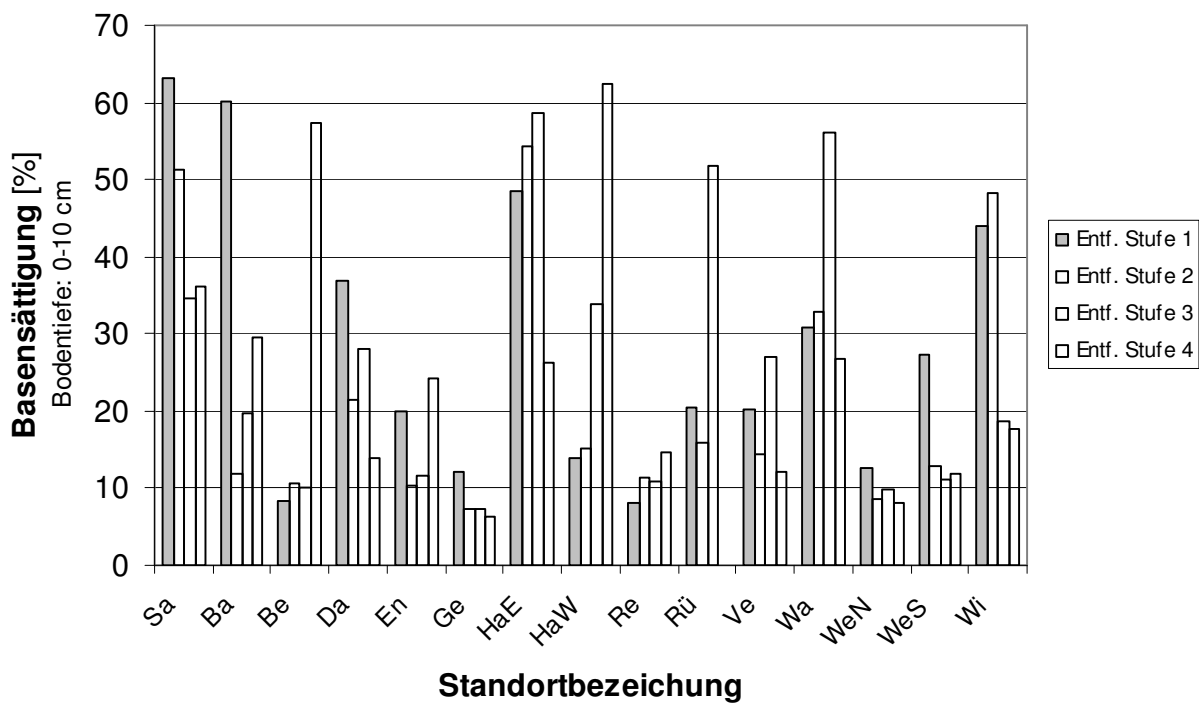


Abbildung 40: Basensättigung im Mineralboden in 0 - 10 cm Tiefe entlang der Untersuchungsstransekte

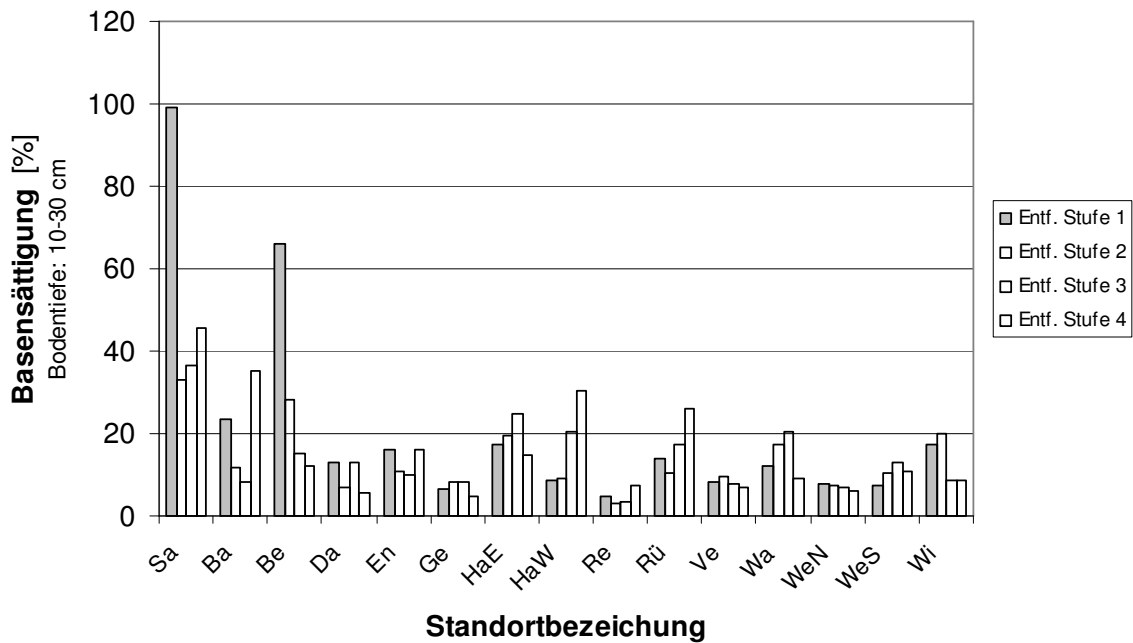


Abbildung 41: Basensättigung im Mineralboden in 10 - 30 cm Tiefe entlang der Untersuchungsstranekte

### 7.5.2 Nährelementgehalte in Nadel- und Laubproben

Nach den zunächst unplausiblen Ergebnissen der Erstbeprobung im März 2010 mit extrem niedrigen, untypischen N-Konzentrationen in den Nadeln (vgl. Kap 6.6), entsprachen die Ergebnisse der zweiten Probenentnahme im Dezember 2010 weitgehend den Erwartungen.

An den meisten Transekten gibt sich ein kontinuierlich abnehmender Gradient der N-Konzentrationen in den Nadeln und in den Blättern zu erkennen (Abbildung 42). Die für Kiefer und Fichte in der Literatur genannten Normalwerte liegen standortabhängig zwischen 1,5 und 1,7 % (Bergmann 1986, Heinsdorf 1995). Diese wurden an vielen Monitoringstandorten insbesondere in Stallnähe deutlich überschritten. Die höchsten mittleren N-Konzentrationen in den Kiefernadeln wurden mit 2,6 % am Standort *Re* ermittelt. Die berechnete N-Zusatzdeposition betrug hier  $58 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Auch in größerer Entfernung fielen die N-Konzentrationen nicht unter 2 %.

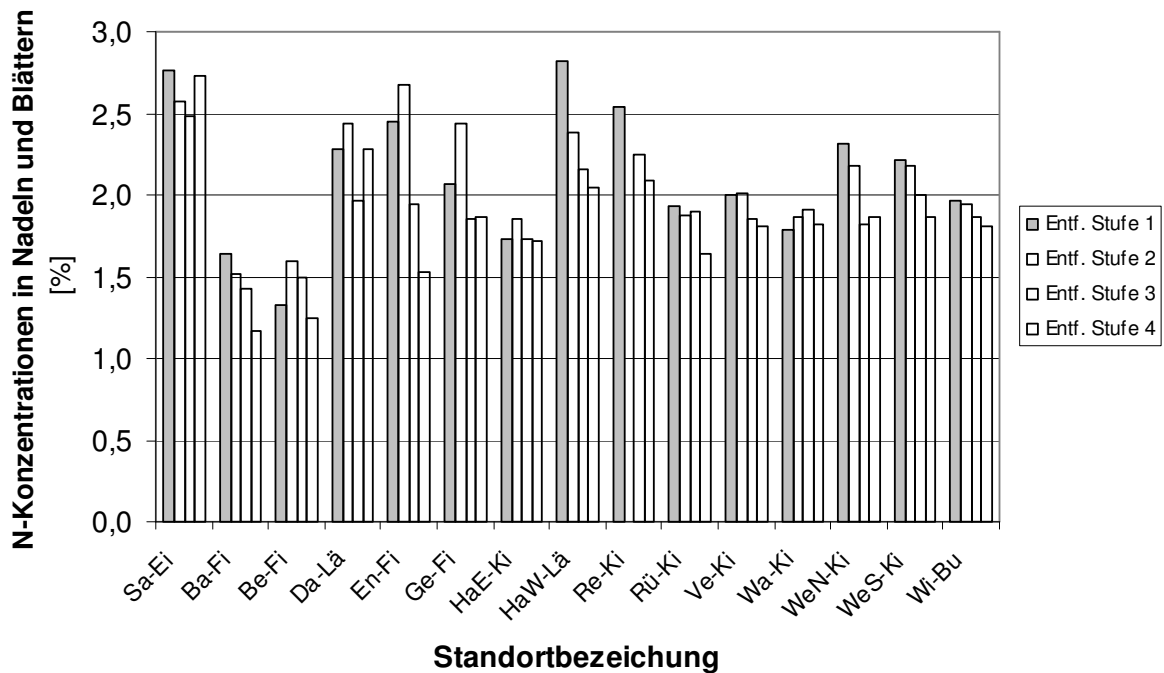


Abbildung 42: N-Konzentrationen in Nadeln und Blättern. Der Index hinter der Standortbezeichnung bezieht sich auf die Hauptbaumart. Ei=Stieleiche, Fi=Rotfichte, Lä=Japanlärche, Ki=Waldkiefer, Bu=Rotbuche.

Die in maximaler Stallentfernung ermittelten N-Konzentrationen lagen bei Kiefer in einem engen Spektrum zwischen 1,6 % und 1,8 %. Auf diesem Niveau lagen auch die Nadelspiegelwerte der Referenzstandorte Sandkrug und Holdorf.

Am Standort *Wa* ist - im Gegensatz zu den Ergebnissen der Bodenuntersuchungen - an den Nadelspiegelwerten kein Immissionseinfluss erkennbar. Der Untersuchungstransect für die Kronenzustands- und Nadeluntersuchungen lag hier wegen der besseren Erreichbarkeit außerhalb des Bodentransektes, wodurch die berechneten N-Depositionen hier im Nahbereich weit auseinanderlagen. Die moderate N-Zusatzbelastung von  $19 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  bzw.  $18 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  hatte hier offensichtlich keinen messbaren Einfluss auf die N-Konzentrationen in den Kiefernadeln. Insgesamt stehen jedoch die N-Konzentrationen in den Kiefernadeln in einem engen Zusammenhang mit den berechneten N-Depositionen, die bereits ab einer Höhe von  $5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  statistisch signifikant miteinander korrelieren (Abbildung 43).

Bei den Fichtennadeln ist die Varianz der N-Konzentrationen insgesamt und innerhalb der Untersuchungstransecte deutlich größer als bei Kiefer. Der höchste Wert wurde mit 2,7 % am Mess- und Monitoringstandort *En* - analog zur gemessenen N-Deposition - in der 2. Entfernungsstufe ermittelt.

Demgegenüber wurden in den ebenfalls hoch belasteten stallnächsten Fichtenbe-

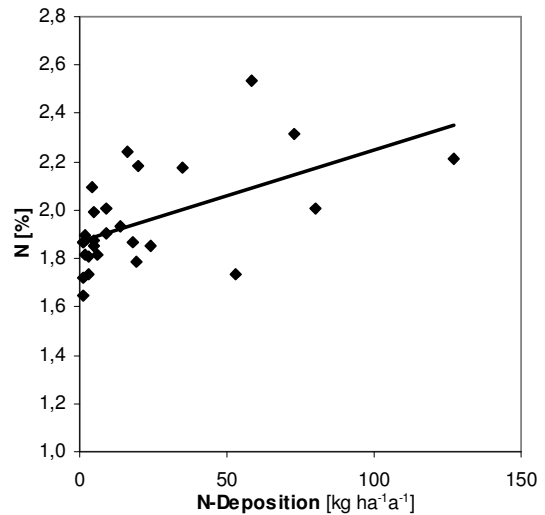


Abbildung 43: Zusammenhang zwischen den N-Konzentrationen in Kiefernadeln und den berechneten N-Depositionen

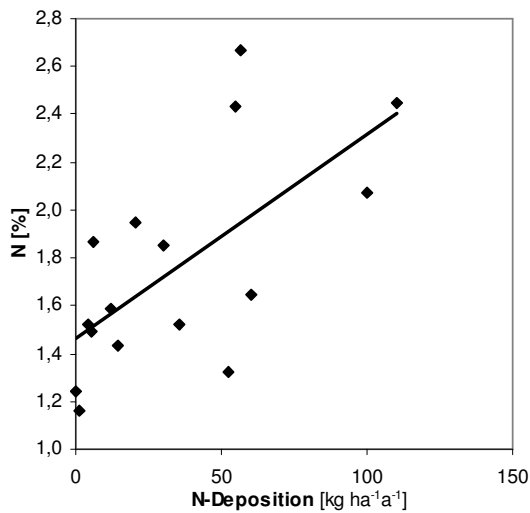


Abbildung 44: Zusammenhang zwischen den N-Konzentrationen in Fichtennadeln und den berechneten N-Depositionen

Die für die Japanlärche genannten Normalwerte von 1,6 bis 1,8 % werden in den beiden untersuchten Lärchenbeständen ebenfalls überschritten. Der Grund für den vergleichsweise niedrigen Wert am stallnächsten Probenentnahmeort am Standort *Da* ist nicht eindeutig erklärbar. Auch die N-min Gehalte waren gegenüber der

ständen der Standorte *Ba* und *Be* mit 1,7 % und 1,5 % vergleichsweise niedrige N-Konzentrationen festgestellt. Die N-Zusatzbelastung lag hier mit 53 und 60 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> auf etwa gleichem Niveau.

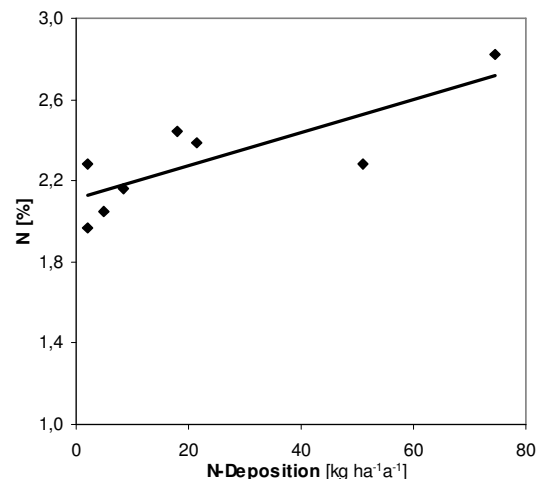


Abbildung 45: Zusammenhang zwischen den N-Konzentrationen in Lärchennadeln und den berechneten N-Depositionen

zweiten Entfernungsstufe deutlich reduziert. Dies deutet auf lokale Standorteffekte hin, möglicherweise verursacht durch eine Überströmung der Abluffahne ähnlich wie am Standort *En*.

Das Niveau der N-Konzentrationen im Eichenlaub (Standort *Sa*) ist naturgemäß vergleichsweise hoch. In dem einzigen untersuchten Waldbestand mit einer berechneten Zusatzbelastung bis

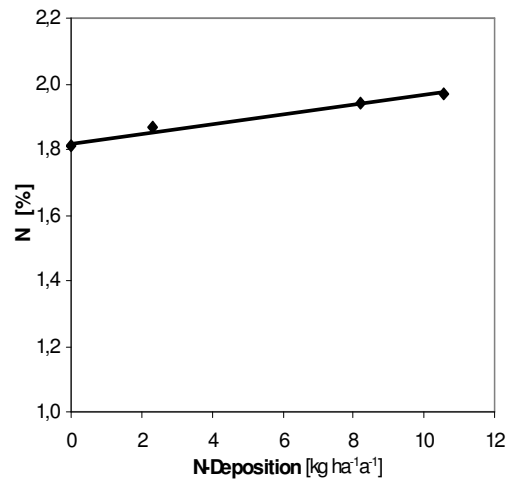


Abbildung 46 Zusammenhang zwischen den N-Konzentrationen im Buchenlaub und den berechneten N-Depositionen

zu 16 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> war kein Gradient der N-Gehalte erkennbar. Die Normalwerte für Buchenlaub (1,9 bis 2,5 %) werden am Standort *Wi* nicht überschritten, an dem Transekt wird allerdings ein deutlicher Gradient erkennbar.

