

**Leitfaden
zur**

**Ermittlung und Bewertung von Stick-
stoffeinträgen**

**der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft für
Immissionsschutz**

Langfassung

Stand: 1. März 2012

Inhaltsverzeichnis

Kapitel	Inhalt	Seite
1	Anlass, Auftrag und Ziel	4
2	Rechtliche Grundlagen	6
2.1	Internationale Luftreinhalteabkommen	6
2.2	Rechtliche Situation in Europa	7
2.3	Regelungen in Nachbarstaaten	8
2.4	Situation in Deutschland	11
3	Belastungssituation in Deutschland	13
3.1	Ammoniakquellen	13
3.2	Räumliche Verteilung der Belastung	15
4	Wirkungen von Ammoniak-/Ammoniumverbindungen auf Pflanzen und Ökosysteme	18
4.1	Aufnahme	18
4.2	Wirkungen auf den Boden	19
4.3	Wirkungen auf Heiden	19
4.4	Wirkungen auf Halbtrockenrasen	20
4.5	Wirkungen auf Waldökosysteme	20
4.6	Wirkungen auf Agrarökosysteme	22
4.7	Internationale Bewertungsmaßstäbe für Stickstoffeinträge	22
5	Ermittlung der Stickstoffbelastung in Genehmigungsverfahren gemäß BImSchG/TA Luft	23
5.1	Vorbelastung	23
5.2	Zusatzbelastung	24
5.2.1	Screening-Verfahren	24
5.2.2	Ermittlung der Zusatzbelastung mittels AUSTAL 2000	26
6	Entscheidungsweg zur Prüfung, ob der Schutz vor erheblichen Nachteilen gewährleistet ist	28
6.1	Zuweisung von Zuschlagsfaktoren	28
6.2	Zuordnung der Ökosysteme zu Schutzgutkategorien	29
6.3	Zuweisung von Gefährdungsstufen	30
6.3.1	Beschreibung ausgewählter Indikatoren der Regulations- und Produktionsfunktion	31
6.3.2	Klassifizierung der Gefährdung für die Schutzgutkategorie „Lebensraumfunktion“	33
6.3.3	Klassifizierung der Gefährdung für die Schutzgutkategorie „Regulationsfunktion“	34
6.3.4	Bewertung der Gefährdungslage für die Schutzgutkategorie „Produktionsfunktion“	35

7	Verfahren zur Bewertung der Stickstoffdeposition gemäß BImSchG/TA Luft	36
7.1	Anwendungsbereich	36
7.2	Verfahrensschritte	36
7.3	Schlussbemerkung	40
8	Literaturverzeichnis	41
Anhang		46
I	Bestimmung der Belastung	47
II	Empirische Critical Loads	62
III	Länderlisten stickstoffempfindlicher Ökosysteme	70
IV	Diagramme: <ul style="list-style-type: none"> • Vorgehensweise zur Ermittlung eines ökosystemspezifischen Beurteilungswertes • Gesamtdarstellung zur Prüfung des Schutzes der Vegetation vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Ammoniakimmissionen bzw. Stickstoffdeposition 	76
V	Anwendungsbeispiele	78
VI	Mitglieder des Arbeitskreises	80

1 Anlass, Auftrag und Ziel

Die TA Luft [1] regelt in Nr. 4.8 (Sonderfallprüfung) zur Stickstoffdeposition:

„Liegen ferner Anhaltspunkte dafür vor, dass der Schutz vor erheblichen Nachteilen durch Schädigung empfindlicher Pflanzen (z. B. Baumschulen, Kulturpflanzen) und Ökosysteme (z. B. Heide, Moor, Wald) durch Stickstoffdeposition nicht gewährleistet ist, soll dies ergänzend (Anm.: zur Ammoniakkonzentration gemäß Anhang 1) geprüft werden. Dabei ist unter Berücksichtigung der Belastungsstruktur abzuschätzen, ob die Anlage maßgeblich zur Stickstoffdeposition beiträgt. Als ein Anhaltspunkt gilt die Überschreitung einer Viehdichte von 2 Großvieheinheiten je Hektar Landkreisfläche. Bei dieser Prüfung sind insbesondere die Art des Bodens, die Art der vorhandenen Vegetation und der Grad der Versorgung mit Stickstoff zu berücksichtigen. Ergeben sich Anhaltspunkte für das Vorliegen erheblicher Nachteile durch Schädigung empfindlicher Pflanzen (z. B. Baumschulen, Kulturpflanzen) und Ökosysteme auf Grund der Einwirkung von Ammoniak oder wegen Stickstoffdeposition, soll der Einzelfall geprüft werden.“

Somit soll bei Bau oder Erweiterung landwirtschaftlicher Anlagen, die nach § 4 BImSchG genehmigt werden müssen, auch die Stickstoffdeposition bewertet werden, wenn entsprechende Anhaltspunkte vorliegen. Es hat sich gezeigt, dass die Umsetzung dieser Forderung im Rahmen der Genehmigungspraxis zu Unsicherheiten bei den zuständigen Genehmigungs- und Überwachungsbehörden führte. Die Ermittlung der (Vor-)Belastung sowie die Bewertung möglicher nachteiliger Wirkungen auf Ökosysteme bereiteten auf Grund fehlender Konventionen zur einheitlichen Vorgehensweise erhebliche Schwierigkeiten. Dies erforderte eine einzelfallbezogene, ggf. sehr aufwändige, i. d. R. unverhältnismäßige Vorgehensweise.

Angesichts der Bedeutung dieser Punkte für die Genehmigung landwirtschaftlicher Anlagen hatte der Länderausschuss für Immissionsschutz (heute Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz (LAI)) bereits im Jahr 2003 die Gründung eines Expertenkreises (Arbeitskreis „Ermittlung und Bewertung von Stickstoffeinträgen“) mit Fachleuten unterschiedlicher Richtungen (Genehmigungspraxis, Ausbreitungsrechnung, Forst, Ökotoxikologie) der Bundesländer, des Umweltbundesamtes (UBA), des Kuratoriums für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft und der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft beschlossen, der einen Vorschlag für eine bundesweit einheitliche Vorgehensweise erarbeiten sollte. Den Vorsitz des Arbeitskreises übernahm das Land Nordrhein-Westfalen in Kooperation mit dem UBA.

Im März 2010 legte der Arbeitskreis der LAI einen Abschlussbericht in Form eines Leitfadens zur Ermittlung und Bewertung von Stickstoffeinträgen vor, in den die Erfahrungen einer dreijährigen Probezeit eingeflossen sind. Dieser wurde abschließend durch die Umweltministerkonferenz im Juni 2010 in Bad Schandau zur Kenntnis genommen.

Ziel war, für **immissionsschutzrechtlich genehmigungsbedürftige** Anlagen (§ 4 BImSchG), für die **hinreichende Anhaltspunkte** vorliegen, dass der Schutz vor erheblichen Nachteilen durch Schädigung empfindlicher Pflanzen und Ökosysteme aufgrund von Stickstoffdeposition nicht gewährleistet ist und für die somit nach Nr. 4.8. TA Luft eine **Sonderfallprüfung** erforderlich ist, eine national einheitliche, standardisierte Methodik (Konvention) zur Ermittlung und Bewertung von Stickstoffeinträgen zu entwickeln. Das Verfahren soll zu einem größeren Maß an Rechtssicherheit bei der Anlagengenehmigung und so zur Vereinfachung und Beschleunigung des Vollzugs beitragen.

Der Leitfaden führt nicht zu einer Entscheidung über die Genehmigungsfähigkeit einer Anlage, sondern in einem iterativen Prozess mit Prüfkriterien, die als Konventionen gesetzt sind, zu der Beantwortung der Frage, ob eine weitergehende Einzelfallprüfung mit all dem dafür erforderlichen Aufwand durchzuführen ist oder nicht. Somit strukturiert der Leitfaden unmittelbar die Sonderfallprüfung der TA Luft.

Das Verfahren gilt nicht für **nicht** genehmigungsbedürftige Anlagen.

Indem über die TA Luft mit Hilfe des Leitfadens der Stickstoffeintrag zum Schutz empfindlicher Ökosysteme begrenzt wird, dient der Leitfaden indirekt in bestimmten Fällen auch den Zielen der Richtlinie 2001/81/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23.10.2001 über nationale Emissionshöchstmenge für bestimmte Luftschadstoffe <http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:2001L0081:20070101:DE:PDF>, die in dem Programm der Bundesregierung „Senkung von Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft“ genannt werden (BMVEL, Berlin, Mai 2003 [2]).

Grundlagen für die Arbeit des Arbeitskreises waren:

- Die Bewertung der Stickstoffdeposition (Nr. 4.8 TA Luft Abs. 6) ist unabhängig von Höhe und Bewertung der Ammoniakkonzentration (Nr. 4.8 TA Luft; Anhang 1, Abb. 4).
- Für die Auslösung einer Prüfung, ob der Schutz vor erheblichen Nachteilen durch Stickstoffdeposition gewährleistet ist, gilt das Kriterium „Überschreitung einer Viehdichte von 2 Großvieheinheiten je Hektar Landkreisfläche“ als **ein** möglicher Anhaltspunkt (Nr. 4.8 TA Luft Abs. 6). Dies schließt nicht aus, dass es noch andere Anhaltspunkte gibt, die eine weitere Prüfung erforderlich machen. Die TA Luft gibt hier nur summarische Hinweise (Nr. 4.8 Abs. 6, Abs. 7). Die Anwendung des Verfahrens ist nur für Fälle vorgesehen in denen **hinreichende Anhaltspunkte** vorliegen und die somit eine **Sonderfallprüfung** gemäß Nr. 4.8 TA Luft erfordern. Die Benennung von hinreichenden Anhaltspunkten für eine Sonderfallprüfung ist nicht Bestandteil der vom Leitfaden empfohlenen Vorgehensweise. Gleichwohl werden einige relevante Anhaltspunkte benannt.
- Die Definition der Vor- und Zusatzbelastung ist durch Nr. 2.2 TA Luft vorgegeben.

Das im Folgenden vorgestellte Verfahren umfasst die Ermittlung der Depositionsgesamtbelastung aus der Vor- und Zusatzbelastung, sowie die Definition von Schutzgütern und die Ableitung von Erheblichkeitsschwellen (Beurteilungswerten) und beruht auf einer Konvention, die sich, soweit möglich, in allen Einzelschritten an fachlichen Inhalten orientiert. Gemäß den Vorgaben der TA Luft kann mit dem Verfahren unter Berücksichtigung der Belastungsstruktur abgeschätzt werden, ob eine Anlage maßgeblich zur Stickstoffdeposition beiträgt. Es ermöglicht aufgrund standardisierter Vorgaben eine deutlich vereinfachte und somit zügigere Bearbeitung von Genehmigungsanträgen für landwirtschaftliche Anlagen, ohne dass von Ministerien oder Landesbehörden jeweils eigene Regelungen entwickelt werden müssen. Der Leitfaden stellt insoweit einen bundesweit einheitlichen Rahmen dar.

Der Leitfaden ersetzt nicht die Prüfung einer Anlage im Hinblick auf den Stand der Technik, die Prüfung der Möglichkeit von Emissionsminderungsmaßnahmen oder der Genehmigungsfähigkeit einer Anlage gemäß § 6 Abs. 3 BImSchG, die analog herangezogen werden kann. Diese letztgenannte Regelung zur sog. Verbesserungsgenehmigung besagt, dass eine beantragte Änderungsgenehmigung, nach deren Durchführung nicht alle einschlägigen Immissionswerte eingehalten werden, dann nicht versagt werden darf, wenn (kumulativ) (i) der Immissionsbeitrag der Anlage deutlich reduziert wird, (ii) weitere, insbesondere über den Stand der Technik hinausgehende, Luftreinhaltemaßnahmen getroffen werden, (iii) ein Immissionsmanagementplan vorgelegt wird und (iv) die konkreten Umstände einen Widerruf der Genehmigung nicht erfordern.

Bei der Anwendung des Leitfadens ist zu beachten, dass er in erster Linie unter immissionsschutzrechtlichen Gesichtspunkten erstellt wurde. Aus dem Naturschutzrecht können sich ggf. insbesondere für FFH-Gebiete zusätzliche Anforderungen ergeben.

2 Rechtliche Grundlagen

2.1 Internationale Luftreinhalteabkommen

Mit dem starken Rückgang der Schwefeldioxidbelastung in den vergangenen Jahren sind Ammoniakemissionen zum wichtigsten versauernden und eutrophierenden Luftschadstoff geworden. Wegen dieser Belastungen wurden in den letzten Jahren auf europäischer Ebene Emissionsminderungen völker- bzw. europarechtlich vereinbart und in nationales Recht umgesetzt (s. u.). Die darin festgeschriebenen Emissionsziele werden u. a. an der Belastbarkeit von Ökosystemen und der Optimierung der Emissionsminderungskosten ausgerichtet. Zentrale Komponente dieses „wirkungsorientierten Ansatzes“ ist die europaweite, hochauflösende Kartierung von Critical Loads (für Versauerung und Eutrophierung) und deren Überschreitung durch Depositionen im Basis- und im Zieljahr.

Das verlangt ein integriertes Vorgehen für alle Luftschadstoffe, die zu vergleichbaren Wirkungen auf Ökosysteme führen. So erfordert z. B. die Verminderung der Versauerung von Ökosystemen eine Senkung der Schwefeldioxid-, Stickstoffoxid- und Ammoniakemissionen. Eine Verminderung der Eutrophierung erfordert die Senkung der Stickstoffoxid- und Ammoniakemissionen.

Zwei Rechtsinstrumente geben maßgeblich vor, wie stark die Ammoniakemissionen in Deutschland auf Basis des ökosystemaren Critical Loads-Ansatzes gesenkt werden müssen:

- Protokoll zur UNECE- (United Nations Economic Commission for Europe – Wirtschafts-kommission der Vereinten Nationen für Europa) Luftreinhaltekonvention zur Bekämpfung von Versauerung, Eutrophierung und bodennahem Ozon (Göteborg-Protokoll oder Multi-komponenten-Protokoll) http://www.unece.org/env/lrtap/status/lrtap_s.htm:
Es wurde von der Bundesregierung am 01.12.1999 gezeichnet und verlangt für Deutschland eine Reduzierung der gesamten nationalen Ammoniakemissionen auf 550 kt a⁻¹ ab 2010. Dies entspricht einer prozentualen Senkung um etwa 28 % bezogen auf das Jahr 1990, das als Referenzjahr festgelegt ist. Darüber hinaus legt das Protokoll die verbindliche Einführung verschiedener Mindestmaßnahmen zur Emissionsminderung fest, wie z. B. die Verwendung emissionsarmer Technik bei der Güllelagerung und -ausbringung.
- Richtlinie des Europäischen Parlamentes und des Rates über nationale Emissionshöchstgrenzen für bestimmte Luftschadstoffe (NEC-Richtlinie) <http://www.umweltbundesamt.de/luft/reinhaltestrategien/nec.htm>:
Mit dem Ziel, eine kohärente Strategie zur Bekämpfung von Versauerung, Eutrophierung und hohen Ozonkonzentrationen zu entwickeln und einer Verringerung der Überschreitungen der „Critical Levels“ und „Critical Loads“ zwischen 30 % und 66 % bis 2010 haben das Europäische Parlament und der Rat am 23.10.2001 die Richtlinie 2001/81/EG beschlossen. Diese schreibt wie das Göteborg-Protokoll für Deutschland vor, bis zum Jahr 2010 die vor allem aus dem landwirtschaftlichen Bereich stammenden Ammoniakemissionen auf eine Höchstmenge von 550 kt/a zurückzuführen. Die Richtlinie sieht vor, dass die Mitgliedsstaaten neben allgemein emissionsmindernden Maßnahmen auch Rechts- und Verwaltungsvorschriften erlassen und Sanktionen gegen Verstöße festlegen.

Die 39. BImSchV über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchstmengen vom 02.08.2010 setzt die NEC-Richtlinie in nationales Recht um. Im Jahr 2010 hält Deutschland die festgelegte Ammoniak-Emissionshöchstmenge (550 kt NH₃ a⁻¹) knapp ein (548 kt NH₃ a⁻¹). Insbesondere aufgrund der von Jahr zu Jahr unterschiedlichen Emissionen aus dem Mineraldüngereinsatz ist für eine dauerhafte Einhaltung der Emissionshöchstmengen allerdings noch eine weitere Senkung der Ammoniakemissionen erforderlich. Das Programm der Bundesregierung zur „Senkung von Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft“ [2] schlägt hierfür u.a. Folgendes vor:

- Da davon ausgegangen wurde, dass der Anteil der einzelnen Quellen an der Gesamtemission bis zum Jahr 2010 weitgehend gleich blieb, wurden Maßnahmen mit dem Ziel ausgewählt, die Emissionen aus der Tierhaltung bis zum Jahr 2010 auf ein Niveau unter 400 kt/a zu senken. Dabei wurden möglichst kostengünstige Maßnahmen gewählt. Auf Maßnahmen im Stallbereich wurde wegen des kurzen Umsetzungszeitraumes, der hohen Kosten und eventueller Widersprüche zu den Anforderungen des Tierschutzes weitgehend verzichtet. Als wirksamer Beitrag wird z. B. die Verbesserung und Verbreitung produktionstechnischer Innovationen bei der Düngung, im Bauwesen und in der Tierhaltung angesehen, die zu einer Effizienzsteigerung bei den eingesetzten Produktionsmitteln führen und Stickstoffverluste vermeiden. Hierzu zählen auch Maßnahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) zur nationalen Umsetzung von Extensivierungsmaßnahmen sowie zur Förderung des ökologischen Landbaus.
- Durch Maßnahmen zur Senkung der regionalen Viehdichte sollen die Emissionen gleichmäßiger verteilt und dadurch regionale Überbelastungen durch Ammoniakimmissionen langfristig abgebaut werden. Hierzu zählt u. a. auch die Förderung von Agrarumweltmaßnahmen zur extensiven Gründlandnutzung sowie zur extensiven Bewirtschaftung von Ackerland. Als weiterer Beitrag zur Emissionsminderung wird auch die Ausdehnung der Genehmigungspflicht im Rahmen der Änderungen des Immissionsschutzrechtes (Änderungen der 4. BImSchV), insbesondere die Regelungen nach Nr. 4.8 TA Luft zur Berücksichtigung der Ammoniak-/Stickstoffproblematik, angesehen.

Die Strategie des UBA zur Stickstoffemissionsminderung [3] aktualisiert Maßnahmenvorschläge zum Erreichen der internationalen Emissionsminderungsverpflichtungen auch im landwirtschaftlichen Bereich.

2.2 Rechtliche Situation in Europa

Folgende Vorschriften der Europäischen Union (EU) haben Auswirkungen auf nationale Regelungen im Hinblick auf Stickstoffemission und -deposition:

- die IED- Richtlinie (Richtlinie 2010/75/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 24. November 2010 über Industrieemissionen (integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung) (Amtsblatt der EU L 334 S. 17)
- die UVP-Richtlinie (Richtlinie 85/337/EWG über die Umweltverträglichkeitsprüfung bei bestimmten öffentlichen und privaten Projekten zuletzt geändert durch Richtlinie 2009/31/EG) <http://www.bmu.de/umweltvertraeglichkeitspruefung/doc/6372.php>,
- die Vogelschutz-Richtlinie (Richtlinie 79/409/EWG des Rates vom 2. April 1979 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1979L0409:20070101:DE:PDF>) und die Fauna-Flora-Habitat (FFH)-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen) <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1992L0043:20070101:DE:PDF>,
- die NEC-(National-Emission-Ceilings)Richtlinie (Richtlinie 2001/81/EG über nationale Emissionshöchstmenge für bestimmte Luftschadstoffe vom 23. Oktober 2001) <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:2001L0081:20070101:DE:PDF>
- die Grenzwerte der Richtlinie (2008/50/EG) über Luftqualität und saubere Luft für Europa. <http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:152:0001:0044:DE:PDF>

Hohe Raten der Stickstoffdeposition können auch die Wasserqualität beeinflussen. In diesem Fall sind

- die Nitrat-Richtlinie(91/676/EWG) <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:1991:375:0001:0008:DE:PDF>,

- die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL-Richtlinie 2000/60/EC vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik) (Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327 S. 1) <http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2000:327:0001:0072:DE:PDF>
- die Richtlinie zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung (2006/118/EG) http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/richtlinie_2006_118_eg.pdf

und Umsetzungsarbeiten zu diesen relevant.

Vorläufer zur Wasserrahmenrichtlinie und durch diese inzwischen aufgehoben ist die

- Richtlinie Oberflächenwasser für die Trinkwassergewinnung (75/440/EWG) https://www.umwelt-online.de/recht/eu/75_79/75_440gs.htm.

Ende 2013 hebt die Wasserrahmenrichtlinie folgende Richtlinien auf:

- Richtlinie zur Qualität von Fischgewässern (78/659/EWG, definiert die Qualität von Süßwasser als Lebensraum von Fischen) <http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1978L0659:19941231:DE:PDF>;
- Richtlinie 79/923/EWG über die Qualitätsanforderungen an Muschelgewässer <http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2006:190:0099:0099:DE:PDF>

Die Richtlinie 80/778/EWG und ihre Neufassung – Richtlinie 98/83/EG <http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1998L0083:19981225:DE:PDF> – definieren die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch.

Die Mitgliedsstaaten der EU sind verpflichtet, diese Richtlinien derart in ihren nationalen Gesetzgebungsmaßnahmen zu verwirklichen, dass die Schutzziele erreicht werden. Wenn dies nicht oder nur teilweise geschieht, kann eine im Rechtsverfahren konstatierte Vertragsverletzung unter Umständen dazu führen, dass Vorhaben nach der jeweiligen EU-Richtlinie geprüft werden müssen.

2.3 Regelungen in Nachbarstaaten

Auch andere Staaten mit intensiver Tierproduktion haben angesichts der durch Ammoniak hervorgerufenen Umweltprobleme und internationalen Verpflichtungen die Begrenzung der Stickstoffdeposition geregelt. Die rechtliche Situation ist in den einzelnen Staaten sehr unterschiedlich und z. T. nicht abschließend geklärt. In der Schweiz, den Niederlanden, Flandern, Dänemark und Frankreich liegen Vorgaben für Genehmigungsverfahren für Ammoniakemission vor, die sich allerdings teils erst in der Erprobung oder wieder in Überarbeitung befinden.

Entscheidend für die Prüfung der Stickstoffdeposition im Rahmen einer Genehmigung ist meist die räumliche Lage des Vorhabens relativ zu einem zu schützenden Ökosystem. In den Niederlanden, Flandern und Dänemark werden neue Anlagen innerhalb einer „Schutzzone“ um das Schutzgebiet nicht zugelassen und Erweiterungen dürfen bestehende Emissionen nicht überschreiten.

Die Festlegung der Schutzgüter und ihrer Größe/Mindestgröße folgt den im nationalen oder internationalen Rahmen festgelegten Schutzgebieten/Habitaten (z. B. Dänemark¹), einer Ökosystemempfindlichkeitskarte (Flandern) und/oder der Kombination von durch den Bodentyp definierten versauerungsempfindlichen Gebieten mit dem Biotopverbund (Niederlande).

¹ 300 m bufferzones are established around all raised bogs, lobelia lakes, heathlands >10 ha, pastures (dry grasslands) >2.5 ha, and all heathlands, pastures and other sensitive nature areas in Natura 2000 areas.

Die Breite der Schutzzone um die Schutzgebiete wurde in den Niederlanden, Dänemark (voll gültig erst 2009) und Flandern festgelegt oder liegt als Vorschlag vor: In den Niederlanden beträgt sie 250 m (für sehr empfindliche Ökosysteme²), in Dänemark 300 m. In Flandern wurden 500 m (für nicht IVU bzw. IED-pflichtige Vorhaben) bzw. 1.000 m (für IVU bzw. IED-pflichtige Vorhaben) vorgeschlagen.

Die Art des Bodens wird besonders in der niederländischen und der flämischen Prozedur berücksichtigt.

Die Art der Vegetation wird in Dänemark und den Niederlanden durch die Art der zu schützenden Gebiete berücksichtigt.

Der Grad der Stickstoffversorgung wird erst in weiteren Prüfungen nach der IED-Richtlinie in der niederländischen Situation berücksichtigt (s. u.). Dies scheint in der dänischen und flämischen Diskussion nicht der Fall zu sein.

Bestehende, größtenteils vorläufige Regelungen, werden in den Niederlanden teils kontrovers diskutiert (vgl. Fußnote 2). Gegenwärtig wird dort – wie in Deutschland – ein auf Critical Loads basierendes Verfahren entwickelt, um (angesichts der nicht zufriedenstellenden Umsetzung der FFH- und der damaligen IVU-Richtlinie) mögliche erhebliche Nachteile zu prüfen. Der Begriff "erheblicher Nachteil" wird aber in diesen Richtlinien – wie in der TA Luft – nicht weiter ausgearbeitet.

Auch in der Schweiz basiert die Bewertung der Stickstoffdeposition aus Emissionen der landwirtschaftlichen Tierhaltung u. a. auf Critical Loads (Eidgenössische Kommission für Lufthygiene 2005 [4]) sowie speziell für Ammoniakemissionen (BUWAL 2002 [5]). Treten trotz vorsorglicher Maßnahmen (Stand der Technik, wirtschaftliche Tragbarkeit) noch übermäßige Immissionen auf (dazu gehören auch Überschreitungen der Critical Loads – ohne Zuschlagsfaktoren wie im hier für Deutschland vorgeschlagenen Verfahren!) und werden diese in einer Region durch eine Vielzahl von Quellen verursacht, so müssen die kantonalen Behörden einen Maßnahmenplan nach Artikel 31-34 der Luftreinhalte-Verordnung erstellen und umsetzen. Dieser umfasst verschärfte Emissionsbegrenzungen, aber auch mögliche Anträge an die Bundesbehörden, falls Maßnahmen nötig sind, die nicht in der Kompetenz der Kantone, sondern in der Kompetenz des Bundes liegen.

In Großbritannien existiert ein Prüfschema, um im Rahmen einer UVP die Schutzwürdigkeit von betroffenen Gebieten zu erheben, falls diese noch nicht klar ist.

Aus den zur Verfügung stehenden Quellen für Frankreich und den Vereinigten Staaten lässt sich folgern, dass die durch Ammoniakemissionen bedingte Stickstoffdeposition dort nicht oder nicht durchgängig geregelt ist. Allerdings wächst zumindest in stark betroffenen Regionen der USA (z. B. North Carolina) die Einsicht, dass emissionsbegrenzende Regelungen benötigt werden.

2 Momentan gibt es in den Niederlanden kein formales Verfahren für zusätzliche Anforderungen bei FFH-Flächen und UVP-Verfahren. Ein Vorschlag, der u. a. erweiterte Zonen ohne zusätzliche Emissionen (500 m-Breite), mit max. 2 t NH₃-N/a (500-1.500 m) und max. 10 t/a NH₃-N-Emissionen in über 1.500 m Abstand enthielt, wurde 2004 entwickelt aber nicht voll implementiert. Da dieser Vorschlag noch nicht formal implementiert ist, basieren lokale Genehmigungsverfahren momentan auf älterer Gesetzgebung: Mindestabstände werden empirisch mittels Depositions-/Abstandskurven im Hinblick auf einen (sehr niedrigen) Depositionsgrenzwert am Rand des Schutzgebietes selbst ermittelt.

Tab. 1: Übersicht über Regelungsbestrebungen in ausgewählten Staaten Europas

Land	Gesetzgebungsverfahren	Kriterien	Auflagen	direkter Schaden	Stickstoffdeposition (Art der Vegetation)	Stickstoffdeposition (Art des Bodens)	Stickstoffdeposition (Vorbelastung)	Entfernung zum Schutzgut
Belgien (Flandern)	in Entwicklung; „Minaraad“	Entfernung, Größe, Tierart	bestimmte Stalltypen (BvT) vorgeschrieben	kein Vorschlag	definiert über Ökosystemempfindlichkeitskarte	definiert über Ökosystemempfindlichkeitskarte	kein Vorschlag	500 m, 1.000 m für IED-Betriebe als Pauschale
Dänemark	in Entwicklung; „Wilhelm-report“	Entfernung, alle Vorhaben	kein Vorschlag	kein Vorschlag	sofortiger Handlungsbedarf für Hochmoore, Lobelien-Seen, Heiden >10 ha, hochgefährdete Trockenrasen >2,5 ha	kein Vorschlag	kein Vorschlag	300 m, möglicherweise mit einer zusätzlichen detaillierteren Rechnung
Niederlande	Definition von maximalen Emissionsfaktoren für Anlagen steht an	Entfernung. Größe, Tierart und Art der Tierhaltung; zukünftige Überschreitung von Critical Loads	bestimmte Stalltypen (BvT) oder Haltungsart vorgeschrieben	Prüfung	erweiterter Biotopverbund	versauerungsempfindliche Bodentypen; zukünftig Critical Loads	in IED-Prüfung	250 m pauschal für sehr empfindliche Ökosysteme
Schweiz	Implementation bestehender Regelungen: vorsorgliche und verschärfte Emissionsbegrenzungen bei Anlagen nach Luftreinhalte-Verordnung	u. a. Überschreitung von Critical Loads	BvT; verschärfte Emissionsbegrenzung u. a. bei Überschreitung von Critical Loads	Prüfung	Critical Loads	Critical Loads		

2.4 Situation in Deutschland

Die Grundsätze, die bei der Errichtung und während des Betriebes genehmigungsbedürftiger Anlagen zu beachten sind, werden in § 5 BImSchG [6] gesetzlich geregelt. Erste Anforderungen hierzu betreffen die Immissionen und sonst möglichen Einwirkungen: **Durch die Anlage dürfen keine Gefahren, erhebliche Nachteile und erhebliche Belästigungen hervorgerufen werden können.** Die Durchführung des immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahrens wird in der 9. Verordnung zum BImSchG (9. BImSchV [7]) konkretisiert.

Die im Rahmen dieser Zulassungsverfahren per Gesetz geforderte Beurteilung, ob schädliche Umweltauswirkungen durch eine Tierhaltungsanlage verursacht werden können, ist auf der Grundlage der zum 01.10.2002 in Kraft getretenen „Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA Luft“ von der zuständigen Genehmigungsbehörde zu prüfen. Dementsprechend gilt für diese Anlagen, dass neben der bisherigen Abstandsregelung für Geruchsstoffemissionen auch der **„Schutz vor erheblichen Nachteilen, insbesondere Schutz der Vegetation und von Ökosystemen durch die Einwirkung von Ammoniak“** (Nr. 4.4 TA Luft in Verbindung mit der Nr. 4.8 TA Luft bzw. Anhang 1 TA Luft) zu gewährleisten ist.

Im Sinne des Vorsorgegebotes bei der Errichtung von Tierhaltungsanlagen gibt die TA Luft unter Nr. 5.4.7.1 – unabhängig von Anlagengröße, Vorbelastung, Eintragspfad und Empfindlichkeit des Ökosystems am Beurteilungspunkt – einen Mindestabstand von 150 m zwischen Tierhaltungsanlagen und stickstoffempfindlichen Pflanzen und Ökosystemen vor, der in der Regel nicht unterschritten werden soll.

Wie die TA Luft i. d. F. von 1986, enthält auch die am 01.10.2002 in Kraft getretene Novelle zur Prüfung der Schutzpflicht bei der Genehmigung von Tierhaltungsanlagen keine Immissionswerte für Ammoniak. In Nr. 4.4.2 TA Luft wurde deshalb ein Hinweis auf die Sonderfallprüfung nach Nr. 4.8 TA Luft aufgenommen. Dort wird in Abs. 7 darauf hingewiesen, dass bei bestehenden Anhaltspunkten für das Vorliegen erheblicher Nachteile der Einzelfall geprüft werden soll. Dabei müssen bei Errichtung oder wesentlicher Änderung einer Anlage die zu erwartende Ammoniakkonzentration und die Stickstoffdeposition getrennt voneinander beurteilt werden, da es sich um unterschiedliche Wirkungspfade handelt. Absatz 5 (Nr. 4.8 TA Luft) konkretisiert im Zusammenhang mit Anhang 1 Abb. 4 (TA Luft), dass bei Unterschreitung der dort festgelegten Mindestabstände Anhaltspunkte für das Vorliegen erheblicher Nachteile durch die Einwirkung von **Ammoniak** zu erwarten sind. Hierzu ist zu ermitteln, ob bzw. wo im Einwirkungsbereich der Anlage sich empfindliche Pflanzen oder Ökosysteme befinden. Für die Berechnung des Mindestabstandes gilt die in Anhang 1 Abb. 4 (TA Luft) definierte Gleichung, die auch bei höheren Emissionen als denen im Nomogramm aufgeführten angewendet werden kann.

Die Bemessung des Mindestabstandes ist in der TA Luft im Detail nicht geregelt. Für kleine Anlagen (Emissionsquellen im Umkreis von 50 m) empfiehlt es sich, einen Emissionsschwerpunkt zu bilden. Für größere Anlagen oder dominante Einzelställe kann der kürzeste Abstand zwischen Emissionsquelle und Ökosystem maßgeblich sein. Die Verwendung anderer Erkenntnisquellen (z. B. VDI-Richtlinien) für die Bemessung des Mindestabstandes sollte begründet und dokumentiert werden.

Die Abstandskurve Anhang 1 Abb. 4 (TA Luft) entspricht einer Ammoniakkonzentration von $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Wird der berechnete Mindestabstand unterschritten, liegt ein Anhaltspunkt für erhebliche Nachteile durch die Schädigung empfindlicher Pflanzen und Ökosysteme auf Grund der Einwirkungen von Ammoniak vor. Dann kann unter Einbeziehung der standortspezifischen Gegebenheiten (z. B. Meteorologie, Gelände- und Gebäudeeinfluss, Bodenrauigkeit) durch eine Ausbreitungsrechnung nach Anhang 3 TA Luft gezeigt werden, dass auch bei einem geringeren als dem vorher berechneten Abstand eine Zusatzbelastung von $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für Ammoniak an keinem maßgeblichen

Beurteilungspunkt des Ökosystems überschritten wird³. Ein erneutes Unterschreiten des mittels Ausbreitungsrechnung neu berechneten Abstandes ergibt einen Anhaltspunkt für das Vorliegen erheblicher Nachteile. Unter Berücksichtigung der Vorbelastung ist dann zu prüfen, ob eine Gesamtbelastung von $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an keinem maßgeblichen Beurteilungspunkt überschritten wird. Wird dieser Wert nicht eingehalten, können erhebliche Nachteile durch Schädigung dieser Schutzgüter auf Grund der Einwirkung von Ammoniak nicht ausgeschlossen werden und es ist in diesem Fall eine Einzelfallprüfung erforderlich.

Liegen ferner Anhaltspunkte vor, dass der Schutz vor erheblichen Nachteilen durch Schädigung empfindlicher Pflanzen und Ökosysteme durch **Stickstoffdeposition** nicht gewährleistet ist, soll dies im Rahmen der Schutzpflicht nach Nr. 4.8 TA Luft Abs. 6 ergänzend geprüft werden. Wie die Sonderfallprüfung im Hinblick auf Stickstoffdeposition erfolgen soll, wird in der TA Luft nicht geregelt. Ebenso fehlen konkrete Angaben, unter welchen Bedingungen der geforderte Schutz empfindlicher Ökosysteme vor erheblichen Nachteilen gewährleistet ist. Einen Depositionswert als Anhaltspunkt für die Sonderfallprüfung, vergleichbar mit den in Tab. 8 aufgeführten Werten für Schwermetalle, gibt die TA Luft für Stickstoff nicht vor. In Nr. 4.8 TA Luft Ab. 6 wird des Weiteren auf die Relevanz der Zusatzbelastung verwiesen und somit darauf, ob die Anlage maßgeblich zur Stickstoffdeposition unter Berücksichtigung der Belastungsstruktur beiträgt. Als ein Anhaltspunkt für eine weitere Prüfung hinsichtlich der Stickstoffdeposition wird die Überschreitung der Viehdichte von 2 GV/ha Landkreisfläche genannt. Aber auch andere, auf hohe Stickstoffeinträge hinweisende Parameter, können als Anhaltspunkte gelten, dass der Schutz vor erheblichen Nachteilen durch Schädigung empfindlicher Pflanzen und Ökosysteme durch Stickstoffdeposition nicht gewährleistet ist. Dies kann – unabhängig von der Ammoniakkonzentration – eine weitere Prüfung erfordern.

Wie im Leitfaden später dargelegt wird, ist die Stickstoffdeposition in empfindlichen Gebieten kritischer zu bewerten als die Einwirkungen durch gasförmiges Ammoniak. Insofern liefern Anhaltspunkte für erhebliche Nachteile durch Ammoniakimmissionen auch Anhaltspunkte für erhebliche Nachteile für die Einwirkung durch Stickstoffdeposition.

Des Weiteren können Anhaltspunkte dann gegeben sein, wenn der Genehmigungsbehörde bestimmte Informationen bekannt sein sollten (z. B. die Vorbelastungskarten des UBA oder das Vorhandensein von stickstoffempfindlichen, gesetzlich geschützten Biotopen oder FFH-Gebieten).