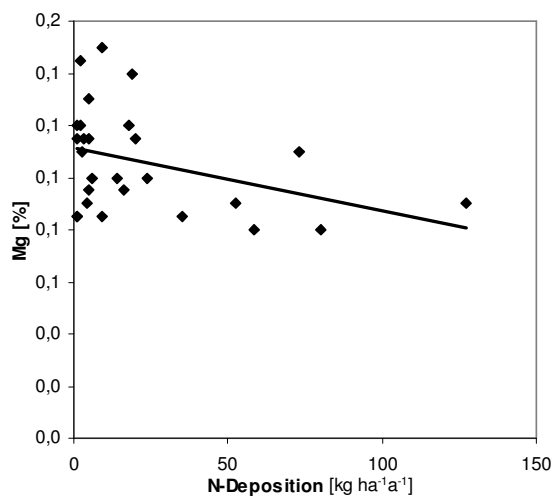


Abbildung 47: Mg-Konzentrationen in Kiefernadeln

Bei einer baumartenspezifischen Auswertung der Nadelspiegelwerte gibt sich bei allen Baumarten ein signifikanter Zusammenhang der N-Konzentrationen mit den berechneten Depositionen zu erkennen (Abbildung 43 - Abbildung 46). Als empfindlichste Indikatoren stellen sich dabei die Nadelspiegelwerte bei Kiefer heraus mit einer signifikanten

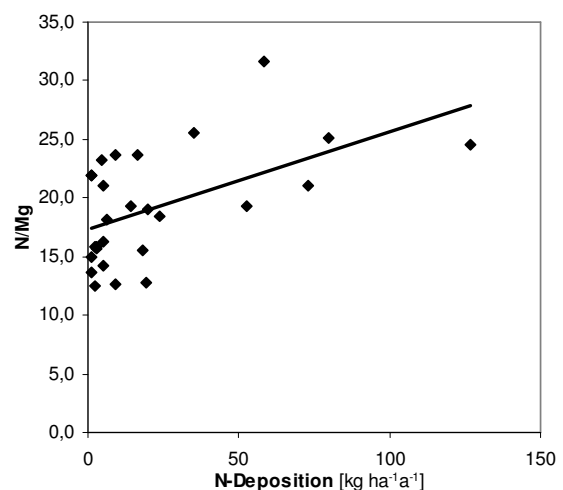


Abbildung 48: N/Mg-Verhältnis in Kiefernadeln

Zunahme der N-Konzentrationen noch bei einer berechneten N-Depositionen von  $5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ .

Die Magnesiumgehalte in den Fichten- und Kiefernadeln sinken mit zunehmender Zusatzbelastung tendenziell, wobei der Zusammenhang mit den N-Depositionen nur bei Kiefer signifikant ist (Abbildung 47). Parallel zu den am Belastungsgradienten steigenden N-Konzentrationen ergibt sich dadurch eine physiologisch ungünstige Zunahme des N/Mg-Verhältnisses. Bei der Kiefer und Fichte ist dieser Zusammenhang in beiden Fällen signifikant (Abbildung 50 und Abbildung 49). Bei den anderen Nährelementen war dieser Zusammenhang schwächer (Kalium) bis nicht signifikant (Kalzium, Phosphat) ausgeprägt.

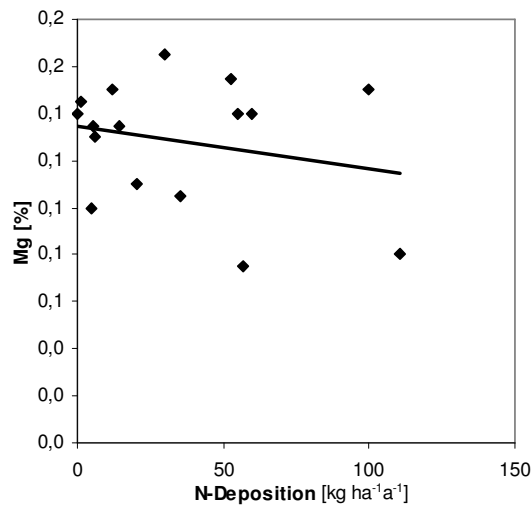


Abbildung 50: Mg-Konzentrationen in Fichtennadeln

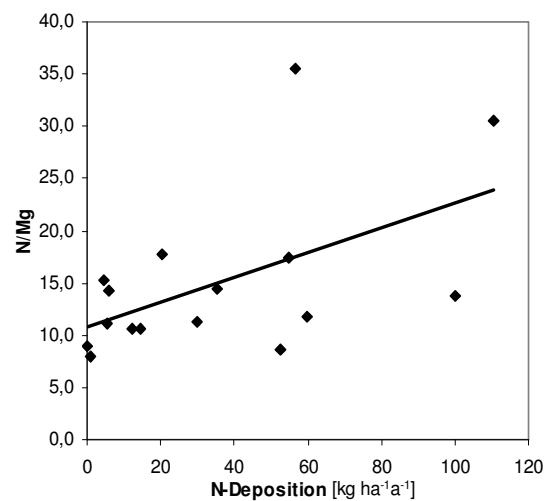


Abbildung 49: N/Mg-Verhältnis in Fichtennadeln

### 7.5.3 Kronenzustand

#### Fichte und Kiefer

Sichtbare Verschlechterungen des Kronenzustandes mit Annäherung zu den Stallanlagen ließen sich in der Regel nur im Bereich des angrenzenden Waldrandes feststellen. Hier traten starke Schädigungen des Kronenraumes (Schadstufe 3) durch deutliche Nadelverluste, bei Kiefer unter 1,5 und bei Fichte unter 5 Nadeljahrgänge, oftmals in Verbindung mit Vergilbungserscheinungen und hohem Totreisiganteil in Erscheinung. Nach Sichtung des geschädigten Pflanzenmaterials von Dr. Bressemer, NWFVA kamen als Ursache Immissionseinwirkungen und möglicherweise in Verbindung mit Witterungsextremen hervorgerufener Stress infrage. Zusätzlich durch Windwurf am Bestandesrand charakterisierte Auflösungserscheinungen oder bereits eingetretene Auflichtungen führten am Standort *Ba* zur Einstufung in die höchste Schadstufe 4.

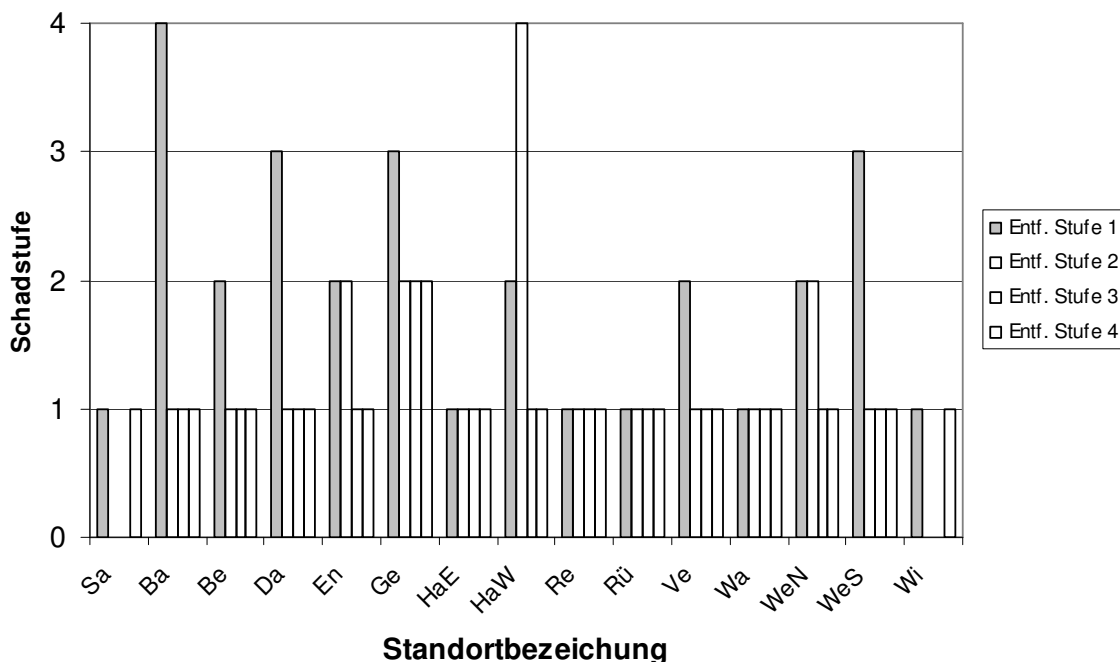


Abbildung 51: Verteilung der Schadstufen an den Untersuchungstransekten



Schaderreger waren stellenweise in jüngeren, dicht stehenden Fichtenbeständen festzustellen. In Stallnähe zeigten nur die am Waldrand den hohen Immissionen ausgesetzten Rotfichten auffällige Symptome, die auf einen zurückliegenden Befall mit *Phomopsis* ssp. hindeuten. Am Standort *Ge* war der gesamte Fichtenbestand von der Fichtenquirl-Schildlaus stark befallen.

In größerer Entfernung hielten sich die Unterschiede des Kronenzustandes in engen Grenzen. Mit 2 Nadeljahrgängen bei der Kiefer sowie 6 voll benadelten Jahrgängen bei der Fichte lag der Benadelungsgrad unter Berücksichtigung des Untersuchungszeitraumes im Winter auf einem vergleichsweise hohen Niveau. Vergilbungen traten bei Kiefer nur schwach in Erscheinung; auch die Fichten wiesen im Bestandesinneren nur selten Vergilbungen auf, was vermutlich auch auf den Untersuchungszeitraum zurückzuführen ist. Anhand der Vitalitätsparameter Kronenzustand/Vergilbung war die überwiegende Mehrzahl der Bestände in die Schadstufe 1 einzuordnen.

### Japanlärche

Die Japan-Lärchenbestände zeigten auch unter hohem Immissionseinfluss in der Nähe zu den Stallanlagen keinen Pilzbefall. Am Standort *HaW* waren in der 2. Entfernungsstufe mehrere Bestandsindividuen durch Kupferstecherbefall abgestorben, welches die Einstufung in Schadstufe 4 bedeutete. Vom Waldrand bis in eine Entfernung von ca. 20 Metern zeigten sich



Abbildung 52: Geschädigte Japanlärche am Waldrand, Standort *Da*

am Standort *Da* stärkere Kronendeformationen (Schadstufe 3, Abbildung 52). Diese Erscheinungen waren an der zweiten Entfernungsstufe des Untersuchungstransektes nicht mehr erkennbar.

## Rotbuche und Stieleiche

Buche und Eiche waren jeweils nur einmal an den Untersuchungstransekten vertreten. Sichtbare Unterschiede des Kronenzustandes entlang des Untersuchungstransektes ließen sich in beiden Laubwäldern nicht feststellen. Der übliche Mehлтаubefall an den Johannistrieben der Eichen am Monitoringstandort Sa zeigte ebenso wie die durch Spannerrauen hervorgerufenen leichten Fraßschäden keinen räumlichen Schwerpunkt. Die Buchenblätter waren vereinzelt von Gallen befallen. Der Belastungsgradient lag bei beiden Beständen auf einem moderaten Niveau von maximal  $16 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  im Eichenbestand und  $11 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  im Buchenbestand. Die Anlage am Buchenbestand (Wi) hatte 3 Jahre vor Untersuchungsbeginn ihren Betrieb eingestellt.

## 7.6 Vegetationsuntersuchungen

Bei den vegetationskundlichen Untersuchungen wurden insgesamt 90 Pflanzenarten festgestellt, darunter 11 Moosarten. Die Anzahl der Pflanzenarten pro Monitoringfläche lag zwischen 1 (Ge) und 23 (Ve) Arten. Relativ artenreich sind die lichten Kiefern- und Lärchenwälder, während unter dem dichten Schirm von Buche und Fichte die Diversität stark reduziert ist.

Die häufigste Art der Nadelwälder ist die Drahtschmiele (*Avenella flexuosa*), eine auf den bodensauren Standorten in Nadelwäldern verbreitete Grasart. Sie besitzt einen N-Zeigerwert von 3, welches auf saure und nährstoffarme Bodenverhältnisse hindeutet. In den insgesamt 60 Vegetationsaufnahmen ist sie 39-mal vertreten (Anhang, Tabelle A7). An 4 von 10 Monitoringstandorten zeigte sie hinsichtlich ihrer Präsenz oder Deckung einen zu den Stallanlagen abnehmenden Trend. Andere weniger nährstofftolerante Pflanzenarten (Zeigerwert  $\leq 3$ ) wie Harzer Labkraut (*Galium saxatile*) und Gewöhnlicher Dornfarn (*Dryopteris carthusiana*) traten sehr vereinzelt ohne gerichteten räumlichen Trend auf.

Weitere häufige Arten wie der Breitblättrige Dornfarn (*Dryopteris dilatata*), Rankender Lerchensporn (*Ceratocarpus claviculata*), Dreinervige Nabelmiere (*Moehringia trinerva*) und Wolliges Honiggras (*Holcus lanatus*) weisen mit Nähr-

stoffzeigerwerten von 5 bis 7 in den bodensauren Nadelwäldern auf ein erhöhtes Nährstoffangebot bedingt durch Stickstoffeinträge hin.

Große Brennnessel (*Urtica dioica*) und Schwarzer Holunder (*Sambucus nigra*) besitzen den höchsten N-Zeigerwert (9). Ihre Vorkommen beschränkten sich zu meist auf den stallnahen Waldrand, wo sie vermutlich auch von dem höheren Lichtangebot und Einträgen anderer Nährstoffe aus Stäuben gefördert wird. Ihr häufiges Auftreten am Standort *Rü* in größerer Entfernung zum Stall ist vermutlich auf eine stärkere Kalkung an beiden Monitoringpunkten zurückzuführen.

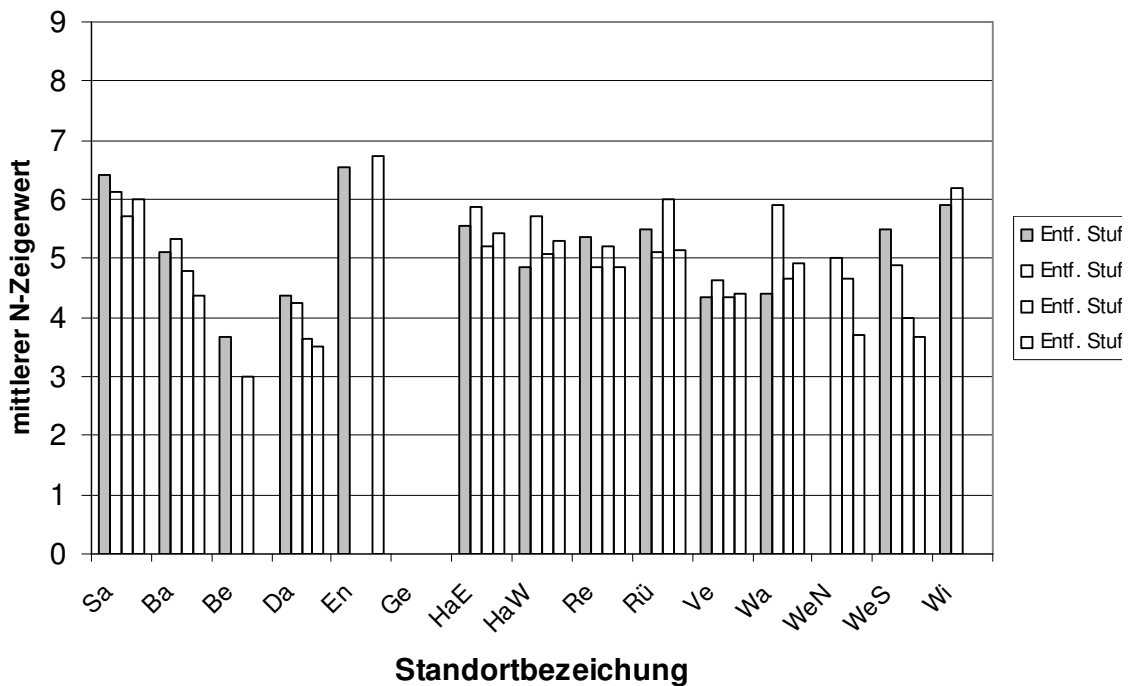


Abbildung 53: Mittlerer N-Zeigerwert der Bodenvegetation ausgewerteter Vegetationsaufnahmen

Eine synoptische Auswertung der Vegetationsuntersuchungen zur Klärung der Immissionseinwirkungen erfolgte nach der Methode der VDI-Richtlinie 3959, B.1 (VDI 2008), die wiederum auf den Zeigerwerten nach Ellenberg (Ellenberg et al. 2001) fußt. Danach erfüllten von den 60 Einzelaufnahmen 53 die Auswertungskriterien, d. h. das Vorkommen von mindestens 5 Pflanzenarten, denen N-Zeigerwerte zugeordnet sind.