Für immissionsschutzrechtlich zu genehmigende Anlagen (§ 4 BImSchG), für die hinreichende Anhaltspunkte vorliegen, dass der Schutz vor erheblichen Nachteilen durch Schädigung empfindlicher Pflanzen und Ökosysteme durch Stickstoffdeposition nicht gewährleistet und für die somit eine Sonderfallprüfung gemäß Nr. 4.8 TA Luft erforderlich ist, wurde ein TA Luft-konformes Verfahren zur Ermittlung und Bewertung der Stickstoffdeposition entwickelt. Dieses ermöglicht eine einheitliche, standardisierte Vorgehensweise bei der Ermittlung und Bewertung der Stickstoffdeposition im Rahmen der Sonderfallprüfung bei landwirtschaftlichen Anlagen. Es kann dazu beitragen, die derzeit bestehenden Unsicherheiten hinsichtlich der Bewertung von Stickstoffeinträgen bei der Umsetzung der TA Luft bei den Genehmigungs- und Überwachungsbehörden (vgl. Kap. 1) zu beseitigen und somit zur Beschleunigung der Verfahren führen.

Die ggf. erforderliche Ermittlung und Bewertung von Stickstoffdepositionen ist sowohl nach den Vorschriften des BImSchG als auch des BNatSchG durchzuführen.

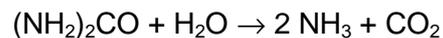
³ In verschiedenen Bundesländern wird als Zwischenschritt ein Schutzabstand, in dem die zulässige Ammoniakbelastung pauschal als irrelevant zu bewerten ist, ausgewiesen. So kann in NRW als „Zwischenschritt“ zunächst die vom MKULNV NRW empfohlene „Handlungsempfehlung zur Beurteilung von Ammoniakimmissionen im Rahmen von Genehmigungsverfahren von Tierhaltungsanlagen (Stand August 2002, <http://www.lanuv.nrw.de/landwirtschaft/pdf/empfehlung.pdf>)“ angewendet werden. Hierbei wird in Abhängigkeit von der zusätzlichen Ammoniakemission der Anlage ein Schutzabstand ausgewiesen, bei dessen Einhaltung die Genehmigungsfähigkeit ohne Ermittlung der vorhandenen Ammoniakbelastung gemäß TA Luft gegeben ist. Voraussetzung ist u. a., dass die topographischen Gegebenheiten die Erstellung repräsentativer Ausbreitungsklassenstatistiken ermöglichen. Bei Unterschreitung des so ermittelten Schutzabstandes ist gemäß TA Luft Anhang 1 zu verfahren.

Dabei ist auch zu prüfen, ob das Vorhaben mit dem Naturschutzrecht vereinbar ist. Ergibt diese Prüfung, dass sich nach dem BNatSchG unzulässige erhebliche Beeinträchtigungen nicht durch geeignete Minderungsmaßnahmen vermeiden, ausgleichen oder in sonstiger Weise kompensieren lassen (§ 15 Abs. 2 BNatSchG), so stehen dem Vorhaben andere öffentlich-rechtliche Vorschriften im Sinne des § 6 Abs. 1 Nr. 2 BImSchG entgegen. Auch sind die Anforderungen des § 34 BNatSchG zur FFH-Verträglichkeitsprüfung zu beachten.

3 Belastungssituation in Deutschland

3.1 Ammoniakquellen

Gasförmige Ammoniakemissionen entstehen bei verschiedenen landwirtschaftlichen Prozessen hauptsächlich durch die Zersetzung von stickstoffhaltigem, organischem Material. Der Hauptteil der Ammoniakemissionen stammt aus der Zersetzung von tierischen Exkrementen. Während der Stickstoff im Kot größtenteils in schwer aufschließbaren Proteinen vorliegt, stellt der leicht zersetzbare Harnstoff ((NH₂)₂CO) im Urin die wichtigste Quelle dar. Durch bakterielle und enzymatische Zersetzung der Stickstoffverbindungen in Kot und Urin kommt es zur Bildung von leicht flüchtigem Ammoniak (NH₃). Der wesentliche Abbauschritt ist dabei die Harnstoffspaltung durch das Enzym Urease, welches weit verbreitet in Bakterien, Böden und Pflanzen vorkommt. Es katalysiert die folgende Umsetzung:



Die gesamten bundesweiten Ammoniakemissionen werden für das Jahr 2010 mit 548 kt (UBA 2012 [8]) angegeben. Die mit Abstand höchsten Ammoniakemissionen stammen aus dem Bereich der Landwirtschaft. So liegt das Ammoniakaufkommen der Landwirtschaft aus Tierhaltung und Düngereinsatz bei über 95 % (vgl. Abb. 1). Abgesehen von einem leichten Rückgang der Ammoniakemissionen im Zeitraum 1990-1992, der überwiegend auf den Abbau der Tierbestände und den verminderten Einsatz stickstoffhaltiger Mineraldünger in den neuen Ländern zurückzuführen ist, haben sich die Emissionen der Landwirtschaft während des letzten Jahrzehnts nur geringfügig geändert.

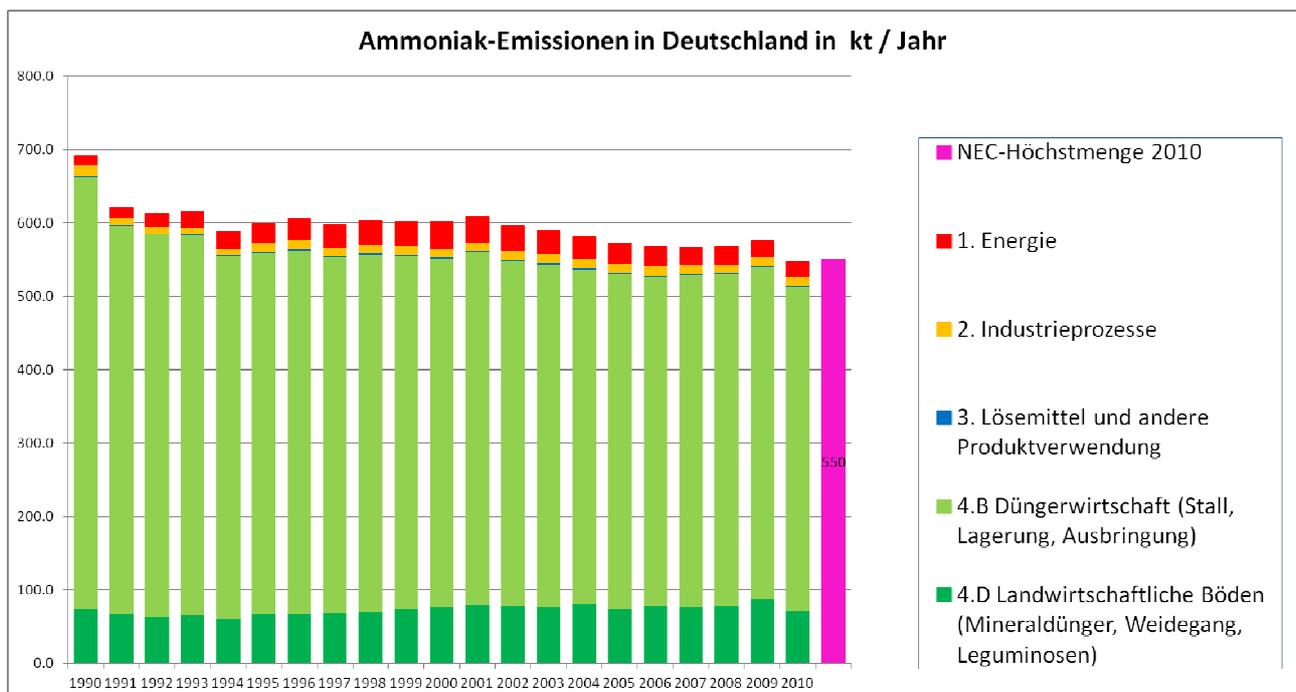


Abb. 1: Ammoniakemissionen nach Sektoren in Deutschland (Quelle: UBA [8])

Die differenzierte Betrachtung der Hauptemissionsquellen für Ammoniak aus der landwirtschaftlichen Tierhaltung (100 %) in die Bereiche Stall, Wirtschaftsdüngerlagerung, Wirtschaftsdüngerausbringung und Weidehaltung weichen je nach Autor stark voneinander ab. Nach den Ergebnissen von Döhler et al. 2002 [9] werden die Ammoniakemissionen aus der Nutztierhaltung zu ca. 37 % im Stall, zu 20 % bei der Lagerung von Wirtschaftsdünger, zu ca. 39 % bei der Ausbringung der Wirtschaftsdünger und zu 4 % bei der Weidehaltung von Nutztieren verursacht. Nach Einschätzung des von-Thünen-Instituts (vTI) hat sich an dieser Aufteilung der Emissionen bis heute im Wesentlichen nichts geändert (Rösemann, 2012 [10a]).

Das bei der Harnstoffspaltung gebildete Ammoniak geht entweder als Ammonium (NH_4^+) in Lösung oder entweicht direkt in die Atmosphäre.

Landwirtschaftliche Anlagen weisen i. d. R. vergleichsweise niedrige Austrittshöhen der Emissionsquellen auf. Literaturwerte für die Umsetzungszeiten von Ammoniak zu Ammonium liegen im Bereich von einigen Stunden bis Tagen, sodass bei den in Deutschland überwiegenden Windgeschwindigkeiten davon ausgegangen werden kann, dass das emittierte Ammoniak im unmittelbaren Umkreis der Anlage zu erhöhten Ammoniakkonzentrationen (Immissionen) führt. Die Ablagerung (Deposition) von Ammoniak und seinen Folgeprodukten erfolgt sowohl trocken (NH_3 ; NH_4^+) als auch nass (hauptsächlich NH_4^+).

Da Ammonium der einzige in höheren Konzentrationen vorkommende basische Bestandteil der Atmosphäre ist, bewirkt es die Neutralisation von sauren Luftschadstoffen, die durch die Oxidation von Schwefeldioxid (SO_2) und Stickoxiden (NO_x) in der Atmosphäre entstehen. Die dabei entstehenden Salze Ammoniumsulfat ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$), Ammoniumnitrat (NH_4NO_3) und Ammoniumnitrit (NH_4NO_2) liegen in der Atmosphäre hauptsächlich als feine Aerosolpartikel mit einem Durchmesser $< 2,5 \mu\text{m}$ vor. Diese Partikel haben sehr geringe Depositionsgeschwindigkeiten und werden daher je nach Durchmischung der Atmosphäre, Windgeschwindigkeiten und Niederschlagsgeschehen über weite Strecken mit den Luftströmungen verfrachtet, bevor sie als nasse, trockene oder feuchte Deposition auf Wasserflächen, Böden, Vegetation und Gebäude abgelagert bzw. ausgeregnet werden (vgl. Abb. 2).

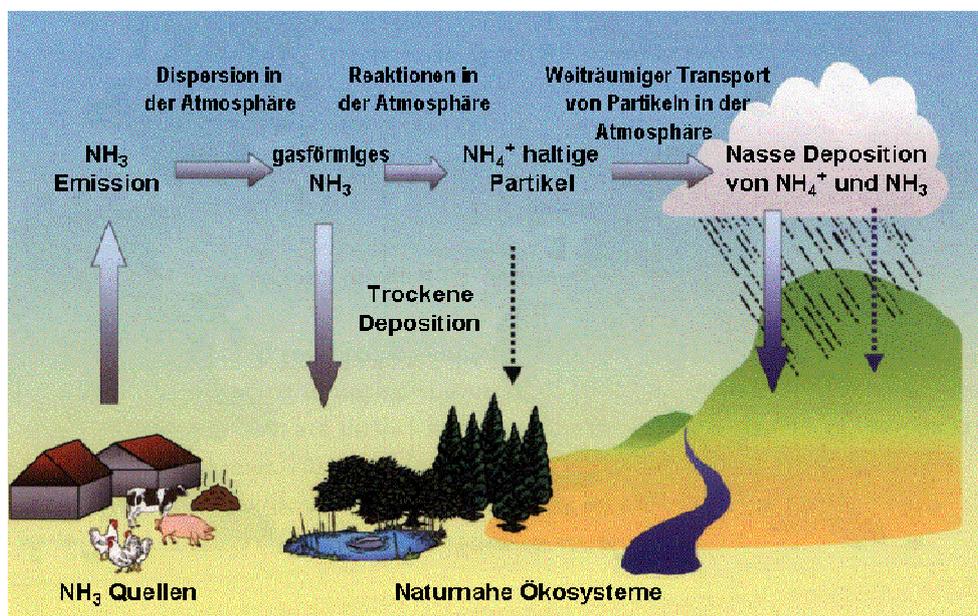


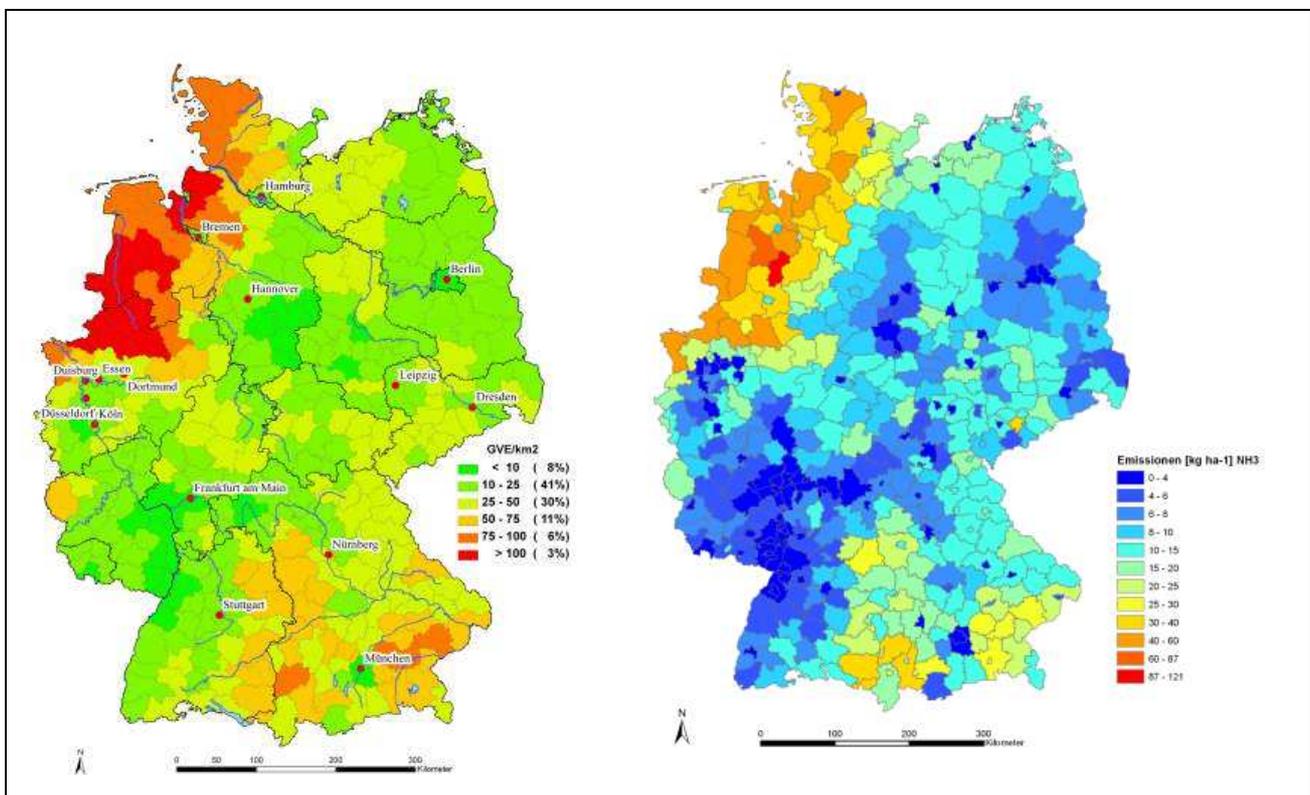
Abb. 2: Entstehung und Ablagerung von Ammoniak-/Ammoniumverbindungen (Quelle, abgeändert: Ammonia in the UK, DEFRA 2002)

Da 30-40 % der Feinstaubbelastung solche sekundären Aerosole sind, kommt der Landwirtschaft als dem Hauptammoniakemittenten in diesem Zusammenhang eine nicht zu vernachlässigende Rolle zu.

3.2 Räumliche Verteilung der Belastung

Die Belastungssituation entsteht infolge der kausalen Kette von der Emission über Transport und Umwandlung in der Atmosphäre und schließlich der Deposition als Stoffübergang aus der Atmosphäre durch Abscheidung an den jeweils exponierten Rezeptoren. Es bilden sich dadurch räumlich differenzierte Verteilungsmuster aus. Diese werden im Folgenden kurz beschrieben und anhand von Karten dargestellt. Aus Gründen der Übersichtlichkeit finden sich die Karten der Stickstoffdeposition in Anhang I dieses Berichtes.

Die **Ammoniakemissionssituation** in Deutschland wird räumlich sehr wesentlich durch unterschiedliche Tierbesatzdichten in der Landwirtschaft bestimmt. Regionale Konzentrationen der Tierbesatzdichten (>50 GV km⁻², vgl. Abb. 3 A) sind besonders im Nordwesten (Schleswig-Holstein, westliches Niedersachsen, nordwestliches Nordrhein-Westfalen) und im Süden Deutschlands (Württembergisches und Bayerisches Allgäu, östliches Baden-Württemberg, West- und Südostbayern) festzustellen. Entsprechend hohe Emissionsdichten >20 kg ha⁻¹ a⁻¹ liegen in diesen Gebieten vor (vgl. Abb. 3 (B)).



(A) Großvieheinheiten in Deutschland je qkm in den Landkreisen 2007 [GV km⁻²]
Quelle: vTI – P. Kreins, 2011 [9]
Daten: RAUMIS; EASYSTAT

(B) Ammoniakemissionsdichten in Deutschland 2007 in [kg ha⁻¹ a⁻¹] in den Landkreisen
Quelle: vTI – Rösemann et al., 2011 [10]

Abb. 3: Tierbesatz (A) und Ammoniakemissionsdichten (B) in Deutschland

Das räumliche Muster der Konzentrationen von Ammoniak ist aufgrund der kurzen Verweilzeit in der Atmosphäre (und der vergleichsweise niedrigen Austrittshöhe von Emissionen aus landwirtschaftlichen Anlagen) dem der Ammoniakemissionsdichten recht ähnlich.

Das räumliche Muster der Ammoniumkonzentrationen lässt, die räumliche Lage und Verteilung der Gebiete der Hauptemittenten weitaus weniger deutlich als die Ammoniakkonzentrationen erkennen. Die Umwandlung von gasförmigem Ammoniak zu partikulärem Ammonium erfolgt relativ rasch. Literaturwerte für die Umsetzungszeiten von Ammoniak zu Ammonium liegen im Bereich von einigen Stunden bis Tagen. Im Gegensatz zu Ammoniak besitzt Ammonium längere Verweilzeiten und damit längere Transportdistanzen in der Atmosphäre. Dies bringt eine intensivere Durchmischung in der Atmosphäre mit sich und damit eine gleichmäßigere Verteilung von Ammonium gegenüber Ammoniak. Die Ablagerung von Ammoniak und seinen Folgeprodukten erfolgt sowohl trocken (NH_3 ; NH_4^+) als auch nass (hauptsächlich NH_4^+).

Da Messungen der trockenen Deposition sehr aufwändig und kostenintensiv sind und dementsprechend wenige Messergebnisse vorliegen, basieren die Darstellungen zur trockenen Depositionsfracht von Stickstoff in Deutschland in Anhang I (vgl. Abb. A.I.7) auf Ergebnissen von Modellrechnungen. Die trockene Deposition (Berechnung vgl. Anhang I) ist rezeptorabhängig. Die Depositionsgeschwindigkeit wird wesentlich durch die Rauigkeit der Rezeptoren sowie durch die jeweiligen meteorologischen Bedingungen am Ort der Rezeptoren bestimmt. Die Depositionsgeschwindigkeit ist über einer glatten Oberfläche (z. B. einer Wasserfläche) deutlich niedriger als über Gebieten mit hoher Vegetation (z. B. Wald). Standorte, wie die bewaldeten Mittelgebirge oder bebauter Gebiet, weisen hohe Depositionsgeschwindigkeiten auf. Ammoniak deponiert, unabhängig von der Beschaffenheit des Rezeptors, im Mittel etwa viermal schneller als Ammonium.

Das räumliche Muster der trockenen Deposition von Stickstoff zeigt deutliche Maxima in den Regionen der höchsten gasförmigen Ammoniakstickstoffemissionen, besonders in benachbarten bewaldeten Gebieten. Übrige emittentenfernere Gebiete, die zwar durch hohe Depositionsgeschwindigkeiten bei zugleich geringeren Immissionskonzentrationen gekennzeichnet sind, wie z. B. der Harz oder der Schwarzwald, treten im räumlichen Muster der trockenen Deposition von Stickstoff weniger deutlich hervor. Übrige bewaldete Gebiete erhalten gegenüber den sie umgebenden Gebieten mit geringeren Rauigkeiten höhere Trockendepositionsfrachten und sind meistens als etwas dunklere Färbung im kleinräumigen Muster der Karte (vgl. Anhang I, Abb. A.I.7) zu erkennen. Die trockene Deposition von Ammoniumstickstoff weist auf Grund geringerer Depositionsgeschwindigkeiten ein deutlich geringeres Niveau auf als die von Ammoniakstickstoff.

Die Modellierung der trockenen Deposition von reduziertem Stickstoff ($\text{NH}_x\text{-N}$) – Summe der Trockendepositionsraten von Ammoniak- und Ammoniumstickstoff ($\text{NH}_x\text{-N} = \text{NH}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$) – weist Regionen mit hohen Frachten in den bewaldeten Gebieten im Südosten und im Nordwesten Deutschlands aus.

Bedingt durch die relativ weiten Transportdistanzen (Ferntransport), die geringeren Depositionsgeschwindigkeiten und die gleichförmigere Verteilung von Ammonium über die Gesamtfläche Deutschlands, finden sich relativ hohe Ammoniumtrockendepositionsraten in den emittentenfernen bewaldeten Gebieten, Mittelgebirgen und urbanen Gebieten mit hohen Rauigkeiten, während die emittentennahen Quellgebiete in der Kartendarstellung nicht mehr deutlich auszumachen sind.

Die **nasse Deposition** von reduziertem Stickstoff (NH_x) unterliegt anderen Prozessen als die trockene Deposition. Ammonium gelangt mit dem Niederschlag auf die Oberfläche, nachdem die Aufnahme von Ammoniak bzw. Ammonium in das Wolken- und Niederschlagswasser erfolgt ist (,in cloud scavenging' und ,below cloud scavenging') Die nasse Deposition ist rezeptorunabhängig und mit entsprechenden Sammelgefäßen direkt messbar.

Der nass deponierte Eintrag von Ammoniumstickstoff weist besonders in Regionen im Nordwesten Deutschlands, an der Mittelgebirgsschwelle und in den östlichen und südlichen Randgebirgen Deutschlands (Schwarzwald, Alpen, Bayerischer Wald, Fichtelgebirge, Erzgebirge) hohe Werte auf (vgl. Anhang I, Abb. A.I.7).

Ähnlich wie bei der trockenen Deposition hängt die Menge der **feuchten Deposition** in besonderem Maße von der Rezeptorbeschaffenheit ab. Die feuchte Deposition wurde, wie in Anhang I beschrieben, nur für Gebiete oberhalb von 250 m über N. N. berechnet

Der Anteil der feuchten Deposition an der Gesamtdeposition ist verglichen mit dem nassen und trockenen Depositionsfluss gering. Bezogen auf die Gesamtfläche Deutschlands macht die feuchte Deposition im Mittel nur etwa 5 % der Stickstoffgesamtdeposition aus, bezogen auf Waldgebiete im Mittel 10 % und erreicht in einigen bewaldeten Regionen an der Mittelgebirgsschwelle einen Anteil von >15 %.

Zur **Gesamtdeposition von reduziertem Stickstoff** ($N_{NH_x-N} = N_{NH_x-N_{trocken}} + N_{NH_x-N_{nass}} + N_{NH_x-N_{feucht}}$) trägt die nasse Deposition im Mittel über ganz Deutschland zu etwa 40 % bei. Regional sind höchste Einträge in den Waldgebieten im Nordwesten Niedersachsens und Nordrhein-Westfalens sowie im Südosten Deutschlands (Bayern) zu beobachten.

Das räumliche Muster der **Stickstoffgesamtdeposition** (N_{ges}), das sich durch Addition der Depositionsraten von reduziertem und oxidiertem Stickstoff ($N_{ges} = N_{NH_x-N} + N_{NO_y-N}$) berechnet (vgl. Anhang I, Abb. A.I.5 und Abb. A.I.6), ähnelt weitgehend der Gesamtdeposition von reduziertem Stickstoff. Der oxidierte Stickstoff wird hauptsächlich bei Verbrennungsprozessen emittiert und trägt im Mittel über ganz Deutschland zu etwa einem Drittel zur Stickstoffgesamtdeposition bei.

Abb. 4 zeigt die Statistik der flächendeckenden Kartierung der Stickstoffgesamtdepositionen für das Jahr 2007. Im Mittel ist der Stickstoffeintrag in Waldflächen etwa 30 % höher als der mittlere Eintrag in Offenland-Ökosysteme.

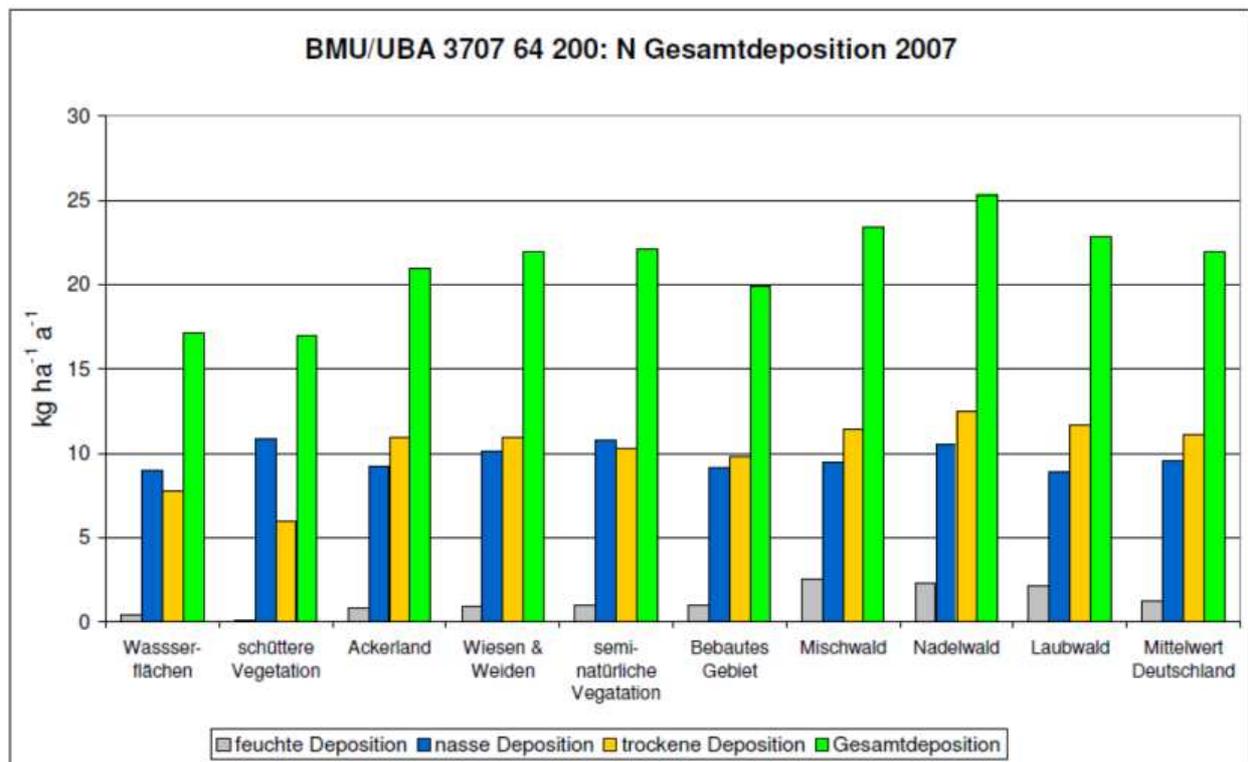


Abb. 4: Mittlere Stickstoffgesamtdeposition für das Jahr 2007 nach Depositionsflüssen und Landnutzungsclassen (Datenquelle: BMU/UBA 3707 64 200, Bultjes et al., 2011)

4 Wirkungen von Ammoniak-/Ammoniumverbindungen auf Pflanzen und Ökosysteme

In diesem Abschnitt werden direkte Effekte von Ammoniak-/Ammoniumverbindungen auf Organismen behandelt, wobei der Schwerpunkt aufgrund der besseren experimentellen Datenlage auf Gefäßpflanzen liegt.

Bei Betrachtung ökosystemarer Effekte müssen alle Formen der Stickstoffdeposition (trockene Deposition: Nitrit (NO_2), Ammoniak; nasse Deposition: Nitrat, Ammonium) berücksichtigt werden. Deponierter Stickstoff kann entweder durch die Pflanzendecke aufgenommen, immobilisiert (Festlegung in organischer Substanz, nur im Fall von NH_x) oder in Nitrat überführt werden.

Nahezu alle natürlichen terrestrischen Ökosysteme der temperierten Zonen sind Stickstoff-limitiert: so gehören in Deutschland bezeichnenderweise mehr als 70 % der Rote-Liste-Arten zu den Stickstoffmangelzeigern. Experimentell wurde nachgewiesen, dass eine spontane Erholung der Vegetation von einmal eingetretenen Veränderungen in Stickstoffverfügbarkeit und Artenzusammensetzung nur sehr langfristig und mit großem Managementaufwand möglich ist.

4.1 Aufnahme

Für die meisten Pflanzen ist die Aufnahme über die Blätter sehr viel geringer als über die Wurzeln. Moose und Flechten sind vollständig auf die Stickstoffaufnahme über ihre Assimilationsorgane angewiesen, was diese Gruppen relativ empfindlich macht.

Die pflanzliche Aufnahme von Nitrat und Ammonium aus dem Boden hängt sowohl von der chemischen Zusammensetzung der Bodenlösung (die wiederum vor allem durch mikrobielle Aktivität bestimmt wird) als auch vom Klima und von der Pflanzenart ab. Höhere Pflanzen werden in drei Gruppen eingeteilt: Ammonium-Bevorzuger, Nitrat-Bevorzuger und schließlich Arten, die beide Stickstoffformen nutzen können.

Schnellwüchsige Pionierarten sowie ruderalen Arten, annuelle Arten und die meisten Gräser (inklusive Getreide) bevorzugen im allgemeinen Nitrat, während langsamwüchsige Klimaxarten Ammonium präferieren. Zu dieser Gruppe, die sich durch eine sehr geringe Nitratassimilationsfähigkeit im Blatt auszeichnet und keine Möglichkeit hat, dort größere Mengen an Protonen zu neutralisieren, gehören u. a. auch alle Koniferenarten und Ericaceen. Demgegenüber sollten Arten, die bevorzugt Nitrat aufnehmen und im Blatt assimilieren, sehr gut in der Lage sein, Protonen aus der Ammoniakassimilation abzapfen. Die Mehrheit der Pflanzenarten zeigt das beste Wachstum in Ammonium-/Nitratkombinationen, wobei das optimale Verhältnis von Pflanzenalter, Temperatur, Einstrahlung und Nährstoffstatus abhängt.

Ammoniak wird nach stomatärer Aufnahme im Mesophyll als organischer Stickstoff in Form von Glutamat in den Aminosäurestoffwechsel eingeschleust. Damit unterliegt es dem gleichen Reaktionsweg, über den auch bodenbürtiger Stickstoff in Form von Nitrat (nach Reduktion zu Ammoniak durch die Enzyme Nitratreduktase und Nitritreduktase) oder Ammonium dem organischen Stickstoffpool der Pflanze zugeführt wird.

Bei Assimilation im Spross muss das pflanzeninterne „pH-stat System“ zur Regulation des zellulären pH-Wertes in Aktion treten. Das Puffervermögen dieses Systems hängt von der bevorzugten Stickstoffform einer Pflanzenart ab und vom Ort der Stickstoffassimilation.

Solange die Ammoniakaufnahme die Assimilationsrate nicht übersteigt, tritt eine Wachstumsförderung auf. Die effektive Assimilation von Ammoniak aus der Atmosphäre über die Enzyme des normalen Stickstoffassimilationsweges erklärt seine primär düngende Wirkung.

Die Assimilation von Ammoniak führt stets zu einem höheren Stickstoffgehalt in den Geweben, der von den Pflanzen in der Regel in freien Aminosäuren mit niedrigen C/N-Verhältnissen gespeichert wird. Nach Ammoniakexposition finden sich ein deutlicher Anstieg des Arginin-Gehalts, z. T. auch erhöhte Glutamin- und Asparagingehalte.

Ob vom Blatt aufgenommenes Ammoniak primär düngend und damit wachstumsfördernd oder toxisch wirkt, hängt davon ab, ob die Assimilationsrate mit der Aufnahmerate Schritt hält oder nicht. Die Obergrenze für die verwertbare Stickstoffmenge wird bei Einzelpflanzen von zahlreichen pflanzenspezifischen (Nährstoffversorgung, Art) und umweltbedingten Faktoren gesteuert (Temperatur, Feuchtigkeit, Licht und Wasser). Hinsichtlich der Stickstofftoleranz von ganzen Ökosystemen spielen Artenzusammensetzung, wirtschaftliche Nutzung und Bearbeitungsweise der Ökosysteme eine wichtige Rolle.

Für die Assimilation und „Entgiftung“ des Ammoniaks wird ein ausreichendes Angebot an Kohlenstoff und Energieäquivalenten benötigt, das durch die Photosynthese bereitgestellt werden muss.

Sobald die Ammoniakaufnahme die Assimilationskapazität überschreitet, wird Ammonium akkumuliert, und es treten toxische Effekte wie eine Entkoppelung der Photophosphorylierung oder die Verätzung der Gewebe aufgrund der alkalischen Wirkung auf, die binnen kurzer Zeit zum Zelltod führen können. Eine deutliche Überschreitung der Assimilationskapazität dürfte aber nur bei akuten Konzentrationsspitzen von Bedeutung sein. Für die Assimilationskapazität von Blättern für Ammoniak ist auf längere Sicht entscheidend, ob die mit der Ammoniakassimilation verbundene pH-Wert Veränderung abgepuffert werden kann. Der Einbau von Stickstoff ist in Abhängigkeit von der angebotenen Verbindung mit dem Verbrauch oder der Freisetzung von Protonen verbunden. Protonen- oder Hydroxylüberschüsse bei Stickstoffassimilation in der Wurzel können durch Austausch mit dem Substrat leicht ausgeglichen werden.

4.2 Wirkungen auf den Boden

Die Deposition von Stickstoffverbindungen, die als NO_x emittiert wurden, führt zu einer Bodenversauerung. NH_x besitzt ebenfalls das Potential zu Bodenversauerung, aber nur dann, wenn es zu Nitrat konvertiert und dieses nicht von den Pflanzen aufgenommen wird. Die pflanzliche Aufnahme von Nitrat bedingt eine Aufnahme von Protonen aus dem Boden, die Aufnahme von Ammonium eine Protonenfreisetzung. Die Pufferkapazität der Böden (nahezu unbegrenzt in Kalkböden, sehr gering in kalziumarmen, sauren Böden) determiniert die Wirkung der Aufnahme bzw. Freisetzung von Protonen. Freilandstudien haben gezeigt, dass Stickstoffdeposition sowohl zu Eutrophierung als auch zu Versauerung führt, wobei die Auswirkungen der Eutrophierung die der Versauerung bei weitem zu übersteigen scheinen.

Stickstoff der von den Pflanzen und Mikroorganismen nicht verwertet werden kann, wird im Boden nicht gespeichert, sondern in Form von Nitrat mit dem Sickerwasser aus dem Boden ausgewaschen (Grundwassergefährdung). Dabei wirkt das Nitrat als sogenannter „Kationenschlepper“. Wichtige Pflanzennährstoffe werden mit dem Nitrat ausgetragen, gehen für die Pflanzen verloren und können zu einem Nährstoffmangel führen. Gleichzeitig können auch schädliche Metalle ausgetragen werden und das Grundwasser belasten.

4.3 Wirkungen auf Heiden

Fast alle Heiden im europäischen Inland sind anthropogenen Ursprungs und durch jahrhundertelange Bewirtschaftung entstanden. Die ursprüngliche Nutzung (Beweidung, Plaggenhieb, Brand) sorgte für einen regelmäßigen Entzug von Nährstoffen aus dem System und zu einem Gleichgewicht zwischen Nährstoffeintrag und -austrag. Während der letzten Jahrzehnte ist dieses Gleich-

gewicht durch verstärkte Stickstoffeinträge und Nutzungsänderung bzw. Nutzungsaufgabe gestört worden mit der Folge einer Umwandlung von Heide in Grasgesellschaften.

Bei geringer Stickstoffdeposition steigt die Stickstoffmineralisation von ca. $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ direkt nach dem Plaggenhieb auf $50\text{-}110 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ nach drei bis vier Jahrzehnten. Ohne den Export von Nährstoffen führt dies zu einer Umwandlung von Heiden zunächst in Grünland, später in Wälder. Bei erhöhtem Stickstoffeintrag aus der Atmosphäre reicht die Stickstoffverfügbarkeit bereits nach einem Jahrzehnt aus, um die Umwandlung von Heide in Grasgesellschaften zu bewerkstelligen. In den trockenen, von *Calluna vulgaris* dominierten Sandheiden vollzieht sich die Umwandlung allerdings erst nach Öffnen der Heidebestände. Diese Öffnung der Bestände kann durch eine Heidekäferinvasion oder durch Frostschäden initiiert werden. Beide Prozesse werden durch erhöhte Stickstoffeinträge gefördert.

Bei geringen Stickstoffeinträgen existieren in Sandheiden und in feuchten Heiden mosaikförmige Strukturen mit artenreicher Vegetation. Dieses mosaikförmige Vegetationsmuster ist im Verschwinden begriffen, da u. a. durch den Eintrag sowohl von Stickstoff als auch von saurer Deposition die kleinräumige Variabilität der Bodenbedingungen verloren geht. Viele Arten (z. B. *Arnica montana*, *Antennaria dioica*, *Gentiana pneumonanthe* und *Thymus serpyllum*) sind auf einen pH-Wert zwischen pH 4,5 und pH 5,5 angewiesen, reagieren empfindlich auf Aluminium in der Bodenlösung und können nicht überleben, wenn Ammonium die einzige Stickstoffquelle darstellt. Die entsprechenden Biotope verschwinden daher bei erhöhter Stickstoffdeposition.

Die erhöhte Stickstoffdeposition erhöht auch die Anfälligkeit der Pflanzen für herbivore Organismen, besonders für Insekten. Ein Beispiel hierfür ist die Interaktion zwischen dem Heidekäfer (*Lochmaea suturalis*) und der Besenheide (*Calluna vulgaris*). In Ammoniakexpositionsexperimenten konnte die beschleunigte Larvenentwicklung des Heidekäfers bei Zufuhr von Calluna-Blättern bei erhöhtem Ammoniak nachgewiesen werden.

Ausbrüche der Heidekäfer-Populationen (*Lochmaea suturalis*), treten natürlicherweise etwa alle 20-50 Jahre auf. In Folge erhöhter Stickstoffeinträge ist deren Frequenz aber auf alle 7-10 Jahre angestiegen, mit der Folge einer vermehrten Vergrasung der ursprünglich von *Calluna vulgaris* dominierten Heidebestände.

4.4 Wirkungen auf Halbtrockenrasen

Halbtrockenrasen stellen in West- und Zentraleuropa i. d. R. ebenfalls halbnatürliche, durch menschliche Nutzung entstandene Systeme dar. Sie beherbergen eine Vielzahl von bedrohten Pflanzen- und Tierarten und stehen daher oft unter Schutz. Intensive Düngung oder Stickstoffeinträge aus der Atmosphäre führen zur Umwandlung von Halbtrockenrasen in artenarme, von Gräsern der Fettweiden und -wiesen dominierte Bestände. Das klassische, seit 1856 bestehende Park Grass Experiment in Rothamsted, Großbritannien, zeigte eine starke Artenverarmung und die Dominanz von Gräsern wie *Holcus lanatus* oder *Agrostis*-Arten nach Stickstoffapplikation mit $48 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ als Ammoniumsulfat oder Natriumnitrat.

In Kalkmagerrasen wird das Wachstum der Fiederzwenke (*Brachypodium pinnatum*) durch Stickstoffeinträge stark gefördert. Der dichte Blattfilz dieser Art verringert Einstrahlungsquantität und -qualität für die niedrigwüchsigen Kräuter und Gräser und sorgt so für eine drastische Reduktion der Artendiversität, die auch viele charakteristische Flechten und Moose betrifft.

4.5 Wirkungen auf Waldökosysteme

Wie weiter oben beschrieben, wirkt Ammoniak in der Atmosphäre zunächst basisch: Schwefel- und Salpetersäure werden zu Ammoniumsalzen neutralisiert. Wird jedoch das eingetragene Ammo-

niumion nitrifiziert und dann ausgewaschen, entstehen zwei Protonen. Der Netto-Effekt ist in diesem Falle ein Proton pro Mol emittiertes Ammoniak. Dies ist zumindest in Mitteleuropa langfristig der Regelfall, weil fast alle Ökosysteme Stickstoff massiv anreichern und sich dem Sättigungszustand mehr oder weniger schnell nähern.

Generell resultieren Auswirkungen auf terrestrische Ökosysteme somit vor allem aus ihrem langfristig bodenversauernden und düngenden Effekt. Nur in sehr seltenen Fällen wirken stickstoffhaltige Verbindungen auf Pflanzen direkt toxisch. Mit der durch die Düngung induzierten Wachstumsförderung sind i. d. R. weitere Effekte verbunden, die in natürlichen und halbnatürlichen Ökosystemen langfristig negative Folgen haben können wie z. B. der Verlust der Stresstoleranz bei erhöhtem Stickstoffangebot. Ursache hierfür ist ein ungenügendes Wurzelwachstum und die damit verbundene Reduktion der Aufnahme von Wasser und anderen Nährelementen. Die Aufnahme dieser Elemente wird durch Ammonium stärker behindert als durch Nitrat.

Die Frage der Stickstoffdeposition und ihrer Folgen speziell in Waldökosystemen ist komplex. Verschiedene Teilbereiche sind betroffen (Bodenchemie, Ertrag, Kraut- und Strauchschicht, Fauna), und es ist schwierig, für die lange Zeitspanne des Baumwachstums zu übersehen, wohin das System sich insgesamt bewegt.

Die Baumvitalität wird europaweit im Rahmen der Waldschadensbonituren überwacht. Diese Untersuchungen zeigen, dass das Baumwachstum insgesamt (mit Ausnahme schwerstbelasteter Regionen) durch Stickstoffdeposition zwar eher gefördert als beeinträchtigt wird, dass die Gesamtvitalität der Bäume jedoch häufig eingeschränkt ist (negativer Trend). Ein direkter Zusammenhang mit der Stickstoffdeposition wird vermutet, ist aber mit den vorhandenen Datensätzen nicht ohne weiteres nachweisbar. In weiten Teilen West- und Zentraleuropas wird eine Erhöhung der Stickstoffkonzentrationen und eine Verringerung der Phosphor (P)-, Kalium (K)-, Magnesium (Mg)- und Calcium (Ca)konzentrationen im Laub festgestellt. Die vormals mangelhafte Stickstoffversorgung muss mittlerweile als überhöht angesehen werden, während einige andere Nährelemente (z. B. P, Mg) im Mangelbereich angesiedelt sind.

In Wäldern und anderen halbnatürlichen und natürlichen Ökosystemen kann eine potenzielle Wachstumsförderung nicht unbedingt als Vorteil angesehen werden, da die meisten Pflanzenarten halbnatürlicher und natürlicher Systeme an nährstoffarme Bedingungen adaptiert sind und nur geringe Konkurrenzkraft im Vergleich mit nitrophilen Arten besitzen.

Der düngende Effekt der Stickstoffdeposition wird teilweise durch mangelnde Wasserversorgung der Bäume kompensiert, wobei die Stickstoffdeposition den Wasserhaushalt der Bestände aufgrund erhöhter Spross/Wurzel-Relationen und gesteigerter Transpirationsraten beeinträchtigen dürfte.

Deutliche Effekte der Stickstoffdeposition zeigen sich an der Artenzusammensetzung der Waldbodenvegetation, die sich in den vergangenen Jahrzehnten, speziell in Kiefernwäldern, dramatisch verändert hat. Die ursprüngliche, von Moosen und Flechten dominierte Vegetation hat sich in von Gräsern dominierte Gesellschaften gewandelt. In vielen Wäldern auf sauren Böden ist die Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*) zu einer sehr häufigen Art geworden. Insgesamt wird eine Zunahme stickstoffbedürftiger Arten beobachtet. Besonders empfindliche Bestandteile der Vegetation in Waldökosystemen sind epiphytische Flechten, deren Artenzusammensetzung ebenfalls eine Zunahme nitrophiler Arten aufweist.

Auf einer Vielzahl von Waldstandorten sind derzeit fortschreitende Versauerungsprozesse zu beobachten (BMVEL, 2004 [12]), die neben dem Eintrag an schwefeligen Verbindungen zum überwiegenden Teil durch den erhöhten Stickstoffeintrag verursacht sind. Auf stark wasserbeeinflussten Standorten mit häufigem Wasserstau wird überschüssiges Nitrat mikrobiell verstärkt denitrifiziert. Dabei entsteht das Treibhausgas Lachgas (N_2O), das aus dem Boden an die Umgebungsluft entweicht.

In Wäldern muss mittlerweile auf großen Flächen von einer Stickstoffübersorgung ausgegangen werden. So sind die Critical Loads-Werte⁴ in Regionen mit hoher Viehdichte meist überschritten.

4.6 Wirkungen auf Agrarökosysteme

Angesichts der Tatsache, dass auf ackerbaulich genutzten Flächen meist zusätzliche Stickstoffgaben z. B. in Form mineralischer Dünger ausgebracht werden, um die gewünschten Erträge zu erzielen, ist für diese naturfernen Ökosysteme eine Wirkungsbetrachtung erhöhter Stickstoffeinträge entbehrlich. Es sollte dennoch berücksichtigt werden, dass hohe Stickstoffeinträge eine Erhöhung des Spross/Wurzel-Verhältnisses bewirken und als Konsequenz die Widerstandsfähigkeit der Pflanzen gegen Trockenstress und Frostschäden sinken kann. Die in der TA Luft in diesem Zusammenhang beispielhaft aufgeführten Baumschulen und Kulturpflanzen werden in Fachkreisen nicht als empfindlich eingestuft. Bei diesen Kulturen ist ein schneller Biomassezuwachs erwünscht, langfristige Schäden wie z. B. Biodiversitätsverluste spielen keine Rolle.

4.7 Internationale Bewertungsmaßstäbe für Stickstoffeinträge

Seit den 1990er Jahren ist die europäische Luftreinhaltepolitik zunehmend „wirkungsbasiert“. Dies bedeutet, dass Emissionsminderungsziele (z. B. nationale Emissionsobergrenzen für Ammoniak und andere Massenschadstoffe im Rahmen der NEC-Richtlinie der EU und des UNECE-Multikomponenten-Protokolls) anhand der räumlichen Verteilung und Höhe der Überschreitungen von Wirkungsschwellen festgelegt werden. Hauptinstrument für dieses Konzept ist der Vergleich von Stoffeintrags- (Depositions-)raten mit sogenannten Critical Loads, die eine Empfindlichkeit von Ökosystemen gegenüber bestimmten Stoffeinträgen quantifizieren. Ziel der Luftreinhaltestrategien ist es, die Überschreitung von Critical Loads zu minimieren.

Der Critical Load von Stickstoff ist definiert als “the highest deposition of nitrogen as NH_x and/or NO_y ⁵ below which harmful effects in ecosystem structure and function do not occur according to present knowledge”. Er ist somit die Kapazität eines Ökosystems, Stickstoffeinträge zu immobilisieren (z. B. langfristige Festlegung im Humus) oder ohne Schadwirkungen auszutragen (z. B. durch Holzernte). Die Raten dieser Prozesse sollen nachhaltig (langfristig) und unschädlich für andere Systeme sein (z. B. niedrige Nitratkonzentrationen im Sickerwasser).

Die Überschreitung von Critical Loads durch tatsächliche Stoffeinträge indiziert ein langfristiges (>100 Jahre) Schadrisiko. Sowohl die Auswirkungen von Stoffeinträgen als auch die Erholung von vergangenen Einträgen können sich stark verzögern.

Die international abgestimmten Methoden zur Berechnung und Anwendung von Critical Loads sind in einem gerade revidierten Handbuch dokumentiert [34]. Stickstoffeinträge haben verschiedene Wirkungen (s. o.); aus diesem Grunde sind unterschiedliche Critical Loads für versauernde und für eutrophierende (durch Überdüngung bedingte biologische Reaktionen) Wirkungen definiert.

Zur Vereinfachung des hier beschriebenen Verfahrens werden allein eutrophierende Wirkungen betrachtet.

Die Ermittlung von Critical Loads erfolgt entweder auf der Basis von experimentellen Untersuchungen („empirische“ Critical Loads, vgl. Anhang II) oder durch ökosystemspezifische Massenbilanzen, in denen die ökosystemspezifischen Raten wichtiger Prozesse anhand von Vegetationsbestand, Klima/Hydrologie, Bodenbeschaffenheit u. v. a. berechnet werden [34].

⁴ Gemäß Definition der UNECE stellen die Critical Loads ein quantitatives Maß für die Exposition (Deposition) gegenüber einem oder mehreren Luftschadstoffen dar, bei deren Unterschreitung nach dem gegenwärtigen Stand des Wissens keine signifikanten negativen Effekte auf spezifische empfindliche Bestandteile der Umwelt auftreten. Die Critical Loads werden regelmäßig aufgrund neuer Erkenntnisse überarbeitet und neu festgelegt.

⁵ $\text{NH}_x = \text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$; $\text{NO}_y = \text{NO} + \text{NO}_2 + \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$

Ebenfalls zur Vereinfachung des Verfahrens wird hier die Anwendung empirischer Critical Loads empfohlen.

Die vom zuständigen Gremium der UNECE-Luftreinhaltekonvention (ICP Modelling and Mapping) auf experimenteller Grundlage erarbeitete Liste (vgl. Anhang II, Tab. A. II.1) weist jeder als stickstoffempfindlich bekannten Ökosystemklasse (Wälder, Heiden, Moore sowie bestimmte Grünlandtypen und Oberflächengewässer) eine Spannweite maximal tolerierbarer Stickstoffbelastungen zu. Mittels Angaben zu Lufttemperatur, Bodenfeuchte, Verfügbarkeit basischer Kationen, Phosphorversorgung und Nutzungsintensität der Ökosysteme lässt sich diese Spanne weiter eingrenzen und ein ökosystemspezifischer Wert ableiten (vgl. Anhang II, Tab. A.II.2; wesentliche Informationen hierzu lassen sich aus vorhandenen Datensätzen ermitteln). Zur weiteren Vereinfachung des Verfahrens kann – wenn keine ausreichenden Informationen vorliegen und wenn dies fachlich vertretbar ist – der Mittelwert dieser Spanne genommen werden.

Die umfangreiche wissenschaftliche Basis dieser Werte bildet der UNECE-Workshopbericht „Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships“ [13], in dem die Ergebnisse der Berner Liste von 2003 aufgrund langjähriger Untersuchungen im Jahr 2010 aktualisiert und auf dem Workshop in Noordwijkerhout vorgestellt wurden (siehe Anhang II).

Über die i. d. R. aufwändigere Berechnung von Critical Loads mittels Massenbilanzen nach international abgestimmten Methoden [34] können entsprechende Standortdaten errechnet werden.

Diese Vorgehensweise erfüllt die Vorgabe der TA Luft, „die Art des Bodens, die Art der vorhandenen Vegetation und den Grad der Versorgung mit Stickstoff zu berücksichtigen“.

5 Ermittlung der Stickstoffbelastung in Genehmigungsverfahren gemäß BImSchG/TA Luft

5.1 Vorbelastung

Voraussetzung für eine einheitliche Bewertung von Stickstoffeinträgen ist eine standardisierte Methodik zur Ermittlung der Gesamtbelastung (Vorbelastung + Zusatzbelastung).

Angesichts der Tatsache, dass keine landesweit flächendeckenden Messnetze zur Bestimmung der Stickstoffdeposition existieren, stehen Messdaten zur Vorbelastung i. d. R. nicht zur Verfügung. Im Genehmigungsverfahren wären Vorbelastungsdaten durch die Antragsstellerin zu ermitteln⁶. Da die messtechnische Bestimmung der lokalen Stickstoffdeposition sehr aufwändig ist, würde der resultierende Aufwand bei Genehmigungsverfahren für landwirtschaftliche Anlagen i. d. R. als unverhältnismäßig angesehen. Es ist daher eine deutschlandweit gültige, einheitliche Methode bzw. Datenbasis erforderlich, die eine realistische Abschätzung der lokalen Stickstoffbelastung ermöglicht. Die Daten, die der Berechnung der Vorbelastung zugrunde liegen, sollten entsprechend den Anforderungen Nr. 4.6.3.1 TA Luft nicht älter als 5 Jahre sein.

Im Rahmen des vom UBA geförderten F & E-Vorhabens „Modelling of Air Pollutants and EcoSystem Impacts (MAPESI)“ (FKZ: 3707 64 200) wurde ein flächendeckender Datensatz (2005-2007, Auflösung 1 x 1 km²) zur Nass-, Trocken-, Feuchten- und Gesamtdeposition erstellt. Landnutzungsabhängige Rasterwerte des Datensatzes können im Internet abgerufen werden (<http://gis.uba.de/website/depo1/index.htm>). Die Aktualisierung der Datensätze ist gegenwärtig im Rahmen des vom UBA geförderten F & E-Vorhabens „Pollutant Input and Ecosystem Impact“ (PINETI, FKZ 3710 63 246) in Bearbeitung.

⁶ Messungen zur Vorbelastung können nach Nr. 4.6.2.1 TA Luft entfallen, wenn nach Abschätzung oder Ermittlung der Zusatzbelastung oder auf Grund sonstiger Erkenntnisse festgestellt wird, dass die Immissionswerte am Ort der höchsten Belastung nach Inbetriebnahme der Anlagen eingehalten werden können.

Nassdepositionsraten werden auf der Basis qualitätsüberprüfter Messwerte von UBA-, Landes- und anderen Messnetzen (Ammonium- und Nitratkonzentrationen im Niederschlag) interpoliert und mit Niederschlagskarten des Deutschen Wetterdienstes (Niederschlagshöhen, Auflösung $1 \times 1 \text{ km}^2$) multiplikativ zu flächendeckenden Nassdepositionsfrachten verschnitten. Die trockene und feuchte Deposition wird mit dem Chemie-Transportmodell LOTOS-EUROS auf der Basis von Rezeptorinformationen (Corine Landcover 2000, Auflösung $1 \times 1 \text{ km}^2$; Bestandeshöhen; Blattflächenindex u. a.), Emissionen (für Ammoniak: offizielle, EMEP- und CORINEAIR-Vorgaben berücksichtigende, deutsche Emissionen nach dem Inlandsprinzip) sowie räumlich und zeitlich hochauflösenden Daten zu Luftschadstoffkonzentrationen (berechnet mit LOTOS-EUROS, zeitliche Auflösung 1 Stunde) und meteorologischen Parametern (ECMWF) modelliert. Eine detaillierte Beschreibung der aktuellen Methodik für die Bestimmung der trockenen, nassen, feuchten und Gesamtdeposition findet sich in Anhang I.

Die lokale Stickstoffvorbelastung empfindlicher Ökosysteme kann aus den vorliegenden deutschlandweiten Datensätzen der Stickstoffgesamtdeposition durch eine räumliche Zuordnung zur entsprechenden Landnutzungsklasse (Wald- und Offenland-Ökosysteme) ermittelt werden (vgl. Anhang I).

Somit stellt der in Anhang I beschriebene UBA-Datensatz derzeit die beste verfügbare Vorgehensweise zur Bestimmung der Vorbelastung in Genehmigungsverfahren dar. Dabei ist es erforderlich, dass diese Datenbasis gepflegt und weiter fortgeschrieben wird. Wie im Anhang I ausgeführt, sind die Daten im Internet abrufbar.

Da die trockene Deposition im direkten Umfeld der Anlagen den maßgeblichen Anteil an der Gesamtdeposition darstellt, die im Rahmen des o. g. UBA-Projektes ermittelte trockene Deposition derzeit jedoch noch lediglich eine Auflösung von $1 \times 1 \text{ km}^2$ aufweist, ist die Emission einer einzelnen zu erweiternden Anlage nicht vollständig (anlagenscharf) berücksichtigt. Im Rahmen von wesentlichen Änderungen von Anlagen durch Anlagenerweiterungen sind daher bei der Berechnung der lokal herrschenden Vorbelastung auch die Emissionen der bereits existierenden Anlagenteile ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) zu berücksichtigen (vgl. Bsp. 1, Bsp. 2 Anhang 5).

5.2 Zusatzbelastung

Die anlagenspezifische Zusatzbelastung kann mittels eines vereinfachten Screening-Verfahrens abgeschätzt oder mit dem in Anhang 3 der TA Luft genannten Verfahren prognostiziert werden.

5.2.1 Screening-Verfahren

Zur Vereinfachung des Verfahrens kann die anlagenspezifische Zusatzbelastung durch Stickstoffdeposition mittels eines Screening-Verfahrens abgeschätzt werden.

Das Screening-Verfahren basiert auf den gleichen Grundlagen, die zur Erstellung der Mindestabstandskurve der TA Luft Anhang 1 für Ammoniakkonzentration gewählt wurden. Die Abstandskurve wurde für die Abschätzung der Stickstoffdeposition angepasst.

Grundlage für die Abstandsfestlegungen für Ammoniakkonzentration sind Modellrechnungen mit AUSTAL2000 (AUSTAL2000 ist das Referenzverfahren des Anhangs 3 TA Luft) für eine bodennahe, von Gebäuden beeinflusste Quelle. Hierbei wurden verschiedene meteorologische Ausbreitungsklassenstatistiken aus Deutschland berücksichtigt. Zur Festlegung des Mindestabstands X_{Min} wurde die Entfernung von der Quelle im Lee der Hauptwindrichtung abgegriffen (Janicke und Janicke, 2003 [14]). Gemäß Anhang 1 TA Luft kann der Schutzabstand über die Beziehung

$$x_{Min} = \sqrt{F \cdot Q}$$

berechnet werden. Hierbei bezeichnet x_{Min} den Mindestabstand zwischen Emissionsschwerpunkt der Quelle und Schutzobjekt, Q ist die Quellstärke in [t/a] und der Faktor F beträgt $41.668 \text{ a} \cdot \text{m}^2/\text{t}$.

Grundlage für die Festlegung der Abstände in Abb. 4 des Anhangs 1 TA Luft ist eine maximale anlagenspezifische Zusatzbelastung von $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Erfahrungsgemäß ist die Deposition s proportional der bodennahen Konzentration c :

$$s = v_d \cdot c.$$

Die Proportionalitätskonstante ist die sogenannte Depositionsgeschwindigkeit v_d . Sie ist stoff- und rezeptorabhängig. Gemäß TA Luft Anhang 3 ist der Wert $v_d = 0.01 \text{ m/s}$ für Ammoniak zu wählen.

Nach obiger Formel liegt an den Abständen der Abb. 4 Anhangs 1 TA Luft die folgende anlagenspezifische Zusatzbelastung durch Stickstoffdeposition vor:

$$\begin{aligned} s &= v_d \cdot c \\ &= 0.01 \frac{\text{m}}{\text{s}} \cdot 3 \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3} = 7.8 \frac{\text{kg}}{\text{ha} \cdot \text{a}} \end{aligned}$$

Dabei ist zu beachten, dass Ammoniak über die nachstehende Beziehung in Stickstoff umgerechnet werden muss:

$$c\text{NH}_3 * 14/17 = c\text{NH}_3\text{-N}$$

Um zu der gleichen einfachen Beziehung zwischen Quellstärke und Schutzabstand für Stickstoffdeposition wie in der TA Luft für Ammoniakkonzentration zu kommen und dennoch TA Luftkonform zu bleiben, muss der für Stickstoffdeposition entsprechende Proportionalitätsfaktor F_s bestimmt werden. Hierzu wird eine Referenzdeposition von $s_r = 5 \text{ kg N ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ gewählt. Hieraus folgt:

$$F_s = \frac{7.8}{s_r} F = 65002 \frac{\text{a} \cdot \text{m}^2}{\text{t}}$$

und daher:

$$x_{Min;s} = \sqrt{F_s \cdot Q \cdot \frac{s_r}{s}}.$$

Es bedeutet in der Formel: $x_{Min;s}$ der Mindestabstand für Stickstoffdeposition, Q die Quellstärke in [t NH_3/a], s ist der Wert der Stickstoffzusatzbelastung, der im Abstand $x_{Min;s}$ eingehalten werden muss, $s_r = 5 \text{ kg ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ist die Referenzdeposition und $F_s = 65.002 \text{ a} \cdot \text{m}^2/\text{t}$.

Umgekehrt kann bei bekanntem Abstand x zwischen Anlage und Schutzobjekt eine anlagenspezifische Zusatzbelastung s berechnet werden mittels der Beziehung:

$$s = \frac{F_s \cdot Q}{x^2} s_r.$$

Durch die Ableitung der Mindestabstände für Stickstoffdeposition aus Abb. 4 TA Luft ist das vorgestellte Screening-Verfahren absolut TA Luft-konform.

Abbildung 5 zeigt den Verlauf der Mindestabstände anhand beispielhaft gewählter, anlagenspezifischer Zusatzbelastungen.

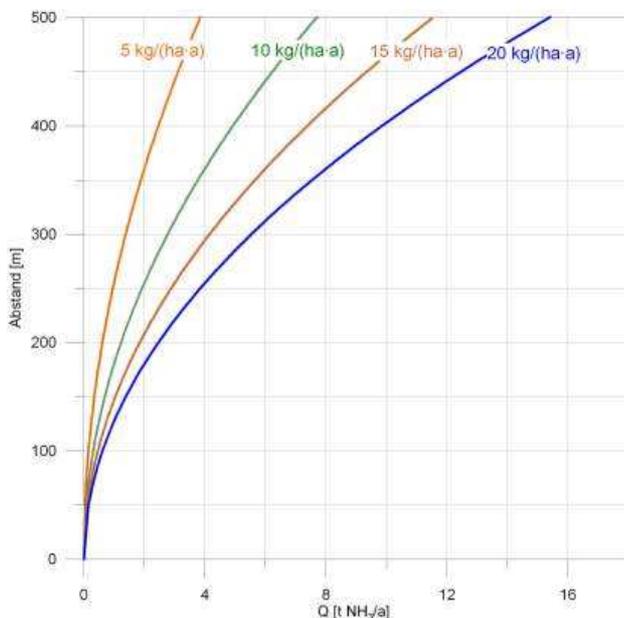


Abb. 5: Mindestabstandsdiagramm für Stickstoffdeposition für eine anlagenbezogene Zusatzbelastung von $5 \text{ kg ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$, $10 \text{ kg ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$, $15 \text{ kg ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ und $20 \text{ kg ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$

Für das beschriebene Screening-Verfahren können, analog zur Ammoniakabstandsregelung in Anhang 1 TA Luft, regionalspezifische Abstandsfunktionen auf der Grundlage lokaler Ausbreitungsklassenstatistiken entwickelt werden.

5.2.2 Ermittlung der Zusatzbelastung mittels AUSTAL2000

In Genehmigungsverfahren nach TA Luft sind Ausbreitungsrechnungen zur Prognose der Immissionszusatzbelastung nach Vorgaben von Anhang 3 TA Luft durchzuführen. Diese Vorgaben wurden in dem Referenzmodell der TA Luft – AUSTAL2000 – umgesetzt. Das Modell unterliegt der GNU-Lizenz und ist demnach frei verfügbar <http://www.austal2000.de/>.

AUSTAL2000 beruht auf geltenden VDI-Richtlinien – soweit diese bei der Entwicklung vorlagen – und weist folgende, im Besonderen für die Ausbreitung von Emissionen bodennaher Quellen und für die Berechnung der anlagenbezogenen Stickstoffdeposition wichtigen Eigenschaften auf (vgl. auch Janicke & Janicke, 2003 [14]):

1. Für die Festlegung der Emission liegen nach Tab. 11 Anhang 1 TA Luft Emissionsfaktoren für Ammoniak vor. Es lassen sich beliebige Quellgeometrien sowie das zeitliche Verhalten der Quellen berücksichtigen.
2. Die atmosphärische Grenzschicht wird mittels der Profile der Richtlinie VDI 3783 Bl. 8 modelliert.
3. Der Einfluss von Geländeunebenheiten auf die Strömung und damit auf die Ausbreitung kann mit Hilfe eines mesoskaligen diagnostischen Windfeldmodells berücksichtigt werden.

4. Gebäudeeffekte bei der Ableitung von Emissionen an der Quelle können gemäß Nr. 10 Anhang 3 TA Luft mit Hilfe eines diagnostischen, mikroskaligen Modells modelliert werden. Hinweise zur Modellierung von Emissionen aus Tierhaltungsanlagen siehe: Hartmann et al., 2004 [15].
5. Die Ausbreitungsrechnung erfolgt gemäß Richtlinie VDI 3945 Bl. 3 mit einem Lagrange'schen Partikelmodell.
6. Die Oberflächeneigenschaften des Erdbodens können mit einer räumlich homogenen Rauigkeitslänge modelliert werden. Bei Flächenabschnitten mit stark unterschiedlichen Rauigkeitslängen ist eine mittlere Rauigkeitslänge durch arithmetische Mittelung und nachfolgender Wichtung zu bestimmen. Hierbei sind im Genehmigungsverfahren die Vorgaben der Nr. 5 Anhang 3 TA Luft zu berücksichtigen. Zur Bestimmung der mittleren Rauigkeitslänge für bodennahe Quellen ist eine Bauhöhe von mindestens 10 m anzusetzen. Die Rauigkeitslänge wird dann für einen Umkreis mit einem Radius von mindestens 100 m um die Anlage bestimmt. Variiert die Bodenrauigkeit innerhalb des zu betrachtenden Gebietes stark, ist der Einfluss des verwendeten Wertes der Rauigkeitslänge auf die berechneten Immissionsbeiträge, insbesondere auf die Stickstoffdeposition, zu prüfen.
7. Die Berechnung der Deposition erfolgt in Anlehnung an die in Kap. 4.6.4 der Richtlinie VDI 3783 Bl. 13 [16] dargestellte Vorgehensweise. In AUSTAL2000 wird gemäß Anhang 3 Nr. 3 TA Luft mit der Depositionsgeschwindigkeit für Ammoniak von 0,01 m/s gerechnet. Die in AUSTAL2000 fest eingestellte Größe bei der Ammoniakberechnung von $v_d = 0,01$ m/s ist in vielen Fällen nicht zutreffend. Für Ökosysteme mit anderen Depositionseigenschaften kann die Stickstoffdeposition s über die Rechenvorschrift $s = v_d (14/17) c$ berechnet werden. Hierbei bezeichnet v_d die für das zu betrachtende Ökosystem gültige Depositionsgeschwindigkeit und c die mit AUSTAL2000 prognostizierte Ammoniakkonzentration. Für Wald wird von einer Depositionsgeschwindigkeit von 0,02 m/s ausgegangen. Weitere Zahlenwerte für Depositionsgeschwindigkeiten sind der Richtlinie VDI 3782 Bl. 5 [17] zu entnehmen.
8. Ammoniak kann als chemisch inerte Stoff angesehen werden, da die Umwandlungszeiten von Ammoniak zu aerosolgebundenem Ammonium deutlich größer sind als die typischen Transportzeiten im zu betrachtenden Rechengebiet (typischerweise 1 km² nach TA Luft, Hartmann et al., 2003 [18]).
9. Im direkten Anlagenbereich von bodennahen Quellen hat sich gezeigt, dass die trockene Deposition bis zur Entfernung von mehreren hundert Metern den maßgeblichen Anteil an der Gesamtdeposition hervorruft (Asman, 2001 [19]; van Jaarsveld et al., 2000 [20]; Dragosits et al., 2002 [21]; Aneja et al., 2001 [22]; Janicke, 2002a [23]). Daher kann auf Berechnung der nassen Depositionszusatzbelastung verzichtet werden.
10. Es können meteorologische Zeitreihen sowie meteorologische Ausbreitungsklassenstatistiken für die Ausbreitungsrechnung verwendet werden.

Die genannten 10 Eigenschaften, um speziell den Besonderheiten des Einzelfalls (Bebauung, Bewuchs, Depositionseigenschaften) gerecht zu werden, zeigen, dass auch im Hinblick auf die TA Luft-konforme Anwendung die Zusatzbelastung mittels den Vorgaben des Anhangs 3 TA Luft zu berechnen ist.

6 Entscheidungsweg zur Prüfung, ob der Schutz vor erheblichen Nachteilen gewährleistet ist

Die Anwendung der TA Luft erfordert eine Definition der Begriffe „empfindliche Ökosysteme“ und „erhebliche Nachteile“. Im Folgenden wird eine TA Luft-konforme Vorgehensweise zur Prüfung der Empfindlichkeit und eine Entscheidungsmatrix zur Prüfung, ob erhebliche Nachteile durch atmosphärische Stickstoffeinträge gemäß Nr. 4.8 TA Luft ausgeschlossen werden können, vorgestellt. Am Ende der Entscheidungsmatrix können erhebliche Nachteile nach den Kriterien im Leitfaden entweder ausgeschlossen werden oder, wenn dies nicht möglich ist, ist im Rahmen der Einzelfallprüfung hinsichtlich erheblicher Nachteile vertieft zu prüfen.

Nach Nr. 4.8 TA Luft muss die Erheblichkeit der Belastung eines empfindlichen Ökosystems durch atmosphärische Stickstoffeinträge festgestellt werden. Hierzu wurde ein mehrstufiges Verfahren entwickelt, dessen einzelne Schritte im Folgenden erläutert werden. Eine zusammenfassende Darstellung der einzelnen Verfahrensschritte findet sich in Anhang IV.

Das Verfahren basiert auf dem in Anhang II beschriebenen Konzept der kritischen Belastungsschwellen für Stoffeinträge („Critical Loads“). Der Critical Load-Wert definiert die Obergrenze des Stickstoffeintrags, bei dem langfristig keine Beeinträchtigung des Ökosystems auftritt.

Derzeit überschreiten die aktuellen Stickstoffeinträge in empfindlichen Ökosystemen großflächig die Critical Loads für Eutrophierung. Empfindliche Reaktionen und Störungen müssen langfristig für einen Großteil der Ökosysteme befürchtet werden. Die Überschreitung des Critical Load alleine ist jedoch kein Maßstab für die Ableitung eines erheblichen Nachteils im Sinne der TA Luft (vgl. Rechtsprechung des OVG Lüneburg, Beschluss 1 MB 2587/01 vom 27.07.2001). Der Gefährdungsgrad hängt auch davon ab, wie stark z. B. die Ökosysteme durch Stickstoffeinträge verändert sind, ob die Stickstoffaufnahmefähigkeit bereits erschöpft ist und wie gut die Standorte der Säurebelastung und einem raschen Stickstoffaustrag mit dem Sickerwasser entgegenwirken können.

Das weitere Verfahren zielt deshalb darauf ab, einen stärker differenzierten Beurteilungswert zu ermitteln. Diese Konvention berücksichtigt sowohl das langfristige Risiko (Überschreitung der Critical Loads) als auch die kurzfristige Gefährdung des Ökosystems und seine primären Funktion (Lebensraum-, Regulations- und Produktionsfunktion) sowie übergeordnete Schutzziele und Interessen (Wertschätzung der Gesellschaft) (vgl. Kap. 6.2).

Eine stärkere Differenzierung soll durch Zuschlagsfaktoren erreicht werden, die verschiedene Schutzgutkategorien und deren Gefährdung bzw. die damit verbundene Schutzintensität verknüpfen (Konvention). Durch die Multiplikation des Critical Load mit einem Zuschlagsfaktor leitet sich der ökosystemspezifische Beurteilungswert ab. Wenn der atmosphärische Stickstoffgesamteintrag den Beurteilungswert überschreitet, können erhebliche Nachteile nicht ausgeschlossen werden.

Der letztendlich abzuleitende Beurteilungswert beruht somit auf naturwissenschaftlichen Analysen und normativen Konventionen. Er orientiert sich in erster Linie an der Wirkung der Stickstoffeinträge. Seine Wertigkeit berücksichtigt darüber hinaus aber auch das gegenwärtig hohe Niveau der Stickstoffgesamteinträge.

6.1 Zuweisung von Zuschlagsfaktoren

Zur Bemessung der Zuschlagsfaktoren werden Indikatoren verwendet (vgl. Tab. 3). Die Auswahl der Indikatoren erfolgt schutzgutspezifisch und ermöglicht es, Vitalität und Sensitivität, strukturelle und funktionale Merkmale oder das Erholungspotential des Ökosystems durch Zuschlagsfaktoren darzustellen. Die Höhe der Zuschlagsfaktoren spiegelt die Empfindlichkeit bzw. den Gefährdungsgrad der jeweiligen Schutzgutkategorie wider. Nach diesem Verfahren ist ein erheblicher Nachteil bei geringen Zuschlägen auf den Critical Load-Wert früher als bei hohen Zuschlägen erreicht. Wie

sich aus Tab. 2 entnehmen lässt, umfasst die Spannweite der Zuschlagsfaktoren einen Skalenbereich von 1,0 (hohe Gefährdung) bis 3,0 (schwache Gefährdung). Dementsprechend kann der Immissionswert im Fall höchster Schutzbedürftigkeit mit dem Wert des Critical Load übereinstimmen oder diesen bei geringerer Schutzbedürftigkeit um das 3fache überschreiten. Dies bedeutet, dass die Beurteilungswerte zwischen ca. 5 kg N ha⁻¹ a⁻¹ und 60 kg N ha⁻¹ a⁻¹ liegen.

Tab. 2: Zuschlagsfaktoren zur Ableitung des Beurteilungswertes

Schutzgutkategorien	Gefährdungsstufen		
	hoch	mittel	gering
Lebensraumfunktion	1,0	1,2	1,5
Regulationsfunktion	1,5	1,7	2,0
Produktionsfunktion	2,0	2,5	3,0

6.2 Zuordnung der Ökosysteme zu Schutzgutkategorien

In diesem Prüfschritt sind die empfindlichen Ökosysteme im Einflussbereich einer Anlage einer bestimmten **Schutzgutkategorie (Lebensraumfunktion, Regulationsfunktion, Produktionsfunktion)** zuzuordnen.