Die mittleren Zeigerwerte zeigen bei vielen Standorten mit zunehmender Entfernung eine deutliche Abstufung. Die höchsten Werte wurden am Standort *En* mit 6,5 in Stallnähe und 6,7 in größter Stallentfernung festgestellt. Die dazwischen

liegenden Transekte besaßen keine ausreichend ausgebildete Bodenvegetation. Hohe Zeigermittelwerte wurden – trotz geringer Zusatzbelastung durch die benachbarte Stallanlage – ebenfalls im Eichen-Hainbuchenwald des Standortes *Sa* festgestellt. Ebenso wie die wegen Zeigerartenmangels nicht weiter ausgewerteten Daten des Buchenwaldes *Wi* kommen auf den besseren Böden standortbedingte Effekte stärker zum Tragen.

In dem ebenfalls artenarmen Fichtenwald des Standortes *Be* lagen die mittleren N-Zeigerwerte auf einem sehr niedrigen Niveau. Dazu beigetragen hat vermutlich der Umstand, dass dieser Bestand bislang noch nicht gekalkt wurde.

Nach dem – gegenüber der Zeigerwertskala – gröber skalierten Auswertungsschema der VDI-Richtlinie werden die mit Annäherung zu den Stallanlagen zunehmenden Eutrophierungserscheinungen ebenfalls deutlich erkennbar. Die festgestellten Verfügbarkeitsstufen liegen bei den meisten stallfernen Monitoringstandorten im Bereich sehr gering bis mittel. Mit Annäherung zu den Stallanlagen steigt der Eutrophierungsgrad der Vegetation oft um eine N-Verfügbarkeitsstufe.

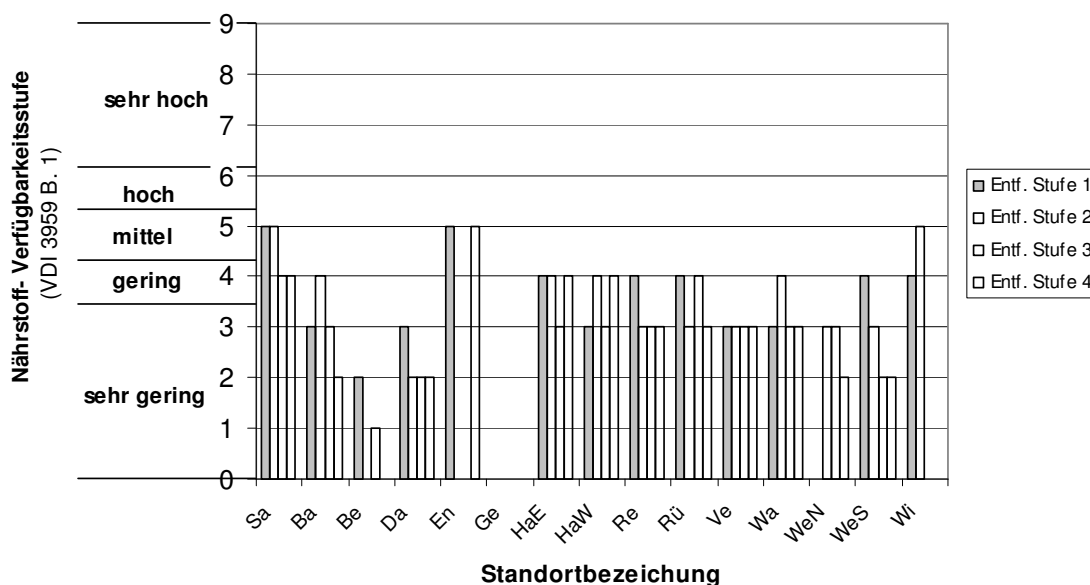


Abbildung 54: Eutrophierungsgrad der Bodenvegetation ausgewerteter Bestände

## 8 Diskussion

Die generelle Wirkung von Stickstoffimmissionen auf halb-natürliche, von Natur aus an nährstoffarme Verhältnisse angepasste Pflanzen und Ökosysteme ist durch eine Vielzahl von Untersuchungen bewiesen (Hadwiger-Fangmeier et al 1992, Krupa 2003). Stickstoff wird als essenzieller Makronährstoff über die Wurzel, aber auch über assimilierende Organe (Nadeln, Blätter, ggf. Zweige) aufgenommen und führt natürlicherweise zu einer Wachstumssteigerung. In höheren Dosen kommt es jedoch zu ökologischen Beeinträchtigungen. Sie reichen von unerwünschten Vegetationsveränderungen (Ellenberg 1990, van Dobben 1994) bis hin zur Auflösung des Waldbestandes (Garber & Schürmann 1991, Heinsdorf & Krauß 1991, Hunger 1989, Tesche & Schmidtchen 1978). Ausmaß und Wirkungen hängen dabei nicht nur von der Höhe der Dosis (N-Deposition), sondern auch vom Rezeptor selbst, der Pflanze oder dem Boden ab (Cape et al. 2009, Sutton et al. 2009).

Zur Vermeidung erheblicher  $\text{NH}_3$ -Belastungen in der Umgebung von Stallanlagen sind seit 2002 in der TA Luft Regelungen enthalten. Diese werden der unterschiedlichen Wirkungsweise erhöhter  $\text{NH}_3$ -Gaskonzentrationen und den aus ihnen resultierenden N-Depositionen gerecht, geben aber unter Punkt 4.8 nur unzureichende Informationen zur Bewertung der Stickstoff-Depositionen. Die Höhe der N-Deposition stellte sich jedoch in der Praxis für die immissionsschutzrechtliche Genehmigung von Stallanlagen als maßgebliches Entscheidungskriterium heraus. Dies hat vor allem folgende Gründe:

- Der Einflussbereich schädigender N-Depositionen in der Umgebung von Stallanlagen ist erheblich größer als der Einflussbereich toxischer  $\text{NH}_3$ -Gaskonzentrationen (Adaros & Dämmgen 1994, Van der Eerden 1982).
- Durch die insgesamt hohen Emissionen eutrophierender N-Verbindungen ( $\text{NO}_x$ ,  $\text{NH}_y$ ), welche durch atmosphärischen Ferntransport auch in abgelegene Gebiete deponiert werden, befindet sich die Vorbelastung stickstoffempfindlicher Ökosysteme überregional auf einem hohen Niveau, welches einen Einfluss auf die Bewertung der Zusatzbelastung hat.

- Die zu den stickstoffempfindlichen Ökosystemen zählenden Wälder befinden sich häufig in der Nähe von Hofstellen. Schon kleine, mitunter in der Vergangenheit als Schutzpflanzungen angelegte, Waldbestände fallen unter diese Regelung.

Der vom Länderarbeitskreis Immissionsschutz (LAI) entwickelte Leitfaden „Ermittlung und Bewertung von Stickstoffeinträgen im Rahmen der Genehmigung von Tierhaltungsanlagen nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz“ soll erklärtermaßen diese Lücke schließen und dadurch genehmigungsrechtliche Verfahren zu Stallbauvorhaben zu unterstützen.

Diese Studie wurde durchgeführt, um offenen Fragen nachzugehen, die sich bei der Umsetzung des LAI-Verfahrens ergeben. Die Ergebnisse von Messungen der Immissionskonzentrationen und N-Depositionen wurden den mit unterschiedlichen Modellansätzen berechneten Werten der Zusatz- und Hintergrundbelastungen gegenübergestellt. Darüber hinaus wurden Untersuchungen zu den Langzeitfolgen hoher N-Depositionen bei Wäldern in der Nachbarschaft von Stallanlagen durchgeführt.

## **8.1 Immissionsuntersuchungen**

### **8.1.1 NH<sub>3</sub>-Immissionskonzentrationen**

Die NH<sub>3</sub>-Konzentrationen in der Luft spielen in der Genehmigungspraxis aufgrund der stärkeren Gefährdung der aus ihnen resultierenden N-Depositionen eine vergleichsweise geringe Rolle. Für die Überprüfung von Modellrechnungen haben die Immissionskonzentrationen gegenüber den N-Depositionen dennoch eine besondere Bedeutung, da sie von lokalen, schwer definierbaren Standortgegebenheiten relativ wenig beeinflusst werden und somit die mit verschiedenen Ansätzen ermittelten Ergebnisse ein hohes Maß an Vergleichbarkeit aufweisen.

Bei den vergleichenden Messungen und Berechnungen der NH<sub>3</sub>-Konzentrationen in einer Messhöhe von 1,5 m wurden große Unterschiede offenkundig. Am Standort *Ne* und am Standort *Ma* lagen die mit AUSTAL2000 berechneten NH<sub>3</sub>-Konzentrationen in einem Entfernungsbereich von ca. 50 m und 150 m ein Mehr-

faches über den Messwerten. Die Fehlerquote bei den Messungen und der Parametrisierung des Ausbreitungsmodelles war durch die Einhaltung der Datenqualität bei den Messungen (6.3.1.1) und der Verwendung validierter Daten gering. Bei der Standortwahl wurden nur solche Stallanlagen ausgewählt, für deren Haltungsverfahren etablierte Emissionsfaktoren herangezogen werden konnten. Am Standort *Ma* ist ein aus der Literatur entnommener Emissionsfaktor herangezogen worden, der mittels Messungen überprüft und annähernd bestätigt wurde.

Die Ursachen dieser Überschätzung liegen häufig im Modellalgorithmus begründet (Loubet et al. 2009). Die im Zuge der Modellvalidierung von Hartmann et al. (2003) durchgeführten Vergleichsmessungen ergaben ebenfalls höhere Modelldaten, welches aber offensichtlich nicht zu einer Korrektur des Modelles führte. Insofern ist die Vermutung naheliegend, dass auch die großen Diskrepanzen zu den Messergebnissen dieser Untersuchungen auf eine modellspezifische Überschätzung der bodennahen  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen zurück zu führen sind.

### **8.1.2 N-Zusatzdepositionen**

Für die Bewertung der  $\text{NH}_3$ -Emissionen im Genehmigungsverfahren ausschlaggebend ist in der Regel die Höhe der N-Depositionen. Die Ergebnisse der Messungen in Wäldern im Nahbereich von großen Stallanlagen ergaben z.T. sehr hohe N-Depositionen, die innerhalb einer Entfernung von bis zu 200 Metern das Niveau der Hintergrundbelastungen erreicht. Auch an Waldrändern ohne Stalleinfluss sind die N-Depositionen durch die erhöhte laterale trockene Deposition erhöht. Dieser Bereich beschränkte sich bei den untersuchten Beständen allerdings auf einen Saum von maximal 30 Metern. Diese Bestände besaßen durch niederhängende Kronen und Strauchbewuchs einen weitgehend geschlossenen Waldrand, wodurch eine Unterströmung des Kronenraumes stark reduziert war.

Die an 5 Orten gemessenen N-Flüsse in der Kronentraufe sind zeitlich als repräsentativ anzusehen. Beim Abgleich mit Langzeitmessungen ergeben sich zwar um ca. 15 % niedrigere Depositionswerte gegenüber einem 10-Jahresmittelwert. Diese sind jedoch überwiegend auf meteorologische Ereignisse (geringere Niederschlagsmengen) zurückzuführen und fallen bei der Ermittlung der Zusatzbelastung (Gesamtbelastung minus Hintergrundbelastung) nicht ins Gewicht. Bei Vergleichsmessungen stellte sich eine methodisch bedingte Überschätzung der N-

Flüsse in Höhe von ca. 30 % heraus (vgl. 6.4.1), wodurch die Abweichung vom Langzeitwert der Hintergrundbelastung überproportional kompensiert wird.

Die Ermittlung der Zusatzbelastung erfolgt im Genehmigungsverfahren auf Grundlage des in der TA Luft genannten Berechnungsansatzes mit AUSTAL2000. Die mit diesem Verfahren an den Messstandorten  $E_n$  und  $N_e$  ermittelten N-Depositionen zeigen eine ausreichende Übereinstimmung mit den Messdaten. Abweichungen in einer Größenordnung von  $\pm 20$  % der N-Depositionen sind standortbedingt nicht zu vermeiden (Mohr et al. 2005). Die kleinräumig hohen Abweichungen am Standort  $E_n$  sind der Lage der Stallanlage sehr dicht am Waldrand geschuldet und können nicht generalisiert werden.

Große Unterschiede bestehen jedoch zu den Depositionsdaten, die nach der im LAI-Leitfaden beschriebenen Verfahrensweise ermittelt wurden. Diese lagen um den Faktor 2 bis 3 über den in der Kronentraufe der Waldränder gemessenen N-Flüssen. Dies deutet auf eine notwendige Überarbeitung dieses Rechenansatzes hin. Er unterscheidet sich von dem in TA Luft, Anhang 3 genannten Verfahren im Wesentlichen durch die Verwendung der doppelten Depositionsgeschwindigkeit ( $v_d$ ), wodurch sich die Depositionswerte rein rechnerisch entsprechend erhöhen. Auch durch die Verwendung der modellierten  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen, die - nach den Ergebnissen der Vergleichsmessungen - von AUSTAL im Nahbereich überschätzt werden, erklärt sich die Diskrepanz.

Die vom LAI genannte Depositionsgeschwindigkeit ( $v_d$ ) beruht auf Angaben der VDI-Richtlinie 3783 B. 13 in Verbindung mit VDI 3782 B. 5. Die dort genannte  $v_d$  liegt mit  $2 \text{ cm s}^{-1}$  im oberen Bereich des dort aufgelisteten Wertespektrums. Mohr et. al (2005) ermittelten bei mikrometeorologischen Untersuchungen in einem nordwestdeutschen Kiefernwald eine Depositionsgeschwindigkeit von  $1,55 \text{ cm s}^{-1}$ . Der pauschale TA Luft Wert von  $1 \text{ cm s}^{-1}$  liegt zwar unter diesem Wert, zusammen mit den von AUSTAL2000 berechneten erhöhten  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen gleichen sich diese Unterschiede jedoch modellintern annähernd aus, was die Nähe zu den Werten der Kronentraufemessungen erklärt. Kronentraufemessungen berücksichtigen zwar nicht alle Depositionspfade, Abweichungen in der festgestellten Dimension bis über  $100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  sind pflanzenphysiologisch jedoch nicht erklärbar (vgl. Kap. 8.1.3).



Die Depositionsgeschwindigkeit hängt ab von den regional sehr unterschiedlichen meteorologischen Verhältnissen (z. B. Niederschlag, Luftfeuchte, Wind etc.) aber auch von der Konzentration anderer Luftinhaltsstoffe und den Bestandesverhältnissen selbst. Dieser Variabilität der Depositionsgeschwindigkeit werden Inferentialmodelle – auf denen der LAI-Ansatz beruht – nicht gerecht, wodurch sich erhebliche Abweichungen von Messdaten begründen können (Erismann et al. 2001, Schmidt et al. 2005).

Besonders im Nahbereich von Stallanlagen, wo bereits große Mengen des emittierten Ammoniaks wieder deponiert werden, können bidirektionale Flüsse eine erhebliche Rolle spielen. Diese auf der Vegetationsoberfläche parallel verlaufenden Depositions- und Emissionsprozesse stehen in unmittelbarer Wechselbeziehung zur physikalischen und chemischen Beschaffenheit der Atmosphäre (z. B. Luftfeuchte,  $\text{SO}_2$ -,  $\text{NO}_x$ -Konzentrationen) und der Vegetation (Entwicklungsgrad, Nährstoffversorgungsgrad etc.), wodurch die Modellierung von  $\text{NH}_3$ -N-Depositionen generell sehr problematisch ist (Dämmgen & Erismann 2001). Nach ersten Ergebnissen von Untersuchungen, die im Rahmen dieses Projektes nicht mehr abgeschlossen werden konnten, wird Ammoniumnitrat bei Temperaturen über  $13\text{ }^\circ\text{C}$  durch Thermolyse wieder in die Atmosphäre emittiert. Bei Außentemperaturen über diesem Wert ist somit trockene Stickstoff-(Netto-)Deposition stark herabgesetzt. Bleiben derartige atmosphärenchemische Prozesse – z. B. bei Lagrang'schen Partikelmodellen (z.B. AUSTAL2000) oder Inferentialmodellen – unberücksichtigt, kann es zu einer signifikanten Überschätzung der N-Depositionen kommen, die quantitativ im Ökosystem verbleibt (Loubet et al. 2009).

### **8.1.3 Hintergrundbelastung**

Ebenfalls große Unterschiede zwischen den gemessenen N-Flüssen in der Kronentraufe und modellierten N-Depositionen zeigen sich an den 5 Messstandorten beim Vergleich mit den Depositionswerten zur Vorbelastung vom Umweltbundesamt (UBA 2011). Hier ergaben sich Unterschiede, die mit  $19 - 38\text{ kg ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$  deutlich über der Messunsicherheit der Kronentraufemessungen innerhalb eines Waldbestandes liegen (ca.  $5\text{ kg ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$ ). Gegenüber den N-Depositionen, die für Deutschland noch bis Anfang 2011 (vor Projektbeginn) aus einem Vorgängerdatensatz vorlagen (UBA 2011b), haben sich die Unterschiede jedoch mehr als hal-

biert. Die Reduktion war an den Dauermessstellen *Ho* und *Sa* noch größer. In Sandkrug (*Sa*, Flussrate in der Kronentraufe:  $24 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) sank die modellierte Vorbelastung von  $107 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  auf  $41 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Eine Abnahme dieser Größemordnung ist weniger auf eine Minderung der Immissionsbelastungen als auf geänderte Berechnungsgrundlagen zurückzuführen. Auch zeigten sich nach den Messergebnissen (Flussmessungen in der Kronentraufe und der  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen in der Luft) der letzten Jahre keine wesentlichen Änderungen der Immissionsbelastung.

Mit dem aktuellen Vorbelastungswert von  $46 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  aus einer anderen belasteten Region werden die von Mohr et al. (2005) in den Jahren 2002 und 2003 gemessenen Kronentraufeflüsse mit  $30 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ N}$  ebenfalls überschritten. Die in diesem Zeitraum gleichzeitig mikrometeorologisch ermittelte N-Depositionen lagen mit  $56 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  noch über diesem Wert. Wengleich mikrometeorologische Verfahren neben Messungen auch auf Modellierungen beruhen, bewegt sich dieser Wert zusammen mit denen der beiden anderen Ansätze in einem Rahmen, in dem der wirkliche, ökologisch relevante N-Eintrag zu vermuten ist.

Höhere N-Depositionen sind generell am Waldrand festzustellen, wo durch die laterale Anströmung („Waldrandeffekt“) die trockene Deposition ansteigt. Nach den Untersuchungen in einem Lärchenwald (*Tw*), der die Eigenschaften eines Laubwaldes (Entlaubung im Winter) mit denen des Nadelwaldes (hohe Rauigkeit) miteinander verbindet, beschränkt sich die Zunahme von maximal  $12 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  auf einen Saum von unter 30 Meter Breite. Dieser Abstand findet größenordnungsmäßig bei Hasselroth & Grennfeld (1987) und Verhagen & Diggelen (2006) eine Bestätigung. Der von Spangenberg et al. (2002) genannte Einflussbereich von 150 Metern ließ sich hingegen nicht bestätigen.

Wie bereits erwähnt, können Abweichungen zwischen den Ergebnissen von Kronentraufemessungen und anderen auf Modellansätzen beruhenden Ermittlungen auch auf einer Unterschätzung der N-Deposition nach der Kronentraufemethode beruhen (Lorenz et al. 2008). Sie resultiert aus der direkten Aufnahme von reaktivem Stickstoff im Kronenraum, welche über Kronentraufe-Messungen nicht messbar ist. Ob sich die großen Unterschiede ( $> 20 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) zwischen den Modell- und Messwerten mit entsprechend hohen kronenrauminternen N-Aufnahmeraten begründen, ist aus pflanzenphysiologischer Sicht fraglich. Zwar

wird ein Teil des aus der Atmosphäre direkt aufgenommenen Ammoniaks als Ammonium oder Aminosäuren im Zellsaft zwischengespeichert, langfristig kann der Stickstoff jedoch nur bei ausreichendem Angebot anderer Nährelemente metabolisiert werden. Wie sich anhand der Nährstoffkonzentrationen in den Nadeln zeigte, liegen jedoch wichtige Nährelemente wie Magnesium und Phosphat im Mangelbereich vor, wodurch der entsprechende Zuwachs an Biomasse unterbleibt. Vielmehr signalisiert das Niveau der Nadelspiegelwerte auf den in Norddeutschland überwiegend nährstoffschwachen Standorten eine physiologische Stickstoffsättigung. Die N-Aufnahme im Kronenraum ist dadurch stark gehemmt und kann sogar zur Wiederfreisetzung (Reemission) von  $\text{NH}_3$  führen (Van der Eerden et al. 2000). Durch Reemission wieder in die Atmosphäre getretenes und lokal wieder deponiertes Ammoniak gelangt trittsteinartig in den Ferntransport, bis es permanent deponiert wird (Bleeker et al 2009). Dies erklärt die gegenüber den Vorbelastungsdaten festgestellten geringen Abweichungen der in Nordwestdeutschland gemessenen N-Flüsse. Auch die gegenüber dem Referenzstandort Sa deutlich höheren  $\text{NH}_3$ -Immissionskonzentrationen am Standort Ho (Landkreis Vechta) kommen nicht in höheren N-Flüssen in der Kronentraufe zum Ausdruck.

Die Vermutung somit liegt nahe, dass der für die Modellrechnungen gewählte Kompensationspunkt für die N-gesättigten Ökosysteme stärker vorbelasteter Räume nicht zutrifft. Eine genauere Modellierung der N-Depositionen setzt besonders in Gebieten mit erhöhten N-Depositionen die Berücksichtigung bidirektionaler  $\text{NH}_3$ -Flüsse voraus (Loubet et al. 2009).

Inwieweit die effektiven N-Depositionen bei erhöhten  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen landwirtschaftlich intensiv genutzter Regionen denen mit Kronentraufemessungen oder mit Modellen (einschließlich der mikrometeorologischer Methoden) ermittelten Flussraten näher kommen, lässt sich nach gegenwärtigem Kenntnisstand nicht beurteilen. Hierzu bieten andere Ansätze eine Hilfestellung. Ein sehr aussagekräftiges Verfahren zur Ermittlung der effektiven N-Deposition stellt das Biomonitoring mit Bodenmoose dar (Mohr 1999, Pitcairn 2009). Bei einem Vergleich der MAPESI-Daten mit den Ergebnissen einer bundesweiten Studie zum Biomonitoring von Stickstoff-Depositionen mit Waldbodenmoosen (Pesch et al. 2007, UBA 2011a) werden ebenfalls größere regionale Abweichungen offenkundig.

## 8.2 Ökologische Wirkungen

### 8.2.1 Ökologische Wirkung der Zusatzbelastung auf den Wald

An den zum Teil sehr hoch belasteten Waldrändern waren die Wirkungen an allen untersuchten Ökosystemkompartimenten (Boden, Baumbestand, Bodenvegetation) erkennbar. Die Vitalität des Baumbestandes nahm bei einer dauerhaften Zusatzbelastung von über  $50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  sichtbar ab. Außerhalb der Waldrandbereiche traten sichtbare Schädigungen nicht oder nur sehr verhalten in Erscheinung. Frosteinwirkungen, die in der Literatur häufig in Verbindung mit erhöhten N-Depositionen gebracht werden (Elstner & Hippeli, 1993, Hadwiger-Fangmeier 1992, Van der Eerden 1998), ließen sich - trotz der ungewöhnlich kalten Winter im Untersuchungszeitraum - ebenso wenig feststellen wie ein erhöhter Pilzbefall.

Das Laub der untersuchten Eichen- und Buchenbestände wies keine sichtbaren Schädigungen in der Nähe der Stallanlagen auf. Der Fraß der Eichenwickler-Schadgesellschaft war gering und lässt sich ebenso wie bei Thomas & Büttner (1998) beschreiben, nicht mit erhöhten N-Depositionen in Zusammenhang bringen.

Die Waldkiefer zeigte im Vergleich zu den anderen Baumarten den geringsten Schädigungsgrad und erwies sich auch bei einer Zusatzbelastung deutlich über  $60 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  als vergleichsweise unempfindlich. Dagegen zeigte die immissionsempfindlichere Rotfichte bei Zusatzbelastungen von etwa  $50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  am Waldrand eine erhöhte Anfälligkeit gegenüber *Phomopsis* ssp., während bei Japanlärche unter diesen Bedingungen deutliche Kronendeformationen auftraten. In größeren Entfernungen mit geringeren Stickstoffeinträgen traten keine Schädigungen mehr in Erscheinung.

Ausgehend vom unteren Niveau erkennbarer Baumschädigungen und einer Hintergrundbelastung von ca.  $25 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ , die an mehreren Orten den mittels Kronentraufemessungen ermittelten N-Flüssen entspricht und für die gesamte Betriebsdauer der Stallanlagen angenommen wird, addieren sich die Gesamtbelastungen auf  $75 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Dieser Wert unterscheidet sich zwar noch deutlich von der im LAI-Verfahren genannten maximalen Gesamtbelastung für Wälder (Beurtei-

lungswert:  $60 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ). Die Differenz von  $15 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  lässt sich jedoch mit der Untersuchungsmethodik und den Fallzahlen statistisch nicht absichern.

Sensitivere Indikatoren wie das C/N-Verhältnis im Auflagehumus, der N-min-Vorrat im Mineralboden und die N-Konzentration in den Nadeln zeigten eine deutlichere Reaktion auf die  $\text{NH}_3$ -Emissionen benachbarter Stallanlagen auch in größerer Entfernung. In einer bundesweiten Auswertung forstlicher Monitoringdaten (Augustin & Wolff 2003) und bei Spangenberg et al. (2002) ergaben sich mit dem C/N in der Humusaufgabe und den Nitratausträgen ähnliche Zusammenhänge.

Die C/N-Verhältnisse im Auflagehumus der Nadelwälder im Untersuchungsgebiet waren mit 17 bis 25 deutlich reduziert. Nach Matzner & Großholz (1997) steigt bei C/N-Verhältnissen unter 25 das Risiko erhöhter Nitratausträge. Dabei spielen Stickstoffimmissionen ebenso eine Rolle wie die durch Bodenschuttkalkungen oder Staubimmissionen gesteigerte Humusmineralisierung (Szibalski & Hennigsen 1999). Das für die überwiegend festgestellte Humusform „Rohhumusartiger Moder“ typische C/N-Verhältnis von 25 - 31 (v. Zezschwitz 1980) wird auch an den emittententfernten Monitoringstandorten zum Teil deutlich unterschritten. In Kombination mit erhöhten N-min-Vorräten wird dabei der Einfluss der erhöhten Hintergrundbelastung erkennbar.

Die N-Konzentrationen in den Nadeln von Kiefer und Fichte standen in besonders enger Beziehung zu den modellierten Zusatz-Depositionen. Unter den in Norddeutschland herrschenden Standortbedingungen mit nährstoffarmen Sanden stellen Kiefernadeln empfindliche Indikatoren für Stickstoffimmissionen dar (Mohr 2007). Gegenüber Normalwerten von 1,5 bis 1,7 (Bergmann 1986) wird außerhalb des Einflussbereiches der Stallanlagen die überregional erhöhte Hintergrundbelastung durch erhöhte N-Konzentrationen von durchschnittlich 1,8 % erkennbar. Heinsdorf (1995) bezeichnet Kiefernbestände auf ärmeren Sanden mit N-Konzentrationen über 1,7 % als „N-gesättigt“.

Mit zunehmendem N-Angebot steigt (wachstumsbedingt) der Bedarf an anderen Nährelementen, wodurch sich die Mangelsituation auf den Sand-Standorten weiter verschärfen kann. Dieser Effekt wird in dieser Studie bei den Mg-Konzentrationen erkennbar, die schwach negativ mit den berechneten Zusatzdepositionen korrelieren. Der fehlende Zusammenhang mit anderen Nährelementkonzentrationen und -Relationen ist auf die nahezu in allen Beständen durchgeführte

Bodenschutzkalkung zurückzuführen, wodurch mögliche Nährstoffdefizite teilweise ausgeglichen werden (Eberl 2002).

Die Eutrophierungseffekte der N-Depositionen ließen sich ebenfalls an der Artenzusammensetzung der Bodenvegetation dokumentieren. Zum Ausdruck kam dieser Effekt am deutlichsten an den Waldrändern der Kiefern- und Lärchenwälder, in denen außer Stickstoff, basische Stoffeinträge sowie ein ausreichendes Lichtangebot die wuchskräftigeren nitrophytischen Arten fördern. Magerzeiger, die in der Vergangenheit auf diesen Sandstandorten weit verbreitet waren (Heinken 1995), fehlen weitgehend.

In den untersuchten naturnahen Laubwäldern traten diese Effekte nur im Eichen-Hainbuchenwald bei N-Depositionen von über  $13 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  in Erscheinung. Im Buchenwald hatte die hier berechnete maximale Zusatzbelastung von  $3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  zu keiner Zunahme der Nitrophyten geführt. Diese Ergebnisse korrespondieren nur in wenigen Beständen mit den N-min-Vorräten im Boden.

Andere Ökosystemkompartimente (N-Vorrat im Auflagehumus, Boden-pH, Basensättigung, Basenneutralisierungskonstante) zeigten keine statistisch signifikante Reaktion auf die Zusatzbelastungen benachbarter Stallanlagen. Auch eine selektive statistische Auswertung der Standorte, die einen gerichteten Gradienten der N-min-Konzentrationen aufwiesen, kam zu keinem anderen Ergebnis (Landscheidt 2010). 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). Möglicherweise spielen auch puffernde Effekte des basischen Ammoniak oder die aus Stallanlagen freigesetzten, basisch wirkenden Stäube an den Waldsäumen eine nicht unerhebliche Rolle (Heinsdorf 2000).

### **8.2.2 Wirkschwellen**

Die zur Ermittlung von Immissionswirkungen durchgeführten Untersuchungen erfolgten in Wäldern, die im Nahbereich teilweise unter Extrembelastungen standen. Ein - allerdings wegen der niedrigen Fallzahlen statistisch nicht abzusichernder - Zusammenhang zeigte sich zwischen der Baumvitalität und den berechneten N-Zusatz-Depositionen über  $50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Zusammen mit der über

Kronentraufemessungen ermittelten Hintergrundbelastung ergibt sich eine sehr hohe Gesamtbelastung von  $75 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ , die den Baumbestand nicht gravierend schädigen.

Die Betrachtung der Baumvitalität als Bewertungskriterium allein ist in vielen Fällen unzureichend, denn sie berücksichtigt keine anderen Schutzgüter. Es wird jedoch deutlich, dass z. B. bei Hofgehölzen stallnaher Standorte, wo Aspekte des Natur-, Wasser-, Bodenschutzes und der Holzproduktion oftmals eine untergeordnete Rolle spielen, N-Depositionen in dieser Größenordnung als Maximalbelastung tolerierbar sein können. Bolte (1996) stellt bei N-Flüssen über  $40 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  eine abnehmende Nettoproduktion des Baumholzes in Kiefernbeständen fest. Mit diesen über Kronentraufemessungen ermittelten Eintragsraten (Zusatz+Hintergrundbelastung) treten verstärkt forstwirtschaftliche Aspekte in den Vordergrund.

Auswirkungen, die durch deutlich niedrigere N-Zusatzbelastungen hervorgerufen wurden, ließen sich anhand der Nadelspiegelwerte in den Kiefernbeständen, der C/N-Verhältnisse im Auflagehumus und der N-min-Vorräte in den Fichtenbeständen absichern. Bei den N-Konzentrationen ist eine signifikante ( $p < 0,05$ ) Zunahme noch bei berechneten N-Depositionen von  $5 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  festzustellen. Unabhängig von der ökologischen Bedeutung derartiger Wirkungen bestätigt sich damit der im LAI-Leitfaden genannte Irrelevanzwert („Abschneidekriterium“) gleicher Höhe.

Weniger sensitiv reagieren die C/N-Verhältnisse im Auflagehumus. Mit einer Zusatzbelastung  $16 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  wurde die niedrigste Wirkschwelle bei den Fichtenbeständen festgestellt. Hier korrelieren auch die N-min-Vorräte und N-Depositionen besonders eng ( $r^2 = 0,73$ ,  $n = 20$ ). Dieser Zusammenhang lässt sich allerdings schon bei N-Depositionen unter  $30 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  statistisch nicht mehr belegen.

Diese festgestellten Wirkschwellen geben Anhaltspunkte zu den N-Depositionsraten, die keine signifikanten Veränderungen bei den untersuchten Wäldern hervorriefen. Im Gegensatz zu den Critical Loads (CL) weisen sie auf die feststellbaren Wirkungen der Zusatzdepositionen unter den im Untersuchungsgebiet herrschenden Bedingungen hin – in einer landwirtschaftlich und forstwirtschaftlich intensiv genutzten Region mit einer erhöhten Stickstoff-Hintergrundbelastung und genutzten Baumbeständen. Critical Loads stellen demgegenüber definitionsgemäß Depositionswerte dar, bei deren Unterschreitung kei-

ne negativen Wirkungen feststellbar sind. Die empirischen CL beziehen sich dabei auf Änderungen im Stoffhaushalt, Artenverschiebungen etc. im Vergleich zu unbelasteten Räumen.