Grundsätzlich erfüllt jedes Ökosystem gleichzeitig mehrere Funktionen. Für die Berechnung des Beurteilungswertes sind die Zuschlagsfaktoren für die jeweils empfindlichste Schutzgutkategorie maßgebend.

Bei der Zuordnung eines Ökosystems zu einer Schutzkategorie soll wie folgt vorgegangen werden:

- In allen empfindlichen Ökosystemen, die in besonderer Weise zum Schutz und der Erhaltung eines natürlichen Artenbestandes beitragen und deshalb den speziellen gesetzlichen Schutz des Natur- und Artenschutzes genießen, steht die **Lebensraumfunktion** grundsätzlich im Vordergrund. In diese Kategorie fallen insbesondere stickstoffempfindliche Lebensraumtypen, die sich in FFH- und Naturschutzgebieten (§ 23 BNatSchG), Nationalparks (§ 24 BNatSchG), Kernzonen der Biosphärenreservate (§ 25 BNatSchG), Naturdenkmälern (§ 28 BNatSchG) und gesetzlich geschützten Biotopen (§ 30 BNatSchG) befinden. Ihnen gleichgestellt sind wertvolle Biotop- und Ökosysteme, die nicht ausgewiesen sind, jedoch die Funktion eines stickstoffempfindlichen Biotops erfüllen und den gesetzlichen Anforderungen entsprechen. Durch Eutrophierung können in diesen Gebieten erhebliche Veränderungen eintreten. Von Natur aus seltene Biozönosen, Pflanzen und Tiere sind durch überhöhten Stickstoffeintrag in ihrer Vitalität und Konkurrenzfähigkeit erheblich beeinträchtigt, gefährdet oder sogar nachhaltig von Auslöschung bedroht. Es entspricht der derzeit gängigen umweltpolitischen und rechtlichen Praxis, wenn Gebieten zum Schutz der Natur, die gesetzlich oder durch Verordnung festgelegt sind, der höchste Schutzstatus im Genehmigungsverfahren eingeräumt wird. Alle stickstoffempfindlichen, gesetzlich geschützten Ökosysteme werden in der Schutzgutkategorie „Lebensraumfunktion“ abschließend behandelt.
- Besteht die Notwendigkeit des Schutzes der Lebensraumfunktion nicht, so wird die **Regulationsfunktion** berücksichtigt. Sie ist bei allen stickstoffempfindlichen Ökosystemen betroffen, weil überhöhte Stickstoffeinträge die Fruchtbarkeit und Pufferfähigkeit von Böden sowie die Qualität des Grund- und Oberflächenwassers nachhaltig schädigen können. Ihre Auswirkungen beeinflussen den Zustand der konkreten Fläche und nachgeschalteter Umweltmedien. Speziell betroffen sind Flächen, die aufgrund der hohen Durchlässigkeit ihrer Böden und ihres Untergrundes sowie einer schwachwüchsigen Vegetationsdecke nur eine eingeschränkte Stickstoffbindungskapazität aufweisen. Diese Böden sind gegenüber der versauernden Wirkung des Stickstoffs wenig gepuffert. Nur intakte Ökosysteme können

den Schutz des Bodens und Grundwassers gewährleisten. Im Hinblick auf die Regulationsfunktion sind sowohl das Ökosystem als auch die Allgemeinheit und deren Daseinsvorsorge zu bewerten.

- Bei einer schwachen Gefährdung der Regulationsfunktion wird zusätzlich die **Produktionsfunktion** berücksichtigt. Sie ist für forstwirtschaftlich genutzte Ökosysteme bestimmend bzw. beeinflusst diese maßgeblich. Forstwirtschaft findet in naturnahen, i. d. R. stickstofflimitierten Ökosystemen statt. Stickstoffeinträge in Wälder können weitreichende ökosystemare Auswirkungen haben und die ordnungsgemäße Forstwirtschaft beeinträchtigen. Für den einzelnen Forstbetrieb sind die erhöhten Stickstoffeinträge mit Produktionsrisiken verbunden, die sich bei nur schwacher Gefährdung der Regulationsfunktion in ihren Folgen stärker unterscheiden können. Für Wälder⁷ mit schwach gefährdeter Regulationsfunktion werden deshalb zusätzliche Produktionsrisiken geprüft.

Da die Zuschlagsfaktoren über unterschiedliche Schutzgutkategorien hinweg vergeben werden, spiegelt ihre Wertigkeit sowohl die Gefährdungslage als auch die gesellschaftliche Wertschätzung des Ökosystems wider. Insofern ist mit dem Zuschlagssystem auch eine normative Bewertung der Schutzgutkategorien verbunden.

Aufgrund des gesetzlichen Schutzstatus erhält die Lebensraumfunktion den höchsten Rang bzw. die niedrigsten Zuschlagsfaktoren. Damit wird gleichzeitig der wissenschaftlichen Erfahrung Rechnung getragen, dass bei direkten Wirkungen auf die Vegetation eine sehr hohe Wahrscheinlichkeit besteht, dass empfindliche Arten und Biotope Schaden nehmen. Im Gegensatz zur Lebensraumfunktion, bei der sich erhebliche Nachteile relativ zeitnah ergeben, treten die Auswirkungen einer gestörten Regulationsfunktion erst mit erheblicher zeitlicher Verzögerung in Erscheinung. Daher werden die erheblichen Nachteile für diese Schutzgutkategorie im Genehmigungsverfahren mit höheren Zuschlagsfaktoren niedriger bewertet als bei der Lebensraumfunktion. Andererseits hat die Regulationsfunktion eines Ökosystems Auswirkungen auf den gesamten Naturhaushalt. Hierdurch sind die natürlichen Lebensgrundlagen des Menschen betroffen. Daher sind die Nachteile durch Stickstoffeinträge für diese Schutzgutkategorie höher zu bewerten als Produktionsrisiken, die speziell bei einer wirtschaftlichen Nutzung von Waldökosystemen darstellbar sind und für den einzelnen Forstbetrieb erhebliche Nachteile mit sich bringen können. Die Produktionsfunktion wird nur geprüft, falls forstwirtschaftlich genutzte Flächen mit geringem Risiko für die Regulationsfunktion betroffen sind.

6.3 Zuweisung von Gefährdungstufen

Die Zuweisung einer **Gefährdungstufe** (hoch, mittel, gering) erfolgt bezogen auf das jeweilige Schutzgut nach fachlichen Gesichtspunkten. Ökosysteme sind hoch komplexe Beziehungsgefüge. Eine umfassende Bewertung der Stickstoffproblematik würde aufwändige Gutachten zur strukturellen Veränderung, über Stoffumsätze (Stickstoffaustrag) und Stoffgehalte in Pflanzen- (Nadelspiegelwerte) und Bodenproben (C/N-Verhältnis, Stickstoffvorrat) erfordern. Dies trifft ebenso für die konkrete Einschätzung der Gefährdung zu. In der Regel ist dieser Aufwand mit einem einfachen Prüfverfahren nicht vereinbar. Für Standardfälle werden daher Indikatoren verwendet. Diese haben sich als praktikabel und aussagefähig erwiesen, die Gefährdungslage eines Ökosystems durch eine qualifizierte gutachterliche Einschätzung der vorliegenden Randbedingungen einzugrenzen⁸. Tabelle 3 fasst die wesentlichen Kriterien und Indikatoren zusammen, die zur Herleitung der Zuschlagsfaktoren und damit zur Bewertung erheblicher Nachteile führen.

⁷ Gilt nicht für Kurzumtriebsplantagen sowie Bäume, Sträucher und Gehölze, die der Eingrünung einer Hofstelle dienen und nicht den Bestimmungen des Waldgesetzes unterliegen. Ausgenommen sind auch Weihnachtsbaumkulturen, Straßenbegleitgrün und Alleen, soweit nicht spezielle, landesrechtliche Regelungen entgegenstehen (vgl. Kap. 7.1).

⁸ unter Nutzung verfügbarer Fachinformation und/oder Fachinformationssysteme

Tab. 3: Indikatoren zur Bemessung der Zuschlagsfaktoren

Schutzgutkategorien	Kriterien zur Klassifizierung der Gefährdungslage	Indikatoren
Lebensraumfunktion	<ul style="list-style-type: none"> - gesetzlicher Schutz - besondere Stickstoffempfindlichkeit - Verbreitung - Qualitätsverlust - Art und Ausmaß der Bedrohung 	<ul style="list-style-type: none"> - sehr empfindliche Arten und Lebensräume - Größe und Qualität der Bestände - Seltenheit - Verinselung und Verbreitungsränder - Dynamik und Stärke der Bedrohung
Regulationsfunktion	<ul style="list-style-type: none"> - Stickstoffbelastungsstatus - Stickstoffspeicherung - Säurestatus und Stickstoffausstragsrisiko 	<ul style="list-style-type: none"> - Stickstoffzeigerpflanzen - Waldwachstum - Humusform - Bodenart - Fließstrecke des Bodenwassers
Produktionsfunktion	<ul style="list-style-type: none"> - Stickstoffbindung - Nährstoff- und Säurestatus - Wasserspeicherkapazität und Trockenheitsgefährdung - Windwurfisiko und Stabilität - Bewirtschaftungerschwernisse und Verjüngungsrisiko 	<ul style="list-style-type: none"> - Baumartenzusammensetzung - Humusform - nutzbare Feldkapazität bzw. Gründigkeit der Böden - Windexposition - Alter der Waldbestände - nitrophile Konkurrenzvegetation

6.3.1 Beschreibung ausgewählter Indikatoren der Regulations- und Produktionsfunktion

(a) Stickstoffzeigerpflanzen als Indikatoren für den aktuellen Stickstoffbelastungsstatus. Es handelt sich dabei um Pflanzen mit hohem Stickstoffbedarf (Zeigerwerte nach Ellenberg größer/gleich $N \geq 7$), vgl. auch: Pitcairn et al., 2005 [24]; VDI 3959 Bl. 1/n Part 1: 2008-12 [25]; Zeigerartenökogramm nach Ewald, 2007 [26]. Unter Berücksichtigung der jeweiligen Belichtungsverhältnisse innerhalb von Waldbeständen wird unterschieden nach:

- Stickstoffzeigerpflanzen dominieren die Kraut-Strauchschicht (Artenzahl oder Deckung),
- Stickstoffzeigerpflanzen treten verbreitet auf,
- Stickstoffzeigerpflanzen fehlen oder kommen nur vereinzelt vor.

(b) Das Waldwachstum als Indikator für die Fähigkeit zur Stickstoffspeicherung. Es wird unterschieden nach:

- gut wüchsigen Waldbeständen der ersten Ertragsklasse sowie Waldflächen, die mit schnell wachsenden Baumarten bestockt sind, z. B. Pappeln, bis zum Zeitpunkt, an dem der laufende Zuwachs kulminiert,
- mäßig wüchsigen Waldbeständen, die nach der zweiten Ertragsklasse bonitiert werden,
- schwach wüchsigen Waldbeständen, die nach der dritten oder einer niedrigeren Ertragsklasse bonitiert werden.

(c) Die Auflagehumusform von Waldböden als Indikator für den aktuellen Versauerungszustand und Säurestatus. Die Humusformen werden unterschieden nach:

- Rohhumus (biologisch inaktive Humusform mit i. d. R. schlechtem Zersetzungsgrad und stärkerer Versauerung im Mineralboden),

- Moder (Humusformen mit mäßiger biologischer Aktivität),
 - Mull (Humusform mit i. d. R. hoher biologischer Aktivität, sehr gutem Zersetzungsgrad und mäßiger Versauerung im Mineralboden).
- (d) Die Bodenart als integrierender Indikator für das Stickstoffaustragsrisiko. Sie charakterisiert das Vermögen von Böden, der versauernden Wirkung des Nitrataustrages mit dem Sickerwasser entgegenzuwirken und Wasser im Boden zu speichern bzw. zurückzuhalten. Es werden unterschieden:
- leicht durchlässige Sand- und Sandlößböden mit einem hohen Grobporenanteil,
 - locker gelagerte Lehmböden mit einem mittleren Grobporenanteil,
 - dicht gelagerte Lehm- oder Tonböden mit einem niedrigen Grobporenanteil.
- (e) Die Fließstrecke des Bodenwassers als Indikator für das Stickstoffaustragsrisiko und die Nähe zum Grundwasser. Die Fließstrecke wird eingestuft als:
- kurz, wenn weniger als 1 Jahr bis zum Eintritt in den Grundwasserleiter vergehen,
 - mittel, wenn 1-10 Jahre bis zum Eintritt in den Grundwasserleiter vergehen,
 - lang, wenn mindestens 10 Jahre bis zum Eintritt in den Grundwasserleiter vergehen.
- (f) Die Baumartenzusammensetzung als Indikator für die Fähigkeit des Waldes, Stickstoff in der Biomasse (Holz, Rinde, Nadeln- und Blätter) zu binden. Man unterscheidet:
- Kiefernbestände mit geringer Stickstoffbindung in der Biomasse,
 - Laub-Nadel-Mischbestände,
 - Laubbestände.
- (g) Die nutzbare Feldkapazität und die Gründigkeit des Bodens als Indikatoren für die Wasserspeicherkapazität und die Trockenheitsgefährdung der Waldbäume. Es wird unterschieden nach:
- sehr geringer nutzbarer Feldkapazität (<60 mm) bzw. flachgründige Böden, wenn die Mächtigkeit des Lockermaterials maximal 30 cm beträgt,
 - mittlerer nutzbarer Feldkapazität 60 - 180 mm bzw. mittelgründige Böden, wenn die Mächtigkeit des Lockermaterials maximal 60 cm beträgt,
 - hoher nutzbarer Feldkapazität >180 mm bzw. tiefgründige Böden, wenn die Mächtigkeit des Lockermaterials mehr als 60 cm beträgt.
- (h) Die Windexposition der Waldbestände als Indikator für das Windwurfrisiko. Es wird unterschieden nach:
- windexponierten Hang- und Kuppenlagen mit hohem Windwurfrisiko,
 - Waldbeständen ohne besondere Windexposition,
 - windgeschützte Tal- und Muldenlagen.
- (i) Das Alter der Waldbestände als Indikator für die Stabilität. Es wird unterschieden nach:
- verjüngungsfähigen Waldbeständen älter 80 Jahre mit stark aufgelockerter Kronenschicht und geringer Stabilität,
 - mittelalten Waldbeständen im Stangenholz- oder Baumholzalter zwischen 20 Jahren und 80 Jahren mit lockerer bis geschlossener Kronenschicht,
 - aufwachsenden Waldbeständen im Jungwuchs- oder Dickungsalter <20 Jahre.
- (j) Nitrophile Konkurrenzvegetation als Indikator für mögliche Bewirtschaftungshemmnisse. Hierzu zählen Pflanzen, die sich durch höheren Stickstoffbedarf auszeichnen (Ellenberg-Zeigerwert größer/gleich $N \geq 6$) und die in hoher Deckung auftreten, wodurch eine ordnungsgemäße Forstwirtschaft, insbesondere der Aufwuchs der Waldbäume oder junger Forstkulturen, erschwert werden (z. B.: *Calamagrostis spp.*, *Urtica dioica*, *Rubus ideus*, *Rubus fruticosus*).

6.3.2 Klassifizierung der Gefährdung für die Schutzgutkategorie „Lebensraumfunktion“

Der Kategorie unterliegen alle stickstoffempfindlichen, gesetzlich geschützten Biotope oder gleichgestellte Flächen. Die Bewertung der Gebiete zum Schutz der Natur orientiert sich an einem Einstufungsschema des Bundesamtes für Naturschutz für gefährdete Arten und Biotope (http://www.bfn.de/0322_biotope_kat.html), das wie folgt modifiziert wird:

Zuschlagsfaktor 1,0: stark gefährdet (Gefährdungsstufe „hoch“)

Eines der folgenden Merkmale muss erfüllt sein:

- Ökosysteme/Biotope, die Teil des Natura 2000-Netzes sind und Lebensräume nach Anhang I und Arten nach Anhang II FFH-Richtlinie aufweisen,
- Ökosysteme/Biotope, deren Bestände seit jeher nur in Einzelvorkommen oder durch lang anhaltenden starken Rückgang auf kritische Reste zusammen geschrumpft sind,
- Ökosysteme/Biotope, deren Qualität annähernd im gesamten Verbreitungsgebiet so stark negativ verändert wurde, dass Bestände mit typischer Ausprägung kurzfristig von vollständiger Vernichtung bedroht sind.

Zuschlagsfaktor 1,2: gefährdet (Gefährdungsstufe „mittel“)

Eines der folgenden Merkmale muss erfüllt sein:

- Ökosysteme/Biotope, die heute selten sind und nahezu im gesamten Verbreitungsgebiet signifikant zurückgehen,
- Ökosysteme/Biotope, deren Qualität so stark negativ verändert wurde, dass annähernd im gesamten Betrachtungsraum ein Rückgang der Bestände mit typischer Ausprägung feststellbar ist oder diese in mehreren Teilräumen bereits weitgehend vernichtet sind,
- Ökosysteme/Biotope mit kleinen Beständen, die aufgrund gegebener oder konkreter, absehbarer Eingriffe aktuell bedroht sind und weiteren Risikofaktoren unterliegen.

Zuschlagsfaktor 1,5: schwach gefährdet (Gefährdungsstufe „gering“)

Eines der folgenden Merkmale muss erfüllt sein:

- Ökosysteme/Biotope, die mäßig häufig bis häufig sind, aber durch laufende menschliche Einwirkungen bedroht sind,
- Ökosysteme/Biotope, deren Qualität so stark negativ verändert wurde, dass in weiten Bereichen des Gebietes ein Rückgang der Bestände mit typischer Ausprägung feststellbar ist oder diese vielerorts lokal bereits ausgelöscht sind,
- Ökosysteme/Biotope, die regional bzw. vielerorts lokal in den früher von ihnen besiedelten Gebieten bereits selten geworden oder verschwunden sind.

Weist das zu prüfende Ökosystem Merkmale auf, die unterschiedlichen Gefährdungsstufen der „Lebensraumfunktion“ zuzuordnen sind, erfolgt die Zuordnung dort, wo die Mehrzahl der Merkmale zutrifft.

6.3.3 Klassifizierung der Gefährdung für die Schutzgutkategorie „Regulationsfunktion“

Stickstoffeinträge können die chemischen und biologischen Bodeneigenschaften stark verändern. Nitrifikation des im Boden vorhandenen Stickstoffs verschärft die natürliche Bodenversauerung mit erheblichen Auswirkungen für den Boden als Pflanzenstandort und als Schadstofffilter (Wasserqualität). Die Gefährdungsstufen werden aus Indikatoren abgeleitet, die als Hinweis auf die Stickstoff- und Säureeinträge in der Vergangenheit interpretiert werden können, und die die Fähigkeit der betroffenen Ökosysteme kennzeichnen, den negativen Wirkungen weiterer Stickstoffeinträge entgegenzuwirken. Im Unterschied zum Critical Load, der ausschließlich das Langzeitrisiko durch Eutrophierung beschreibt, weisen die nachfolgenden Indikatoren die unmittelbare Gefährdungslage aus und klassifizieren das Ergebnis der Situationsanalyse vor Ort in folgenden drei Zuschlagsfaktoren:

Zuschlagsfaktor 1,5 **stark gefährdet (Gefährdungsstufe „hoch“)**

Ökosysteme, die in diese Gefährdungsstufe eingeordnet werden, müssen mindestens zwei der folgenden Merkmale aufweisen:

- Stickstoffzeigerpflanzen dominieren die Kraut- und Strauchschicht (Artenzahl oder Deckung),
- Schwach wüchsige Waldbestände bzw. entsprechender Biomasseexport durch Nutzung im Durchschnitt der kommenden Jahre,
- biologisch inaktive Auflagehumusform: Rohhumus,
- leicht durchlässige Sand- und Sandlößböden mit einem hohen Grobporenanteil,
- kurze Fließstrecke des Bodensickerwassers bis zum Eintritt in den Grundwasserleiter oder Austritt in ein Oberflächengewässer.

Zuschlagsfaktor 1,7 **gefährdet (Gefährdungsstufe „mittel“)**

Ökosysteme, die in diese Gefährdungsstufe eingeordnet werden, müssen mindestens zwei der folgenden Merkmale aufweisen:

- Stickstoffzeigerpflanzen treten verbreitet auf,
- mäßig wüchsige Waldbestände bzw. entsprechender Biomasseexport durch Nutzung im Durchschnitt der kommenden Jahre,
- Auflagehumusform: Moder,
- locker gelagerte Lehmböden mit einem mittleren Grobporenanteil,
- mittlere Fließstrecke des Bodensickerwassers bis zum Eintritt in den Grundwasserleiter oder Austritt in ein Oberflächengewässer.

Zuschlagsfaktor 2,0 **schwach gefährdet (Gefährdungsstufe „gering“)**

Ökosysteme, die in diese Gefährdungsstufe eingeordnet werden, müssen mindestens zwei der folgenden Merkmale aufweisen:

- Stickstoffzeigerpflanzen fehlen oder kommen vereinzelt vor,
- gut wüchsige Waldbestände bzw. hoher Biomasseexport durch Nutzung im Durchschnitt der kommenden Jahre,
- Auflagehumusform: Mull,
- dicht gelagerte Lehm- oder Tonböden mit einem niedrigen Grobporenanteil,
- lange Fließstrecke des Bodensickerwassers bis zum Eintritt in den Grundwasserleiter oder Austritt in ein Oberflächengewässer.

Weist das zu prüfende Ökosystem Merkmale auf, die unterschiedlichen Gefährdungsstufen der „Regulationsfunktion“ zuzuordnen sind, erfolgt die Zuordnung dort, wo die Mehrzahl der Merkmale zutrifft.

6.3.4 Bewertung der Gefährdungslage für die Schutzgutkategorie „Produktionsfunktion“

Die Risikobewertung der forstwirtschaftlichen Nutzung orientiert sich an den Bestandes- und Bodeneigenschaften, der Windwurfgefährdung und weiteren waldbaulichen Aspekten. Die Baumartenzusammensetzung gibt Hinweise auf die Potentiale zur Stickstoffbindung in Holz und Biomasse. Ein wichtiger Indikator für die Pufferkapazität des Bodens gegenüber depositionsbedingter Bodenversauerung ist der aktuelle Säurestatus des Bodens. Die Einschätzung seiner Wasserspeicherkapazität wird zur Risikobewertung in Hinblick auf Trockenstress genutzt und das Windwurfisiko aus der Orographie abgeleitet. Darüber hinaus ist davon auszugehen, dass mit höherem Bestandesalter und ansteigender Altersstufe Risiken bei der Bestandesverjüngung auftreten können. In diesem Kontext ist auch das Aufkommen von nitrophiler Konkurrenzvegetation für die Wertigkeit des Zuschlagsfaktors von Bedeutung.

Zuschlagsfaktor 2,0

stark gefährdet (Gefährdungsstufe „hoch“)

Ökosysteme, die in diese Gefährdungsstufe eingeordnet werden, müssen mindestens zwei der folgenden Merkmale aufweisen:

- Kiefernbestände,
- biologisch inaktive Auflagehumusform: Rohhumus,
- sehr geringe nutzbare Feldkapazität bzw. flachgründige Böden,
- windexponierte Hang- und Kuppenlagen,
- verjüngungsfähige Waldbestände älter 80 Jahre mit stark aufgelockerter Kronenschicht,
- nitrophile Konkurrenzvegetation in der Kraut- und Strauchschicht auf mehr als einem Drittel der Fläche.

Zuschlagsfaktor 2,5

gefährdet (Gefährdungsstufe „mittel“)

Ökosysteme, die in diese Gefährdungsstufe eingeordnet werden, müssen mindestens zwei der folgenden Merkmale aufweisen:

- Laub-Nadel-Mischbestände,
- Auflagehumusform: Moder,
- mittlere nutzbare Feldkapazität bzw. mittelgründige Böden,
- Waldbestände ohne besondere Windexposition,
- mittelalte Waldbestände im Stangenholz- oder Baumholzalter zwischen 20 Jahren und 80 Jahren mit lockerer bis geschlossener Kronenschicht,
- nitrophile Konkurrenzvegetation auf weniger als einem Drittel der Fläche.

Zuschlagsfaktor 3,0

schwach gefährdet (Gefährdungsstufe „gering“)

Ökosysteme, die in diese Gefährdungsstufe eingeordnet werden, müssen mindestens zwei der folgenden Merkmale aufweisen:

- Laubbestände,
- Auflagehumusform: Mull,

- hohe nutzbare Feldkapazität bzw. tiefgründige Böden,
- windgeschützte Tal- und Muldenlagen,
- aufwachsende Waldbestände im Jungwuchs- oder Dickungsalter <20 Jahre,
- fehlende nitrophile Konkurrenzvegetation.

Weist das zu prüfende Waldökosystem Merkmale auf, die unterschiedlichen Gefährdungstufen der „Produktionsfunktion“ zuzuordnen sind, erfolgt die Zuordnung dort, wo die Mehrzahl der Merkmale zutrifft.

7 Verfahren zur Bewertung der Stickstoffdeposition gemäß BImSchG/TA Luft

7.1 Anwendungsbereich

Das Verfahren gilt für **immissionsschutzrechtlich genehmigungsbedürftige Anlagen** (§ 4 BImSchG), für die **hinreichende Anhaltspunkte** vorliegen, dass der Schutz vor erheblichen Nachteilen durch Schädigung empfindlicher Pflanzen und Ökosysteme durch Stickstoffdeposition nicht gewährleistet ist und für die somit nach Nr. 4.8 TA Luft eine **Sonderfallprüfung** erforderlich ist. Das Verfahren gilt **nicht** für nicht genehmigungsbedürftige Anlagen.

Der Leitfaden sieht vor, dass auf die Prüfung der Ammoniakimmission in der Regel verzichtet werden kann, da die Stickstoffdeposition unter Berücksichtigung der jeweiligen ortsspezifischen Randbedingungen (Rauigkeitslänge, Biotop, Depositionsgeschwindigkeit) das wesentlich schärfere Kriterium (größere Abstände) darstellt.

Landwirtschaftlich und gartenbaulich genutzte Flächen sind weitgehend unempfindlich gegenüber atmosphärischen Stickstoffeinträgen. Die Prüfung auf erhebliche Nachteile ist bei ihnen nicht relevant. Ebenso ausgenommen sind Kurzumtriebsplantagen sowie Bäume, Sträucher und Gehölze, die der Eingrünung der Hofstelle dienen und nicht den Bestimmungen des Waldgesetzes unterliegen. Dies gilt auch für Weihnachtsbaumkulturen, Straßenbegleitgrün und Alleen, soweit nicht spezielle landesrechtliche Regelungen entgegenstehen.

Die Bewertung singulärer Pflanzen (z. B. Einzelbäume) ist nicht Gegenstand der hier vorgeschlagenen Konvention. Die in Nr. 4.8 Abs. 6 TA Luft in diesem Zusammenhang beispielhaft aufgeführten Baumschulen und Kulturpflanzen werden in Fachkreisen nicht als empfindlich eingestuft. Bei diesen Kulturen ist ein schneller Biomassezuwachs erwünscht. Langfristige Schäden wie z. B. Biodiversitätsverluste spielen keine Rolle.

7.2 Verfahrensschritte

Im Folgenden wird die in den vorangegangenen Kapiteln abgeleitete Vorgehensweise im Hinblick auf die einzelnen, im Prüfverfahren durchzuführenden Schritte, zusammengefasst:

1. **Ausweisung empfindlicher Ökosysteme im Beurteilungsgebiet:** Angesichts der Tatsache, dass die Austrittshöhe der Emissionen bei landwirtschaftlichen Anlagen i. d. R. weniger als 20 m über Flur liegt, ist gemäß Nr. 4.6.2.5 TA Luft das Beurteilungsgebiet die Fläche, die sich innerhalb eines Kreises um den Emissionsschwerpunkt mit einem Radius von mindestens 1 km befindet. Gemäß Nr. 4.8 TA Luft muss auch im Rahmen der Sonderfallprüfung in immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren die Stickstoffdeposition innerhalb dieses Beurteilungsgebietes nur für empfindliche Pflanzen und Ökosysteme bewertet werden. In Anlehnung an die Vorgehensweise der Bundeswaldinventur wird vorgeschlagen, nur Ökosysteme mit einer Mindestgröße von 0,1 ha näher zu betrachten.

Erhöhte Stickstoffdepositionen führen primär auf Ökosystemebene zu Veränderungen. Grundsätzlich werden Einzelpflanzen bestimmten Ökosystemen zugeordnet, sodass die Prüfung der Empfindlichkeit im Zusammenhang mit der Prüfung der Ökosysteme erfolgt.

Für die Definition der Empfindlichkeit stehen zwei Informationsquellen zur Verfügung:

a) Internationale Liste stickstoffempfindlicher Ökosysteme:

Als empfindlich sind grundsätzlich alle im Bericht des UNECE- Workshop in Noordwijkerhout vorgestellten empirischen Critical Loads „Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships“ [13] aufgeführten, natürlichen und halbnatürlichen Ökosysteme (nach EUNIS-Klassifikation) einzustufen, für die das UNECE-Programm „Modellierung und Kartierung von Critical Loads & Levels“ (<http://www.icpmapping.org/>) empirische Critical Loads (CL) für Eutrophierung definiert hat. Hierzu zählen Wald-, Heide- und Moorflächen sowie bestimmte Grünlandtypen und Oberflächengewässer (vgl. Tab. A.II.1, Anhang II).

b) Liste stickstoffempfindlicher Ökosysteme auf nationaler Ebene:

Darüber hinaus haben mehrere Länder auf gesetzlicher Grundlage das Vorkommen und den Zustand der in ihrer Region gefährdeten Biotope kartiert, in Biotopkatastern erfasst und in „Roten Listen“ dokumentiert (z. B. Bayern, Baden Württemberg, Nordrhein-Westfalen). Diese, den o. g. EUNIS-Klassen zuordenbaren Ökosysteme, wurden in einer umfassenden Liste⁹ zusammengestellt, aus der sich die wichtigsten stickstoffempfindlichen Ökosysteme Deutschlands entnehmen lassen (vgl. Anhang III). Wertvolle Biotope, die empfindlich auf atmosphärische Stickstoffbelastungen reagieren, sind dort den stickstoffempfindlichen Ökosystemen nach EUNIS-Klassifizierung gleichgestellt.

Sind mehrere empfindliche Ökosysteme im Beurteilungsgebiet der Anlage vorhanden, ist die Prüfung, ob der Schutz vor erheblichen Nachteilen gewährleistet ist, für jedes Ökosystem separat durchzuführen.

Insgesamt erfüllt diese Vorgehensweise die Vorgabe der TA Luft, „die Art des Bodens, die Art der vorhandenen Vegetation und den Grad der Versorgung mit Stickstoff zu berücksichtigen“.

2. **Abschneidekriterium:** Wenn die Zusatzbelastung (gesamte Anlage; vgl. 5.) am Aufpunkt höchster Belastung eines empfindlichen terrestrischen Ökosystems $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Konvention¹⁰) nicht überschreitet, ist eine Betrachtung der Stickstoffdeposition nicht erforderlich (Abschneidekriterium). Entsprechend der niedrigeren Belastungswerte für einige aquatische Ökosysteme (siehe Anhang II – Liste der empirischen Critical Loads) ist das Abschneidekriterium auf $3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ herabzusetzen. Andernfalls sind nachfolgende Prüfschritte durchzuführen. Dieses Abschneidekriterium kann im Sinne einer Verfahrensvereinfachung als „Bagatellprüfung“ für alle empfindlichen Ökosysteme zu Beginn des Verfahrens verstanden werden, die unverhältnismäßigen Prüfaufwand verhindert. Aus dem Naturschutzrecht können sich ggf. insbesondere für FFH-Gebiete zusätzliche Anforderungen ergeben.
3. **Quantifizierung der Empfindlichkeit:** Die unter Pkt. 1. genannte, vom ICP Modelling and Mapping der UNECE-Luftreinhaltekonvention auf experimenteller Grundlage erarbeitete Liste weist jeder Ökosystemklasse eine Spannweite maximal tolerierbarer Stickstoffbelastungen (empirische Critical Loads) zu (vgl. Tab. A.II.1, Anhang II). Mittels Angaben zu Lufttemperatur, Bodenfeuchte, Verfügbarkeit basischer Kationen, Phosphorversorgung und Nutzungsintensität der Ökosysteme lässt sich diese Spanne weiter eingrenzen und ein ökosystemspezifischer Wert ableiten (wesentliche Informationen hierzu lassen sich aus lo-

⁹ Die Aktualität dieser Listen, insbesondere die Zuordnung der Critical Loads, sollte von den zuständigen Naturschutzbehörden regelmäßig überprüft werden.

¹⁰ Beispielrechnungen haben gezeigt, dass bei einer ZB $<5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ i. d. R. nach „Durchlaufen“ des gesamten Verfahrens kein Anhaltspunkt für erhebliche Nachteile gegeben ist.

kal vorhandenen Datensätzen ermitteln; vgl. Tab. A.II.2, Anhang II). Dies trägt der Vorgabe der TA Luft Rechnung „die Art des Bodens, die Art der vorhandenen Vegetation und den Grad der Versorgung mit Stickstoff zu berücksichtigen“. Zur Vereinfachung des Verfahrens kann – wenn keine fachlichen Gründe dagegen sprechen – i. d. R. der Mittelwert dieser Spanne genommen werden.

Wenn aufgrund der spezifischen örtlichen Gegebenheiten der Verdacht besteht, dass die Ermittlung der empirischen Critical Loads nicht sachgerecht ist, kann in Ausnahmefällen auch die i. d. R. aufwändigere Berechnung von Critical Loads mittels Massenbilanzen nach international abgestimmten Methoden [34] anhand von Standortdaten erfolgen.

4. **Ermittlung der Vorbelastung:** Um aufwändige und kostenintensive Messungen zu vermeiden, wird die Vorbelastung mittels des im Auftrag des UBA erstellten (und alle ca. 4 Jahre zu aktualisierenden) nationalen Datensatzes zur Stickstoffgesamtdeposition ermittelt (<http://gis.uba.de/website/depo1/index.htm>, vgl. Kap. 5.1, Anhang I). Bei der Veröffentlichung des Datensatzes für die Vorbelastung gibt das UBA die Aktualität der Datenbasis an.

Im Genehmigungsverfahren müssen benachbarte, bereits vorhandene Anlagen dann berücksichtigt werden, wenn in den Jahren nach Erstellung des Datensatzes maßgebliche Veränderungen der Vorbelastung z. B. aufgrund von Größe und Anzahl benachbarter Anlagen eingetreten sind oder wenn aufgrund der topographischen und meteorologischen Randbedingungen davon auszugehen ist, dass diese einen relevanten, in den Vorbelastungsdaten nicht berücksichtigten Beitrag zur Stickstoffbelastung des zu beurteilenden Ökosystems leisten.

Da die trockene Deposition im direkten Umfeld der Anlagen den maßgeblichen Anteil an der Gesamtdeposition darstellt, die im Rahmen des o. g. UBA-Projektes ermittelte trockene Deposition derzeit jedoch noch lediglich eine Auflösung von $1 \times 1 \text{ km}^2$ aufweist, ist die Emission einer einzelnen zu erweiternden Anlage nicht vollständig (anlagenscharf) berücksichtigt. Testrechnungen haben gezeigt, dass bei Ausschalten der Emissionen aller Anlagen von ausgewählten Landkreisen sich die Vorbelastung in dem jeweiligen Landkreis um 5–20 % reduziert. Darüber hinaus haben beispielhaft angenommene Einzelanlagen in den betrachteten Kreisen einen Anteil an den jeweiligen Gesamtemissionen von $<2 \%$. Beide Analysen belegen, dass die Doppelzählung einer Altanlage durch die Vorbelastung vernachlässigbar ist.

Im Rahmen von wesentlichen Änderungen von Anlagen durch **Anlagenerweiterungen** sind daher bei der Berechnung der lokal herrschenden Vorbelastung auch die Emissionen der bereits existierenden Anlagenteile [$\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$] zu berücksichtigen (vgl. Bsp. 1, Bsp. 2, Anhang V).

5. **Ermittlung der Zusatzbelastung:** Zur Vereinfachung des Verfahrens kann auf der Grundlage von Mindestabstandsbetrachtungen – vergleichbar der Vorgehensweise bei der Ammoniakkonzentration – die Zusatzbelastung mittels eines Screening-Verfahrens abgeschätzt werden. Die Abstandskurve basiert auf den gleichen Grundlagen wie in Abb. 4, Anhang 1 TA Luft und wurde für die Abschätzung der Stickstoffdeposition angepasst, sodass die TA Luft-Konformität gegeben ist.

Des Weiteren können Ausbreitungsrechnungen zur Prognose der Immissionszusatzbelastung durchgeführt werden. Diese sind, wie in Genehmigungsverfahren nach TA Luft üblich, nach den Vorgaben von Anhang 3 TA Luft durchzuführen. Diese Vorgaben wurden in dem Referenzmodell des Anhangs 3 der TA Luft – AUSTAL2000 – umgesetzt. Bei der Berechnung der Stickstoffdeposition wird davon ausgegangen, dass der Anteil der nassen Deposition an der Zusatzbelastung vernachlässigbar ist (vgl. Kap. 5.2.2, Nr. 9).