Für Wald werden N-Depositionen von 10 - 20 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> angegeben (Lorenz et al. 2008). Die Überschreitung dieser Werte um ca. 5 bis 15 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> durch die gemessene Hintergrundbelastung bzw. gegenüber den MAPESI-Daten um ca. 25 bis 40 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> wird auch an den stallfernen Monitoringstandorten an verschiedenen Wirkfaktoren z.B. den N-min-Konzentrationen im Oberboden, C/N-Verhältnissen in der Humusaufgabe und der Vegetationszusammensetzung deutlich.

Fragen zur „Erheblichkeit“ dieser Wirkungen der Zusatz- und Hintergrundbelastung sind schutzgut- und standortbezogen zu bewerten. Sie werden im LAI-Leitfaden ebenfalls aufgegriffen, waren jedoch nicht Gegenstand dieser Studie.

## **9 Fazit/Empfehlungen**

Das dem LAI-Leitfaden zur “Ermittlung und Bewertung von Stickstoffdepositionen ...” zugrunde liegende Berechnungsverfahren führt zu einer deutlichen Überschätzung der Höhe der N-Depositionen in der Umgebung von Stallanlagen. Demgegenüber liefert die Vorgehensweise nach TA Luft, Anhang 3 zur Ermittlung der durch Ammoniak hervorgerufenen Zusatzbelastung zutreffendere Ergebnisse.

Bei der Berücksichtigung der Daten zur Hintergrundbelastung vom Umweltbundesamt, Stand 2011 kann es regional zu einer deutlichen Überschätzung der Stickstoff-Depositionen kommen. Weitere Optimierungen dieser Modellierung sind notwendig, um hieraus zutreffendere Aussagen zu den effektiven N-Depositionen gewinnen zu können. Hierzu sollten bundesweit vorhandene Daten aus dem Moosmonitoring und dem forstlichen Monitoring herangezogen werden.

Als unterste Wirkschwelle für die Zusatzdeposition findet die auf den Nadelspiegelwert abgestellte Wirk-Dosis von 5 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> in dem im LAI-Leitfaden genannten Irrelevanzwert von 5 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (Abschneidekriterium) ihre Bestätigung. Die Wirkungen darüber hinausgehender N-Depositionen sind schutzgut- und standortbezogen unterschiedlich zu bewerten. Die vom LAI hierzu vorgelegten Kriterien (Beurteilungswerte, Zuschlagsfaktoren) wurden in dieser Studie nicht überprüft.



Dass deutlich höhere N-Depositionen (Gesamtbelastung bis  $75 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) auch langfristig zu keinen Schäden an den Gehölzen führen, sollte bei der Einstufung der N-Empfindlichkeit hofnaher Gehölze jedoch zu berücksichtigen werden.

## **10 Voraussichtlicher Nutzen und Verwertbarkeit der Ergebnisse**

In den Untersuchungen wurden grundsätzliche Fragen für eine rechtssichere Genehmigung von Tierhaltungsanlagen aufgegriffen, zu denen zurzeit ein dringender Bedarf besteht. Hierzu wurde vom LAI eine Methode entwickelt, die sich in vielen Punkten von der gängigen Praxis unterscheidet und erhebliche Konsequenzen bei deren Umsetzung nach sich ziehen wird. Die Ergebnisse dieser Studie decken einige Defizite der LAI-Methode auf, die für das Ergebnis eines Genehmigungsverfahrens eine ausschlaggebende Bedeutung haben werden. Diese Studie bietet somit eine wichtige Hilfe für weitere Entscheidungen, die im Zusammenhang mit der Umsetzung des LAI-Verfahrens stehen.

## **11 Gegenüberstellung der geplanten und erreichten Ziele**

Ziel war die Durchführung vergleichender Messungen und Modellierungen von Stickstoffeinträgen in der Umgebung von Stallanlagen, die Ermittlung der Hintergrundbelastung und die Ermittlung der ökologischen Wirkungen der N-Depositionen. Hierzu wurden an einer großen Zahl von Standorten Messungen und ökologische Studien durchgeführt, die weit über den ursprünglich vorgesehenen Umfang hinaus gehen. Mit dazu beigetragen haben zwei Studien, die im Rahmen einer Fach- und einer Diplomarbeit (Landscheidt 2011, Pünjer 2011) an der Universität Oldenburg durchgeführt wurden.

Die Ergebnisse bieten eine ausreichende Datenbasis zur Klärung der genannten Kernfragen. Sie weisen auf einen Bedarf realitätsnäherer Vorbelastungsdaten hin.

## 12 Literaturverzeichnis

- Adaros G, Dämmgen U (1994): Phytotoxische Wirkungen der aktuellen NH<sub>3</sub>-Immissionen. Wiss. Mitt. Bundesanstalt für Landwirtsch. Sonderheft 146, 1-124.
- Asman W, Maas H (1987): Schatting van depositie van ammoniak en ammonium in Nederland t.b.v. het beled in het kader van de Hinterwert. IMO, Rijksuniversiteit - Utrecht R.86.8. 1-116.
- Arends F, Mohr K (2008): Vergleichsstudie zur Erprobung der Anwendung der von der Länderarbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz (LAI) empfohlenen Methodik zur Beurteilung der Stickstoffdeposition. Landwirtschaftskammer Niedersachsen. Abschlussbericht. 1-137.
- Bergmann W (1986): Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. Jena 1-306
- Blatter A, Neftel A (1990): Vergleich dreier Messtechniken zur Bestimmung von Ammoniakemissionen und -immissionen. KTBL (Hrsg.): Ammoniak in der Umwelt. Sekt. 3. Darmstadt. 1-21.
- Bleeker A, Draaijers G, van der Veeb D, Erisman JW, Möls H, Fonteijn P, Geusenbroek M (2005): Field intercomparison of throughfall measurements performed within the framework of the Pan European intensive monitoring program of EU/ICP Forest. Environmental Pollution 125. 123-138.
- Bleeker A, Sutton MA, Achermann B, Alebic-Juretic A, Aneja VP, Ellermann T, Erisman JP, Fowler D, fagerli H, Gauger T, Harlen KS, Hole RL, Horvath, L, Mitosinkova M, Smith RI, Sim Tan Y, van Pul A (2009): Linking ammonia emission trends to measured concentrations and deposition of reduced nitrogen at different scales. In: Sutton MA, Reis S, Baker SMH (Hrsg): Atmospheric ammonia. ISBN 978-1-4020-9120-9. 123-180.
- Bolte A (1996): Die Bodenvegetation in Kiefernökosystemen - eine Steuergröße für den Wasser- und Stoffhaushalt. Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft. Heft 185. 97-111.
- BMU (2002): Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU): Erste allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissions-

- schutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA Luft) v. 24. Juli 2002. 1-233
- Brewer SK, COSTELLO TA (1999): In situ measurement of ammonia volatilization from broiler litter using an enclosed air chamber. Transaction of the ASEA 42. 1415-1422.
- Cape JN, van de Eerden LJ, Sheppard LJ, Leith ID, Sutton MA (2009): reassessment of critical levels for atmospheric ammonia. In: Sutton MA, Reis S, Baker SMH (Hrsg.): Atmospheric ammonia. ISBN 978-1-4020-9120-9. 15-40.
- Dämmgen U; Erisman JW (2001): Transmission und Deposition in der Kausalkette zwischen Emission und Wirkung. KTBL/UBA (Hrsg.): Emissionen der Landwirtschaft. 50-62.
- Eberl C (2002): Stoffhaushaltsprognosen 2: Wirkung von Kalkung auf den chemischen Bodenzustand. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B. 68. Göttingen. 1-126.
- Ellenberg H (1990): Ökologische Veränderungen in Biozönosen durch Stickstoffeintrag KTBL (Hrsg.): Ammoniak in der Umwelt. 44.1 - 45.1
- Ellenberg H, Düll R, Weber H, Werner W., Wirth V (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3. Auflage. Göttingen. 1-262.
- Elstner E, Hippeli F (1993): Schadstoffe aus der Luft. Schadwirkungen auf Pflanzen, Lehrbuch der Toxikologie. Heidelberg. 1-444.
- Erisman JW, Hensen A, Fowler D, Flechard CR, Grünr A, Spindler G, Duyzer JH, Westerstrate H, Römer F, Vonk AW, Jaarsveld JV (2001): Dry deposition monitoring in Europe. Water, Air and Soil Pollution 1 5/6. 17-27.
- EU 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 309/22
- Frahm JP, Frey W (1987): Moosflora. 2. Auflage. Stuttgart. 1-525.
- Garber K, Schürmann B (1971): Wirkung und Nachweis von Ammoniak-Immissionen in der Nähe von Großstallungen. Landwirtschaftliche Forschung 26/I. 36-40.

- Gauger T (2010): Modellierung der Gesamt-Deposition der Jahre 2004 bis 2007 für ausgewählte Wald-Standorte in Deutschland. Datenaufbereitung auf Basis von Daten und Ergebnissen des BMU/UBA Forschungsvorhabens 3707 64 200. Universität Stuttgart. 1-32. DOI: [http://bfh-web.fh-egerswalde.de/bze/upload/begleitStudien/nach\\_jahre/2010/Deposition\\_2010\\_Gauger/Deposition\\_2010\\_Gauger.pdf](http://bfh-web.fh-egerswalde.de/bze/upload/begleitStudien/nach_jahre/2010/Deposition_2010_Gauger/Deposition_2010_Gauger.pdf) (29.6.2011)
- Gehrmann J (2003): Atmosphärische Stoffeinträge und deren Langzeitwirkung im Wald. LÖBF-Mitteilungen 2/03. 24-29
- Hadwiger-Fangmeier A, Fangmeier A, Jäger HJ (1992): Ammoniak in der bodennahen Atmosphäre – Emission, Immission und Auswirkungen auf terrestrische Ökosysteme. MURL (Hrsg.): Forschungsberichte zum Forschungsprogramm des Landes NRW "Luftverunreinigungen und Waldschäden. 28. 1-206.
- Hanisch B, Kilz E (1990): Waldschäden erkennen. Fichte und Kiefer. Stuttgart. 1-334
- Hasselroth B, Grennfeld F (1987): Deposition of air pollutions in a wind-exposed forest edge. Water, Air & Soil Pollution 34. 135-143.
- Heinken T (1995): Naturnahe Laub- und Nadelwälder grundwasserferner Standorte im niedersächsischen Tiefland: Gliederung, Standortbedingungen, Dynamik. Dissertationes Botanicae. 239. 1-311.
- Heinsdorf D (1995): Forstliche Strategien in Waldgebieten am Beispiel des nordostdeutschen Tieflandes. UBA (Hrsg.): Wirkungskomplex Stickstoff und Wald. UBA-Texte 28, 183-191.
- Heinsdorf D (2000): Wirkung von Düngung und Kalkung in einem Kiefern-Buchen-Mischbestand auf ziemlich nährstoffarmem Sandstandort im Revier Sauen. Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol. 34/2. 49-55.
- Heinsdorf, D. und H.-H. Krauß (1991): Massentierhaltung und Waldschäden auf dem Gebiet der ehemaligen DDR. Forst und Holz 13. 356-361.
- Hofmann G, Heinsdorf D, Krauß K (1990): Zunehmende Stickstoffeinträge in Kiefernbestände als Schadfaktor. Forstwirtschaft 40/2. 40-44.
- Hunger W (1989): Neue Beobachtungen zu Waldschäden in der Nähe einer Schweinemastanlage. Beiträge zur Forstwirtschaft. H. 23/2, 64-68.

- Janicke (2009): AUSTAL2000 Programmbeschreibung zu Version 2.4 Stand 2009-01-31. DOI: <http://www.weblakes.com/products/austal/resources/docs/austal2000de.pdf> (30.6.2011)
- König N (2009): Handbuch Forstliche Analytik (4. Ergänzung 2009). DOI: <http://www.bmelv.de/SharedDocs/Standardartikel/Landwirtschaft/Wald-Jagd/Wald-Boden-Zustand/Handbuch-Forstliche-Analytik.html> (30.6.2011)
- Kirchner M, Braeutigam S, Welzl G (1998): Validierung von Passivsammlern zur Messung von Ammoniak im Freiland. GSF-Bericht 18/98. Neuherberg. 1-77.
- Krupa SV (003): Effects of atmospheric ammonia on terrestrial vegetation: a review. 179-221
- KTBL (2006): Handhabung der TA Luft bei Tierhaltungsanlagen. KTBL-Schrift 447. Darmstadt. 1-244.
- Landscheidt S (2010): Wirkungen von Stickstoffimmissionen auf Waldböden im Nahbereich von Intensivtierhaltungen. Diplomarbeit im Studiengang Landschaftsökologie, Universität Oldenburg. 1-98.
- Lorenz M, Nagel HD, Granke O, Kraft P (2008): Critical loads and their exceedance in intensive monitoring sites in Europe. Environmental Pollution 155. 426-435.
- Loubet B, Asman WAH, Theobald MR, Hertel O, Sim Tang Y, Hassouna M, Dämmgen U, Genermont S, Cellier P, Sutton MA (2009): Ammonia deposition near hot spots. Process, models and monitoring methods. In: Sutton MA, Reis S, Baker SMH (Hrsg): Atmospheric ammonia. ISBN 978-1-4020-9120-9. 41-48. 205-268.
- LUA (2006): Leitfaden zur Erstellung von Immissionsprognosen mit AUSTAL2000 in Genehmigungsverfahren nach TA Luft und der Geruchsimmisions-Richtlinie. Merkblatt 56. Landesumweltamt NRW (Hrsg). Essen 1-72.
- Matzner E, Großholz C: (1997): Beziehung zwischen NO<sub>3</sub>-Austrägen, C/N-Verhältnissen der Auflage und N-Einträgen in Fichtenwald (*Picea abies* Karst.)-Ökosystemen Mitteleuropas. Forstw.Cbl. 116. 39-44.

- Meesenburg H, Meiwes KJ, Schulze A, Rademacher P (1997): Bodendauerbeobachtungsflächen auf forstlich genutzten Flächen (BDF-F). In: Kleefisch B, Kues J (Hrsg.) Das Bodendauerbeobachtungsprogramm von Niedersachsen: Methodik und Ergebnisse, Arb-H Boden 2/1997, 77-95.
- ML 2010: Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung: URL(28.6.2011): [http://www.ml.niedersachsen.de/live/live.php?navigation\\_id=20026&article\\_id=5181&psmand=7](http://www.ml.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=20026&article_id=5181&psmand=7)
- Mohr K (1999): Passives Monitoring von Stickstoffeinträgen mit dem Rotstengelmoss (*Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt.). UWSF – Z Umweltchem Ökotox 5, 267–274
- Mohr K (2007): Biomonitoring von Stickstoff-Immissionen – Möglichkeiten und Grenzen von Bioindikationsverfahren. UWSF 19/4. 255-264.
- Mohr K, Meesenburg H, Dämmgen U (2005): Die Stickstoff-Belastung von Waldökosystemen – Stoff- und Energieflüsse der im ANSWER-Projekt untersuchten Waldbestände. In: Dämmgen U: Bestimmung von Ammoniak-Einträgen aus der Luft und deren Wirkungen auf Waldökosysteme (ANSWER-Projekt). Landbauforschung Völkenrode Sonderheft 279, Braunschweig. 69-94.
- Mosimann T, Frey T Trute P (1999): Schutzgut Klima/Luft in der Landschaftplanung. NLÖ (Hrsg.): Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 4/99. 1-276.
- N.N. (2007): Wijziging Regeling Ammoniak en veehouderij (Niederländische Ammoniakrichtlinie, Nr. BWL/2007037533)
- NFV 1995: Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.). Patient Wald . Selbstverlag .1-40.
- Pesch R, Schröder W, Mohr K, Matter Y, Kleppin L, Holy M, Goeritz A, Genßler L : Moos-Monitoring 2005 / 2006. Schwermetalle IV und Gesamtstickstoff – Abschlussbericht. FE Vorhaben des Umweltbundesamtes. Förderkennzeichen (UFOPLAN) 205 64 200. 1-102.
- Pitcairn CER, Leith ID, van Dijk N, Sheppard LJ, Sutton MA, Fowler D (2009): The application of transects to assess the effects of ammonia on woodland

- groundflora. In: Sutton MA, Reis S, Baker SMH (Hrsg): Atmospheric ammonia. ISBN 978-1-4020-9120-9. 59-70.
- Pünjer L (2011): Untersuchungen zur Bewertung von Einwirkungen von Ammoniak- und Stickstoffdepositionen auf Pflanzenarten und Ökosysteme im Nahbereich von Stallanlagen. Teilprojekt Vegetationskartierung. Studienarbeit am Institut für Biologie und Umweltwissenschaften der Universität Oldenburg. 1-37.
- Rothmaler W. (1994): Exkursionsflora von Deutschland. Stuttgart. 1-811.
- Schmitt M, Thöni L, Waldner P, Thimonier A (2005): Total deposition of nitrogen in Swiss long-term forest ecosystem research (LWF) plots: comparison of the throughfall and the inferential method. *Atmospheric Environment* 39. 1079-1091
- Siebel H 2005: Mosindicatie.xls. DOI: <http://www.blwg.nl/mossen/standaardlijst/mosindicatie.aspx>. (25.8.2010)
- Szibalski M, Henningsen PF (1999): Gradienten von Bodeneigenschaften im Randbereich kleinflächiger Waldstandorte des östlichen Münsterlandes. *Z. für Pflanzenernährung und Bodenkunde*. 1. 49-55.
- Spangenberg A (2002): Stickstoffbelastung an Waldrändern - Untersuchungen in südbayrischen Regionen mit hoher Ammoniakemission. Bayrische Landesanstalt für Wald- und Forstwirtschaft (Hrsg.): Forstliche Forschungsberichte München 190. 1-176.
- Sutton MA, Sheppard LJ, Fowler W (2009): Potential for further development and application of Critical Levels to assess the environmental impacts of ammonia. In: Sutton MA, Reis S, Baker SMH (Hrsg): Atmospheric ammonia. ISBN 978-1-4020-9120-9. 41-48.
- Thöni L., Seitler E, Blatter A, Neftel A (2003): A passive sampling method to determine ammonia in ambient air. *J. Environ. Monit.* 5. 96-99.
- Thomas FM, Büttner G (1998): Zusammenhänge zwischen Ernährungsstatus und Belaubungsgrad in Alteichenbeständen Nordwestdeutschlands. *Forstw. Cbl.* 117. 115-128.

- UBA (1995): Umweltbundesamt (Hrsg.): Wirkungskomplex Stickstoff und Wald. UBA-Texte 28. 1-228.
- UBA (2011): Vorbelastungsdaten Stickstoff TA Luft Nr. 4.8 Modeling of of air pollution and ecosystem impact – MAPESI. URL: <http://gis.uba.de/website/depo1/> (30.6.2011)
- UBA (2011a): Bioindikation von Luftverunreinigungen: Biomonitoring von Metallen und Stickstoff. – Daten zur Umwelt. Umweltzustand in Deutschland. DOI: <http://www.umweltbundesamt-daten-zur-umwelt.de/umweltdaten/public/theme.do?nodeIdent=2370> (30.6.2011)
- UBA (2011b): UBA 2007: Vorbelastungsdaten N-Deposition. URL: <http://gis.uba.de/website/depo1/viewer.htm> (30.3.2011)
- Ulrich B (1995): Die Entwicklung der Waldschäden aus ökosystemarer Sicht. UBA (Hrsg.): Wirkungskomplex Stickstoff und Wald. UBA-Texte 28, 9-19
- Van Dobben H (1994): Vegetation as monitor for deposition of Nitrogen and acidity. ISBN: 90-393-0017-8. 1-214.
- Van der Eerden L (1982): Toxicity of ammonia to plants. Agriculture and environment. 223 – 235.
- Van der Eerden L, de Vries W, van Dobben H (1998): Effects of ammonia deposition on forests in The Netherlands. Atmospheric Environment 32. 525-532.
- Van der Eerden L., Perez-Soba M, Pikaar P, Warmelink, Franzaring J, Dueck, HF Van Dobben (1994): Vegetation as monitor for deposition of Nitrogen and acidity. 1-214. Wageningen ISBN: 90-393-0017-8.
- VDI (2000): Umweltmeteorologie – Atmosphärische Ausbreitungsmodelle Partikelmodell. VDI 3945 Blatt 3, 1- 60.
- VDI (2003): Planung von Immissionsmessungen - Messstrategien zur Ermittlung von Luftqualitätsmerkmalen in der Umgebung ortsfester Emissionsquellen. VDI 4280 Blatt 3. 1-43.
- VDI (2006): Umweltmeteorologie - Atmosphärische Ausbreitungsmodelle – Depositionsparameter. VDI 3782 Blatt 5. 1-51.



- VDI (2008): Umweltmeteorologie, Atmosphärische Ausbreitungsmodelle, Depositionsparameter. VDI 3782 Blatt 5. 1-51.
- VDI (2008): Vegetation als Indikator für Stickstoffeinträge – Bewertung der Stickstoffverfügbarkeit durch Ellenberg-Zeigerwerte der Waldbodenvegetation. VDI-Richtlinie 3959, Blatt 1. 1-17.
- VDI (2010): Messung atmosphärischer Depositionen - Probenahme mit Bulk- und Wet-only-Sammlern – Grundlagen. VDI 4320 Blatt 1. 1-18.
- VDI (2010a): Messen von Ammoniak in der Außenluft - Probenahme mit Passivsammlern - Fotometrische oder ionenchromatografische Analyse VDI 3869 Blatt 4 (Entwurf). 1-23.
- VDI (2010b): Umweltmeteorologie - Qualitätssicherung in der Immissionsprognose - Anlagenbezogener Immissionsschutz - Ausbreitungsrechnung gemäß TA Luft. VDI 3783 Blatt 13. 1-51.
- VDI (2010c): Messen von Ammoniak in der Außenluft - Probenahme mit beschichteten Diffusionsabscheidern (Denudern) - Fotometrische oder ionenchromatografische Analyse. VDI 3869 Blatt 3. 1-26.
- VDLUFA (1991) Methodenbuch Band I. Die Untersuchung von Böden 4. Aufl. 1991, 1. - 5. Teillieferung, ISBN 3-922712-42-8
- VDLUFA Methodenbuch Band III. Die chemische Untersuchung von Futtermitteln 3. Aufl. 1976 einschl. 1. - 7. Ergänzungslieferung, ISBN 3-922712-14-2
- Verhagen R, van Diggelen R (2006): Spatial variation in atmospheric nitrogen deposition on low canopy vegetation. Environmental Pollution 144. 826-832
- Von Zezschwitz E (1980): Analytische Kennwerte typischer Humusformen westfälischer Bergwälder. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde. **143**. 692-700.
- UN/ECE (2003): UN/ECE Working Group on Effects (Hrsg): Cause-effect relationships of forest ecosystems. 1-20.
- Wellbrock N, Riek W , Wolff B (2002): Integrierende Auswertung bundesweiter Waldzustandsdaten. BFH (Hrs.): Arbeitsbericht 2002/1. 1-109.

Wolff B, Riek W (1997): Deutscher Waldbodenbericht. Band 1. BMELF (Hrsg.).  
Bonn. 1-147.

### **13 Anhang**

Tabelle A 1: Kennzeichen der Monitoringstandorte

Tabelle A 2: Rechenparameter zur Ausbreitungsrechnung

Tabelle A 3: Bodenuntersuchungsergebnisse

Tabelle A 4: Nährelementgehalte in Nadel und Laubproben

Tabelle A 5: Vitalitätsparameter des Baumbestandes

Tabelle A 6: Ergebnisse der Vegetationskartierung

Tabelle A 7: Bodenvegetation an den Untersuchungstransekten

Tabelle A 1: Kennzeichen der Monitoringstandorte (Abkürzungen: B=Bodenprobenentnahmepunkt, L=Laub-oder Nadelprobenentnahmepunkt)

		<b>Ba</b>	<b>Be</b>	<b>Da</b>	<b>En</b>	<b>Ge</b>	<b>HaE</b>	<b>HaW</b>	<b>Re</b>
Hauptbestockung		Rotfichte	Rotfichte	Japanlärche	Rotfichte	Rotfichte	Waldkiefer	Japanlärche	Waldkiefer
Alter [a]		30-40	40	40	31	30	60	50	60-70
Bodentyp		Podsol	Gley-Podsol	Podsol	Podsol	Podsol	Podsol	Podsol	Podsol
Bodenart		Sand	Sand	Sand	Sand	Sand	Sand	Sand	Sand
Entfernung zum Stall [m]	B:	35/77/210/1143	26/66/193/1503	41/114/390/520	16/43/86/169/288	21/45/109/259	45/121/345/695	17/71/185/365	41/80/160/391
	L:	35/77/210/1143	26/127/193/1503	37/114/390/441	16/43/86/169/288	21/45/109/259	45/121/345/695	17/71/181/314	41/-/160/391
NH <sub>3</sub> -Konzentrationen [µg m <sup>-3</sup> ]	B:	29,6/14,4/5,6/0,4	26,2/9,3/4,6/0,1	11,6/6,1/1,6/0,7	49,6/22,7/7,9/1,7	68,1/23,2/18,1/2,4	26,5/10,1/1,1/0,3	33,1/9,2/4,3/1,6	22,7/14,1/6,5/1,5
	L:	31,2/14,4/5,6/0,4	23,1/4,9/2/0,1	20,6/7/0,8/1	49,6/22,7/7,9/1,7	68,1/23,2/18,1/2,4	26,5/10,1/1,1/0,3	29,8/8,4/3,3/1,9	22,7/-/6,5/1,6
N-Depositionen [kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]	B:	52/35/15/1	46/27/11/0	29/16/4/2	110/57/20/5	100/55/30/6	53/24/3/1	80/24/11/4	58/36/17/4
	L:	60/35/15/1	53/12/5/0	51/18/2/2	110/57/20/5	100/55/30/6	53/24/3/1	75/21/9/5	58/-/17/4

Tabelle A 1 (Forts.): Kennzeichen der Monitoringstandorte (Abkürzungen: B=Bodenprobenentnahmepunkt, L=Laub-oder Nadelprobenentnahmepunkt)

		<b>Rü</b>	<b>Sa</b>	<b>Ve</b>	<b>Wa</b>	<b>WeN</b>	<b>WeS</b>	<b>Wi</b>
Hauptbestockung		Waldkiefer	Stieleiche	Waldkiefer	Waldkiefer	Waldkiefer	Waldkiefer	Rotbuche
Alter [a]		60-70	120	60	50-60	40-60	40-70	70-80
Bodentyp		Podsol	Parabraunerde	Podsol	Podsol	Podsol	Podsol	Parabraunerde
Bodenart		Sand	Sand	Sand	Sand	Sand	Sand	Sand
Entfernung vom Stall [m]	B:	107/220/375/460	133/151/281/1182	22/144/212/279	11/71/187/485	16/52/213/666	25/54/130/1179	68/82/98/295
	L:	133/220/411/473	121/178/250/1168	22/132/212/344	70/71/210/485	16/52/213/666	22/65/223/1179	48/70/119/550
NH <sub>3</sub> -Konzentrationen [µg m <sup>-3</sup> ]	B:	6/1,9/0,8/0,6	8,7/6,2/2,0/0,2	32,3/3,3/2,1/1,4	60,9/15,9/4,8/0,9	34,9/18,1/2,4/0,4	48,3/20,2/6,2/0,4	1,3/0,8/0,7/0,2
	L:	6/1,9/0,8/0,6	13/6,2/2,4/0,2	32,3/3,6/2,1/1	10,8/6,9/3,4/1	34,9/18,1/2,4/0,4	77/7,4/2,1/0,4	4,4/3,0/0,9/0,1
N-Depositionen [kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]	B:	15/5/2/2	17/13/5/0	80/8/5/3/	119/40/12/2	73/35/6/1	105/50/13/1	3/2/2/0
	L:	14/5/2/1	16/9/6/0	80/9/5/3	19/18/9/2	73/35/6/1	127/20/5/1	11/8/2/0

Tabelle A 2: Rechenparameter zur Ausbreitungsrechnung (Abkürzungen: Tierart: L=Legehennen, JH=Junghennen, MH=Masthähnchen, EM=Elterntiere für Masthähnchen, S=Sauen, MS=Mastschweine, MB=Mastbullen, Haltungsform: K=Käfig, KG=Kleingruppe, B=Bodenhaltung, V=Volierenhaltung, S=Sauenstall (Abferkelbereich+NT Sauenbereich+Aufzuchterkelbereich+Eroscenter), LS=Laufstall,  $z_0$ = Rauigkeitslänge,  $v_d$ =Depositionsgeschwindigkeit \*seit 2007 nicht im Betrieb

Standortbezeichnung	Ba	Be	Da	En	Ge	HaE	HaW	Ma
Betriebsbeginn	1971	1964	1969	1968	1969	1969	1971	1973
Betriebswechsel	1994-2003-2009	1977-2006	-	1991-2007	-	1994-2003-2009	1994-2003-2009	1990-2007-2008-2009
Tierart	L	MH	MH	L	MH	L-L-L-JH	L	L
Tierplätze (seit Betriebsbeginn)	332112-323200-290880-176648	54000-294000-294000	224000	88000-20160-26000	224000	126896-122400-110160-133059	274392-261120-235008-164848	41500*
NH <sub>3</sub> -Emission [kg a <sup>-1</sup> ] pro Betrieb	12919-12572-11315-16093	2624-14288-12860	10886	3423-6365-8208	10886	11560-11151-10036-6653	10674-10158-9142-15018	3828*
Haltungsform	K-K-K-V	B	B	K-B-B	B	V	K-K-K-V	KG und B*
Abluftführung	Abluftschächte über First verteilt	Seitenwand	Seitenwand	Abluftschächte über First verteilt	Seitenwand	Abluftschächte über First verteilt	Abluftschächte über First verteilt	Abluftschächte über First verteilt
Austrittshöhe [m]	6,5	1,5, 2,9 und 4,3	1,5	4	1,5	6-6-6-10	6,5	5,5, 6,5
modellierte Quellform	vertikale Linienquellen	Volumenquelle	Volumenquelle	vertikale Linienquellen	Volumenquelle	vertikale Linienquellen	vertikale Linienquellen	vertikale Linienquellen
berücksichtigte Wetterstation	Hoogstede	Hoogstede	Hoogstede	Oldenburg	Hoogstede	Meppen	Meppen	Wittmund
$z_0$ pro Entfernungsstufe	0,1/0,5/1/1	0,2/0,5/1/1	0,5/1/1/1	0,2/0,5/1/1	0,1/0,5/1/1	0,2/0,5/1/1	0,5/1/1/1	0,2/0,1/0,1/0,05
$v_d$ [m/s]	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01

Tabelle A2: Rechenparameter der Untersuchungsstandorte (Abkürzungen: Tierart: L=Legehennen, JH=Junghennen, MH=Masthähnchen, EM=Elterntiere für Masthähnchen, S=Sauen, MS=Mastschweine, MB=Mastbullen, Haltungsform: K=Käfig, KG=Kleingruppe, B=Bodenhaltung, V=Volierenhaltung, S=Sauenstall (Abferkelbereich+NT Sauenbereich+Aufzuchterkelbereich+Eroscenter), LS=Laufstall,  $z_0$ = Rauigkeitslänge,  $v_d$ =Depositionsgeschwindigkeit \*seit 2007 nicht im Betrieb

Standort- bezeichnung	Ne	Re	Rü	Sa	Ve	Wa	WeN	WeS	Wi
Betriebsbeginn	2000	1966	1969	1983	1969	1969	1969	1969	1969
Betriebswechsel	-	2006	-	-	-	-	-	-	1989-2002*
Tierart	S	MH-EM	MH	MS,MB	MH	MH	MH	MH	JH-L
Tierplätze (seit Betriebsbeginn)	650	240000-88000	224000	6000	224000	224000	224000	224000	105000- 88200-70560
NH <sub>3</sub> -Emission [kg a <sup>-1</sup> ] pro Be- trieb	1583	11664-51040	10886	21240	10886	10886	10886	10886	2100-3431- 2745
Haltungsform	S	B	B	S, LS	B	B	B	B	K-KG
Abluftführung	Abluftschäch- te über First verteilt	Seitenwand, Abluftschächte über First ver- teilt, Abluftturm	Seitenwand	Abluftschäch- te über First verteilt, Trauf- First-Lüftung	Seitenwand	Seitenwand	Seitenwand	Seitenwand	Seitenwand
Austrittshöhe [m]	6	1,5, 5-10	1,5	4,2, 2,6-5,2	1,5	1,5	1,5	1,5	1
modellierte Quellform	Volumenquel- le	Volumenquelle- vertikale Li- nienquelle	Volumen- quelle	Volumenquel- le und vertikale Linienquelle	Volumen- quelle	Volumen- quelle	Volumen- quelle	Volumen- quelle	Volumen- quelle
berücksichtigte Wetterstation	Oldenburg	Diepholz	Meppen	Hoogstede	Meppen	Hoogstede	Meppen	Meppen	Wunstorf
$z_0$ pro Entfer- nungsstufe	0,2/0,5/0,5/1 0,05/0,05/0,0 5/0,1	1/1/1/1	1/1/1/1	0,2/0,5/1/1,5	0,5/1/1/1	0,1/1/1/1	0,2/0,5/1/1	0,2/0,5/1/1	1/1/1/1,5
$v_d$ [m/s]	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01