6. **Ermittlung des Beurteilungswertes für Stickstoffdeposition:** Die Ableitung des ökosystemspezifischen Beurteilungswertes erfolgt unter Einbeziehung von „Zuschlagsfaktoren“ (vgl. Kap. 6). Diese tragen dem Empfindlichkeitsgrad des Ökosystems Rechnung, wobei

die Einstufung des Ökosystems nach dem Schlüssel der Critical Loads für Eutrophierung die Bewertungsbasis darstellt. Demnach ergibt sich der Beurteilungswert aus dem Critical Load-Wert multipliziert mit dem Empfindlichkeitswert (Zuschlagsfaktor).

Der Beurteilungspunkt ist der Punkt (schutzgutbezogen) mit der mutmaßlich höchsten Gesamtbelastung. Sind mehrere empfindliche Ökosysteme im Beurteilungsgebiet vorhanden, ist eine entsprechende Anzahl von Beurteilungspunkten zu prüfen. Die empfindlichen Ökosysteme im Einflussbereich einer Anlage werden zunächst unter Berücksichtigung der jeweiligen Funktion einer Schutzgutkategorie (Lebensraum-, Regulations- und Produktionsfunktion) zugeordnet (vgl. Kap. 6.2).

Zur Bemessung bewertender Zuschlagsfaktoren werden Indikatoren zur Klassifizierung der Gefährdungslage wie z. B. Seltenheit, Stickstoffzeigerpflanzen und Baumartenzusammensetzung verwendet. Die Auswahl der Indikatoren erfolgt schutzgutspezifisch und ermöglicht es, ohne großen Aufwand Vitalität und Sensitivität, strukturelle und funktionale Merkmale sowie das Erholungspotenzial des Ökosystems durch Zuschlagsfaktoren darzustellen. Die Höhe der Zuschlagsfaktoren spiegelt die Empfindlichkeit und den Gefährdungsgrad der jeweiligen Schutzgutkategorie wider (kleiner Zuschlagsfaktor bedeutet hohe Gefährdung, großer Zuschlagsfaktor bedeutet geringe Gefährdung).

Die Anwendbarkeit der Schutzkategorien wird konsekutiv geprüft: Zum Beispiel wird zunächst geprüft, ob das Ökosystem unter gesetzlichem Schutz steht und, falls ja, in welchem Zustand es sich befindet. Falls nein, wird die Regulationsfunktion geprüft. Falls diese Funktion nur schwach gefährdet und das Ökosystem ein Wald mit forstlicher Nutzung ist, wird die Produktionsfunktion geprüft, was den Zuschlagsfaktor weiter erhöhen kann.

Die Spannweite der Zuschlagsfaktoren umfasst einen Skalenbereich von 1,0 (hohe Gefährdung) bis 3,0 (schwache Gefährdung). Dementsprechend kann der Beurteilungswert zwischen $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und ca. $60 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ liegen (vgl. Abb. A.IV.1, Anhang IV).

7. **Prüfung ob Gesamtbelastung < Beurteilungswert:** Wenn der atmosphärische Stickstoffgesamteintrag (Vorbelastung gemäß UBA-Datensatz zur Stickstoffbelastung + Zusatzbelastung) den Beurteilungswert (Critical Load * Zuschlagsfaktor) überschreitet, können erhebliche Nachteile nicht ausgeschlossen werden.
8. **Verbesserung der Immissionssituation:** Überschreitet die Gesamtbelastung an einem Beurteilungspunkt den Beurteilungswert, so darf eine Änderungsgenehmigung wegen dieser Überschreitung nicht versagt werden, wenn mit der Durchführung der Maßnahmen eindeutige Verbesserungen verbunden sind (vgl. § 6 Abs. 3 BImSchG, Kap. 1 des Leitfadens). Die Verbesserungen sollten vorrangig durch emissionsmindernde Maßnahmen erreicht werden.
9. **30 %-Regelung^{11,12}:** Überschreitet die Gesamtbelastung an einem Beurteilungspunkt den Beurteilungswert, so ist eine Einzelfallprüfung nicht notwendig, wenn die Zusatzbelastung einen Wert von 30 vom Hundert des Beurteilungswertes nicht überschreitet. Die 30 %-Regelung entfällt bei Ökosystemen, die unter die Schutzkategorie „Gebiete zum Schutz der Natur“ (Lebensraumfunktion, insbesondere FFH-Gebiete) fallen und denen im Rahmen dieses Verfahrens ein sehr hoher Schutzstatus (hohe Gefährdungsstufe) zugewiesen wurde (Zuschlagsfaktor 1,0).

Diese Regelung entspricht den Vorgaben für die Einwirkung durch gasförmiges Ammoniak in Anhang 1 TA Luft. Danach sind sowohl bei der Einhaltung einer Gesamtbelastung von

¹¹ Eine 30 %-Regelung mittels Emissionsmassenströmen ist i. d. R. nicht möglich, da die TA Luft für Ammoniak keinen Bagatellmassenstrom angibt (vgl. Nr. 4.6.1.1 TA Luft, Tab. 7) bzw. die gemäß Nr. 4.6.1.1 TA Luft genannten Bedingungen (Ableitung gemäß Nr. 5.5 TA Luft) i. d. R. bei landwirtschaftlichen Anlagen nicht eingehalten werden.

¹² Diese Vorgehensweise, die ein höheres Risiko für eine Schädigung darstellt, sieht der Leitfaden nicht aus ökologisch-wissenschaftlicher, sondern aus pragmatischer Sicht vor.

10 µg/m³ als auch bei einer Zusatzbelastung von unter 3 µg/m³ keine Anhaltspunkte für das Vorliegen erheblicher Nachteile gegeben.

Die Regelung kommt dann zur Anwendung, wenn durch die Vorbelastung (Synonym: Hintergrundbelastung) bereits mehr als 70 % des Beurteilungswertes ausgeschöpft sind. Sie berücksichtigt damit die Belastungsstruktur. Bei der Anwendung der 30 %-Regelung ist darüber hinaus zu berücksichtigen, dass eine Kumulation der Stickstoffeinträge durch mehrmalige Anwendung dieser Regelung sowohl bei einer Anlage als auch bei benachbarten Anlagen auftreten kann. In diesem Fall ist eine besondere – auch über Verwaltungsgrenzen hinausgehende – Einzelfallbetrachtung notwendig, um Schädigungen stickstoffempfindlicher Ökosysteme zu verhindern.

10. Überschreitet die Zusatzbelastung einen Wert von 30 vom Hundert des Beurteilungswertes, muss mittels **Einzelfallprüfung** nachgewiesen werden, dass der Schutz vor erheblichen Nachteilen durch Schädigung empfindlicher Pflanzen und Ökosysteme durch Stickstoffdeposition in Folge von Bau oder Erweiterung der landwirtschaftlichen Anlage gewährleistet ist.

7.3 Schlussbemerkung

Die TA Luft gibt in Nr. 4.8 vor, dass die Prüfung unter Berücksichtigung der Belastungsstruktur zu erfolgen hat. Bei der 30 %-Regelung handelt es sich um einen pragmatischen Vorschlag zur Vereinfachung des Vollzugs. Auch in Gegenden mit sehr hoher Vorbelastung erfolgen Genehmigungen über die 30 %-Regelung. Da hierbei die Vorbelastung des Standorts außer acht gelassen wird, wird die Stickstoffbelastung in Regionen mit hoher Vorbelastung mit dieser Regelung nicht begrenzt werden.

Da hohe Stickstoffeinträge in vielen Gegenden bereits jetzt erhebliche Auswirkungen auf Ökosysteme (z. B. Biodiversität) haben, sind über die bereits durchgeführten Maßnahmen (Programm der Bundesregierung „Senkung von Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft“ BMVEL, Berlin, Mai 2003 [2]) hinaus weitere flächendeckende Maßnahmen zur Minderung der Stickstoffemissionen wie z. B. anlagenbezogene Maßnahmen zur Emissionsminderung oder Verringerungen der Tierzahlen erforderlich.

Die Zuschlagsfaktoren bzw. die 30 %-Regelung sollen regelmäßig überprüft und angepasst werden, um die Verhältnismäßigkeit der Regelung zu beurteilen und einen nachhaltigen Schutz empfindlicher Ökosysteme zu gewährleisten.

In Abb. A.IV.1 und Abb. A.IV.2, Anhang IV ist sowohl die in Kap. 6 und Kap. 7 beschriebene Vorgehensweise zur Ermittlung eines ökosystemspezifischen Beurteilungswertes als auch die Implementierung des Verfahrens in die gesamte Vorgehensweise zur Prüfung des Vegetationsschutzes vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Ammoniakimmissionen und Stickstoffdeposition im Rahmen von Genehmigungsverfahren gemäß § 4 BImSchG/TA Luft dargestellt.

In Anhang V ist die Anwendung des Verfahrens an Hand von vier Beispielen beschrieben.

8 Literaturverzeichnis

- [1] Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft) vom 24. Juli 2002, am 01.10.2002 in Kraft getreten; Gemeinsames Ministerialblatt vom 30. Juli 2002 (GMBI. 2002, Heft 25–29, S. 511–605); <http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/taluft.pdf>.
- [2] BMVEL (Hrsg.) (Mai 2003): Senkung von Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft Programm der Bundesregierung. 17 S.; <http://edok.ahb.niedersachsen.de/07/390487031.pdf>
- [3] Umweltbundesamt Dessau-Roßlau (2009):
 - a) Integrierte Stickstoff-Emissionsminderungsstrategie; 8 S. <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3813.pdf>
 - b) Hintergrundpapier zur Integrierten Stickstoff-Emissionsminderungsstrategie; 115 S.; <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3982.pdf>
- [4] Eidgenössische Kommission für Lufthygiene (EKL) (2005): Stickstoffhaltige Luftschadstoffe in der Schweiz. BUWAL Schriftenreihe Nr. 384, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern; <http://www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/00557/index.html?lang=de>.
- [5] Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (2002): Ammoniak, NH₃-Minderung bei der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung; Mitteilungen zur Luftreinhalte-Verordnung Nr. 13. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern; <http://www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/00199/index.html?lang=de>.
- [6] Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge - Bundes-Immissionsschutzgesetz – BImSchG vom 26. September 2002, zuletzt geändert am 25.06.05; BGBl. I S. 1865.
- [7] Neunte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes - Verordnung über das Genehmigungsverfahren - 9. BImSchV vom 29. Mai 1992, zuletzt geändert am 23.10.2007; BGBl. I S. 2470.
- [8] Umweltbundesamt Dessau-Roßlau (2012): Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen 1990 bis 2010, Treibhausgase und klassische Luftschadstoffe; Berichterstattung 2012. <http://www.umweltbundesamt.de/emissionen/publikationen.htm>
- [9] Kreins P. (2011): schriftliche Mitteilung vTI Institut für Ländliche Räume.
- [10] Rösemann C., et al. (2011): Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 – 2009. Landbauforschung; Sonderheft 342.
- [10a] Rösemann C. (2012): schriftliche Mitteilung vTI, Institut für Agrarrelevante Klimaforschung.
- [11] Dämmgen, U. (2009): Calculations of emission from German agriculture - National Emission Inventory Report (NIR) 2009 for 2007; Tables. Landbauforschung vTI Agriculture and Forestry Research; Sonderheft 324A. <http://www.vti.bund.de/de/startseite/institute/ak/publikationen.html>
- [12] BMVEL (2004): Die zweite Bundeswaldinventur, BWI ; Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV). <http://www.bundeswaldinventur.de>
- [13] Bobbink R.; Hettelingh J.-P. Hrsg. (2011): "Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships"; Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23-25 June 2010; ISBN: 978-90-6960-251-6; RIVM report 680359002; http://www.rivm.nl/Bibliotheek/Wetenschappelijk/Rapporten/2011/mei/Review_and_revision_of_empirical_critical_loads_and_dose_response_relationships_Proceedings_of_an_expert_workshop_Noordwijkerhout_23_25_June_2010

- [14] Janicke, L.; Janicke, U. (2003): „Entwicklung eines Modell gestützten Beurteilungssystems für den Anlagen bezogenen Immissionsschutz“; Bericht zum UFOPlan-Vorhaben 20043256 im Auftrag des UBA Berlin; 125 S.
- [15] Hartmann, U.; Gärtner, A.; Hölscher, M.; Köllner, B.; Janicke, L. (2004): Modellierung von Abluffahnen landwirtschaftlicher Anlagen – Jahresbericht des Landesumweltamts NRW, Essen.
- [16] Verein Deutscher Ingenieure (2009): Umweltmeteorologie - Qualitätssicherung in der Immissionsprognose, Anlagenbezogener Immissionsschutz, Ausbreitungsrechnung gemäß TA Luft. Richtlinie 3783 Blatt 13, Verein Deutscher Ingenieure; Beuth Verlag, Berlin, Hrsg.: Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN, Düsseldorf.
- [17] Verein Deutscher Ingenieure (2004): Umweltmeteorologie – Atmosphärische Ausbreitungsmodelle: Depositionsparameter – Richtlinie VDI 3782 Blatt 5 (Entwurf), Verein Deutscher Ingenieure; Beuth Verlag, Berlin, Hrsg.: Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN, Düsseldorf, 27 S..
- [18] Hartmann, U.; Köllner, B.; Opitz, B. (2003): Bewertung der anlagenspezifischen Ammoniakbelastung bei Genehmigungsverfahren von Tierhaltungsanlagen in NRW – Immissionsschutz, Nr. 2, S. 61-65.
- [19] Asman, W. A. H. (2001): Modelling the atmospheric transport and deposition of ammonia and ammonium an overview with special reference to Denmark. Atmospheric Environment, 35 p.
- [20] van Jaarsveld, J. A.; Bleeker, A.; Hoogervorst, N. J. P. (2000): Evaluatie ammoniak emissiereducties met behulp van mettingen en modelberekeningen. RIVM-Bericht 722108025, Bilthoven, 62 S..
- [21] Dragosits, U.; Theobald, M. R.; Place, C. J.; Lord, E.; Webb, J.; Hill, J.; ApSimon, H. M.; Sutton, M. A. (2002): Ammonia emission, deposition and impact assessment at the field scale: a case study of sub-grid spatial variability. Environmental Pollution, 117, S. 147-158.
- [22] Aneja, V. P.; Roelle, P. A.; Murray, G. C.; Southerland, J.; Erisman, J. W.; Fowler, D.; Asman, W. A. H.; Patni, N. (2001): Atmospheric nitrogen compounds II: emissions, transport, transformation, deposition and assessment. Atmospheric Environment, 35 p.
- [23] Janicke, L. (2002 a): Durchführung von Ausbreitungsrechnungen zur Unterstützung der Messplanung und Messauswertung im Rahmen des Projekts Relevanz der Ammoniak-Emissionen für die Immissionsbelastung mit Schwebstaub und für Vegetationsschäden – Teil A: Messplanung. – Gesellschaft für Umweltp Physik, Dunum, im Auftrag des Landesumweltamtes NRW, Essen, 56 S..
- [24] Pitcairn, C. E. R.; Leith, I. D.; van Dijk, N.; Sutton, M. A. (2005): Refining and testing the Ellenberg Index biomonitoring method at the intensive sites. In: Leith, I. D.; van Dijk, N.; Pitcairn, C. E. R.; Wolseley, P. A.; Whitfield, C. P.; Sutton, M. A.; [Hrsg.] JNCC Report 386: Biomonitoring methods for assessing the impacts of nitrogen pollution: refinement and testing; p 44-66.
- [25] Verein Deutsche Ingenieure (2008): 3959 Blatt 1; 2008-12; Vegetation als Indikator für Stickstoffeinträge, Bewertung der Stickstoffverfügbarkeit durch Ellenberg Zeigerwerte der Waldbodenvegetation.
- [26] Ewald, J. (2007): Beurteilung von Waldstandorten und Waldgesellschaften mit Zeigerarten-Ökogrammen. Tuexenia 27: 7-18. Göttingen 2007. http://www.fh-weihenstephan.de/fileadmin/beuser/WF/Dokumente/Ewald/Tuxenia_27_2007_7-18.pdf
- [27] Erisman, J. W.; Brydges, T.; Bull, K.; Cowling, E.; Grennfelt, P.; Nordberg, L.; Satake, K.; Schneider, T.; Smeulders, St.; Van der Hoek, K. W.; Wisniewski, J. R. and Wisniewski, J. (1998): Summary statement. Environmental Pollution 102 (S1) p 1-12.
- [27a] van Pul, A.; Hertel, O.; Geels, C.; Dore, A.J.; Vieno, M.; van Jaarsveld, H.A.; Bergström, R.; Schaap, M.; Fagerli, H. (2009): Modelling of the Atmospheric Transport and Deposition of

- Ammonia at a National and Regional Scale. In: Atmospheric Ammonia – Detecting emission changes and environmental impacts, Eds: Sutton, M.A., Reis, S., Baker, S.M.H. Springer
- [28] Lövblad, G.; Tarrason, L.; Törseth, K.; Dutchak, S. (2004): Ammonia Pollution over Europe 1980 - 2000. EMEP Assessment. Part I. European Perspective.
http://www.emep.int/index_assessment.html.
- [29] Dämmgen U.; Erisman, J. W. (2002): Transmission und Deposition von Ammoniak und Ammonium. KTBL-Schrift 406:50-62
- [30] Builtjes, P. J. H.; Hendriks, E.; Koenen, M.; Schaap, M.; Banzhaf, S.; Kerschbaumer, A.; Gauger, T.; Nagel, H.-D.; Schlutow, A.; Scheuschner, T. (2011): Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland“ (MAPESI), im Auftrag des Umweltbundesamtes (UFOPLAN des BMU – UBA FKZ: 3707 64 200);
<http://www.uba.de/uba-info-medien/4137.html>
- [30a] Gauger, T. (2011) Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland“; Anhang XVI des Abschlussberichts [30]: Kartierung von Deposition Loads 2004 bis 2007 - INS Methodik, <http://www.uba.de/uba-info-medien/4142.html>
- [31a] Gauger, Th.; Haenel, H.-D.; Rösemann, C.; Dämmgen, U.; Bleeker, A.; Erisman, J. W.; Vermeulen, A. T.; Schaap, M.; Timmermanns, R. M. A.; Builtjes, P. J. H.; Duyzer, J. H.; Nagel, H.-D.; Becker, R.; Kraft, P.; Schlutow, A.; Schütze, G.; Weigelt-Kirchner, R.; Anshelm, F. (2008): Erfüllung der Zielvorgaben der UNECE-Luftreinhaltkonvention (Wirkungen); Abschlussbericht zum UFOPlan-Vorhaben (FKZ 204 63 252); im Auftrag des Umweltbundesamtes, Dessau-Rosslau; UBA-Texte 38/08, (engl.).
<http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3646.pdf>
- [31b] Gauger, Th.; Anshelm, F.; Schuster, H.; Draaijers, G. P. J.; Bleeker, A.; Erisman, J. W.; Vermeulen, A. T.; Nagel, H.-D. (2002): Mapping of ecosystem specific long-term trends in deposition loads and concentrations of air pollutants in Germany and their comparison with Critical Loads and Critical Levels. Final Report on behalf of Federal Environment Agency (UBA), Berlin. BMU/UBA FE-No 299 42 210.
Part 1: Deposition Loads 1990-1999. 207 p.;
http://www.nav.uni-stuttgart.de/navigation/forschung/critical_loads/EB_29942210_T1.pdf.
Part 2: Mapping Critical Levels Exceedances. 104 p. Institut für Navigation der Universität Stuttgart; http://www.nav.uni-stuttgart.de/navigation/forschung/critical_loads/EB_29942210_T2.pdf.
- [32] Müller-Westermeier, G. (1995): Numerisches Verfahren zur Erstellung klimatologischer Karten. Berichte des Deutschen Wetterdienstes (DWD) Nr. 193. Offenbach.
- [33] Umweltbundesamt Berlin (1996): Manual on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/Loads and Geographical Areas Where They Are Exceeded. Werner, B.; Spranger, T. [HRSG.] UBA-Texte 71/96. Umweltbundesamt Berlin. 216 S.
- [34] Umweltbundesamt Berlin (2004): Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. ICP Modelling and Mapping. UBA-Texte 52/04; <http://www.rivm.nl/en/themasites/icpmm/manual-and-downloads/index.html>
- [35] Erisman, J. W.; Möls, H.; Fonteijn, P.; Geudebroek, M.; Draaijers, G.; Bleeker, A.; van der Veen, D. (2003): Field intercomparison of precipitation measurements performed within the framework of the Pan European Intensive Monitoring Program of EU/ICP Forest. Environmental Pollution 125, 139-155 p.
- [36] van Pul, W. A. J.; Potma, C. J. M.; van Leeuwen, E. P.; Draaijers, G. P. J.; Erisman, J. W. (1995): EDACS: European Deposition maps of Acidifying Components on a Small scale. Model Description and Preliminary Results. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Bilthoven. Report No. 722401005;
<http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/722401005.pdf>.

- [37] van Jaarsveld, J. A. (1995): Modelling the long-term atmospheric behaviour of pollutants on various spatial scales. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Bilthoven. Report No. 722501005.
- [38] van Leeuwen, E.; Draaijers, G. P. J.; de Jong, P. G. H.; Erisman, J. W. (1996): Mapping dry deposition of acidifying components and base cations on a small scale in Germany. National Institute of Public Health and the Environment Bilthoven (Netherlands). Report No. 722108012. 47 p.
- [39] Draaijers, G. P. J.; van Leeuwen, E. P.; de Jong, P. G. H.; Erisman, J. W. (1996): Deposition of Base Cations in Europe and its Role in Acid Neutralisation and Forest Nutrition. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Bilthoven. Report No. 722108017; www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/722108017.pdf.
- [40] Erisman, J. W.; van Leeuwen, E.; van Pul, A.; Draaijers, G. (1996): Generalisation of Deposition in Europe. In: Knoflacher, M.; Schneider, J.; Soja, G. [Hrsg.]: Exceedance of Critical Loads and Levels. Spatial and temporal Interpretation of Elements in Landscape Sensitive to Atmospheric Pollutants. Report of a Workshop held in Vienna, Austria under the Convention on Long Range Transboundary Air Pollution, 22.-24. November 1995. Umweltbundesamt Wien, Tagungsberichte Bd. 15. Vienna 1996. S. 211-235.
- [41] van Leeuwen, E. P.; van Jaarsveld, J. A. (1997): Interim Report: Dry Deposition of Ammonia In Germany in 1994. Interim Report on Behalf and for the Account of Umweltbundesamt, Berlin (FE. Nr. 108 03 081). National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Bilthoven. Report No. 722115.
- [42] Bleeker, A.; Draaijers, G. P. J.; Klap, J. M.; van Jaarsveld, J. A. (2000): Deposition of Acidifying Components and Base Cations in the Period 1987-1995 in Germany. Study on Behalf and for the Account of Umweltbundesamt, Berlin (FE. Nr. 108 03 081). National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Bilthoven. Report No. 722108027; www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/722108027.pdf.
- [43] Dämmgen, U.; Busche, J. (2008): Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990-2006; Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen 2008; http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-medien/mysql_medien.php?anfrage=Kennnummer&Suchwort=3475.
- [44] Reimer, E.; Scherer, B. (1992): An operational meteorological diagnostic system for regional air pollution analysis and long-term modelling. Air Poll. Modelling and its Applications IX. Plenum Press.
- [45] Lövblad, G.; Erisman, J. W.; Fowler, D. (eds.) (1993): Models and methods for the quantification of atmospheric input to ecosystems. Proceedings of an international workshop on the deposition of acidifying substances, Göteborg (Sweden), 3th-6th November 1992. The Nordic Council of Ministers. Copenhagen. Report No. Nord 1993:573.
- [45a] Mohr, K.; Meesenburg, H.; Harvath, B.; Meiwes, K.J.; Schaaf, S.; U. Dämmgen (2005): Bestimmung von Ammoniak-Einträgen aus der Luft und deren Wirkungen auf Waldökosysteme (ANSWER); i.A. des UBA (UFOPLAN des BMU – UBA FKZ: 200 88 213)
- [46] Allgemeine Verwaltungsvorschrift zur Durchführung der Bundeswaldinventur II vom 17. Juli 2000“; <http://www.bundeswaldinventur.de/>, Glossar.
- [47] Grennfelt, P. I.; Thörnelöf, E. (ed.) (1992): Critical Loads for Nitrogen. Report from a workshop at Lökeberg, Sweden, 6-10 April 1992. Nordic Council of Ministers, The Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. Nord, 1992:1-428.
- [48] Bobbink, R., Hornung, M.; Roelofs, J. G. M. (1996): Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems. In: Manual on methodologies and criteria for mapping critical levels/loads and geographical areas where they are exceeded, UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, Federal Environmental Agency, Berlin.
- [49] Bobbink, R.; Ashmore, M.; Braun, S.; Flückiger, W.; Van den Wyngaert, I. J. J. (2002): Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems. In: Achermann &

- Bobbink (Hrsg.) (2003) [56]: Empirical Critical Loads for Nitrogen: Expert workshop, Berne, 11-13 November 2002. Proceedings. Environmental Documentation 164, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL), Berne
- [50] WHO (2000): Air Quality Guidelines for Europe. second edition.
http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0005/74732/E71922.pdf
- [51] Davies, C. E.; Moss, D. (2002): EUNIS Habitat Classification, February 2002. European Topic Centre on Nature Protection and Biodiversity, Paris.
- [52] Davies, C. E.; Moss, D.; Hill, M. O. (2004). EUNIS Habitat Classification Revised 2004. European Environment Agency, European Topic Centre on Nature Protection and Biodiversity. http://eunis.eea.europa.eu/upload/EUNIS_2004_report.pdf
- [53] Hall, J.; Davies, C. E.; Moss, D. (2003): Harmonisation of ecosystem definitions using the EUNIS habitat classification. In: Achermann & Bobbink (Hrsg.) (2003) [56]: Empirical Critical Loads for Nitrogen: Expert workshop, Berne, 11-13 November 2002. Proceedings. Environmental Documentation 164, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL), Berne; S. 171-196.
- [55] Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (2008): Ammoniak in der Umwelt. http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/51486/ammoniak_in_der_umwelt.pdf?command=downloadContent&filename=ammoniak_in_der_umwelt.pdf
- [56] Achermann & Bobbink (Hrsg.) (2003): Empirical Critical Loads for Nitrogen: Expert workshop, Berne, 11-13 November 2002. Proceedings. Environmental Documentation 164, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL), Berne.
http://www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/00252/index.html?lang=en&download=NHzLpZig7t,Inp6l0NTU042l2Z6ln1ad1lZn4Z2qZpnO2Yuq2Z6gpJCGdnx_gWym162dpYbUzd,Gpd6emK2Oz9aGodetmqaN19XI2ldvoaCVZ,s-.pdf

Anhang

- I Bestimmung der Belastung
- II Empirische Critical Loads
- III Länderlisten stickstoffempfindlicher Ökosysteme
- IV Diagramme
 - Vorgehensweise zur Ermittlung eines ökosystemspezifischen Beurteilungswertes
 - Gesamtdarstellung zur Prüfung des Schutzes der Vegetation vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Ammoniakimmissionen bzw. Stickstoffdeposition
- V Anwendungsbeispiele
- VI Mitglieder des Arbeitskreises

Anhang I

Bestimmung der Belastung

Als Deposition wird der Durchtritt von Stoffen aus der Atmosphäre in Akzeptorsysteme bzw. deren Hüllflächen bezeichnet (vgl. VDI 2450, Bl.1). Depositionen sind Massenflüsse, Depositionsdichten sind flächenbezogene Massenflüsse (Zimmerling & Dämmgen, 2000). Dosisgröße hinsichtlich der Bestimmung der (Vor-)Belastung und Bewertung einer nachteiligen Wirkung von Stickstoffeinträgen auf Ökosysteme ist die Gesamtdeposition aller relevanten Stickstoffspezies. Relevant ist der vertikale Massenfluss primärer, direkt emittierter und sekundärer als Endprodukt der chemischen Reaktionen in der Atmosphäre gebildeter Stickstoffspezies in das betrachtete Ökosystem. Diese lassen sich in reduzierte ($\text{NH}_x\text{-N}$) und oxidierte ($\text{NO}_y\text{-N}$) Stickstoffspezies zusammenfassen.

Die Verweilzeiten von gasförmigem Ammoniak und partikulärem Ammonium als Immission in der Atmosphäre liegen bei Ammoniak im Bereich von wenigen Stunden, bei Ammonium bei einigen Tagen. Ammoniak ist gasförmig, wird hauptsächlich bodennah emittiert und hat recht hohe Depositionsgeschwindigkeiten. Es wird in der Atmosphäre rasch zu Ammoniumpartikeln umgewandelt. Die Wirkung von Ammoniak wird aufgrund seiner kurzen Verweilzeit und Nachweisbarkeit in der Atmosphäre über eine verhältnismäßig kurze Distanz (wenige km bis maximal 50 km) in der Regel als lokales Problem angesehen (Erisman et al., 1998 [27], van Pul et al., 2009 [27a]). Rund die Hälfte (Faustzahl) des emittierten Ammoniaks wird überwiegend quellennah v.a. als trockene Deposition in die umliegenden Ökosysteme eingetragen, die verbleibende Hälfte des emittierten Ammoniaks reagiert zu Ammonium [55]. Partikuläres Ammonium weist, da es aus kleinen, nicht sedimentierenden Partikeln besteht, geringere Depositionsgeschwindigkeiten und entsprechend hohe Verweilzeiten in der Atmosphäre auf. Dadurch erreicht Ammonium Transportweiten von 1.000 km und mehr und kann sich so über Distanzen im europäischen Maßstab verteilen (Erisman et al., 1998 [27]; Lövblad et al., 2004 (EMEP Ass. Part 1) [28]; Dämmgen & Erisman, 2002 [29]). Zur Bewertung der Belastungssituation von Ökosystemen durch Luftschadstoffwirkungen ist eine flächendeckende Bestimmung von Konzentrationen und Einträgen (Depositionsflüssen) auf Ökosystemebene notwendig. Für die Jahre 2004 - 2007 wurden diese im Rahmen des UFOPlan-Vorhabens i. A. des UBA „Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland“ (MAPESI; FKZ: 3707 64 200) Bultjes et.al. 2011, [30] erarbeitet. Im Gegensatz zu Vorgängerprojekten ließ sich durch eine Weiterentwicklung der Methodik die konservative Abschätzung von Depositionsflüssen weiter eingrenzen. Die methodischen Weiterentwicklungen beruhen v.a. auf einer Verbesserung der Massenkonsistenz innerhalb des Modells und besser angepassten Eingangsparametern zur Berechnung der trockenen Deposition (atmosphärischer Widerstand). Darüber hinaus konnten der Ausbreitungsmodellierung verlässlichere Emissionsdaten zu Grunde gelegt werden. Hauptergebnis sind digitale Karten der Gesamtdeposition u. a. von reaktivem Stickstoff in einer räumlichen Auflösung von $1 \times 1 \text{ km}^2$. Die Depositionsdaten sind rezeptorspezifisch differenziert in neun Landnutzungsklassen (Wiesen und Weiden, semi-natürliche Vegetation, Dünen und Felsfluren, bebaute Gebiete, Ackerland, Laubwald, Nadelwald, Mischwald und Gewässerflächen). Diese Karten sind der einzige vorliegende aktuelle, räumlich detaillierte und vollständige Datensatz des Gesamteintrags von versauernden und eutrophierenden Luftschadstoffen in Deutschland. Der aktuellste verfügbare Datensatz der Stickstoffgesamtdeposition ist im Internet unter <http://gis.uba.de/website/depo1/> verfügbar. Eine Aktualisierung der Karten bzw. Datensätze erfolgt gegenwärtig für die Jahre 2008 und 2009.

Wesentliche Ergebnisse sind im Einzelnen:

- Kartierung der nassen Deposition auf der Basis von umfangreichen Messdaten der Messnetze des Bundes und der Bundesländer (Freilandniederschlag) und hochauflösenden Niederschlagsdaten des Deutschen Wetterdienstes (DWD)
- Kartierung der trockenen Deposition mithilfe von Chemie-Transport-Modellen mit Depositionsmodul (Inferentialmodell), auf der Basis von räumlich und zeitlich hochauflösenden Daten zu Meteorologie, Emissionen und Landnutzung bzw. Rezeptorinformationen zur Berechnung von Immissionskonzentrationen und Depositionsflüssen

- Kartierung der feuchten Deposition auf der Basis von Depositionsmodellen, hochauflösenden Daten zu Meteorologie, Wolkenwasserkonzentrationen und Landnutzung bzw. Rezeptorinformationen
- Flächendeckende Kartierung der ökosystemspezifischen Gesamtdeposition in Deutschland aus nassem, trockenem und feuchtem Depositionsfluss

Im Folgenden wird die Vorgehensweise zur Kartierung der nassen, trockenen, feuchten, bzw. der Gesamtdeposition detailliert beschrieben.

Kartierung der nassen Deposition

Der Eintrag von luftgetragenen gelösten und partikelgebundenen Spezies in Ökosysteme mit dem wässrigen Niederschlag (Regen, Schnee etc.) wird als nasser Depositionsfluss bezeichnet. Dieser Prozess ist abhängig von der Niederschlagskonzentration der jeweiligen Spezies und der Niederschlagsmenge. Die nasse Deposition ist rezeptorunabhängig und mit entsprechenden Sammelgefäßen direkt messbar. In Deutschland geschieht dies in Routinemessnetzen des Bundes und der Länder sowie in weiteren Messprogrammen an aktuell insgesamt über 300 Monitoringstationen. Niederschlagskonzentrationen aus diesen Messprogrammen werden mit geostatistischen Verfahren flächendeckend modelliert (Kriging-Technik) und mit Niederschlagskarten des DWD multiplikativ zu flächendeckenden Frachten der nassen Deposition verschnitten (Auflösung $1 \times 1 \text{ km}^2$ -Raster). Diese messwertbasierte Kartierungsmethode der nassen Deposition liefert unter der in Deutschland gegebenen Voraussetzung hinreichender räumlicher Repräsentativität der Messnetze nachweislich plausible Ergebnisse – siehe Gauger et al., 2008 [31a].

Datengrundlage:

Als Datenbasis der Kartierung der nassen Deposition werden Punktmessdaten des Depositionsmonitorings verwendet, die in den verschiedenen lokalen, regionalen und überregionalen Messnetzen in Deutschland kontinuierlich oder in Messkampagnen mittels im Freiland aufgestellter Niederschlagssammlergefäße ermittelt werden (Gauger et al., 2008 [31a]). Die Lage jedes einzelnen Messpunktes ist in geographischen Koordinaten erfasst. Dabei ist eine weitgehenden Repräsentativität der Messnetze gegeben, d. h. Messstellendichte und -verteilung stellen aussagekräftige Stichproben der räumlich, d. h. über der Gesamtfläche Deutschlands kontinuierlich differenzierten nassen Deposition dar.

Die Analysendaten der mit dem Niederschlag aus der Atmosphäre eingetragenen Luftinhaltsstoffe liegen als Jahresfracht [$\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$] und als niederschlagsgewichtete Stoffkonzentration [$\text{mmol}_c \text{ l}^{-1} \text{ a}^{-1}$] vor. Ein vollständiger Depositionsdatensatz umfasst die Spezies Kalzium (Ca^{2+}), Magnesium (Mg^{2+}), Kalium (K^+), Natrium (Na^+), Protonen (H^+), Nitrat- (NO_3^- -N) und Ammonium- (NH_4^+ -N) Stickstoff, Sulfat- (SO_4^{2-} -S) Schwefel und Chlor (Cl^-). Insgesamt sind Anzahl und räumliche Verteilung der verfügbaren Monitoringdaten der Freilanddeposition etwa der letzten 15 Jahre hinreichend für eine flächenhafte Bearbeitung (Gauger et al., 2002 [31]).

Die für eine ausreichende räumliche Differenzierung erforderliche Einbindung flächenhafter Modelldaten des Jahresniederschlags erfolgt an Hand der Niederschlagskarten [l m^2] des DWD (Gauger et al., 2002 [31b]; Gauger et al., 2008 [31a]; Gauger, 2011 [30a]), die auf der Basis des engmaschigen Niederschlagsmessnetzes unter Berücksichtigung topographischer Effekte modelliert werden (Müller-Westermeier, 1995 [32]).

Erstellung flächendeckender Karten der nassen Deposition

Die Erstellung flächendeckender Karten der nassen Deposition erfolgt durch Anwendung geostatistischer Methoden (sog. Kriging-Interpolation). Nach dem Einlesen der Datensätze der Konzentration im Niederschlag werden Größenpunktekarten erstellt. Sie geben einen Überblick der Lage und Konzentrationen an den einzelnen Messstationen. Das Ergebnis der Kriging-Interpolation ist die flächendeckende Darstellung der niederschlagsgewichteten Konzentration [$\text{mmol}_c \text{ l}^{-1} \text{ a}^{-1}$] in einer Rasterkarte mit $1 \times 1 \text{ km}^2$ -Auflösung.