Tabelle A 3: Bodenuntersuchungsergebnisse

Sa	Tiefen- stufe	Entfernungsstufe			
		I	II	III	IV
pH <sub>KCl</sub>	Auflage- humus	4,3	4,2	4,3	4,5
C/N		23	22	21	22
TM [%]		12,0	8,5	10,1	7,4
pH <sub>KCl</sub>	0-10	3,6	3,4	3,1	3,3
	10-30	5,3	3,6	3,4	3,5
Nmin [kg ha <sup>-1</sup> ]	0-10	10	17	11	12
	10-30	7	7	13	7
	0-30	17	24	24	19
BNK [mmol OH <sup>-</sup> kg <sup>-1</sup> ]	0-10	50	111	140	83
KAK [μmol IÄ g <sup>-1</sup> ]	0-10	119	126	135	132
	10-30	142	92	113	123
BS [%]	0-10	63	51	35	36
	10-30	99	33	36	45
C/N	0-10	16,3	17,0	19,4	15,9
Lagerungsdichte [kg dm <sup>-3</sup> ]	0-10	1,0	0,8	0,9	1,0

Ba	Tiefen- stufe	Entfernungsstufe			
		I	II	III	IV
pH <sub>KCl</sub>	Auflage- humus	3,3	3,1	3	3,8
C/N		19	19	22	24
TM [%]		28,7	34,2	106,2	46,1
pH <sub>KCl</sub>	0-10	3,4	5,6	3,1	4
	10-30	3,6	3,9	4	4,3
Nmin [kg ha <sup>-1</sup> ]	0-10	18	5	3	1
	10-30	9	16	2	1
	0-30	27	21	5	2
BNK [mmol OH <sup>-</sup> kg <sup>-1</sup> ]	0-10	105	23	38	11
KAK [μmol IÄ g <sup>-1</sup> ]	0-10	66	32	37	27
	10-30	25	26	19	20
BS [%]	0-10	60	12	20	30
	10-30	23	12	8	35
C/N	0-10	32,9	n.b.	n.b.	n.b.
Lagerungsdichte [kg dm <sup>-3</sup> ]	0-10	0,9	1,1	1,1	1,0

Tabelle A 3 (Forts.): Bodenuntersuchungsergebnisse

Be	Tiefen- stufe	Entfernungsstufe			
		I	II	III	IV
pH <sub>KCl</sub>	Auflage- humus	2,7	2,8	3	4,6
C/N		22	23	22	24
TM [%]		61,1	40,7	54,7	88,5
pH <sub>KCl</sub>	0-10	2,9	2,8	2,8	3,7
	10-30	4,1	3,4	3,4	3,5
Nmin [kg ha <sup>-1</sup> ]	0-10	11	7	12	4
	10-30	10	9	10	7
	0-30	21	15	22	11
BNK [mmol OH <sup>-</sup> kg <sup>-1</sup> ]	0-10	301	324	313	98
KAK [μmol IÄ g <sup>-1</sup> ]	0-10	260	246	238	133
	10-30	141	132	130	100
BS [%]	0-10	8	11	10	57
	10-30	66	28	15	12
C/N	0-10	25,0	24,5	25,7	27,5
Lagerungsdichte [kg dm <sup>-3</sup> ]	0-10	0,2	0,4	0,4	1,2

Da	Tiefen- stufe	Entfernungsstufe			
		I	II	III	IV
pH <sub>KCl</sub>	Auflage- humus	2,7	2,7	2,8	2,6
C/N		21	21	21	24
TM [%]		52,3	89,6	22,7	120,7
pH <sub>KCl</sub>	0-10	3,4	3,3	3,5	3,1
	10-30	3,9	3,6	4,1	3,6
Nmin [kg ha <sup>-1</sup> ]	0-10	4	4	3	3
	10-30	4	5	3	3
	0-30	8	9	6	7
BNK [mmol OH <sup>-</sup> kg <sup>-1</sup> ]	0-10	13	35	14	35
KAK [μmol IÄ g <sup>-1</sup> ]	0-10	28	34	20	30
	10-30	13	27	11	30
BS [%]	0-10	37	22	28	14
	10-30	13	7	13	6
C/N	0-10	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Lagerungsdichte [kg dm <sup>-3</sup> ]	0-10	1,4	1,4	1,4	1,2



Tabelle A 1 (Forts.): Bodenuntersuchungsergebnisse

En	Tiefen- stufe	Entfernungsstufe			
		I	II	III	IV
pH <sub>KCl</sub>	Auflage- humus	4,3	3,6	4,4	5,3
C/N		17	18	20	19
TM [%]		53,2	78,1	65,7	60,3
pH <sub>KCl</sub>	0-10	3,2	3,5	3,9	3,3
	10-30	3,5	3,9	4,2	3,4
Nmin [kg ha <sup>-1</sup> ]	0-10	54	28	8	25
	10-30	37	34	11	10
	0-30	115	76	22	64
BNK [mmol OH <sup>-</sup> kg <sup>-1</sup> ]	0-10	37	25	11	42
KAK [μmol IÄ g <sup>-1</sup> ]	0-10	53	35	25	50
	10-30	35	22	18	45
BS [%]	0-10	20	10	12	24
	10-30	16	11	10	16
C/N	0-10	25,0	52,2	n.b.	27,9
Lagerungsdichte [kg dm <sup>-3</sup> ]	0-10	0,9	1,1	1,2	1,2

Ge	Tiefen- stufe	Entfernungsstufe			
		I	II	III	IV
pH <sub>KCl</sub>	Auflage- humus	3,6	3,5	3,1	3,4
C/N		19	20	23	21
TM [%]		31,5	18,5	25,7	22,3
pH <sub>KCl</sub>	0-10	3,2	3,5	3,7	3,7
	10-30	3,6	3,9	4,1	4
Nmin [kg ha <sup>-1</sup> ]	0-10	22	11	6	15
	10-30	31	14	7	10
	0-30	53	25	13	25
BNK [mmol OH <sup>-</sup> kg <sup>-1</sup> ]	0-10	49	55	30	50
KAK [μmol IÄ g <sup>-1</sup> ]	0-10	50	43	42	56
	10-30	38	34	25	39
BS [%]	0-10	12	7	7	6
	10-30	6	8	8	5
C/N	0-10	24,1	26,6	36,0	32,8
Lagerungsdichte [kg dm <sup>-3</sup> ]	0-10	1,0	1,0	1,0	0,8

Tabelle A 3 (Forts.): Bodenuntersuchungsergebnisse

HaE	Tiefen- stufe	Entfernungsstufe			
		I	II	III	IV
pH <sub>KCl</sub>	Auflage- humus	3,7	3,6	3,9	3,3
C/N		20	20	22	24
TM [%]		14,8	12,2	46,7	65,1
pH <sub>KCl</sub>	0-10	3,1	3,4	3,3	3
	10-30	3,9	4,1	4,3	4,2
Nmin [kg ha <sup>-1</sup> ]	0-10	25	22	20	11
	10-30	5	2	3	1
	0-30	30	24	22	13
BNK [mmol OH <sup>-</sup> kg <sup>-1</sup> ]	0-10	32	17	20	22
KAK [μmol IÄ g <sup>-1</sup> ]	0-10	31	28	30	26
	10-30	14	16	11	14
BS [%]	0-10	49	54	59	26
	10-30	17	19	25	15
C/N	0-10	39,8	n.b.	n.b.	n.b.
Lagerungsdichte [kg dm <sup>-3</sup> ]	0-10	0,8	1,1	1,3	1,2

HaW	Tiefen- stufe	Entfernungsstufe			
		I	II	III	IV
pH <sub>KCl</sub>	Auflage- humus	2,7	2,6	2,9	3,2
C/N		20	20	24	25
TM [%]		98,1	94,4	30,9	17,0
pH <sub>KCl</sub>	0-10	2,8	2,8	3,1	3,4
	10-30	3,5	3,4	3,9	3,9
Nmin [kg ha <sup>-1</sup> ]	0-10	15	8	6	4
	10-30	7	6	3	3
	0-30	22	14	9	7
BNK [mmol OH <sup>-</sup> kg <sup>-1</sup> ]	0-10	43	25	36	33
KAK [μmol IÄ g <sup>-1</sup> ]	0-10	50	34	46	56
	10-30	20	24	20	21
BS [%]	0-10	14	15	34	62
	10-30	9	9	20	31
C/N	0-10	64	101	39	35
Lagerungsdichte [kg dm <sup>-3</sup> ]	0-10	0,8	1,0	1,1	0,7

Tabelle A 3 (Forts.): Bodenuntersuchungsergebnisse

Re	Tiefen- stufe	Entfernungsstufe			
		I	II	III	IV
pH <sub>KCl</sub>	Auflage- humus	2,8	2,7	2,8	2,8
C/N		19	21	22	25
TM [%]		111,1	97,4	106,9	91,1
pH <sub>KCl</sub>	0-10	2,6	2,7	2,6	2,7
	10-30	3	3,1	3,3	3,3
Nmin [kg ha <sup>-1</sup> ]	0-10	7	9	6	14
	10-30	7	7	5	5
	0-30	15	17	11	18
BNK [mmol OH <sup>-</sup> kg <sup>-1</sup> ]	0-10	85	72	70	82
KAK [μmol IÄ g <sup>-1</sup> ]	0-10	49	55	49	47
	10-30	45	46	45	29
BS [%]	0-10	8	11	11	15
	10-30	5	3	3	7
C/N	0-10	39,6	29,7	60,0	133,4
Lagerungsdichte [kg dm <sup>-3</sup> ]	0-10	1,0	1,0	1,2	1,0

Rü	Tiefen- stufe	Entfernungsstufe			
		I	II	III	IV
pH <sub>KCl</sub>	Auflage- humus	3,3	3	4,9	5,7
C/N		18	21	21	21
TM [%]		50,5	46,5	62,3	28,6
pH <sub>KCl</sub>	0-10	3,3	3,2	3,8	4,8
	10-30	3,9	4,2	4,2	4,3
Nmin [kg ha <sup>-1</sup> ]	0-10	9	6	5	2
	10-30	5	5	2	1
	0-30	15	11	7	4
BNK [mmol OH <sup>-</sup> kg <sup>-1</sup> ]	0-10	39	23	15	7
KAK [μmol IÄ g <sup>-1</sup> ]	0-10	44	29	35	62
	10-30	24	10	20	14
BS [%]	0-10	20	16	52	97
	10-30	14	10	17	26
C/N	0-10	n.b.	51,0	55,5	40,2
Lagerungsdichte [kg dm <sup>-3</sup> ]	0-10	0,8	1,0	1,0	0,9

Tabelle A 3 (Forts.): Bodenuntersuchungsergebnisse

Ve	Tiefen- stufe	Entfernungsstufe			
		I	II	III	IV
pH <sub>KCl</sub>	Auflage- humus	3	2,7	2,9	2,7
C/N		20	21	21	22
TM [%]		36,7	88,5	97,9	94,6
pH <sub>KCl</sub>	0-10	3	2,9	3,1	2,9
	10-30	3,5	3,6	3,7	3,4
Nmin [kg ha <sup>-1</sup> ]	0-10	5	4	4	4
	10-30	3	6	3	3
	0-30	8	10	7	7
BNK [mmol OH <sup>-</sup> kg <sup>-1</sup> ]	0-10	40	51	38	47
KAK [μmol IÄ g <sup>-1</sup> ]	0-10	33	39	45	53
	10-30	25	38	46	23
BS [%]	0-10	20	15	27	12
	10-30	8	9	8	7
C/N	0-10	27,3	32,0	37,9	33,9
Lagerungsdichte [kg dm <sup>-3</sup> ]	0-10	1,0	1,2	1,0	0,9

Wa	Tiefen- stufe	Entfernungsstufe			
		I	II	III	IV
pH <sub>KCl</sub>	Auflage- humus	3,2	3,3	3,4	3,6
C/N		17	19	23	22
TM [%]		24,6	48,2	36,5	82,9
pH <sub>KCl</sub>	0-10	3,3	3,4	3,6	3,2
	10-30	3,5	3,4	3,4	3,2
Nmin [kg ha <sup>-1</sup> ]	0-10	7	5	3	2
	10-30	4	6	3	2
	0-30	11	11	5	4
BNK [mmol OH <sup>-</sup> kg <sup>-1</sup> ]	0-10	25	30	28	47
KAK [μmol IÄ g <sup>-1</sup> ]	0-10	35	38	38	48
	10-30	33	30	29	55
BS [%]	0-10	31	33	56	27
	10-30	12	17	20	9
C/N	0-10	34	105	53	109
Lagerungsdichte [kg dm <sup>-3</sup> ]	0-10	1,2	1,1	0,9	1,1

Tabelle A 3 (Forts.): Bodenuntersuchungsergebnisse

WeN	Tiefen- stufe	Entfernungsstufe			
		I	II	III	IV
pH <sub>KCl</sub>	Auflage- humus	3	3	3,1	2,6
C/N		20	21	22	24
TM [%]		50,0	37,4	24,2	66,0
pH <sub>KCl</sub>	0-10	3,5	3,5	3,7	3,6
	10-30	3,9	3,9	4,2	4,1
Nmin [kg ha <sup>-1</sup> ]	0-10	3	2	3	4
	10-30	5	16	3	3
	0-30	9	18	6	6
BNK [mmol OH <sup>-</sup> kg <sup>-1</sup> ]	0-10	17	13	12	13
KAK [μmol IÄ g <sup>-1</sup> ]	0-10	26	22	23	19
	10-30	18	19	16	16
BS [%]	0-10	13	9	10	8
	10-30	8	7	7	6
C/N	0-10	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Lagerungsdichte [kg dm <sup>-3</sup> ]	0-10	1,2	1,5	1,3	1,3

WeS	Tiefen- stufe	Entfernungsstufe			
		I	II	III	IV
pH <sub>KCl</sub>	Auflage- humus	2,9	2,7	2,9	2,6
C/N		19	20	22	22
TM [%]		72,1	69,2	31,8	36,8
pH <sub>KCl</sub>	0-10	3,1	3	3,1	3,2
	10-30	4	3,9	4,2	4,2
Nmin [kg ha <sup>-1</sup> ]	0-10	9	7	5	4
	10-30	8	6	5	3
	0-30	17	13	11	8
BNK [mmol OH <sup>-</sup> kg <sup>-1</sup> ]	0-10	29	36	35	25
KAK [μmol IÄ g <sup>-1</sup> ]	0-10	33	37	42	36
	10-30	31	16	14	15
BS [%]	0-10	27	13	11	12
	10-30	7	11	13	11
C/N	0-10	38,2	46,1	32,0	37,3
Lagerungsdichte [kg dm <sup>-3</sup> ]	0-10	1,1	1,1	1,0	1,2

Tabelle A 3 (Forts.): Bodenuntersuchungsergebnisse

Wi	Tiefen- stufe	Entfernungsstufe			
		I	II	III	IV
pH <sub>KCl</sub>	Auflage- humus	3,4	4,4	2,9	3,7
C/N		20	23	19	20
TM [%]		56,2	84,1	72,6	35,3
pH <sub>KCl</sub>	0-10	3	3	2,8	3,3
	10-30	3,4	3,1	3,1	4,2
Nmin [kg ha <sup>-1</sup> ]	0-10	4	2	4	4
	10-30	5	4	3	3
	0-30	8	6	7	7
BNK [mmol OH <sup>-</sup> kg <sup>-1</sup> ]	0-10	68	175	86	70
KAK [μmol IÄ g <sup>-1</sup> ]	0-10	70	118	58	62
	10-30	44	51	25	30
BS [%]	0-10	44	48	19	18
	10-30	17	20	9	9
C/N	0-10	51,7	31,7	37,8	30,8
Lagerungsdichte [kg dm <sup>-3</sup> ]	0-10	0,9	0,7	1,0	1,0

Tabelle A4: Nährelementgehalte in Nadel und Laubproben

<b>Sa</b>	I	II	III	IV
N	2,76	2,57	2,49	2,73
P	0,86	0,97	1,01	0,96
K	0,14	0,13	0,13	0,16
Mg	0,13	0,13	0,16	0,16
Ca	0,82	0,70	0,93	0,75
N/P	3,23	2,65	2,46	2,85
N/K	19,71	19,77	19,12	17,58
N/Mg	22,08	19,77	15,53	17,03
N/Ca	3,37	3,70	2,67	3,66