Die Berechnung von Depositionsfrachten (flächenbezogener Eintrag in [$\text{mol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$]) wird durch die Multiplikation der Rasterkarten der Konzentration im Niederschlag [$\text{mmol}_c \text{ l}^{-1} \text{ a}^{-1}$] mit dem Jah-

resniederschlagsraster [l/m^2] realisiert. Das Ergebnis der Verschneidung dieser beiden Karten ist die räumlich differenzierte Karte des Eintrags mit der nassen Deposition in [$mol_c ha^{-1} a^{-1}$] in einer Rasterauflösung von $1 \times 1 km^2$. Der Ablauf der Kartierung der nassen Deposition von Luftschadstoffen ist in Abb. A.I.1 dargestellt.

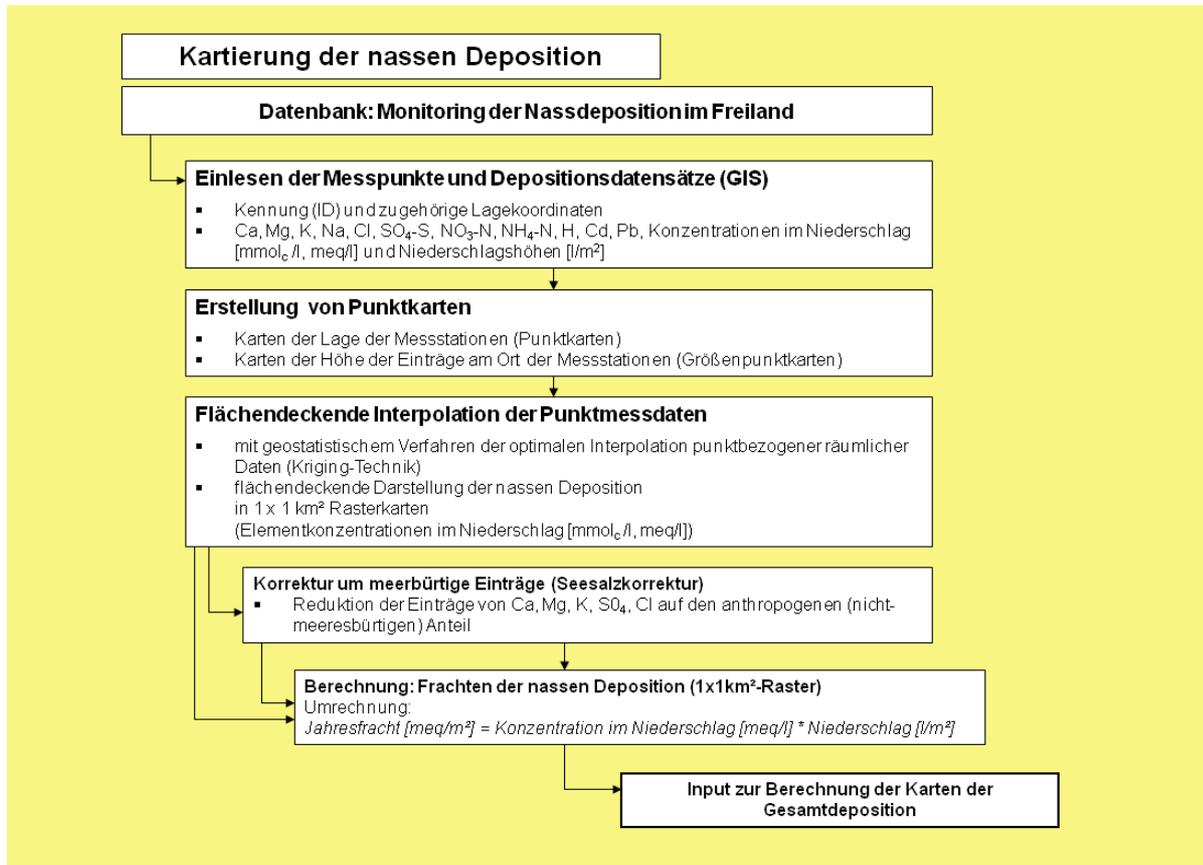


Abb. A.I.1: Ablauf der Bearbeitung der Kartierung der nassen Deposition

Qualitätssicherung

Die Validierung der Kartierungsergebnisse der nassen Deposition erfolgt in der Regel in drei Schritten, durch

- (1) einen Konsistenztest, der durch die flächenhafte Berechnung der Ionenbilanz der Hauptkomponenten im Niederschlag erfolgt. Hierbei wird flächenhaft die Qualität der $1 \times 1 km^2$ -Rasterdatensätze geprüft.
- (2) den Vergleich zwischen Kartenwerten und Monitoringdaten am Ort der Messpunkte.
- (3) die Überprüfung des Kriging-Fehlers (Gauger et al., 2002 [31b]; Gauger et al., 2008 [31a], Gauger, 2011 [30a]).

Mit Hilfe der o. g. Größenpunktekarten lassen sich zudem Ausreißer (unverhältnismäßig hohe oder niedrige Messwerte) in ihrem regionalen Kontext analysieren und gegebenenfalls aus dem Datensatz eliminieren.

Nicht alle Datensätze der nassen Deposition stammen aus Niederschlagsproben, die mit Wet-Only-Sammlern gewonnen werden. Werden Depositionsmessungen aus permanent offenen Bulk-Sammlern verwendet, so ist bei diesen eine Korrektur um den trocken deponierten Anteil in der Probe vorzunehmen, der sich zusammensetzt aus trocken sedimentierenden Partikeln und der trockenen Deposition resuspendierter Partikel (bodenbürtiges, lokal aufgewirbeltes Material), einschließlich adsorbierter Spezies, die zusammen mit an den Wänden des Auffanggefäßes (trocken) angelagerten Spezies in die Probe eingewaschen werden. Um den Kriterien für die Kartierung der

nassen Deposition zu entsprechen (UBA, 1996 [33]; UBA, 2004 [34]), ist für die mit Bulk-Sammlern erfassten Proben eine Korrektur um diesen trocken deponierten Anteil vorzunehmen. Als Korrekturfaktoren dienen die mittleren Verhältnisse von Wet-Only-Niederschlagsanalysen zu Bulk-Niederschlagsanalysen, die aus Parallelmessungen in Deutschland gewonnen wurden (Gauger et al., 2002 [31b]; Gauger et al., 2008 [31a]).

Der Vergleich zwischen Messwert und dem entsprechenden Rasterwert in der flächenhaft modellierten Karte der nassen Deposition 2005 ist in den Grafiken der Abb. A.I.2 dargestellt.

Als Größenordnung der Fehler bei der Messung sind etwa $\pm 30\%$ zugrunde zu legen (Erisman et al., 2003 [35]). Je höher die Variation der Messergebnisse innerhalb kurzer Distanz, das heißt u. a. je geringer die räumliche Gültigkeit der Messung ist, und je ungleichmäßiger die Messdaten über die Fläche verteilt sind, desto größer sind die Nivellierungen durch die flächendeckende Modellberechnung und damit die Verhältnisse zwischen Mess- und Kartenwert. Die größten Unterschiede treten i. d. R. dort auf, wo relativ hohe Niederschlagsraten bei gleichzeitig geringen Konzentrationen vorkommen. In Abb. A.I.2 bleibt die Streuung der Werte um das Verhältnis 1:1 zwischen Mess- und Kartenwert recht eng und die Korrelationen der Wertepaare sind relativ hoch. Bei ca. 80 % der Modellwerte für Gesamtstickstoff sind die Abweichungen vom gemessenen Wert geringer als $\pm 30\%$.

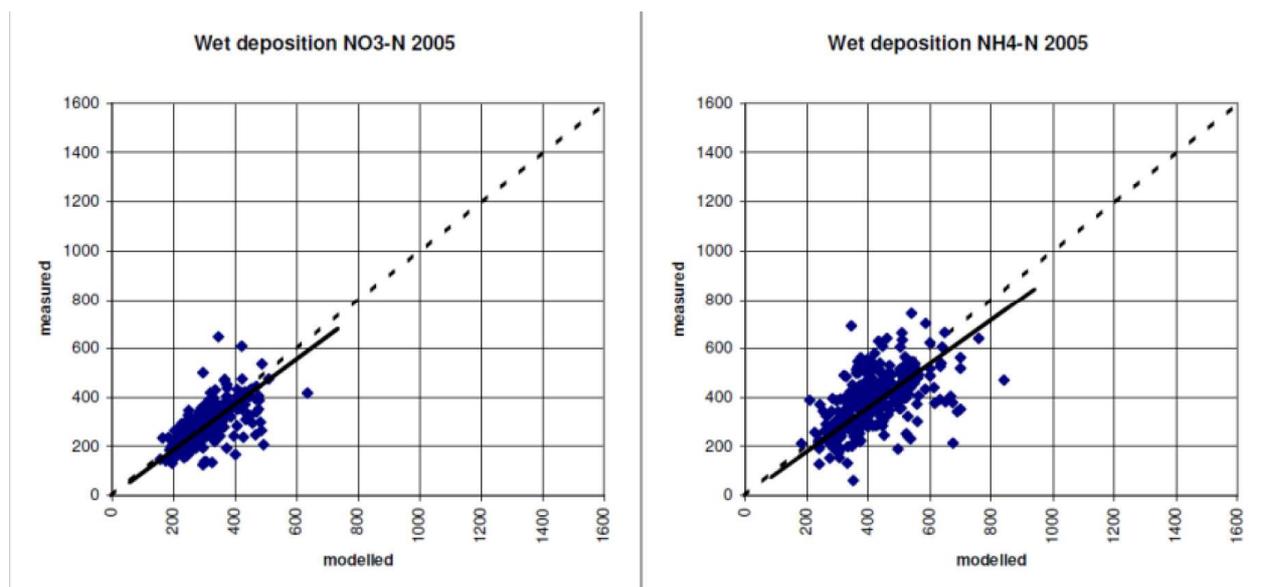


Abb. A.I.2: Vergleich von Karten- und Messwerten der nassen Depositionsfrachten von Ammoniumstickstoff und Nitratstickstoff im Jahr 2005 [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

Kartierung der trockenen Deposition

Luftgetragene Partikel und Gase lagern sich auch ohne Niederschlag auf Böden und Vegetation sowie auf Materialien ab. Atmosphärische Bedingungen, die Konzentration des Schadstoffs in der Luft sowie die Eigenschaften des Rezeptors bestimmen die Menge des trockenen Eintrags. Größe, Form und Beschaffenheit der Rezeptoroberfläche kommt dabei die größte Bedeutung zu. So kämmt die Kronenschicht von Wäldern Partikel und Feinsttröpfchen sehr effektiv aus und hält zusätzlich durch die direkte Aufnahme von gasförmigen Schadstoffen in die Blätter große Mengen von schädlichen Verbindungen im Waldökosystem zurück.

Im Gegensatz zur Kartierung der nassen Deposition kann die der trockenen Deposition nicht auf der Grundlage direkter Messungen erfolgen. Flächendeckend hoch aufgelöste Daten der trockenen

nen Deposition ($1 \times 1 \text{ km}^2$) werden deshalb in Deutschland mit Hilfe von Modellen berechnet. Der folgende Abschnitt fasst im Wesentlichen die Literatur und Projektberichte zu dieser Thematik kurz zusammen (van Pul et al., 1995 [36]; van Jaarsveld, 1995 [37]; van Leeuwen et al., 1996 [38]; Draaijers et al., 1996 [39]; Erisman et al., 1996 [40]; van Leeuwen & van Jaarsveld, 1997 [41]; Bleeker et al., 2000 [42]; Gauger et al., 2002 [31b], Gauger et al., 2008 [31a], Bultjes et al., 2011 [30]). Für detaillierte Angaben sei auf diese Literatur verwiesen.

Modellierung der trockenen Deposition

Messverfahren zur Bestimmung der trockenen Deposition (mikroklimatische, pflanzenphysiologische Messungen) sind sehr aufwändig und liegen nur für sehr wenige Standorte vor. Außerdem ist eine Übertragung (z. B. Interpolation) auf eine größere Fläche aufgrund der Standortspezifität der Messungen nicht möglich. Chemie-Transport-Modelle ermöglichen die flächenhafte Ableitung von Flüssen der trockenen Deposition auf Basis einer detaillierten Beschreibung zugrundeliegender Depositionsprozesse und unter Verwendung kontinuierlich ermittelter Eingangsdatensätze der Emission, daraus abgeleiteter Immissionen, meteorologischer Datensätze und detaillierter Informationen über die Rezeptoreigenschaften. Innerhalb der Modellberechnungen werden atmosphärische (physikalische und chemische) Prozesse wie Emission, Dispersion, Advektion, chemische Umwandlung sowie trockene und nasse Deposition berücksichtigt. Sowohl der ferntransportierte als auch der bei Ammoniak bedeutende Anteil der im Nahbereich von Emissionsquellen deponierten trockenen Fracht kann somit bei der Modellierung der trockenen Deposition hinreichend genau abgebildet werden.

Im Rahmen des UFOPlan-Vorhabens 3707 64 200 im Auftrag des Umweltbundesamtes wurde die trockene Deposition mit den Chemie-Transport-Modellen LOTOS-EUROS (Long Term Ozone Simulation model; EUROpean Operational Smog model; <http://www.lotos-euros.nl/index.html>) und zur Evaluierung mit RCG (REM-Calgrid) berechnet. Die Modelle realisieren die Berechnung der trockenen Depositionsflüsse in zeitlich (1 h) und räumlich ($8 \times 7 \text{ km}^2$) hoher Auflösung flächendeckend für Deutschland. Nach Abschluss der Modellierung werden die pro Rastermittelpunkt ermittelten Depositionsflüsse mit geostatistischen Methoden auf ein $1 \times 1 \text{ km}^2$ -Raster verteilt.

Eingangsdaten und Grundlagen der Modellberechnungen:

Die Eingangsdaten und die generelle Abfolge der Modellberechnung der trockenen Deposition sind in Abb. A.I.3 zusammengefasst.

Emissionsdaten: Grundlage der Berechnung von Depositionsflüssen sind georeferenzierte anthropogene Emissionen der gasförmigen Stickstoffverbindungen und anderer Luftschadstoffe. Die für Deutschland verwendeten Emissionsdaten basieren auf den Emissionsdaten des Zentralen Systems für Emissionen (ZSE). Sie liegen in einer kleinsten Rasterauflösung von rund $2 \times 2 \text{ km}^2$ vor. Die Emissionsdatenbasis für Europa (zur Ermittlung des Ferntransports aus anderen europäischen Staaten) basiert auf der Emissionsdatenbasis der Europäischen Umweltagentur (EEA), ist daher zum großen Teil identisch mit den Emissionen des European Monitoring and Evaluation Program – EMEP und liegt in einer Auflösung von etwa $7 \times 8 \text{ km}^2$ vor.

Für die Landwirtschaftsemissionen in Deutschland wird die aktuellste Datenbasis des deutschen landwirtschaftlichen Emissionsinventars (NIR) verwendet, dessen Daten mit dem landwirtschaftlichen Emissions-Modell GAS-EM erhoben werden (Dämmgen et al., 2008 [43]). Die Daten liegen ursprünglich auf Landkreisebene vor. Für die Zwecke der Chemie-Transport-Modelle werden die Daten mit Hilfe von Landnutzungsdaten in ein $2 \times 2 \text{ km}^2$ -Raster übertragen.

Immissionsdaten: Gasförmige und partikuläre Luftschadstoffe werden in der Atmosphäre transportiert und umgewandelt. Dieser Transport, einschließlich des grenzüberschreitenden Ferntransports und die chemische Umwandlung in der Atmosphäre während des Transportes, werden bei den Berechnungen der Konzentrationsfelder aus den Emissionsdaten explizit berücksichtigt. Hierbei spielen meteorologische Datensätze eine wichtige Rolle. Die Immissionsfelder werden mit den Chemie-Transport-Modellen LOTOS-EUROS (Long Term Ozone Simulation model; EUROpean Operational Smog model) und zur Evaluierung mit RCG (REM-Calgrid) im $8 \times 7 \text{ km}^2$ -Raster berechnet. Bei der Modellierung der Schadstoffkonzentrationen in der Atmosphäre ist auch der Ver-

lust von Schadstoffen aus der Atmosphäre zu berücksichtigen. Dieser Verlust aus der Atmosphäre ist der Depositionsmassenfluss der Schadstoffe und berechnet sich fortlaufend während der Immissionsmodellierung. Die zeitliche Auflösung der Immissionsfelder und damit auch der Depositionsflüsse beträgt eine Stunde. Die Immissionsfelder und Depositionsflüsse liegen für alle Stickstoffverbindungen einzeln vor.

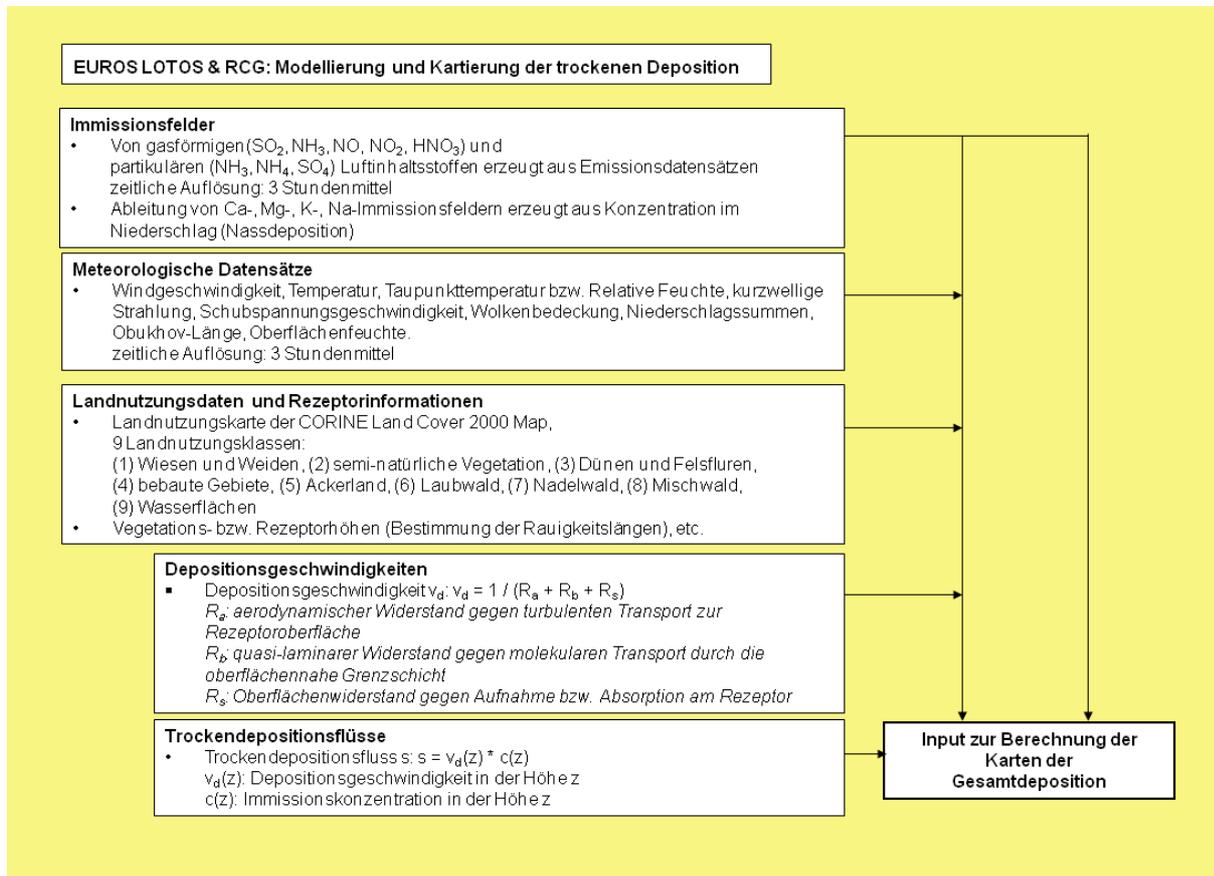


Abb. A.1.3: Eingangsdaten und generelle Abfolge der Modellberechnung der trockenen Deposition

Meteorologische Daten: Für die Modellierung werden detaillierte, flächendeckende und zeitlich hoch aufgelöste, meteorologische Datensätze benötigt. Umfassende Informationen dieser Art liefert zum Beispiel der räumlich und zeitlich hoch aufgelöste Datensatz des ECMWF (European Centre for Medium-Range Weather Forecasts), welcher für die Modellberechnungen mit LOTOS-EUROS verwendet wird. Die für das RCG-Modell benötigten meteorologischen Daten wurden aus meteorologischen Beobachtungen mit dem am Institut für Meteorologie der FU Berlin betriebenen Programmsystem TRAMPER (Tropospheric Realtime Applied Meteorological Procedures for Environmental Research) (Reimer et al., 1992 [44]) erstellt.

Rezeptoreigenschaften/Landnutzungsdaten: Bei der trockenen Deposition kommt der Beschaffenheit und der Rauigkeit der Rezeptoren eine besondere Bedeutung zu. Daher müssen bei der Depositionsmodellierung zwischen verschiedenen Landnutzungsklassen unterschieden und bei der modellhaften Darstellung des Depositionsprozesses die unterschiedlichen Rezeptoreigenschaften berücksichtigt werden. Entsprechende Parametrisierungen im LOTOS-EUROS-Modell erfolgen im so genannten DEPAC-Modul (Deposition of Acidifying Components). Für die Modellierung wird zwischen 9 verschiedenen Landnutzungsklassen unterschieden, die auf Satellitendaten zur Landnutzung und Bodenbedeckung des europäischen Programms CORINE Land Cover 2000 basieren (Tab. A.1.1): (1) Wiesen und Weiden, (2) semi-natürliche Vegetation, (3) Dünen und Felsfluren, (4) bebaute Gebiete, (5) Ackerland, (6) Laubwald, (7) Nadelwald, (8) Mischwald, (9) Wasserflächen.

Tab A.I.1: CORINE Land Cover in Deutschland – Nomenklatur und Codierung mit Zuordnung der Kürzel der 9 für die Vorbelastung verwendeten Landnutzungsklassen (Gauger, 2008 [31a], verändert)

Ebene 1 Bereiche	Ebene 2 Gruppen	Ebene 3 Arten	Kürzel der 9 Klassen
1. Bebaute Flächen	1.1 Städtisch geprägte Flächen	1.1.1 Durchgängig städtische Prägung 1.1.2 Nicht durchgängig städtische Prägung	bg
	1.2 Industrie-, Gewerbe- und Ver- kehrsrflächen	1.2.1 Industrie- und Gewerbeflächen 1.2.2 Straßen-, Eisenbahnnetze und funktionell zugeordnete Flächen	
		1.2.3 Hafengebiete 1.2.4 Flughäfen	
	1.3 Abbauflächen, Deponien und Baustellen	1.3.1 Abbauflächen 1.3.2 Deponien und Abraumhalden 1.3.3 Baustellen	
1.4 Künstlich angelegte, nicht landwirtschaftlich genutzte Grünflächen	1.4.1 Städtische Grünflächen 1.4.2 Sport- und Freizeitanlagen		
2. Landwirt- schaftliche Flächen	2.1 Ackerflächen	2.1.1 Nicht bewässertes Ackerland	ag
	2.2 Dauerkulturen	2.2.1 Weinbauflächen 2.2.2 Obst- und Beerenobstbestände	
	2.3 Grünland	2.3.1 Wiesen und Weiden	ww
	2.4 Landwirtschaftliche Flächen heterogener Struktur	2.4.2 Komplexe Parzellenstrukturen 2.4.3 Landwirtschaftlich genutztes Land mit Flächen natürlicher Bodenbedeckung von signifikanter Größe	ag
3. Wälder und naturnahe Flächen	3.1 Wälder	3.1.1 Laubwälder	lw
		3.1.2 Nadelwälder	nw
		3.1.3 Mischwälder	mw
	3.2 Strauch- und Krautvegetation	3.2.1 Natürliches Grünland	nv
		3.2.2 Heiden und Moorheiden	
		3.2.4 Wald-Strauch-Übergangsstadien	
3.3 Offene Flächen ohne / mit geringer Vegetation	3.3.1 Strände, Dünen und Sandflächen	re	
	3.3.2 Felsflächen ohne Vegetation		
	3.3.3 Flächen mit spärlicher Vegetation		
	3.3.5 Gletscher und Dauerschneegebiete		
4. Feucht- flächen	4.1 Feuchtflächen im Landes- innern	4.1.1 Sümpfe 4.1.2 Torfmoore	nv
	4.2 Feuchtflächen an der Küste	4.2.1 Salzwiesen 4.2.3 In der Gezeitenzone liegende Flächen	re
5. Wasser- flächen	5.1 Wasserflächen im Landes- innern	5.1.1 Gewässerläufe	wa
		5.1.2 Wasserflächen	

Kürzel der 9 Landnutzungsklassen:

ag = Ackerflächen, bg = Bebautes Gebiet, lw = Laubwald, mw = Mischwald, nv = semi-natürliche Vegetation,
nw = Nadelwald, re = Restflächen & schütterere Vegetation, wa = Gewässerflächen, ww = Wiesen & Weiden

Neben dem atmosphärischen Widerstand („Rauigkeit“) sind der Zustand von Boden und Blattoberfläche (z. B. pH-Wert) und das Vorhandensein und der Chemismus von Wasserfilmen und Schneebedeckung bestimmende Variablen für die Eintragsmenge löslicher Gase. Besonders die Art und Zusammensetzung der Vegetation, die Größe der exponierten Blattflächen und die Physiologie der Stomata, über welche Pflanzen ihren Gasaustausch regulieren, modifizieren den Prozess der Deposition. Somit nimmt die Depositionsgeschwindigkeit von einer glatten Oberfläche (z. B. einer Wasserfläche), über niedere Vegetationsflächen (z. B. Grasland), zu hoher Vegetation (z. B. Wald) deutlich zu. Komplexeres Terrain, wie die bewaldeten Mittelgebirge oder bebautes Gebiet,

weist hohe Depositionsgeschwindigkeiten auf. Dabei ist die Depositionsgeschwindigkeit von Ammoniak generell höher - im Mittel etwa viermal so groß - als die von Ammonium.

Trockene Deposition: Der Massenfluss (s) der trockenen Deposition berechnet sich aus der Immissionskonzentration (c) multipliziert mit der Depositionsgeschwindigkeit (v_d) (vgl. auch S. 25 im Haupttext).

- $s = v_d \cdot c$

Bei der Bestimmung der Depositionsgeschwindigkeiten in Modellen wird unterschieden zwischen gasförmigen Luftschadstoffen und Partikeln. Gase werden durch molekulare Diffusion zum Rezeptor transportiert. Die Eigenschaften des Rezeptors (s. o.) beeinflussen die trockene Deposition von gasförmigen Luftinhaltsstoffen wesentlich.

Der Transport von Partikeln erfolgt dagegen primär durch Sedimentation, Interzeption, Impaktion, und Braunsche Diffusion. Aufprallen auf die Rezeptoroberfläche und dessen Haftfähigkeit sind dabei bestimmend. Welche Prozesse dominieren, ist weitgehend von der Partikelgröße abhängig. Bei kleinen Partikeln ($<0,1 \mu\text{m}$) erfolgt die Deposition hauptsächlich durch Diffusion durch die Grenzschicht, große Partikel ($>10 \mu\text{m}$) werden überwiegend sedimentiert und bei Partikeln zwischen $0,1 \mu\text{m}$ und $1 \mu\text{m}$ sind Impaktion und Interzeption bestimmend, wobei die jeweilige Massendichte wesentlich von der Intensität der atmosphärischen Turbulenz abhängt.

Die Berechnung der Depositionsgeschwindigkeiten erfolgt durch Parametrisierung der beteiligten Prozesse. Dazu werden Beobachtungen und Ergebnisse zahlreicher Studien zu meteorologischen Untersuchungen der trockenen Deposition ausgewertet. Die Untersuchungsergebnisse zu physikalischen Kenngrößen, welche die Eigenschaften der unteren Atmosphäre und der Rezeptoroberflächen wiedergeben, bilden die Grundlage der Modellberechnungen. Die Parametrisierung der Prozesse erfolgt nach der Widerstands analogie (Ohmsches Gesetz) durch die Berechnung aller wichtigen Widerstände beim Transport zu den unterschiedlichen Rezeptoren. Der Gesamtwiderstand R setzt sich aus Komponentenwiderständen (R_a , R_b , R_c) zusammen. Die drei Widerstände repräsentieren zusammenfassend die Eigenschaften der unteren Atmosphäre und der Rezeptoroberfläche ($v_d = 1/(R_a + R_b + R_c)$). Die wichtigsten Widerstände sind hierbei:

- R_a : aerodynamischer Widerstand gegen turbulenten Transport zur Rezeptoroberfläche
- R_b : quasi-laminarer Widerstand gegen den molekularen Transport durch die oberflächennahe Grenzschicht
- R_c : Oberflächenwiderstand gegen Aufnahme bzw. Absorption am Rezeptor insgesamt.

Die genannten Widerstände wirken fallweise, parallel oder in Serie und ergeben aufsummiert den Wert des Gesamtwiderstandes. Sie werden jeweils modifiziert durch die meteorologischen Verhältnisse, die exponierte Blattfläche, die Physiologie der Stomata, den Zustand von Boden und Blattoberfläche (z. B. pH-Wert), das Vorhandensein und den Chemismus von Wasserfilmen bzw. von Schneebedeckung etc.

Grundsätzlich stehen daher 10 verschiedene Datensätze (mit einer Auflösung von $1 \times 1 \text{ km}^2$) zur Verfügung: je ein flächendeckender Datensatz pro Landnutzungsklasse und ein Datensatz, in dem die Deposition pro $1 \times 1 \text{ km}^2$ -Rasterfläche entsprechend der Anteile der Landnutzungsklassen prozentual gewichtet ist.

Kartierung der feuchten Deposition

Atmosphärische Schadstoffe lösen sich in Nebel- und Wolkenröpfchen und gelangen mit dem Wolkenwasser in Ökosysteme. Insbesondere das Zusammentreffen der Wolken- und Nebeltropfen mit den Rezeptoren bestimmt die Menge der feuchten Deposition. Ähnlich wie bei der trockenen Deposition kommt deshalb bei der feuchten Deposition der Rezeptorbeschaffenheit eine besondere Bedeutung zu. Waldökosysteme z. B. fangen Wolkenröpfchen tief hängender Wolken besonders effizient ab.

Für die Modellergebnisse der feuchten Deposition aus BMU/UBA 3707 64 200 kombinierten die Modellierer daher rezeptorspezifische Depositionsgeschwindigkeiten mit dem Flüssigwassergehalt der Wolken und den Wolkenwasserkonzentrationen. Die Datensätze der feuchten Deposition wurden für Gebiete oberhalb von 250 m über N. N. berechnet.

Der Anteil der feuchten Deposition an der Gesamtdeposition ist verglichen mit dem nassen und trockenen Depositionsfluss gering. Bezogen auf die Gesamtfläche Deutschlands macht die feuchte Deposition im Mittel nur etwa 5 % der Stickstoffgesamtdeposition aus, bezogen auf Waldgebiete im Mittel 10 % und erreicht in einigen bewaldeten Regionen an der Mittelgebirgsschwelle einen Anteil von >15 %.

Kartierung und Darstellung der Stickstoffgesamtdeposition

Datensätze der Stickstoffgesamtdeposition:

Die Methode der Kombination von aus gemessenen Daten mit geostatistischen Methoden flächendeckend modellierter nasser Deposition mit der aus dem Inferentialmodell LOTOS-EUROS berechneten trockenen und feuchten Deposition zur flächendeckenden rezeptorspezifischen Kartierung der Gesamtdeposition zeigt Abb. A.I.4. Die Anwendung von Modellen unterschiedlichen Maßstabs kombiniert mit interpolierten Messungen gilt international als die vielversprechendste Methodik zur kleinräumigen, flächendeckenden Kartierung der Gesamtdeposition und der Critical Loads-Überschreitung (UBA, 1996 [33]; UBA, 2004 [34]; Lövblad et al., 1993 [45]).

Verfahren der Kartierung der rezeptorspezifischen Gesamtdeposition

Die rezeptorspezifische Gesamtdeposition wird in hoher räumlicher Auflösung (1x1 km²) flächendeckend berechnet als Summe der drei Flüsse (s) von

(1) nasser (2) trockener und (3) feuchter Deposition

$$S_{\text{total}} = S_{\text{wet}} + S_{\text{dry}} + S_{\text{cloud}}$$

wobei

- Depositionsfelder der Nassdeposition mit dem Kriging-Verfahren aus Monitoringdaten (Freiland-Depositionsmessungen) berechnet und mit Niederschlagskarten des DWD verschritten werden:

$$s_{\text{wet}} = \text{Niederschlagskonzentration}_{\text{Kriging-Modell}} \cdot \text{Niederschlag}_{\text{modelliert}} \quad [\text{mol}_c \text{ h}^{-1} \text{ a}^{-1}]$$

- rezeptorspezifische Trockendepositionsfelder mit Inferentialmodellen erzeugt werden (LOTOS-EUROS-Modell):

$$s_{\text{dry}} = \text{Depositionsgeschwindigkeit}_{\text{modelliert}} \cdot \text{Immissionskonzentration}_{\text{modelliert}} \quad [\text{mol}_c \text{ h}^{-1} \text{ a}^{-1}]$$

- die rezeptorspezifische feuchte Deposition für Waldflächen oberhalb 250 m über NN aus Wolkenwassergehalten, der Konzentrationen im Wolkenwasser und Depositionsgeschwindigkeit modelliert wird:

$$s_{\text{cloud}} = \text{Wolkenwasserkonz.}_{\text{modelliert}} \cdot \text{Wolkenwassergehalt}_{\text{modelliert}} \cdot \text{Depo.-geschw.}_{\text{modelliert}} \quad [\text{mol}_c \text{ h}^{-1} \text{ a}^{-1}]$$

Abb. A.I.4: Ansatz der hoch aufgelösten flächendeckenden Modellierung und Kartierung der rezeptorspezifischen Gesamtdeposition in Deutschland

Die Datensätze der Gesamtdeposition von Stickstoff ($N_{\text{ges.}}$) liegen als Jahresfrachten in $[\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}]$ vor. Es handelt sich dabei um Rasterkarten in einer Auflösung von $1 \times 1 \text{ km}^2$. Rasterdaten (Attribute, Sachdaten) sind in einer rechtwinkligen Matrix angeordnet. Das Raster ist über die Fläche Deutschlands aufgespannt und besteht aus insgesamt 1.000 Zeilen (Nord-Süd) und 750 Spalten (West-Ost). Jede $1 \times 1 \text{ km}^2$ große Rasterfläche enthält wie in einer Tabelle einen Wert auf der Fläche Deutschlands (356.849 Zellen), während die übrige Fläche außerhalb der Binnenfläche Deutschlands mit Fehlwerten belegt ist („no data value“ -9999).

Zur Präsentation der Daten, z. B. in Kartenform oder zur Erzeugung von Flächenstatistiken, erfolgt die Standarddarstellung in den neun Landnutzungsklassen (1) Wiesen und Weiden, (2) seminaturliche Vegetation, (3) Dünen, Felsfluren etc. (schütterere Vegetation), (4) bebaute Gebiete, (5) Ackerland, (6) Laubwald, (7) Nadelwald, (8) Mischwald und (9) Wasserflächen (nur im Landesinneren) nach CORINE Land Cover Daten (CLC2000) im $1 \times 1 \text{ km}^2$ -Raster. Diese Landnutzungsklassen geben in erster Linie die räumliche Verteilung der Landbedeckung wieder. Im Sinne der rezeptorspezifischen Kartierung der Gesamtdeposition entsprechen sie Strukturtypen der Landbedeckung, für die bei der Depositionsmodellierung eine Zuordnung der Rezeptoreigenschaften (u. a. die Rauigkeit bei der Modellierung der trockenen Deposition) erfolgt. Das Vorliegen aller Inputdatensätze der Depositionsmodellierung als flächendeckende Rasterdaten in einheitlicher Geometrie erlaubt es, für jede der neun Landnutzungen flächendeckend Depositionsdatsätze zu erzeugen. Dadurch wird es ermöglicht, das Modellierungsergebnis in nahezu jedem beliebigen Landnutzungs mosaik vorhandener Landnutzungsdatensätze flächenscharf zusammenzusetzen und darzustellen. Darüber hinaus gestattet dies, für jeden beliebigen Punkt von Interesse innerhalb Deutschlands, den Depositionswert der dazugehörigen $1 \times 1 \text{ km}^2$ Rasterfläche rezeptorspezifisch und lagetreu zu ermitteln. Voraussetzung ist lediglich, dass die Lagekoordinaten bekannt sind (Georeferenzierung bzw. räumliche Zuordnung) und dass die richtige Zuordnung des Rezeptors innerhalb der gegebenen Landnutzungsklassen erfolgt (thematische Zuordnung).

Die Bereitstellung des jeweils aktuellen Kartensatzes der Stickstoffgesamtdeposition ist auf dem Geodatenserver des UBA im Internet realisiert <http://gis.uba.de/website/depo1/index.htm>.

Weiterhin sind die Ergebnisse der Modellierung und Kartierung der Depositionsbelastung in Deutschland [30] auch auf DVD erhältlich. Hier sind die Daten der Kartierung der Deposition für die Jahre 2005-2007 gespeichert. Diese Grid-Karten (SCII-files) müssen zum Einlesen und Bearbeiten in ein GIS (Geographisches Informationssystem) importiert werden.