<b>Ba</b>	I	II	III	IV
N	1,65	1,52	1,43	1,17
P	0,33	0,49	0,36	0,46
K	0,18	0,13	0,14	0,12
Mg	0,14	0,11	0,14	0,15
Ca	0,51	0,36	0,29	0,58
N/P	5,06	3,10	4,03	2,56
N/K	9,40	12,16	10,59	10,13
N/Mg	11,75	14,48	10,59	8,03
N/Ca	3,26	4,22	4,93	2,01

<b>Be</b>	I	II	III	IV
N	1,33	1,59	1,50	1,25
P	0,60	0,63	0,67	0,67
K	0,11	0,12	0,13	0,11
Mg	0,16	0,15	0,14	0,14
Ca	0,35	0,37	0,49	0,49
N/P	2,23	2,52	2,23	1,87
N/K	12,05	13,83	11,96	11,86
N/Mg	8,55	10,60	11,07	8,89
N/Ca	3,79	4,36	3,08	2,57

Tabelle A4 (Forts.): Nährelementgehalte in Nadel und Laubproben

<b>Da</b>	I	II	III	IV
N	2,29	2,44	1,97	2,28
P	0,54	0,44	0,61	0,44
K	0,13	0,12	0,12	0,11
Mg	0,16	0,12	0,17	0,16
Ca	0,34	0,29	0,30	0,39
N/P	4,23	5,61	3,26	5,24
N/K	17,58	21,22	16,42	20,73
N/Mg	14,28	20,33	11,94	14,25
N/Ca	6,72	8,56	6,57	5,85

<b>En</b>	I	II	III	IV
N	2,45	2,67	1,95	1,53
P	0,79	0,79	0,55	0,89
K	0,21	0,16	0,16	0,16
Mg	0,08	0,08	0,11	0,10
Ca	0,56	0,26	0,28	0,27
N/P	3,11	3,40	3,54	1,71
N/K	11,93	17,23	12,55	9,53
N/Mg	30,56	35,60	17,68	15,25
N/Ca	4,41	10,47	7,07	5,65

<b>Ge</b>	I	II	III	IV
N	2,07	2,44	1,86	1,87
P	0,72	0,61	0,63	0,52
K	0,18	0,16	0,17	0,15
Mg	0,15	0,14	0,17	0,13
Ca	0,96	0,50	0,51	0,47
N/P	2,90	3,99	2,97	3,59
N/K	11,83	15,71	10,91	12,86
N/Mg	13,80	17,39	11,24	14,35
N/Ca	2,16	4,87	3,64	3,97



Tabelle A4 (Forts.): Nährelementgehalte in Nadel und Laubproben

<b>HaE</b>	I	II	III	IV
N	1,74	1,85	1,74	1,72
P	0,70	0,63	0,66	0,68
K	0,15	0,16	0,17	0,16
Mg	0,09	0,10	0,11	0,12
Ca	0,27	0,25	0,28	0,27
N/P	2,48	2,94	2,63	2,55
N/K	11,57	11,56	10,21	10,75
N/Mg	19,28	18,50	15,77	14,96
N/Ca	6,55	7,40	6,31	6,49

<b>HaW</b>	I	II	III	IV
N	2,83	2,39	2,16	2,05
P	0,67	0,66	0,43	0,43
K	0,15	0,13	0,15	0,14
Mg	0,12	0,13	0,20	0,18
Ca	0,31	0,27	0,44	0,46
N/P	4,25	3,64	5,02	4,76
N/K	18,83	18,35	14,40	14,61
N/Mg	24,57	18,35	11,08	11,36
N/Ca	9,26	9,00	4,97	4,45

<b>Re</b>	I	II	III	IV
N	2,54	2,54	2,25	2,10
P	0,71	0,71	0,65	0,70
K	0,19	0,19	0,19	0,18
Mg	0,08	0,08	0,10	0,09
Ca	0,25	0,25	0,34	0,33
N/P	3,60	3,60	3,48	2,99
N/K	13,70	13,70	12,14	11,64
N/Mg	31,69	31,69	23,63	23,28
N/Ca	10,35	10,35	6,60	6,35

Tabelle A4 (Forts.): Nährelementgehalte in Nadel und Laubproben

<b>Rü</b>	I	II	III	IV
N	1,94	1,88	1,90	1,65
P	0,64	0,64	0,61	0,59
K	0,17	0,17	0,17	0,18
Mg	0,10	0,12	0,12	0,12
Ca	0,31	0,33	0,34	0,27
N/P	3,02	2,95	3,11	2,81
N/K	11,73	11,03	11,48	9,40
N/Mg	19,35	16,30	15,79	13,71
N/Ca	6,34	5,68	5,66	6,21

<b>Ve</b>	I	II	III	IV
N	1,91	2,01	1,86	1,81
P	0,64	0,57	0,55	0,62
K	0,17	0,15	0,17	0,19
Mg	0,09	0,09	0,13	0,12
Ca	0,37	0,27	0,38	0,42
N/P	3,00	3,53	3,40	2,91
N/K	11,21	13,86	10,91	9,30
N/Mg	21,17	23,65	14,27	15,70
N/Ca	5,22	7,58	4,95	4,30

<b>Wa</b>	I	II	III	IV
N	1,79	1,87	1,91	1,82
P	0,59	0,61	0,55	0,54
K	0,20	0,20	0,21	0,20
Mg	0,14	0,12	0,15	0,15
Ca	0,48	0,41	0,48	0,37
N/P	3,03	3,08	3,46	3,39
N/K	9,15	9,33	9,07	9,08
N/Mg	12,75	15,54	12,70	12,52
N/Ca	3,76	4,55	3,97	4,91

Tabelle A4 (Forts.): Nährelementgehalte in Nadel und Laubproben

<b>WeN</b>	I	II	III	IV
N	2,32	2,18	1,82	1,87
P	0,64	0,57	0,59	0,52
K	0,20	0,16	0,15	0,10
Mg	0,11	0,09	0,10	0,09
Ca	0,34	0,15	0,22	0,17
N/P	3,65	3,82	3,10	3,60
N/K	11,58	13,59	12,10	18,70
N/Mg	21,05	25,59	18,15	22,00
N/Ca	6,91	14,50	8,25	11,00

<b>WeS</b>	I	II	III	IV
N	2,22	2,18	2,00	1,87
P	0,59	0,57	0,65	0,52
K	0,17	0,16	0,17	0,10
Mg	0,09	0,12	0,10	0,09
Ca	0,27	0,22	0,24	0,17
N/P	3,75	3,86	3,09	3,60
N/K	13,03	14,06	12,09	18,70
N/Mg	24,61	18,96	21,00	22,00
N/Ca	8,20	10,14	8,49	11,00

<b>Wi</b>	I	II	III	IV
N	1,97	1,94	1,87	1,81
P	0,52	0,63	0,59	0,49
K	0,09	0,08	0,08	0,09
Mg	0,10	0,09	0,07	0,09
Ca	0,56	0,47	0,58	0,58
N/P	3,79	3,10	3,19	3,73
N/K	23,18	24,25	24,87	21,29
N/Mg	19,70	21,56	26,64	20,11
N/Ca	3,55	4,17	3,24	3,15

Tabelle A5: Vitalitätsparameter des Baumbestandes

<b>Sa</b>	I	II	III	IV
Baumart	Eiche	Eiche	Eiche	Eiche
Wüchsigkeit	wüchsig	wüchsig	wüchsig	wüchsig
Nadeljahrgänge	-	-	-	-
Verfärbung/Vergilbung	0	0	0	0
Symptome	-	-	-	-
Schadstufe	1	0	0	1

<b>Ba</b>	I	II	III	IV
Baumart	Fichte	Fichte	Fichte	Fichte
Wüchsigkeit	matt wüchsig	matt wüchsig	wüchsig	wüchsig
Nadeljahrgänge	4	6	5-6	7
Verfärbung/Vergilbung	3	1	0-1	1
Symptome	2	1	1	0-1
Schadstufe	4	1	1	1

<b>Ba</b>	I	II	III	IV
Baumart	Fichte	Fichte	Fichte	Fichte
Wüchsigkeit	matt wüchsig	matt wüchsig	wüchsig	wüchsig
Nadeljahrgänge	4	6	5-6	7
Verfärbung/Vergilbung	3	1	0-1	1
Symptome	2	1	1	0-1
Schadstufe	4	1	1	1

<b>Da</b>	I	II	III	IV
Baumart	Lärche	Lärche	Lärche	Lärche
Wüchsigkeit	wüchsig	wüchsig	wüchsig	wüchsig
Nadeljahrgänge	-	-	-	-
Verfärbung/Vergilbung	0	0	0	0
Symptome	-	-	-	-
Schadstufe	3	1	1	1

Tabelle A5 (Forts.): Vitalitätsparameter des Baumbestandes

<b>En</b>	I	II	III	IV
Baumart	Fichte	Fichte	Fichte	Fichte
Wüchsigkeit	wüchsig	wüchsig	wüchsig	wüchsig
Nadeljahrgänge	5	5	6,5	6,5
Verfärbung/Vergilbung	schwach vergilbt	leicht vergilbt	-	-
Symptome	1-2	2	0-1	0-1
Schadstufe	2	2	1	1

<b>Ge</b>	I	II	III	IV
Baumart	Fichte	Fichte	Fichte	Fichte
Wüchsigkeit	schwach wüchsig	matt wüchsig	wüchsig	wüchsig
Nadeljahrgänge	6,5	5	5,5	6
Verfärbung/Vergilbung	2	0	0	1
Symptome	1-2	1-2	1-2	1-2
Schadstufe	3	2	2	2

<b>HaE</b>	I	II	III	IV
Baumart	Kiefer	Kiefer	Kiefer	Kiefer
Wüchsigkeit	wüchsig	wüchsig	wüchsig	wüchsig
Nadeljahrgänge	1,7	1,7	1,7	1,7
Verfärbung/Vergilbung	0	0-1	0	0-1
Symptome	0-1	0-1	0-1	0-1
Schadstufe	1	1	1	1

<b>HaW</b>	I	II	III	IV
Baumart	Lärche	Lärche	Lärche	Lärche
Wüchsigkeit	schwach wüchsig	schwach wüchsig	wüchsig	wüchsig
Nadeljahrgänge	-	-	-	-
Verfärbung/Vergilbung	0	0	0	0
Symptome	-	-	-	-
Schadstufe	2	3	1	1

Tabelle A5 (Forts.): Vitalitätsparameter des Baumbestandes

<b>Re</b>	I	II	III	IV
Baumart	Kiefer	Kiefer	Kiefer	Kiefer
Wüchsigkeit	matt wüchsig	-	matt wüchsig	wüchsig
Nadeljahrgänge	1,5	-	2	2
Verfärbung/Vergilbung	1	-	1	1
Symptome	1	-	0-1	0-1
Schadstufe	1	-	1	1

<b>Rü</b>	I	II	III	IV
Baumart	Kiefer	Kiefer	Kiefer	Kiefer
Wüchsigkeit	matt wüchsig	matt wüchsig	wüchsig	wüchsig
Nadeljahrgänge	2	2	2	2
Verfärbung/Vergilbung	1	1	1	1
Symptome	0-1	1	0-1	0-1
Schadstufe	1	1	1	1

<b>Ve</b>	I	II	III	IV
Baumart	Kiefer	Kiefer	Kiefer	Kiefer
Wüchsigkeit	matt wüchsig	matt wüchsig	matt wüchsig	matt wüchsig
Nadeljahrgänge	1,5	2	2	2
Verfärbung/Vergilbung	1	1	1	1
Symptome	0-1	0-1	0-1	0-1
Schadstufe	2	1	1	1

<b>Wa</b>	I	II	III	IV
Baumart	Kiefer	Kiefer	Kiefer	Kiefer
Wüchsigkeit	wüchsig	wüchsig	wüchsig	wüchsig
Nadeljahrgänge	2	2	2	2
Verfärbung/Vergilbung	0-1	1	1	1
Symptome	0-1	0-1	0	0
Schadstufe	1	1	1	1

Tabelle A5 (Forts.): Vitalitätsparameter des Baumbestandes

<b>WeN</b>	I	II	III	IV
Baumart	Kiefer	Kiefer	Kiefer	Kiefer
Wüchsigkeit	Bestands- auflösung	matt wüchsig	wüchsig	matt wüchsig
Nadeljahrgänge	1,7	1,5	2	2
Verfärbung/Vergilbung	1	1	1	0-1
Symptome	1-2	0-1	1	1
Schadstufe	2	2	1	1

<b>WeS</b>	I	II	III	IV
Baumart	Kiefer	Kiefer	Kiefer	Kiefer
Wüchsigkeit	matt wüchsig	matt wüchsig	matt wüchsig	matt wüchsig
Nadeljahrgänge	1,5	2	2	2
Verfärbung/Vergilbung	0-1	0-1	0-1	0-1
Symptome	1	1	1	1
Schadstufe	3	1	1	1

<b>Wi</b>	I	II	III	IV
Baumart	Buche	Buche	Buche	Buche
Wüchsigkeit	wüchsig	wüchsig	wüchsig	wüchsig
Nadeljahrgänge	-	-	-	-
Verfärbung/Vergilbung	0	0	0	0
Symptome	-	-	-	-
Schadstufe	1	0	0	1

Tabelle A6: Ergebnisse der Vegetationskartierung

<b>Sa</b>	I	II	III	IV
Anzahl der N-Zeiger-Taxa	7	8	7	10
N-Zeiger Mittelwert	6,4	6,1	5,7	6,0
N-Verfügbarkeitsstufe nach VDI 3959 B.1	sehr hoch	sehr hoch	hoch	hoch

<b>Da</b>	I	II	III	IV
Anzahl der N-Zeiger-Taxa	8	8	8	6
N-Zeiger Mittelwert	4,4	4,3	3,6	3,5
N-Verfügbarkeitsstufe nach VDI 3959 B.1	mittel	gering	gering	gering

<b>Be</b>	I	II	III	IV
Anzahl der N-Zeiger-Taxa	6	4	5	2
N-Zeiger Mittelwert	3,7	-	3,0	-
N-Verfügbarkeitsstufe nach VDI 3959 B.1	gering	-	sehr gering	-

<b>Da</b>	I	II	III	IV
Anzahl der N-Zeiger-Taxa	8	8	8	6
N-Zeiger Mittelwert	4,4	4,3	3,6	3,5
N-Verfügbarkeitsstufe nach VDI 3959 B.1	mittel	gering	gering	gering

<b>En</b>	I	II	III	IV
Anzahl der N-Zeiger-Taxa	13	3	1	8
N-Zeiger Mittelwert	6,5	-	-	6,8
N-Verfügbarkeitsstufe nach VDI 3959 B.1	sehr hoch	-	-	sehr hoch



Tabelle A6 (Forts.): Ergebnisse der Vegetationskartierung

<b>Ge</b>	I	II	III	IV
Anzahl der N-Zeiger-Taxa	-	-	-	-
N-Zeiger Mittelwert	-	-	-	-
N-Verfügbarkeitsstufe nach VDI 3959 B.1	-	-	-	-

<b>HaE</b>	I	II	III	IV
Anzahl der N-Zeiger-Taxa	13	16	15	16
N-Zeiger Mittelwert	5,5	5,9	5,2	5,4
N-Verfügbarkeitsstufe nach VDI 3959 B.1	hoch	hoch	mittel	hoch

<b>HaW</b>	I	II	III	IV
Anzahl der N-Zeiger-Taxa	7	7	12	13
N-Zeiger Mittelwert	4,9	5,7	5,1	5,3
N-Verfügbarkeitsstufe nach VDI 3959 B.1	mittel	hoch	mittel	hoch

<b>Re</b>	I	II	III	IV
Anzahl der N-Zeiger-Taxa	8	7	10	7
N-Zeiger Mittelwert	5,4	4,9	5,2	4,9
N-Verfügbarkeitsstufe nach VDI 3959 B.1	hoch	mittel	mittel	mittel

<b>Rü</b>	I	II	III	IV
Anzahl der N-Zeiger-Taxa	10	11	13	14
N-Zeiger Mittelwert	5,5	5,1	6,0	5,1
N-Verfügbarkeitsstufe nach VDI 3959 B.1	hoch	mittel	hoch	mittel

<b>Ve</b>	I	II	III	IV
Anzahl der N-Zeiger-Taxa	18	16	17	10
N-Zeiger Mittelwert	4,3	4,6	4,4	4,4
N-Verfügbarkeitsstufe nach VDI 3959 B.1	mittel	mittel	mittel	mittel

Tabelle A6 (Forts.): Ergebnisse der Vegetationskartierung

<b>Wa</b>	I	II	III	IV
Anzahl der N-Zeiger-Taxa	5	9	15	13
N-Zeiger Mittelwert	4,4	5,9	4,7	4,9
N-Verfügbarkeitsstufe nach VDI 3959 B.1	mittel	hoch	mittel	mittel