Genauigkeit und Validität der Modelldaten der Stickstoffgesamtdeposition

Im Rahmen des MAPESI-Projekts wurde die Unsicherheit der ermittelten nassen, wie der trockenen und damit auch der Gesamtdeposition mit $\pm 30\%$ abgeschätzt (Bultjes, 2011 [30]). Die Schätzung beruht auf Sensitivitätsanalysen, Expertenschätzungen sowie Vergleichen mit Messungen und anderen Modellen. Die Größenordnung von 30% entspricht dem gegenwärtigen Stand der Wissenschaft und den rechtlichen Anforderungen an die Genauigkeit von Jahresdurchschnittswerten aus Modellrechnungen (vgl. z.B. EU-Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EG). Die angegebene Unsicherheit bezieht sich ferner auf die deutschlandweite mittlere Gesamtdeposition; in Spezialfällen (z.B. einem orographisch stark gegliederten Gelände) kann die modellbedingte Unsicherheit auch höher liegen.

Zur messtechnischen Ermittlung der Gesamtdeposition werden die einzelnen Flüsse separat erfasst, wobei insbesondere für die Messung der trockenen Deposition in der Regel auf indirekte Größen (Luftkonzentrationen, Turbulenz) zurückgegriffen werden muss. Der Auskämmeffekt von Wäldern lässt sich durch den Vergleich der Freiland- und Bestandesdeposition (Kronentraufe und Stammabfluss) ermitteln (Kronenraumbilanz). Zur Validierung des nationalen Datensatzes der Stickstoffdeposition wurden die Modellergebnisse in MAPESI mit verfügbaren Messresultaten verglichen:

- Der Vergleich der Summe der gemessenen nassen Deposition und der durch mikrometeorologische Verfahren ermittelten trockenen Deposition an einem Standort mit dem entsprechenden Kartenwert des nationalen Datensatzes ergab im Mittel eine um ca. 15% tiefere modellierte Gesamtdeposition.

- An den ca. 80 Level II Messflächen des forstlichen Monitorings in Deutschland werden jährlich die Bestandesdepositionen (Kronentraufe und Stammabfluss) von Stickstoff und Schwefel gemessen. Die Bestandesdeposition erfasst einen Großteil der Depositionsflüsse; insbesondere die trockene Deposition wird mit der Methode jedoch nicht (vollständig) erfasst, weshalb es im Vergleich zu mikrometeorologischen Verfahren zu systematischen Minderbefunden kommt. (vgl. MOHR ET AL., 2005 [45a]). Die systematischen Abweichungen hängen u.a. von den lokalen Gegebenheiten und dem Belastungsregime ab. Darüber hinaus streuen punktuelle Messergebnisse aufgrund der natürlichen Heterogenität stets um die flächenhaften Modellwerte, was einen Vergleich zusätzlich erschwert. Die Wertepaare (gemessene Bestandesdeposition gegen modellierte Gesamtdeposition) weisen deshalb eine erhebliche Streuung auf (Abbildung A.I.5). Dennoch lassen sich zwei Folgerungen ableiten:
 - die mittlere Gesamtdeposition liegt ca. 30% über der mittleren Bestandesdeposition (systematische Minderbefunde der Bestandesdeposition)
 - berücksichtigt man eine gemäß dieses Mittelwertes korrigierte Bestandesdeposition (Bestandesdeposition/0,7), so weichen etwa 60% der Werte um weniger als $\pm 30\%$ vom modellierten Mittelwert der Gesamtdeposition in der entsprechenden Gitterfläche ab.

Einzelne größere Differenzen können zufällig auftreten bzw. der Heterogenität oder systematischen Abweichungen geschuldet sein. Der Vergleich unterstreicht somit die gesamt-haft Plausibilität der modellierten Werte.

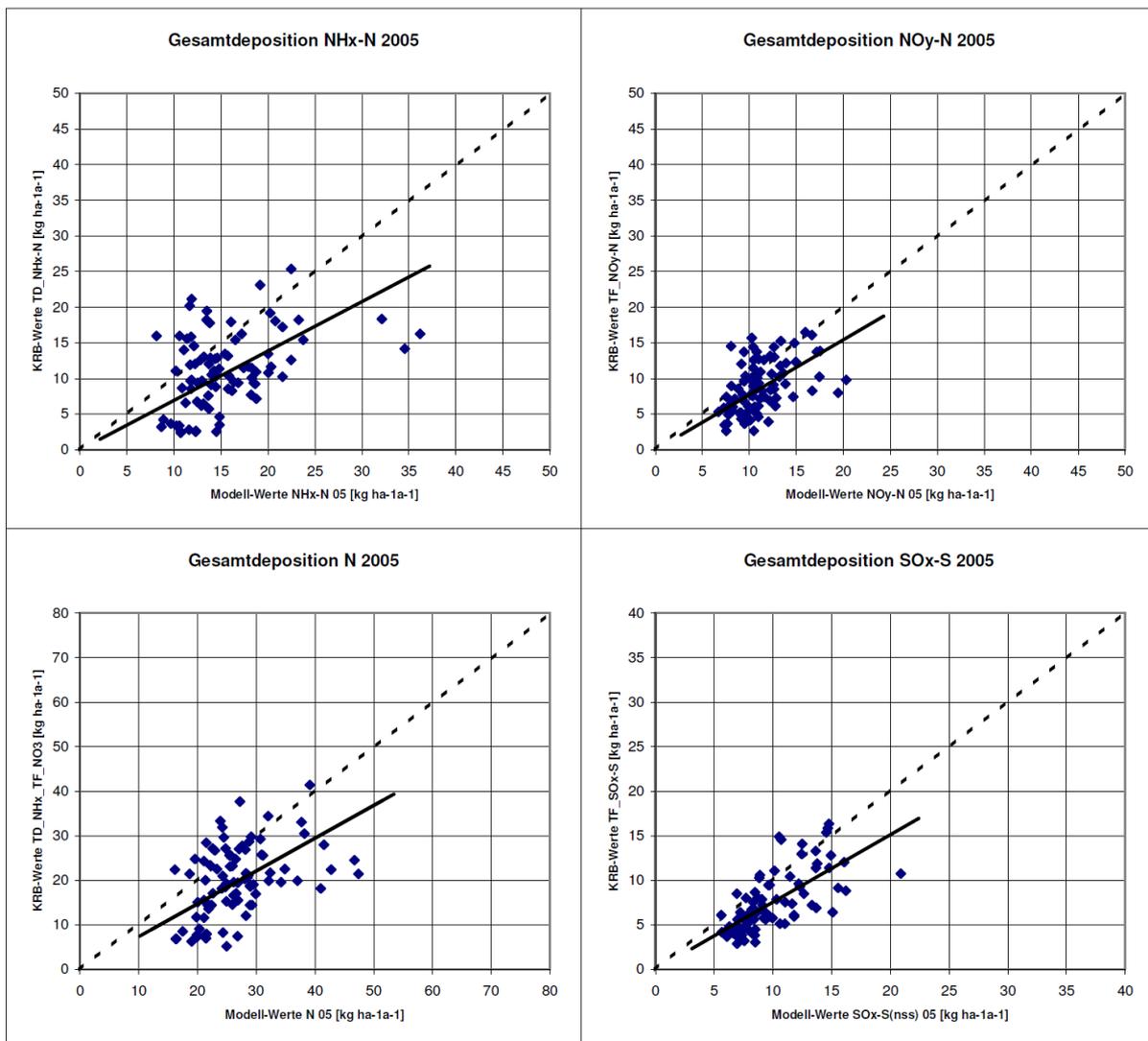


Abbildung A.I.5: Vergleich der Modell-Ergebnisse der flächenhaften Kartierung der Gesamt-Deposition für $\text{NH}_x\text{-N}$, $\text{NO}_y\text{-N}$, N und $\text{SO}_x\text{-S}$ 2005 mit Schätzungen der Gesamt-Deposition aus Kronenraumbilanz-Berechnungen (Quelle: Gauger, 2011 [30a])

Zusammenfassend ist die Übereinstimmung von Mess- und Modellwerten als gut anzusehen. Generell ist zu beachten, dass ein punktueller Vergleich von lokalen Messergebnissen mit flächenhaften Modellwerten allein keine Aussage über die Qualität der flächenhaften Daten zulässt.

Zuordnung von Vorbelastungswert und empfindlichem Ökosystem

Räumliche Zuordnung

Die Lagekoordinaten des betreffenden Ökosystems, für das die Stickstoffvorbelastung mit dem vom UBA angebotenen Kartendienst (<http://gis.uba.de/website/depo1/index.htm>) ermittelt werden soll, müssen bekannt sein. Für die Ausgabe der Vorbelastung des Ökosystems ist die Verschneidung von Punkt (durch die Lagekoordinaten des Ökosystems bestimmt) und Fläche (Stickstoffgesamtdeposition in der Fläche der Karte) notwendig.

Die Rasterkarten sind auf der o. a. Website so organisiert, dass eine Abfrage der Stickstoffvorbelastung an Punkten von Interesse über „Gauß-Krüger“ (GK) Rechts- und Hochwerte vorgesehen ist.

Thematische Zuordnung

Zur Ermittlung der Vorbelastung müssen die betrachteten Ökosysteme einem der neun Landnutzungsklassen der Depositionsmodellierung zugeordnet werden. Kriterien sind dabei primär der Bestandescharakter und die Bestandeshöhe (vgl. Tab. A.I.2).

Tab. A.I.2: Bestandescharakteristika der Landnutzungstypen des Vorbelastungsdatensatzes

Terrestrischer Ökosystemtyp	Landnutzungs-klasse	Bestandescharakter
Offenland-Ökosystem	(1) Wiesen, Weiden	mittlere Bestandeshöhe: um 0,5 m
Offenland-Ökosystem	(2) semi-natürliche Vegetation	mittlere Bestandeshöhe: um 0,5 m
Offenland-Ökosystem	(3) Dünen, Felsfluren etc. (schütterere Vegetation)	mittlere Bestandeshöhe: bis 0,5 m
n. v.	(4) bebaute Gebiete	komplexes Terrain, Gebäude
Offenland-Ökosystem	(5) Ackerland	mittlere Bestandeshöhe: um 0,5 m
Laubwald-Ökosystem	(6) Laubwald	
Nadelwald-Ökosystem	(7) Nadelwald	
Mischwald-Ökosystem	(8) Mischwald	Laub- u. Nadelbaumanteil je ca. 50 % (bzw. <70 % und >30 %)*
n. v.	(9) Wasserflächen	Binnengewässerfläche
n. v. = Ermittlung dieser Vorbelastung ist im Verfahren <u>n</u> icht <u>v</u> orgesehen		
* = Mischwalddefinition entsprechend Bundeswaldinventur		

Für terrestrische Offenland-Ökosysteme sind die Vorbelastungen aus der Stickstoffgesamtdepositionskarte der Landnutzungsklassen (1) Wiesen und Weiden, (2) semi-natürliche Vegetation, (3) Dünen und Felsfluren (im Datensatz teilweise auch: Restflächen, schütterere Vegetation) oder (5) Ackerland zu ermitteln.

Für Laub-, Nadel- und Mischwald-Ökosysteme sind die Vorbelastungen aus der Stickstoffgesamtdepositionskarte entsprechend der überwiegenden Anteile von Nadel- und Laubbaumarten im Waldbestand (orientiert an dem Grenzanteil von über 70 %) der Landnutzungsklassen (6) Laubwald oder (7) Nadelwald zu ermitteln, bei Laub- und Nadelbaumanteilen von jeweils über 30 % und

unter 70 % ist Stickstoffgesamtdepositionskarte der Klasse (8) Mischwald zu wählen. Zur generellen Abgrenzung von Wäldern kann die Definition der Bundeswaldinventur¹³ [46] dienen.

Sehr kleinflächige Gehölze in der Agrarlandschaft (Biotope mit einzelnen Bäumen und/oder Sträuchern, z. B. Feldgehölze) sind folglich den Offenland-Ökosystemen der Landnutzungsklasse (5) Ackerland zuzuordnen.

In Einzelfällen kann die Zuordnung aufgrund von Ökosystemspezifika auch abweichend von der CORINE-Klassifizierung erfolgen. Empfehlungen für die Zuordnung sind in Tabelle A.II.1 enthalten.

Ermittlung der ökosystemspezifischen Vorbelastung

Sind die genannten Voraussetzungen erfüllt und ist die beschriebene räumliche und thematische Zuordnung erfolgt, kann die ökosystemspezifische Vorbelastung aus den Karten der Stickstoffgesamtdeposition <http://gis.uba.de/website/depo1/index.htm> abgefragt werden.

Das Auslesen der ökosystemspezifischen Vorbelastung aus den Karten der Stickstoffgesamtdeposition erfolgt in folgenden drei Schritten, analog zu den Prozeduren der Datenanalyse in einem GIS:

1. Aufrufen der gewünschten Karte (Stickstoffgesamtdeposition der gewünschten Landnutzungs-klasse)
2. Eingabe der Punktkoordinaten (Ökosystemkoordinaten als Angabe von Gauss-Krüger Rechts- und Hochwert)
3. automatisierte Intersektion (Verschneidung von Ökosystemkoordinatenpunkten und Rasterkarte) und Ausgabe der Stickstoffgesamtdeposition am Ökosystempunkt

Der Output der Vorbelastung liegt, entsprechend der in den Depositionskarten verwendeten Einheiten, als Massenfluss in $[\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}]$ vor.

Die Ergebnisse der Kartierungen werden dabei zu Jahressummen aggregiert. Die Datensätze der trockenen Deposition werden mit denen der nassen Deposition und feuchten Deposition additiv zur Gesamtdeposition verschnitten.

Die Stickstoffgesamtdeposition ist folgendermaßen erfasst und kartiert:

- oxidierter Stickstoff: $\text{NO}_Y\text{-N}_{\text{nass, feucht}} = \text{NO}_3\text{-N}$
 $\text{NO}_Y\text{-N}_{\text{trocken}} = \text{NO-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N} + \text{HNO}_3\text{-N}$
- reduzierter Stickstoff: $\text{NH}_X\text{-N}_{\text{nass, feucht}} = \text{NH}_4\text{-N}$
 $\text{NH}_X\text{-N}_{\text{trocken}} = \text{NH}_4\text{-N} + \text{NH}_3\text{-N}$
- Gesamtstickstoff: $\text{N}_{\text{trocken}} = \text{NH}_X\text{-N}_{\text{trocken}} + \text{NO}_Y\text{-N}_{\text{trocken}}$
 $\text{N}_{\text{nass, feucht}} = \text{NH}_X\text{-N}_{\text{nass}} + \text{NO}_Y\text{-N}_{\text{nass}}$
- Stickstoffgesamtdeposition: $\text{N}_{\text{gesamt}} = \text{N}_{\text{trocken}} + \text{N}_{\text{nass}} + \text{N}_{\text{feucht}}$

¹³ Walddefinition: Die Walddefinition der Bundeswaldinventur lehnt sich an die des Bundeswaldgesetzes an: Wald im Sinne der BWI ist, unabhängig von den Angaben im Kataster oder ähnlichen Verzeichnissen, jede mit Forstpflanzen bestockte Grundfläche. Als Wald gelten auch kahl geschlagene oder verlichtete Grundflächen, Waldwege, Waldeinteilungs- und Sicherungsstreifen, Waldblößen und Lichtungen, Waldwiesen, Wildäsnungsplätze, Holzlagerplätze, im Wald gelegene Leitungsschneisen, weitere mit dem Wald verbundene und ihm dienende Flächen einschließlich Flächen mit Erholungseinrichtungen, zugewachsene Heiden und Moore, zugewachsene ehemalige Weiden, Almflächen und Hutungen sowie Latschen- und Grünerlenflächen. Heiden, Moore, Weiden, Almflächen und Hutungen gelten als zugewachsen, wenn die natürlich aufgekommene Bestockung ein durchschnittliches Alter von fünf Jahren erreicht hat und wenn mindestens 50 % der Fläche bestockt sind. In der Flur oder im bebauten Gebiet gelegene bestockte Flächen unter 1.000 m^2 , Gehölzstreifen unter 10 m Breite und Weihnachtsbaum- und Schmuckreisigkulturen sowie zum Wohnbereich gehörende Parkanlagen sind nicht Wald im Sinne der BWI. Wasserläufe bis 5 m Breite unterbrechen nicht den Zusammenhang einer Waldfläche.

In Abb. A.I.6 und Abb. A.I.7 ist die räumliche Verteilung der Gesamtdeposition sowie der trockenen, nassen und feuchten Deposition von Stickstoff in Deutschland dargestellt.

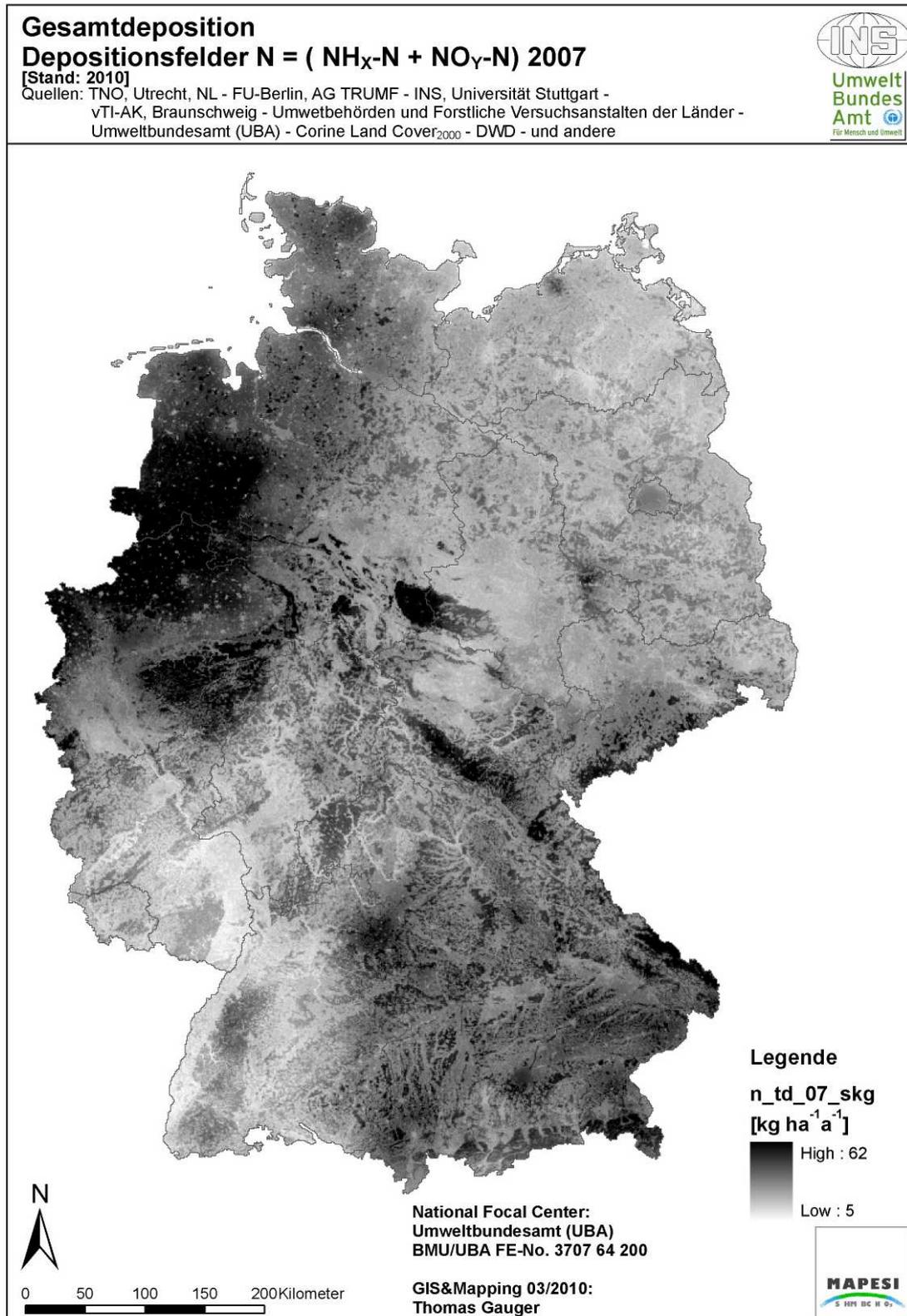


Abb. A.I.6: Gesamtdeposition von Stickstoff 2007 [kg ha⁻¹ a⁻¹]
 Quelle: Builtjes et al., 2011 [30]

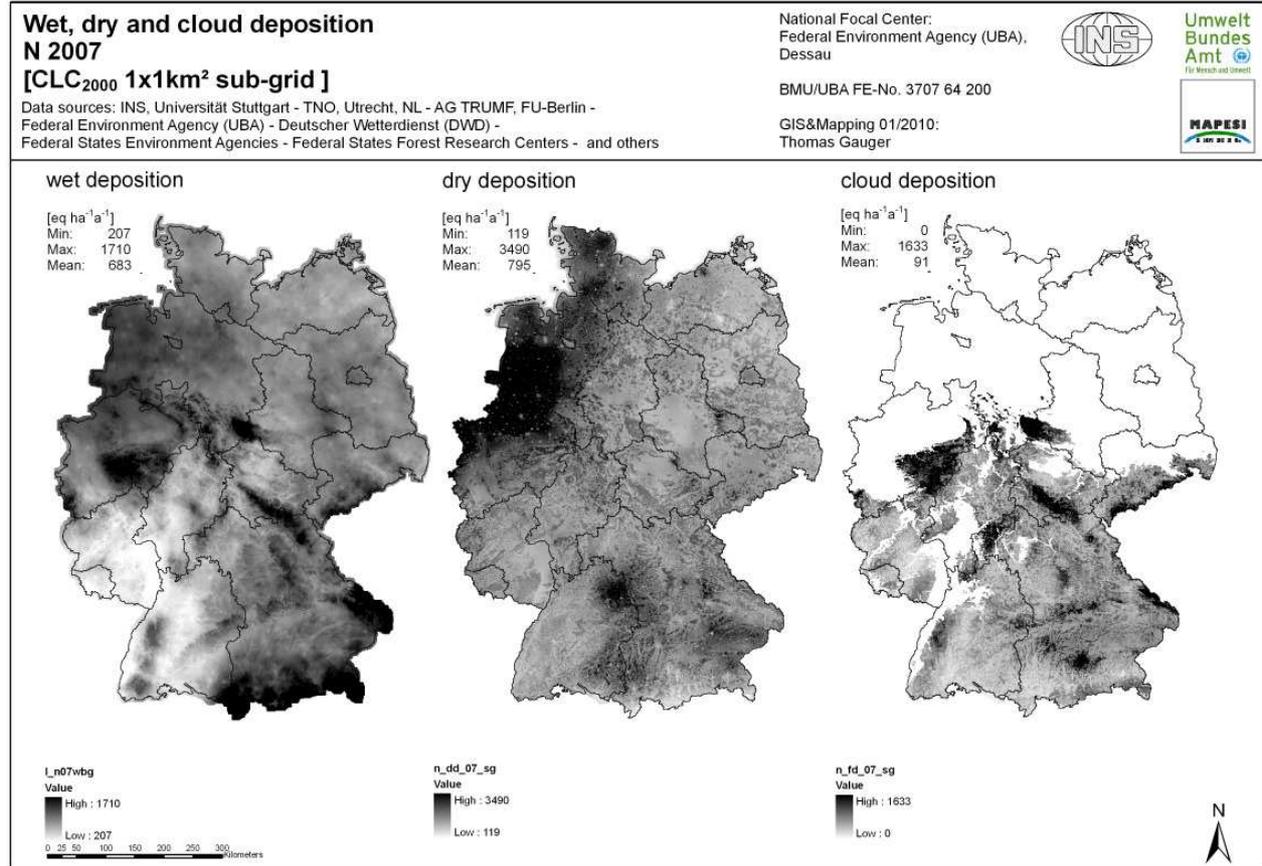


Abb. A.I.7: nasse- (li.), trockene- (mi.) und feuchte Deposition (re.) von Stickstoff 2007 [kg ha⁻¹ a⁻¹]; Quelle: Bultjes et al., 2011 [30]

Anhang II

Empirische Critical Loads

Dieser Anhang basiert u. a. auf dem Kapitel zu empirischen Critical Loads im Modellierungs- und Kartierungshandbuch der UNECE-Luftreinhaltekonvention (CLRTAP) (UBA, 2004 [34]) mit der Aktualisierung der auf dem internationalen CLRTAP-Workshop in Noordwijkerhout Juni 2010 vorgestellten Liste der empirischen Critical Loads (Bobbink, 2011 [13]) (vgl. Tab. A.II.1).

Bei der Bewertung der Stickstoffempfindlichkeit im Rahmen des hier beschriebenen Verfahrens werden ausschließlich die Wirkungen betrachtet, die summarisch als „Eutrophierung“ bezeichnet werden. Dazu gehören die Anreicherung von Stickstoff, die erhöhte Verfügbarkeit, Nährstoffungleichgewichte und Artenverschiebungen sowie die erhöhte Empfindlichkeit gegenüber sekundären Stress- und Störfaktoren wie Trockenheit, Frost, Schädlinge etc.

Daten

Im Rahmen der UNECE-Luftreinhaltekonvention (CLRTAP) wurden internationale Publikationen über beobachtete Veränderungen der Struktur und Funktion von natürlichen und naturnahen Ökosystemen bei Stickstoffbelastung ausgewertet. Die methodische Basis bildeten Freiland-Düngungsexperimente, Mesokosmosstudien, korrelative und retrospektive Studien und, in wenigen Fällen, dynamische Modellierung.

Darauf basierend wurden empirische Critical Loads abgeleitet. Erstmals wurden diese Werte als Background document für einen Workshop vorgelegt, der 1992 in Lökeberg (Schweden) stattfand. Die beim Workshop festgelegten Critical Loads finden sich in Grennfelt und Thörnelöf, 1992 [47]).

Neuere Ergebnisse aus den Jahren 1992 – 1995 wurden in Bobbink et al., 1996 [48] einbezogen, von einem Expertenworkshop Ende 1995 in Genf diskutiert und als Annex III der damaligen Version des UNECE-Handbuchs zur Kartierung von Critical Loads publiziert (UBA, 1996 [33]). Sie wurden in die 2. Fassung der WHO-Luftqualitätsrichtlinien übernommen (WHO, 2000 [50]).

Bobbink et al., 2003 [49] [56] legten erste Ergebnisse von Studien aus den Jahren 1996 – 2002 vor, die als *Berner Liste* veröffentlicht wurden. 2010 wurde die Berner Liste auf einer verbesserten Datengrundlage über ergänzende Zeitreihen 2002 bis 2010 revidiert sowie auf dem o.g. internationalen CLRTAP-Workshop in Noordwijkerhout 2010 diskutiert und beschlossen [13] (vgl. Tab. A.II.1).

Die 2010 verabschiedete Liste der empirischen Critical Loads weist für eine Reihe von Ökosystemtypen (z.B. für oligo- und mesotrophe Stillgewässer) niedrigere Wertespanssen auf als die ursprünglicher *Berner Liste*, d.h. die bisherigen Annahmen für eine nachhaltige Verträglichkeit wurden verschärft. Dies ist dadurch bedingt, dass nach kontinuierlicher und längerer Exposition schon bei niedrigen Dosen Wirkungen auftreten. Neu bewertet wurden die dystrophen Stillgewässer ($3-10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$).

Empirische Critical Loads werden von mehreren europäischen Ländern als Alternative zu massenbilanzbasierten Werten genutzt und bilden damit direkt eine wichtige Grundlage der europäischen Luftreinhaltepolitik.

Wertebereiche und Verlässlichkeit:

Empirische Critical Loads für Ökosysteme werden als Wertespanssen angegeben. Aus folgenden Gründen können Ökosysteme gleicher Klasse unterschiedlich auf Stickstoffzufuhr reagieren: (i) tatsächliche Unterschiede innerhalb der Ökosystemklassen in verschiedenen Regionen, (ii) unterschiedliche Intervalle bei der experimentellen Zugabe von Stickstoff und (iii) unsichere Depositionsraten, auf die sich die empirischen Critical Loads beziehen.

Die Wertebereiche können mittels diverser Standortdaten für individuelle Ökosysteme weiter eingegrenzt werden (vgl. Tab. A.II.2). Die je nach Ökosystemklasse unterschiedliche Verlässlichkeit der Critical Loads ist in Tab. A.II.1 wie folgt angezeigt:

- ## verlässlich: wenn mehrere Publikationen über verschiedene Studien vergleichbare Werte zeigen,
- # recht verlässlich: wenn die Ergebnisse einiger Studien vergleichbare Werte liefern,
- (#) Expertenmeinung: wenn keine empirischen Daten für diese Ökosystemklasse verfügbar sind, werden Critical Loads anhand von Experimenten über ähnliche Ökosysteme geschätzt.

Ökosystemklassifikation

Um die Kartierung von Critical Loads zu vereinfachen und zu harmonisieren, wurden natürliche und halbnatürliche Ökosysteme nach der europäischen EUNIS-Habitat-Klassifikation geordnet und klassifiziert (Davies & Moss, 2002 [51], Davies & Moss, 2004 [52] <http://eunis.eea.europa.eu/habitats.jsp>). Die Anwendung der EUNIS-Klassifikation bei der Kartierung empirischer Critical Loads ist in Hall et al., 2003 [53] beschrieben. Die Klassifikation ist hierarchisch aufgebaut, d. h. grob eingeteilte Klassen (Level 1) sind in feinere Unterklassen (Level 2, Level 3) aufgeteilt. Die folgenden Habitatgruppen (Level 1) wurden berücksichtigt:

- Marine Habitats (A)
- Küstenhabitats (B)
- Süßwasserhabitats (C)
- Sumpf- und Moorhabitats (D)
- Graslandhabitats (E)
- Heiden- und Strauchhabitats (F)
- Wälder und Forsten (G)

Die Critical Loads in Tab. A.II.1 beziehen sich meist auf feiner unterteilte Habitatklassen, z. B. F 2 (Level 2) oder F 4.11 (Level 3). Es sind ausschließlich die in Deutschland vorkommenden Ökosysteme in der Tabelle aufgeführt.

Für die Wahl des Critical Loads innerhalb der Wertespanne wird die Vorgehensweise in Tabelle A.II.2. vorgeschlagen. In der letzten Spalte (nicht Inhalt der ursprünglichen UNECE Liste der empirischen Critical Loads) wird eine Zuordnung von den Landnutzungsklassen, die für die Berechnung der Vorbelastung herangezogen werden, zu den hier gelisteten Ökosystemen empfohlen (siehe auch Tab. A I 2).

Entsprechend dem Vorsorgeprinzip sollte der untere Wert der Spannweite herangezogen werden, wenn ökosystemspezifische Umweltfaktoren zur Eingrenzung der Wertespanne am Standort nicht bekannt sind (Anmerkung: siehe hierzu Tabelle A.II.2).

Tab. A.II.1: Empirische Critical Loads der Stickstoffdeposition [$\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$] für natürliche und halb-natürliche Ökosystemgruppen; klassifiziert gemäß EUNIS (außer für Wälder)
Verlässlichkeit: ## Verlässlich, # recht verlässlich und (#) Expertenmeinung.

Ökosystem	EUNIS-code	Critical Load [$\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]	Überschreitungsmerkmale	Landnutzungs-kategorie der N-Vorbelastung ^k
Marine Habitats (A)				
mäßig-stark salzbeeinflusste Wiesen	A2.53	20 - 30 (#)	Zunahme der Dominanz von Gräsern	n.v. [ggf. (3) Dünen, Felsfluren]
Pionier und niedrige – mäßig salzbeeinflusste Wiesen	A2.54 and A2.55	20 – 30 (#)	Zunahme von Arten später Sukzessionsstadien, erhöhte Produktivität	n. v. [ggf. (3) Dünen, Felsfluren]
Küstenhabitats (B)				
Wanderdünen der Küsten	B1.3	10 – 20 (#)	Zunahme der Biomasse, zunehmende Stickstoffauswaschung	(3) Dünen, Felsfluren
stabile Küstendünen	B1.4 ^a	8 – 15 #	Zunahme an Hochgräsern, Rückgang an Bodendeckern und typischen Flechten, Zunahme der Stickstoffauswaschung und der Bodenversauerung	(3) Dünen, Felsfluren
Dünenheiden an der Küste	B1.5	10 – 20 (#)	Zunahme der pflanzlichen Produktion, erhöhte Stickstoffauswaschung, beschleunigte Sukzession	(3) Dünen, Felsfluren
feuchte oder nasse Dünentümpel	B1.8 ^b	10 – 20 (#)	Zunahme der Biomasse bei Hochgräsern	(9) Binnengewässer
Süßwasserhabitats (C)				
dauerhaft oligotrophe Stillgewässer	C1.1 ^c	3 – 10 ##	Änderungen in der Artenzusammensetzung von Makrophytengesellschaften, gesteigerte Phycoproduktivität und Wechsel der Nährstofflimitierung von N zu P	(9) Binnengewässer
Dünetaltümpel	C1.16	10 – 20 (#)	zunehmende Biomasse und verstärkte Sukzession	(9) Binnengewässer
dauerhaft dystrophe Stillgewässer	C 1.4 ^d	3 – 10 (#)	Zunehmende Phycoproduktivität und Wechsel der Nährstofflimitierung von N zu P	(9) Binnengewässer

Ökosystem	EUNIS-code	Critical Load [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]	Überschreitungsmerkmale	Landnutzungs-kategorie der N-Vorbelastung ^k
Sumpf- und Moorhabitats (D)				
Hoch- und Deckenmoore	D1 ^e	5 – 10 ##	Zunahme der Gefäßpflanzen, verändertes Wachstum und Artenzusammensetzung von Moosen, Stickstoffzunahme in Torf und Torfwasser	(2) semi-natürliche Vegetation
nährstoffärmere und nährstoffarme Niedermoore	D2 ^f	10 – 15 #	Zunahme von Riedgräsern und anderen Gefäßpflanzen, negative Wirkungen auf Moose	(2) semi-natürliche Vegetation
nährstoffarme Niedermoore	D4.1 ^g	15 – 30 (#)	Zunahme von Hochgräsern, Rückgang charakteristischer Moose	(2) semi-natürliche Vegetation
nährstoffarme Berg-Flachmoore	D4.2 ^g	15 – 25 (#)	Zunahme von Gefäßpflanzen, Rückgang charakteristischer Moose	(2) semi-natürliche Vegetation
Grasslandhabitats (E)				
Halbtrockenrasen (kalkreich)	E1.26	15 – 25 #	Zunahme der Hochgräser, Abnahme der Artenvielfalt, erhöhte Mineralisation, Stickstoffauswaschung und Oberflächenversauerung	(1) Wiesen & Weiden
geschlossene, bodensaure bis neutrale Rasen mit trockenen Feuchtegraden	E1.7 ^b	10 – 15 ##	Zunahme von Gräsern, Rückgang typischer Arten, Rückgang der Artenvielfalt	(1) Wiesen & Weiden
Pionierfluren auf Binnendünen	E1.94 ^b	8 – 15 (#)	Rückgang von Flechten, Zunahme der Biomasse	(3) Dünen, Felsfluren
Sandtrockenrasen auf Binnendünen	E1.95 ^b	8 – 15 (#)	Rückgang von Flechten, Zunahme der Biomasse, verstärkte Sukzession	(3) Dünen, Felsfluren
Mähwiesen tiefer und mittlerer Lagen	E2.2	20 – 30 (#)	Zunahme an Hochgräsern, Abnahme der Artenvielfalt	(1) Wiesen & Weiden
Bergmähwiesen	E2.3	10 – 20 (#)	Zunahme stickstoffliebender Grasarten, Änderungen in der Artenvielfalt	(1) Wiesen & Weiden
Pfeifengraswiesen (<i>Molinia caerulea</i>)	E3.51	15 – 25 (#)	Zunahme von Hochgräsern, Abnahme der Artenvielfalt, Rückgang der Bryophyten	(1) Wiesen & Weiden

Ökosystem	EUNIS-code	Critical Load [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]	Überschreitungsmerkmale	Landnutzungs-kategorie der N-Vorbelastung ^k
Heidewiesen mit Juncus und feuchte Rasendecke mit Borstgras	E3.52	10 – 20 #	Zunahme von Hochgräsern, Abnahme der Artenvielfalt, Rückgang der Bryophyten	(1) Wiesen & Weiden
moos- und flechtendominierte Berggipfel	E4.2	5 – 10 #	Wirkungen auf Bryophyten oder Flechten	(3) Dünen, Felsfluren
alpine und subalpine Rasen	E4.3 und E4.4	5 – 10 #	Änderungen in der Artensammensetzung, Änderungen der Produktivität	(1) Wiesen & Weiden
Heiden- und Strauchhabitats (F)				
arktische, alpine und subalpine Zwergstrauchheiden	F2 ^e	5 – 15 #	Abnahme der Flechten, Moose und immergrünen Sträucher	(2) semi-natürliche Vegetation
nasse Heiden mit Besenheide-Dominanz (<i>Calluna</i>) (Hochland Moorgebiete)	F4.11 ^{e,h}	10 – 20 #	Abnahme der Heide-Dominanz, Abnahme von Flechten und Moosen, erhöhte Nitratauswaschung	(2) semi-natürliche Vegetation
nasse Heiden mit Glockenheide-Dominanz (<i>Erica tetralix</i>)	F4.11 ^{e,h}	10 – 20 (#)	Verdrängung der Heide durch Gräser	(2) semi-natürliche Vegetation
trockene Heiden des Tief-/Berglandes	F4.2 ^{e,h}	10 – 20 ##	Verdrängung der Heide durch Gräser, Abnahme der Flechten, Veränderungen in der pflanzlichen Biochemie, Zunahme von abiotischem Stress	(2) semi-natürliche Vegetation
Wälder und Forsten (G)				
Laubwälder	G1 ⁱ	10 – 20 ##	Veränderungen in Bodenprozessen, Nährstoffgleichgewicht, Veränderungen der Mykorrhiza und Bodenvegetation	(6) Laubwald
Buchenwald	G 1.6	10 – 20 (#)	Veränderung von Bodenprozessen, Bodenvegetation und Mykorrhiza, erhöhtes Risiko von Nährstoffungleichgewichten	(6) Laubwald

Ökosystem	EUNIS-code	Critical Load [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]	Überschreitungsmerkmale	Landnutzungs-kategorie der N-Vorbelastung ^k
Bodensaurer eichendominierter Wald	G 1.8	10 – 15 (#)	Veränderung der Bodenvegetation, Rückgang Mykorrhiza, Verlust epiphytischer Flechten und Moose	(6) Laubwald
Meso- bis eutroph eichendominierter Wald	G 1.A	15 – 20 (#)	Wechsel in der Bodenvegetation	(6) Laubwald
Nadelwälder	G3 ^l	5 – 15 ##	Veränderungen in Bodenprozessen, Nährstoffungleichgewicht, Veränderungen der Mykorrhiza und Bodenvegetation	(7) Nadelwald
Tannen- und Fichtenwald	G3.1	10 – 15 (#)	Reduktion der Biomasse im Wurzelraum, N-Ungleichgewicht, Rückgang Mykorrhiza, Wechsel der Bodenvegetation	(7) Nadelwald
Kiefernwald	G3.4	5 – 15 #	Wechsel in der Vegetation und Mykorrhiza, N-Ungleichgewicht, erhöhte N ₂ O und NO Emissionen	(7) Nadelwald
Gemischter Tannen-Fichten Buchenwald	G4.6 ^l	10 – 20 #		(6) Laubwald / (7) Nadelwald / (8) Mischwald *
Schutzgüter der Waldökosysteme in (G)				
Bäume				
Laub- u. Nadelbäume	-	10 - 15 #	geändertes Stickstoff-/Makronährstoffverhältnis, Abnahme von Phosphor, Kalium, Magnesium und Anstieg der Stickstoffkonzentration im Blattgewebe	(6) Laubwald / (7) Nadelwald / (8) Mischwald *
Wald in gemäßigttem Klima	-	10 – 15 (#)	erhöhte Empfindlichkeit gegenüber Krankheitserregern und Schädlingen, Änderungen der Konzentration pilzlicher Phenole	(6) Laubwald / (7) Nadelwald / (8) Mischwald *
Mykorrhiza				
Wälder in gemäßigttem Klima und boreale Wälder	-	10 – 20 (#)	reduzierte Sporocarp-Produktion, Veränderung/Reduktion der Bodenartenvielfalt	(6) Laubwald / (7) Nadelwald / (8) Mischwald *

Ökosystem	EUNIS-code	Critical Load [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]	Überschreitungsmerkmale	Landnutzungs-kategorie der N-Vorbelastung ^k
Fortsetzung: Schutzgüter der Waldökosysteme in (G)				
Bodenvegetation				
Wälder in gemäßigtem Klima	-	10 – 15 ##	Änderung der Artenzusammensetzung, Zunahme stickstoffliebender Arten, erhöhte Anfälligkeit gegenüber Parasiten	(6) Laubwald / (7) Nadelwald / (8) Mischwald *
Flechten und Algen				
Wälder in gemäßigtem Klima und boreale Wälder	-	10 – 15 #	Zunahme von Algen, Rückgang von Flechten	(6) Laubwald / (7) Nadelwald / (8) Mischwald *
Bodenprozesse				
Laub- u. Nadelwälder	-	10 – 15 #	Zunahme der Mineralisierung von N, gesteigerte Nitrifikation	(6) Laubwald / (7) Nadelwald / (8) Mischwald *
	-	10 – 15 ##	Erhöhte Nitratauswaschung	(6) Laubwald / (7) Nadelwald / (8) Mischwald *

- a) Für saure Dünen: 8-10 kg N ha⁻¹ a⁻¹; für kalkreiche Dünen: 10-15 kg ha⁻¹ a⁻¹
- b) Niedrige Werte bei geringer Basenverfügbarkeit; höhere Werte bei höherer Basenverfügbarkeit
- c) Dieser Critical Load sollte nur bei oligotrophen Gewässern mit geringer Alkalinität und keinem signifikanten landwirtschaftlichen oder anderen anthropogenen Einträgen verwendet werden. Niedrige Werte für boreale and alpine Seen; höhere Werte für atlantische Weichwasserseen.
- d) Dieser Critical Load sollte nur in Gewässern mit geringer Alkalinität und keinem signifikanten landwirtschaftlichen oder anderen anthropogenen Einträgen verwendet werden. Niedrige Werte für boreale and alpine dystrophe Seen.
- e) Niedrige Werte bei geringen Niederschlägen; höhere Werte bei hohen Niederschlägen; Niedrige Werte für Systeme mit geringem Wasserstand; höhere Werte für Systeme mit hohem Wasserstand. Anmerkung: Der Wasserstand kann durch Management beeinflusst werden.
- f) Für Niedermoore (D2.1) gilt bei niedrigen Werten der Spanne (#)
- g) Für Systeme mit hoher geographischer Breite gelten geringere Werte der Spanne
- h) Höhere Werte, wenn sie bewirtschaftet (gemäht werden); geringere Werte bei geringem Management
- i) In [56] allgemeine Angabe für Wälder in gemäßigter Zone
- j) Basiert auf Studien zu G1.6 and G3.1
- k) vergleiche dazu auch Tabelle A I 2

* = Laub- oder Nadelwald:

Anteil von Nadel- oder Laubbäumen über 70%; Mischwald: Anteile je deutlich >30% und <70%

n.v. = nicht vorhanden

Nutzung der empirischen Critical Loads

Die Wertespanne für empirische Critical Loads kann mittels lokal bekannter abiotischer Standortfaktoren weiter eingegrenzt werden (vgl. Tab. A.II.2).

Tab. A.II.2: Vorschlag zur Vorgehensweise bei der Verwendung niedriger, mittlerer oder höherer Werte der Critical Loads-Spanne für Ökosystemklassen (außer Feuchtgebiete).

Temperatur/Frostperiode	Bodenfeuchtigkeit	Verfügbarkeit basischer Kationen	P Limitation	Bewirtschaftungsintensität	Vorgehensweise
kalt/lang	trocken	gering	stickstofflimitiert	niedrig	Wahl niedriger Werte
mittel	normal	mittel	unbekannt	normal	Wahl mittlerer Werte
heiß/keine	nass	hoch	phosphorlimitiert	hoch	Wahl hoher Werte

Die in Tab. A.II.2 angegebenen Parameter können auch zur orientierenden Bewertung für spezifische Ökosysteme herangezogen werden, für die keine empirischen Critical Loads angegeben sind.

Die in Tab. A.II.1 enthaltenen Critical Loads-Wertespannen gelten für Ökosysteme in ganz Europa. Dies ist bei der Verwendung der empirischen Critical Loads nach Tab. A.II.2, besonders bei der Zuordnung der Klimadaten zu beachten. Das bedeutet, dass sich z. B. kalte Temperaturen auf skandinavische Verhältnisse beziehen, während heiße Temperaturen eher dem mediterranen Raum zuzuordnen sind.

Die genannten empirischen Critical Loads beziehen sich auf Gesamtstickstoffeinträge. Es gibt allerdings zunehmende Hinweise darauf, dass einige Ökosysteme (Bryophyten, Flechten, schwach gepufferte Ökosysteme der Klassen B, C, E und F) stärker auf Einträge von reduzierten (NH_x) als von oxidierten Stickstoffverbindungen (NO_y) reagieren.

Anhang III

Tab. A.III.1: Länderlisten stickstoffempfindlicher Offenland-Ökosysteme

Die vorliegende Liste enthält die wichtigsten und häufigsten stickstoffempfindlichen Biotope der Länder. Die Aktualität der Liste, insbesondere die Zuordnung der Critical Loads, sollte von den zuständigen Naturschutzbehörden ergänzt und regelmäßig überprüft werden. Die Neu-Bewertung der Critical Loads wurde auf dem UNECE-Workshop in Noordwijkerhout im Juni 2010 beschlossen (Vgl. Anhang II).

Die Biotopkartierungen der Länder liefern nicht immer eine 100%ige Übereinstimmung mit der EUNIS-Klassifikation; es werden in den Länderspalten meist bestimmte Ausprägungen, Beispiele oder entsprechende Untereinheiten genannt. Wälder und Forsten (EUNIS Klasse G) werden nach Anhang II, Tabelle A.II.1 bewertet.

Länderspezifische Ergänzungen, die zwar einem EUNIS-Habitattyp angehören, denen jedoch kein Critical Load zugewiesen ist, wurden in der vorliegenden Liste weggelassen (z.B. verschiedene Sumpf- und Graslandhabitats). Es sind nur die Ökosysteme aufgenommen, für die der Workshop Critical Loads definiert hat. Den Ländern bleibt es freigestellt, detailliertere Listen stickstoffempfindlicher Ökosysteme zu verfassen, die länderspezifische Biotoptypen mit eigener fachlicher Empfehlung eines Critical Load-Wertes beinhalten.

Zur weiteren Eingrenzung der CL-Wertespannen mittels lokal bekannter abiotischer Standortfaktoren schlägt Tabelle A.II.2 in Anhang II eine einheitliche Vorgehensweise vor.

Marine Habitats (A)						
Critical Load 2010 [kg N · ha ⁻¹ · a ⁻¹]	EUNIS code	Ökosystem	Biotope in Baden-Württemberg	Biotope in Bayern	Biotope in Hessen	Biotope in Nordrhein-Westfalen
20 – 30 (#)	A2.53	Mäßig-stark salzbeeinflusste Wiesen	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.
20 – 30 (#)	A2.54 A2.55	Pionier- und niedrigmäßig salzbeeinflusste Wiesen	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.

Küstenhabitate (B)						
Critical Load 2010 [kg N · ha ⁻¹ · a ⁻¹]	EUNIS code	Ökosystem	Biotope in Baden-Württemberg	Biotope in Bayern	Biotope in Hessen	Biotope in Nordrhein-Westfalen
10 – 20 (#)	B1.3	Wanderdünen der Küsten	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.
8 – 15 ^a #	B1.4	Stabile Küstendünen	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.
10 – 20 (#)	B1.5	Dünenheiden an der Küste	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.
10 – 20 ^b (#)	B1.8	Feuchte bis nasse Dünentümpel	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.

Süßgewässerhabitate (C)						
Critical Load 2010 [kg N · ha ⁻¹ · a ⁻¹]	EUNIS code	Ökosystem	Biotope in Baden-Württemberg	Biotope in Bayern	Biotope in Hessen	Biotope in Nordrhein-Westfalen
3 – 10 ^c ##	C1.1	Dauerhaft oligotrophe Stillgewässer	13. Stillgewässer, wenn nährstoffarm; 34. Tauch- und Schwimmblattvegetation, Quellfluren, Röhrichte und Großseggenriede, wenn nährstoffarm	Vegetationsfreie Wasserflächen in geschützten Gewässern (SU) Unterwasser/ Schwimmblattvegetation (VU) Vegetationsarmes Stillgewässer (SK) Stillgewässerhabitat beinhaltet auch die Verlandungszone mit den Biotypen Röhricht (VH), Großseggenried (VC)	04.400 Stehende Gewässer (mit zugehörigen Biotypen, nur nährstoffarme Ausbildungen)	Seen, Weiher, Tümpel (FA, FB, FD, nur nährstoffarme Ausprägung = FFH-LRT 3110, 3130)
10 – 20 (#)	C1.16	Dünentaltümpel	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.
3 – 10 ^d (#)	C1.4	Dauerhaft dystrophe Stillgewässer	13.10 Stillgewässer im Moorbereich	Vegetationsfreie Wasserflächen in geschützten Gewässern (SU) Unterwasser/ Schwimmblattvegetation (VU)	n.v.	Heideweiher, Moorblänke (FE)

Süßgewässerhabitate (C)						
Critical Load 2010 [kg N · ha ⁻¹ · a ⁻¹]	EUNIS code	Ökosystem	Biotope in Baden-Württemberg	Biotope in Bayern	Biotope in Hessen	Biotope in Nordrhein-Westfalen
				Vegetationsarmes Stillgewässer (SK)		

Sumpf- und Moorhabitate (D)						
Critical Load 2010 [kg N · ha ⁻¹ · a ⁻¹]	EUNIS code	Ökosystem	Biotope in Baden-Württemberg	Biotope in Bayern	Biotope in Hessen	Biotope in Nordrhein-Westfalen
5 – 10 ^e ##	D1	Hoch- und Deckenmoore	31.10 Hochmoor, 31.20 natürliches Übergangs- oder Zwischenmoor	Offene Hoch- und Übergangsmoore (MO)	08.100 Hochmoore	Hoch-, Übergangsmoor (CA)
10 – 15 ^f #	D2	Nährstoffärmere und nährstoffarme Niedermoore	32.10 Kleinseggenried basenarmer Standorte, 32.20 Kleinseggenried basenreicher Standorte	Flachmoore (MF)	08.200 Übergangsmoore 05.210 Kleinseggen-sümpfe saurer Standorte	Bodensaures Kleinseggenried (CC1) Bodensaurer Binsensumpf (CC3) Kleinseggenried, Binsensumpf (CC0, bodensauer)
15 – 30 ^g (#)	D4.1	Nährstoffreiche Niedermoore	n.v.	n.v.	05.210 Kleinseggen-sümpfe basenreicher Standorte	Kalk-Kleinseggenried (CC2) Kalk-Binsensumpf (CC4) Kleinseggenried, Binsensumpf (CC0, basisch)
15 – 25 ^g (#)	D4.2	Nährstoffreiche Bergflachmoore	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.

Graslandhabitate (E)						
Critical Load 2010 [kg N · ha ⁻¹ · a ⁻¹]	EUNIS code	Ökosystem	Biotope in Baden-Württemberg	Biotope in Bayern	Biotope in Hessen	Biotope in Nordrhein-Westfalen
15 – 25 #	E1.26	Halbtrockenrasen (kalkreich)	36.50 Magerrasen basenreicher Standorte	Magerrasen, basenreich (GT)	06.520 Magerrasen basenreicher Standorte	Kalkmagerrasen (DD)

Graslandhabitate (E)						
Critical Load 2010 [kg N · ha ⁻¹ · a ⁻¹]	EUNIS code	Ökosystem	Biotope in Baden-Württemberg	Biotope in Bayern	Biotope in Hessen	Biotope in Nordrhein-Westfalen
			te 36.30 Wacholderheide, wenn basenreich		te, 06.510 Sandtrockenrasen, 06.530 Magerrasen saurer Standorte	
10 – 15 ^b ##	E1.7	Geschlossene, bodensaure bis neutrale Rasen mit trockenen Feuchtegraden	36.40 Magerrasen bodensauerer Standorte 36.30 Wacholderheide, wenn basenarm	Borstgrasrasen (GO)	06.540 Borstgrasrasen, 06.530 Magerrasen saurer Standorte	Borstgrasrasen (DF) Magergrünland (ED)
8 – 15 ^b (#)	E1.94	Pionierfluren auf Binnendünen	22.30 offene Binnendüne	Sandmagerrasen (GL)	06.510 Sandtrockenrasen; 10.300 Therophytenfluren	Silikattrockenrasen(DC0, DC2)
8 – 15 ^b (#)	E1.95	Sandtrockenrasen auf Binnendünen	36.60 Sandrasen	Sandmagerrasen (GL) Binnendünen, offen (SD)	06.510 Sandtrockenrasen; 06.530 Magerrasen saurer Standorte;	Silikattrockenrasen (DC0, DC3)
20 – 30 (#)	E2.2	Mähwiesen tiefer und mittlerer Lagen	33.43 Magerwiesen mittlerer Standorte	Artenreiches Extensivgrünland (GE6510) Artenreiche Flachlandmähwiesen mittlerer Standorte (LR)	06.110 Grünland frischer Standorte, extensiv genutzt; 03.000 Streuobst	Glatthaferwiese (EA1-nur magere Ausbildung)
10 – 20 (#)	E2.3	Bergmähwiesen	33.44 montane Wirtschaftswiesen mittlerer Standorte	Artenreiches Extensivgrünland (GE6520) Alpengoldhaferwiese (AI) Magere Goldhaferwiese (GI)	06.110 Grünland frischer Standorte, extensiv genutzt	Goldhaferwiese (EA2)
15 – 25 (#)	E3.51	Pfeifengraswiesen	33.10 Pfeifengraswiese	Pfeifengraswiese (GP)	06.220 Grünland wechselfeuchter Standorte	Pfeifengraswiese (EC3, EC4)
10 – 20 #	E3.52	Heidewiesen mit Juncus und feuchte Rasendecken mit Borstgras	33.23 Nasswiese basenarmer Standorte		06.540 Borstgrasrasen; 06.220 Grünland wechselfeuchter Standorte	Borstgrasrasen (DF)
5 – 10 #	E4.2	Moos- und flechten-dominierte Berggipfel	21.10 offene Felsbildung und 21.30 offene natürliche	Fels mit Bewuchs/ Felsvegetation (FH) Schneebodenvegetation (AT)	n.v.	Natürlicher Kalkfels (GA1) Natürlicher Silikاتفels (GA2)

Graslandhabitate (E)						
Critical Load 2010 [kg N · ha ⁻¹ · a ⁻¹]	EUNIS code	Ökosystem	Biotope in Baden-Württemberg	Biotope in Bayern	Biotope in Hessen	Biotope in Nordrhein-Westfalen
			Gesteinshalde	Fels ohne Bewuchs (FN) Schuttfuren und Blockhalden (SG8110, SG8150)		Natürliche Kalk-Blockschutt-/ Feinschutthalde (GB1) Natürliche Silikat-Blockschutt-/ Feinschutthalde (GB2) Sukkulentenreicher Silikattrockenrasen (DC1)
5 – 10 #	E4.3	Alpine und subalpine Silikatrassen	n.v.	Borstgrasrasen (GO6150) Schneebodenvegetation (AT)	n.v.	n.v.
5 – 10 #	E4.4	Alpine und subalpine Kalkrasen	n.v.	Alpine und subalpine Kalkrasen (AR) Schneebodenvegetation (AT)	n.v.	n.v.

Heiden- und Strauchhabitate (F)						
Critical Load 2010 [kg N · ha ⁻¹ · a ⁻¹]	EUNIS code	Ökosystem	Biotope in Baden-Württemberg	Biotope in Bayern	Biotope in Hessen	Biotope in Nordrhein-Westfalen
5 – 15 ^e #	F2	Arktische, alpine und subalpine Zwergstrauchheiden	n.v.	Alpine und boreale Heiden (AZ) Latschengebüsch (WU) Alpine Hochstaudenfluren (AH)	n.v.	n.v.
10 – 20 ^{e,h} #	F4.11	Nasse Heiden mit Besenheide-Dominanz (<i>Calluna</i>) (Hochland Moorgebiete)	31.30 Regenerations- und Heidestadien von Hoch-, Zwischen- oder Übergangsmoor 36.10 Feuchtheide	n.v.	06.550 Zwergstrauch-Heiden	n.v.
10 – 20 ^{e,h} (#)	F4.11	Nasse Heiden mit	n.v.	n.v.	06.550 Zwergstrauch-	Feuchtheiden (DB)

Heiden- und Strauchhabitats (F)						
Critical Load 2010 [kg N · ha ⁻¹ · a ⁻¹]	EUNIS code	Ökosystem	Biotope in Baden-Württemberg	Biotope in Bayern	Biotope in Hessen	Biotope in Nordrhein-Westfalen
		Glockenheide-Dominanz (<i>Erica tetralix</i>)			Heiden	
10 – 20^{e,h} ##	F4.2	Trockene Heiden des Tief-/Berglands	36.20 Zwergstrauchheide	Zwergstrauch- und Ginsterheiden (GC)	06.550 Zwergstrauch-Heiden	Zwergstrauch- und Wacholderheiden (DA)

- a) Für saure Dünen: 8-10 kg N ha⁻¹ a⁻¹; für kalkreiche Dünen: 10-15 kg ha⁻¹ a⁻¹
- b) Niedrige Werte bei geringer Basenverfügbarkeit; höhere Werte bei höherer Basenverfügbarkeit
- c) Dieser Critical Load sollte nur bei oligotrophen Gewässern mit geringer Alkalinität und keinen signifikanten landwirtschaftlichen oder anderen anthropogenen Einträgen verwendet werden. Niedrige Werte für boreale and alpine Seen; höhere Werte für atlantische Weichwasserseen
- d) Dieser Critical Load sollte nur in Gewässern mit geringer Alkalinität und keinen signifikanten landwirtschaftlichen oder anderen anthropogenen Einträgen verwendet werden. Niedrige Werte für boreale and alpine dystrophe Seen
- e) Niedrige Werte bei geringen Niederschlägen; höhere Werte bei hohen Niederschlägen; niedrige Werte für Systeme mit geringem Wasserstand; höhere Werte für Systeme mit hohem Wasserstand. Anmerkung: Es ist zu beachten, dass der Wasserstand durch Management beeinflusst werden kann!
- f) Für Niedermoore (D2.1) gilt bei niedrigen Werten der Spanne (#)
- g) Für Systeme mit hoher geographischer Breite gelten geringere Werte der Spanne.
- h) Höhere Werte, wenn sie bewirtschaftet (gemäht werden); geringere Werte bei geringem Management

Anhang IV

Diagramme

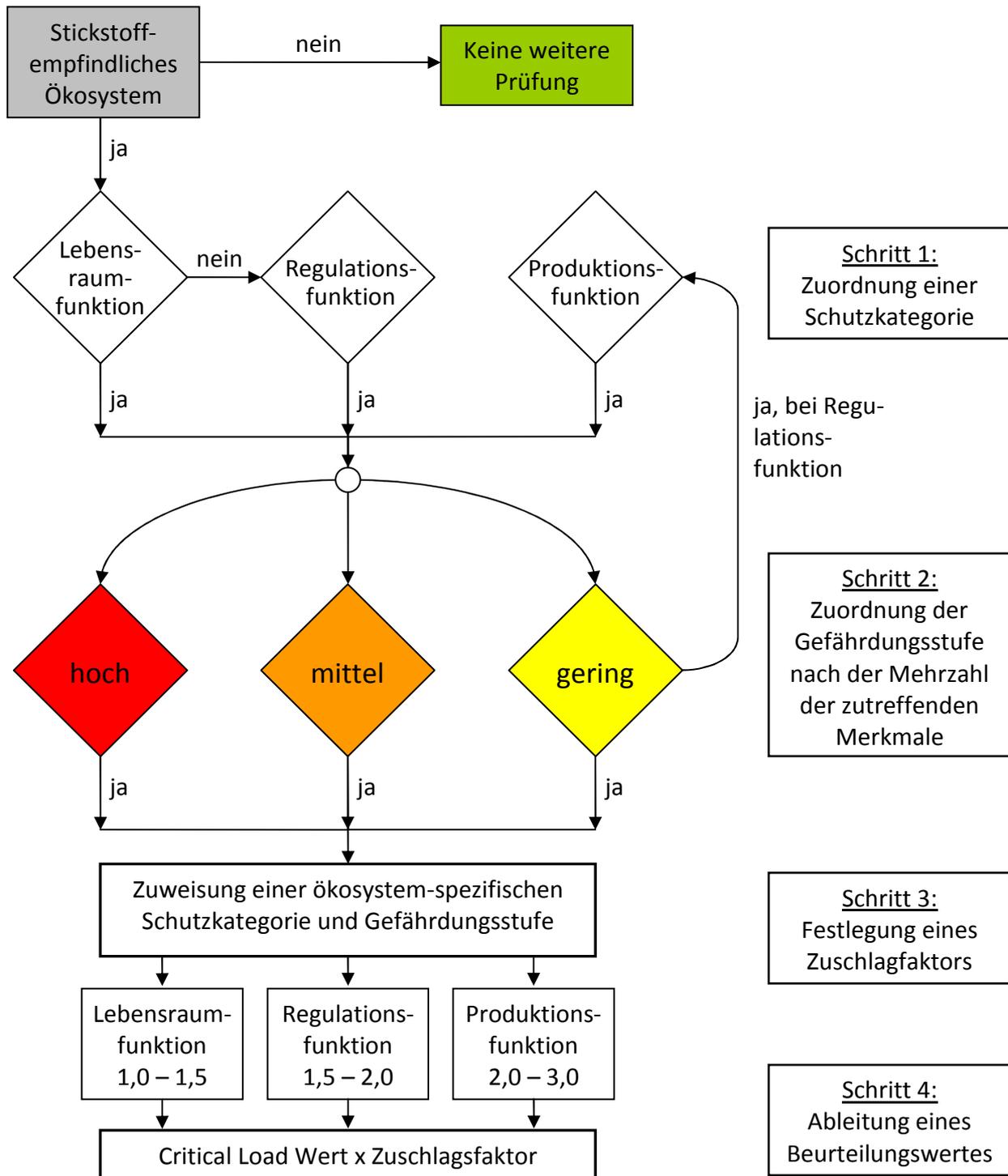


Abb. A.IV.1: Vorgehensweise zur Ermittlung eines ökosystemspezifischen Beurteilungswertes

Unter Berücksichtigung der Funktion (Lebensraum, Regulation, Produktion) werden die Ökosysteme im Einflussbereich der Anlage einer Schutzkategorie zugeordnet (Lebensraum, Regulation, Produktion). Die Bemessung der bewertenden Zuschlagsfaktoren erfolgt mittels Indikatoren zur Klassifizierung der Gefährdungslage.

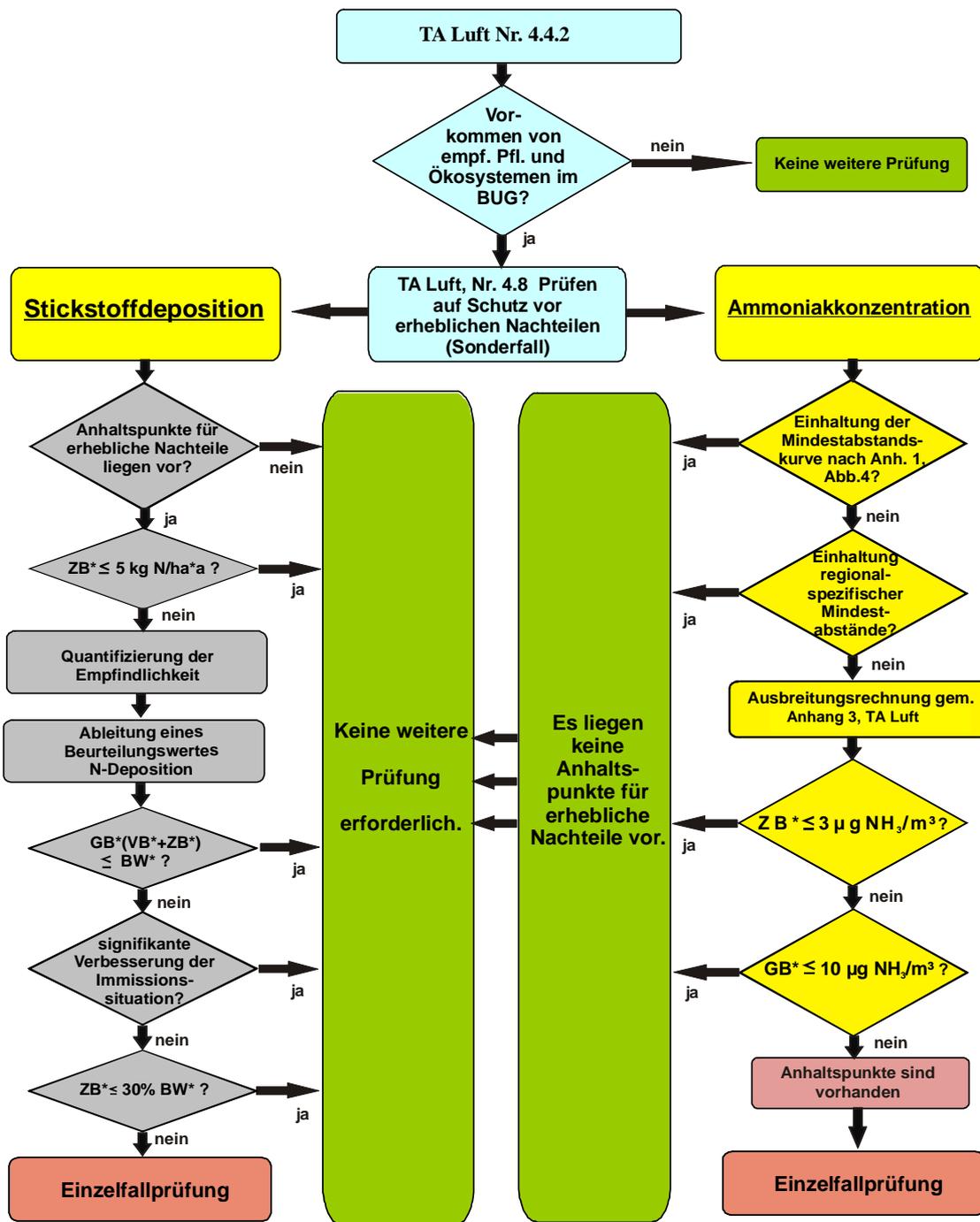


Abb. A.IV.2: Gesamtdarstellung zur Prüfung des Schutzes der Vegetation vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Ammoniakimmissionen bzw. Stickstoffdeposition im Rahmen von Genehmigungsverfahren landwirtschaftlicher Anlagen gemäß § 4 BImSchG, TA Luft (Neuerrichtung und Erweiterung). Der Leitfaden sieht vor, dass auf Prüfung der NH_3 -Immission meist verzichtet werden kann, da die Stickstoffdeposition in der Regel das schärfere Kriterium darstellt (vgl. Haupttext, Abschnitt 7.1).

* BUG = Beurteilungsgebiet, BW = Beurteilungswert, GB = Gesamtbelastung, VB = Vorbelastung (gemäß UBA Daten), ZB = Zusatzbelastung (Screening oder Ausbreitungsrechnung gemäß Anhang 3)

** 30 %-Regelung entfällt bei Stickstoff – empfindlichen Ökosystemen der Schutzgutkategorie „Gebiete zum Schutz der Natur“ (Lebensraumfunktion) mit hoher Gefährdungsstufe.

Anhang V

Anwendungsbeispiele

Im Folgenden wird die Anwendung des Verfahrens beispielhaft anhand von vier Praxisfällen erläutert. Dabei wird auf die im Genehmigungsverfahren zu prüfende Ammoniakimmission nicht eingegangen, sondern es wird lediglich das im vorliegenden Bericht beschriebene Verfahren zur Ermittlung und Bewertung der Stickstoffdeposition dargestellt.

Ermittlung der Emission	Bsp. 1	Bsp. 2	Bsp. 3	Bsp. 4
beantragte Tierplätze (Anzahl pro Tierart)	35.000 Mastgeflügel	15.000 Legehennen	600 Rinder	2.100 Mastschweine
Emissionsfaktor [kg TP ⁻¹ a ⁻¹]	0,0486	0,0389	2,43	3,64
Beantragte Ammoniakemission [kg a ⁻¹]	1.701	583,5	1.458	7.644
Bereits vorhandene Tierplätze (Anzahl pro Tierart)	400 Mastschweine	15.000 Mastgeflügel	0	0
Emissionsfaktor [kg TP ⁻¹ a ⁻¹]	3,64	0,0486	entfällt	entfällt
NH ₃ -Emissionen der vorh. Tierplätze [kg a ⁻¹]	1.456	729	0	0
Gesamtemission der Anlage [kg a ⁻¹]	3.157	1.313	1.458	7.644

Ermittlung der Zusatzbelastung (ZB) – I –

Abstand des Ökosystems zum Emissionsschwerpunkt [m]	400	150	250	470
Zusatzbelastung mittels Screening [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	6,4	19,0	7,6	11,2

Ableitung des Beurteilungswertes für das stickstoffempfindliche Ökosystem¹⁴

dt. Bezeichnung/landesspezifisches Biotop	Laubwälder	Mähwiese tiefer u. mittlerer Lagen z. B. Magere Grünlandbrache	Wald in gemäßigtem Klima	Halbtrocken-/Kalkmagerrasen
Größe [ha]	1	1	1	1
Critical Load-Wert nach Berner Liste (Spanne)	15-20	20-30	15-20	15-25
Ökosystemspezifischer Critical Load-Wert (ggf. Critical Load-Wert mittels Massenbilanz)	17,5	25	17,5	20
Schutzgutkategorie entspr. Funktion (Lebensraum, Regulation, Produktion)	Produktion	Lebensraum	Regulation	Lebensraum
Gefährdungsstufe (hoch, mittel, gering)	gering	gering	mittel	hoch
Zuschlagsfaktor	3	1,5	1,7	1
⇒ Beurteilungswert (BW)	53	38	30	20

¹⁴

Beurteilungsgebiet ist die Fläche innerhalb eines Kreises um den Emissionsschwerpunkt mit einem Radius der 50fachen Schornsteinhöhe oder von mind. 1 km (TA-Luft Nr. 4.6.2.5)

Ermittlung der Vorbelastung

Vorbelastung gemäß UBA-Datensatz [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	25	40	25	23
Emissionen von im UBA-Datensatz nicht erfasster relevanter Quellen im Beurteilungsgebiet [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	0	0	0	0
Vorbelastung	25	40	25	23

Ermittlung der Gesamtbelastung

⇒ Gesamtbelastung des empfindlichen Ökosystems [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	31,4	59,0	32,6	34,2
--	-------------	-------------	-------------	-------------

Ergebnis I:

vgl. GB/BW u. 30 %-Regel				GB>BW FFH Gebiet, daher keine Anwendung der 30 %-Regel
	GB<BW	GB>BW; ZB>30 % BW	GB>BW; ZB<30 % BW	
Vorliegen erheblicher Nachteile	nein	ja	nein	ja

Ermittlung der Zusatzbelastung (ZB) – II –

Zusatzbelastung mittels AUSTAL2000 [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]		9,2		10
--	--	-----	--	----

Ermittlung der Gesamtbelastung II

⇒ Gesamtbelastung des empfindlichen Ökosystems [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	entfällt	49,2	entfällt	33
--	----------	-------------	----------	-----------

Ergebnis II:

vgl. GB/BW		GB>BW; ZB<30 % BW		GB>BW
Vorliegen erheblicher Nachteile		nein		ja

Anhang VI

Mitglieder des Arbeitskreises „Ermittlung und Bewertung von Stoffeinträgen“ der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz“

Leitung: Land Nordrhein-Westfalen in Kooperation mit dem Umweltbundesamt

Name	Institution
Albrecht, Wigbert	Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt
Andreae, Dr. Henning	Staatsbetrieb Sachsenforst
Both, Dr. Ralf	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
Dämmgen, Dir. u. Prof. Ulrich	Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft - Institut für Agrarökologie -
Dietrich, Hans-Peter	Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
Dorn, Sebastian	Landesumweltamt Brandenburg
Gauger, Thomas	Universität Stuttgart - Institut für Navigation -
Gehrmann, Dr. Joachim	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
Geupel, Markus	Umweltbundesamt
Grimm, Ewald	Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V.
Grün, Dr. Peter	Bildungs- und Wissenszentrum Baden-Württemberg
Hanisch, Bernd	Landesumweltamt Brandenburg
Hartmann, Uwe	<u>ehemals im</u> Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
Hübschen, Josef	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
Jordan, Ronald	Landesumweltamt Brandenburg
Jürgens, Dr. Dirk	Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein
Kaltz, Dr. Andrea	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Name	Institution
Keseling, Roswitha	Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
Koch, Dr. Eckehard	Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
Köhler, Dr. Jutta	Bayerisches Landesamt für Umwelt
Köllner, Dr. Barbara	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
Kratz, Dr. Werner	<u>ehemals im</u> Landesumweltamt Brandenburg
Krause, Dr. Georg	<u>ehemals im</u> Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
Markmann-Werner, Gabriele	Niedersächsisches Ministerium für Umwelt und Klimaschutz
Metzschker, Andreas	Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt
Mohaupt-Jahr, Birgit	Umweltbundesamt
Müller, Wolfgang	<u>ehemals im</u> Staatlichen Gewerbeaufsichtsamt Hildesheim - ZUS Luftreinhaltung und Gefahrstoffe -
Neubert, Renate	Ministerium für Wirtschaft, Arbeit und Tourismus Mecklenburg-Vorpommern
Prüß, Dr. Andreas	<u>Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW)</u>
Raben, Dr. Gerhard	<u>ehemals im</u> Staatsbetrieb Sachsenforst
Roth, Ursula	Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg
Schiller, Dr. Claus	<u>ehemals im</u> Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt
Schreiber, Ute	Ministerium für ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg
Sedmaier, Dr. Nadja	Bayerisches Landesamt für Umwelt
Spranger, Dr. Till	<u>ehemals im</u> Umweltbundesamt

Name	Institution
Strotkötter, Uwe	Staatliches Gewerbeaufsichtsamt Hildesheim - ZUS Luftreinhalteamt und Gefahrstoffe -
Van der Pütten, Norbert	Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie