

StickstoffBW

Ermittlung der Critical Levels und Critical Loads für Stickstoff

 Methodik für die Neufassung der Belastungsgrenzen für in
Deutschland vorkommende Vegetationseinheiten
(CL Bericht 2019)

von der
AG2 Critical Loads Baden-Württemberg

ID Umweltbeobachtung U26-S7-N19

StickstoffBW ist eine Initiative des Landes Baden-Württemberg, mit der notwendige Grundlagen für die Landespolitik und den Verwaltungsvollzug zum Umgang mit Stickstoffeinträgen in die Umwelt erarbeitet werden.

Impressum

Herausgeber	Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg
Inhalt	StickstoffBW AG2 Critical Levels und Critical Loads Baden-Württemberg – Mitglieder und zeitweise Mitwirkende (Redaktionsgruppe Red. verantwortlich für die Inhalte, soweit keine Autoren aufgeführt): Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg LUBW, ARGE Stickstoff: Dr. ANDREAS PRÜß (Koordination und Red.), ANNA HAUßMANN (Red. aus naturschutzfachlicher Sicht), WERNER BORHO, KLAUS-PETER BARUFKE; Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg (Stuttgart): Prof. Dr. GÜNTHER TURIAN (Red.), Regierungspräsidium Freiburg: Dr. WERNER WEINZIERL, Regierungspräsidium Tübingen: Dr. BURKHARD SCHALL sowie Projekt CL1 Regioplus Mainz, Stuttgart: RAINER GRYSCHKO (Red.), DR. DIETER HORLACHER Freiberufliche Bodenkundler Hohenheim: DR. NORBERT BILLEN, DR. ANDREAS LEHMANN Thomas Breunig, Institut für Botanik und Landschaftskunde, Karlsruhe: SIEGFRIED DEMUTH (Red.) Projekt CL2 Hochschule für Wirtschaft und Umwelt Nürtingen-Geislingen (HfWU): Prof. Dr. MARKUS RÖHL (Red.), Prof. Dr. HANS HAUFFE, SINA RÖHNER (zeitw. SANDIA BRINKMANN, KATHRIN LINNEMANN) Projekt CL3 Universität Hohenheim, Institut für Kulturpflanzenwissenschaften: Prof. Dr. HANS-PETER PIEPHO, Dr. REINER RUSER (Red.); Institut für Bodenkunde und Standortslehre: Dr. SEBASTIAN GAYLER & SINA KUKOWSKI Projekt CL4 Friedrich-Schiller-Universität Jena, Institut für Ökologie und Evolution: PD Dr. MARKUS BERNHARDT-RÖMERMANN (Red.), Dr. DAVID SCHELLENBERGER COSTA & JOHANNA OTTO Projekt CL5 Karlsruher Institut für Technologie, Institut für Geographie und Geoökologie, Gruppe Vegetation: Prof. Dr. SEBASTIAN SCHMIDTLEIN, MICHAEL EWALD, Gruppe Böden: Prof. Dr. WOLFGANG WILCKE (Red.), BASTIAN BAYER Projekt CL6 Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Freiburg: Dr. HEIKE PUHLMANN (Red.), Dr. HANS-GERD MICHIELS, DR. MARIA-BARBARA WINTER, MARINA ROTH sowie Universität Freiburg, Professur für Hydrologie: Dr. CARINA SUCKER sowie zeitweise Mitwirkung THOMAS SCHEUSCHNER (Umweltbundesamt), ANDREAS HERMANN & KIRSTEN WIEGMANN (Öko-Institut), AXEL WIRZ (FiBL)
Kontakt	LUBW Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg, Postfach 10 01 63, 76231 Karlsruhe, Mail: Stickstoff@lubw.bwl.de
Anlage	Datenmappe zu den Stickstoffempfindlichen Arten (Flora und Fauna)
Bezug	ID Umweltbeobachtung U26-S7-N19 https://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/publikationen
Stand	November 2018, Internetausgabe Mai 2019 (V2 Korr. Tabelle 5-1, CL _{SMB} , LRT 2310 u 2330)

Vorbemerkung

Die Bundesländer haben bereits im Jahr 2015 auf der 85. Umweltministerkonferenz festgestellt, dass die Lösung der Stickstoffproblematik ein ökologisches Schlüsselthema für Deutschland ist. Im Jahr 2017 beschloss die Bundesregierung den ersten Stickstoffbericht und das Bundesumweltministerium stufte Stickstoff als „eines der größten Umweltprobleme unserer Zeit“ ein. Und während in der Rechtsprechung zu Stickstoff bislang die menschliche Gesundheit und der Grundwasserschutz im Vordergrund standen, rücken inzwischen die Artenvielfalt und der Schutz der Ökosysteme immer mehr in den Fokus. Bundesweit diskutiert die Fachwelt die Überschreitung der „Planetaren Belastungsgrenzen“ und die „Kritischen Stickstoffüberschüsse“. Schließlich fällte der Europäische Gerichtshof im Jahr 2018 ein Grundsatzurteil zur Wirkung von Ammoniak und Stickstoffüberschüssen auf geschützte Lebensräume. Deutlich vergrößert hat sich damit in den letzten Jahren der Bedarf an rechtssicheren Belastungsgrenzen zum Schutz der Ökosysteme.

Mit der Herausgabe einer Datenmappe zur Ermittlung von Belastungsgrenzen zum Schutz der Ökosysteme hat das Land Baden-Württemberg die Federführung für deren Neufassung für Bund und Länder bis zum Jahr 2020 übernommen. Dieser Fachbericht erläutert im Vorfeld der Neufassung dieser Belastungsgrenzen die zugehörigen methodischen Grundsätze und die laufenden Forschungsarbeiten und wirft einen Blick auf das jetzt notwendige, deutlich verbesserte Umweltinformationssystem Stickstoff und die nationalen Richtlinien- und Normungsarbeiten für gesetzliche Regelungen.

Der Bericht ist als Beitrag zur wissenschaftlichen Diskussion in Forschungseinrichtungen, Gutachterbüros und den Fachverwaltungen in Bund und Ländern gedacht. Betroffen sind die Fachbereiche Umweltbeobachtung, Naturschutz, Immissionsschutz, Bodenschutz, Wasserwirtschaft, Land- und Forstwirtschaft sowie Verkehrs- und Umweltplanung. Bis zum Abschluss der Arbeiten sind zur Orientierung am Ende des Fachberichtes die aktuellen Belastungsgrenzen zusammengestellt.

Stuttgart, im Mai 2019

Inhalt

VORBEMERKUNG	3
TABELLEN- UND ABBILDUNGSVERZEICHNISSE	6
BEGRIFFE UND ABKÜRZUNGEN	7
0 KURZFASSUNG	9
1 EINFÜHRUNG	11
1.1 Neufassung der kritischen N-Konzentration in der Bodenlösung (N_{crit})	12
1.2 Weiterer Klärungsbedarf für die Neufassung der Belastungsgrenzen	13
2 GRUNDSÄTZE FÜR DIE NEUFASSUNG DER BELASTUNGSGRENZEN	15
2.1 Anforderungen an die Qualität und Anwendbarkeit der Belastungsgrenzen	15
2.1.1 Umweltinformationssystem und möglichst einfache Faustzahlen	15
2.1.2 Beispiel für eine vereinfachte Anwendung der Critical Loads (in der Schweiz)	16
2.2 Anwendung von Critical Levels und Critical Loads	17
2.2.1 Berücksichtigung der N-Sättigung der Vegetation	17
2.2.2 Einschätzung der Critical Level für Ammoniak	19
2.3 Leitparameter stickstoffempfindlicher Lebensräume	21
2.3.1 Stickstoffempfindliche Vegetation	21
2.3.2 Stickstoffempfindliche Fauna	22
2.4 Berücksichtigung der N-Sättigung des Bodens und der Gewässerqualität	26
2.5 Berücksichtigung der Phosphat-Versorgung	28
2.6 <i>De-minimis</i> -Schwellen, Vergleichsmaßstäbe und Planetare Belastungsgrenzen	29
3 FORSCHUNGSARBEITEN FÜR DIE NEUFASSUNG DER BELASTUNGSGRENZEN	32
3.1 Anmerkungen zur empirischen Absicherung von Belastungsgrenzen mit Felddaten	32
3.2 Erster Forschungswettbewerb und Stand der Forschungsvorhaben	33
3.2.1 Ermittlung der Critical Levels und Critical Loads orientierend mit Karten und abschließend mit Anleitung einschl. Kartieranleitung stickstoffempfindlicher Biotope (CL 1)	34
3.2.2 Datengrundlagen und FFH-Analysen in Baden-Württemberg (CL 2)	35

3.2.3	Begleitende Feldforschung für den IST-Zustand im Offenland (CL3)	36
3.2.4	Historische Vegetations- und Bodenaufnahmen in östlichen und westlichen Bundesländern (Datenbank) (CL4)	37
3.2.5	Ermittlung artspezifischer N_{crit} auf Grundlage von gepaarten Boden-Pflanzenanalysen einschl. Herbar-Material (CL5)	38
3.2.6	Ermittlung vegetationsspezifischer N_{crit} für Wälder aus der Erhebung von N_{ue} , N_{ie} , N_{de} und N_i (CL6)	39
4	STAND DER METHODENENTWICKLUNG MIT BLICK AUF DAS UMWELTINFORMATIONSSYSTEM UND DIE NORMUNGS- UND RICHTLINIENARBEITEN	42
4.1	Empirische Festsetzung und periodische Überprüfung von N_{crit} durch ein Bund-Länder-Sachverständigengremium	42
4.2	Stand der einfach-orientierenden und detailliert abschließenden Ermittlung der standortspezifischen Critical Loads für Stickstoff	42
4.2.1	N-Abfuhr durch pflanzliche und tierische Biomasse N_{ue}	43
4.2.2	N-Immobilisation N_i	43
4.2.3	Dentrifikation N_{de}	44
4.2.4	N-Auswaschung N_{ie}	44
4.2.5	N-Importe N_{imp}	45
4.3	Stickstoffuntersuchung in Böden von Ökosystemen	46
5	AKTUELLE BELASTUNGSGRENZEN FÜR IN DEUTSCHLAND VORKOMMENDE VEGETATIONSEINHEITEN	47
5.1	Belastungsgrenzen für FFH-Lebensraumtypen (Stand 2018)	47
5.2	Schätzrahmen für die Wahl niedriger, mittlerer oder höherer Critical Loads (Stand 2018)	51
5.3	Anwendungsbereich für Critical Levels und Critical Loads für Flächen, die nicht von der FFH Richtlinie erfasst werden	51
6	AUSBLICK	52
7	LITERATUR	53

Tabellen- und Abbildungsverzeichnisse

Tabellenverzeichnis

Tabelle 0-1: Typen von Belastungsgrenzen für die Bewertung des Stickstoffhaushalts (StickstoffBW 2017a).....	9
Tabelle 0-2: Neuerungen gegenüber der Bewertung von Schutzgütern nach StickstoffBW (2014).....	9
Tabelle 1-1: „Flechte-Preiselbeer-Schema“ - Kritische N-Konzentrationen in der Bodenlösung (N_{crit}) zur Berechnung von Critical Loads (ICP M&M 2010).....	12
Tabelle 2-1: Schweizer Beispiele für die Zuordnung empirischer Critical Loads (CL _{emp}) aufgrund der in ICP M&M (2017) vorgeschlagenen Wertebereiche für Offenlandssysteme und für naturnahe Waldtypen [$kg\ N\ ha^{-1}\ a^{-1}$].	17
Tabelle 2-2: Szenarien zur Abhängigkeit der N-Konzentrationen und N-Frachten von typischen Sickerwasserraten nach ARMBRUSTER (2002) in Baden-Württemberg vor dem Hintergrund verschiedener Regelungen, Orientierungsrahmen und Messprogrammen (OG = Oberflächengewässer, PBS _w = Planetare Belastungsschwelle Wasser, GW = Grundwasser).....	27
Tabelle 2-3: Naturräumliche Gebietskulissen mit vorläufigen Zielwerten für die Gewässerqualität (Gebietskulissen und Zielwerte vorläufig; Prüfung mit Blick auf Planetare Belastungsgrenze für reaktiven Stickstoff noch offen). Grundlage sind die Sickerwasserraten an der Basis der durchwurzelten Bodenschicht unter den in den Naturräumen vorliegenden Landnutzungstypen, Böden und Niederschlagsmengen (nach BLOMENHOFER et al. 2012).	28
Tabelle 2-4: <i>De-Minimis</i> -Schwellen sowie lokale und regionale Vergleichsmaßstäbe für Frachten von reaktivem Stickstoff (Erläuterungen siehe unten).....	30
Tabelle 2-5: Planetare Belastungsgrenze von reaktivem Stickstoff, umgerechnet als Frachten (Erläuterungen siehe unten).....	31
Tabelle 3-1: Übersicht der im Bund und im Rahmen StickstoffBW laufenden Forschungsprojekte	33
Tabelle 3-2: Bodenchemische, -physikalische sowie -biologische Untersuchungen an den Versuchsstandorten.	37
Tabelle 4-1: Ergebnisse der Literaturrecherche und Vorschlag zur Festlegung von N_i	44
Tabelle 5-1: Critical Levels für die Ammoniakkonzentration und Critical Loads für die Stickstoffdeposition für FFH-Lebensraumtypen (Erläuterungen siehe Fußnoten und am Ende der Tabelle).....	48
Tabelle 5-2: Bedeutung von Parametern für die Wahl niedriger, mittlerer oder höherer Werte innerhalb von definierten Critical Load-Spannen (einschl. Bezug zu den CL _{SMB} -Summanden).....	51

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1-1: Versionsabhängige Ergebnisse für die mittlere (pflanzen- und temperaturabhängige) N-Immobilisierung von 1.990 Standortkombinationen (StickstoffBW 2014 und 2016).....	13
Abbildung 1-2: Bedeutung von zwei Eingangsgrößen für die Höhe der berechneten Critical Loads für eine ausgewählte Pflanzengesellschaft bei versuchsweiser Anwendung im Jahr 2015 mit der (damals) gültigen Formelsammlung (StickstoffBW 2014 und 2016)	13
Abbildung 3-1: Mittlere Stickstoffzeigerwerte der Waldgesellschaften in Baden-Württemberg, basierend auf den ungewichteten Ellenberg-Stickstoffwerten der Gefäßpflanzen in der Bodenvegetation. [$n =$] gibt die Anzahl der zugeordneten Biotope an.	40

Begriffe und Abkürzungen

Belastungsgrenzen	Critical Level, Critical Load oder Critical Surplus für die lokale oder regionale Ebene (vgl. auch Kapitel 2.6).
Critical Level	Maß für die N-Konzentration in der Luft oder in anderen Umweltmedien, bei deren Unterschreitung nach dem gegenwärtigen Stand des Wissens keine signifikanten negativen Effekte auf spezifische empfindliche Schutzgüter auftreten.
Critical Load	Maß für die N-Deposition, bei deren Unterschreitung nach dem gegenwärtigen Stand des Wissens keine signifikanten negativen Effekte auf spezifische empfindliche Schutzgüter auftreten. Die Ermittlung erfolgt aufgrund von Umweltbeobachtungen und experimentellen Untersuchungen (Empirische Critical Loads nach UNECE 2010) oder aufgrund von Massenbilanzen.
Critical Surplus	Maß für den kritischen Überschuss (Emissionshöchstmenge). Der Wert gibt an, welche Höchstmenge an reaktivem Stickstoff in kg pro Jahr aus landwirtschaftlichen Flächen (incl. Anlagen) im Einklang mit öffentlich-rechtlichen Vorschriften emittiert werden darf.
<i>De-minimis</i> -Schwelle	Rechtsprinzip, um die Häufigkeit von Verfahren zu reduzieren; hier Schwellenwert für die Anzeige- oder Genehmigungspflicht eines zusätzlichen Stickstoffeintrags in ein (belastetes) Ökosystem (vgl. auch Rn 108 in EuGH (2018))
Kompensationspunkt	NH ₃ -Konzentration in der Luft, bei der keine Netto-Aufnahme oder -Abgabe durch Spaltöffnungen (Stomata) erfolgt. Der stomatäre Kompensationspunkt ist keine Konstante, sondern ist abhängig u.a. von Blattemperatur, apoplastischem pH-Wert und Ammoniumkonzentration. Darüber hinaus kann sich NH ₃ effizient auf den Blattoberflächen (canopy) ablagern, so dass ein Canopy-Kompensationspunkt vorliegen kann, der kleiner ist als der stomatäre Kompensationspunkt. Ist der Kompensationspunkt niedriger als die atmosphärische NH ₃ -Konzentration im Pflanzenbestand, fungiert die Vegetation als Senke, liegt er höher, ist die Vegetation gesättigt und emittiert NH ₃ .
Sättigung der Böden	Verfügbare Stickstoffvorrat im Boden, der (ausgelöst durch zu hohe Düngung oder hohe Stickstoffeinträge) über dem biologischen Bedarf des Ökosystems liegt, was zu Emissionen in die Hydrosphäre (Austrag von Stickstoff mit dem Sickerwasser als Nitrat) oder Atmosphäre führt.
Sättigung der Vegetation	Stickstoffversorgungsgrad der Vegetation, bei dem (ausgelöst durch zu hohe Düngung oder hohe Stickstoffeinträge über die Luft) die durch die Pflanzen aufgenommene Stickstoffmenge über dem biologischen Bedarf liegt, was zu Emissionen in die Atmosphäre führt.
Zulassung	Behördliche Genehmigung, Erlaubnis, Bewilligung, Planfeststellung etc.
nut	nährstoffverhältnisspezifischer Parameter (in älteren Versionen auch „Nährstoff“ oder „geo“).
plant	pflanzenart-/pflanzengesellschafts-/vegetationsspezifischer Parameter (in älteren Versionen auch <i>pyto</i> o. <i>veg</i>)
CL	Critical Load für eutrophierenden Stickstoff (auch CL _{nut} (N)), Formelergbnis, [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]; Standortspezifischer CL, berechnet mit Standortdaten und/oder großmaßstäblich abgeleiteten Annahmen Standorttypischer CL, ermittelt mit kleinmaßstäblich generalisierten Annahmen
CL _e	Critical Level
CL _{SMB}	Methode der Critical Load Berechnung mit bestimmten Summanden (z. B. N _i , N _{ue} , N _{de} oder N _{ie}) Formelergbnis, [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]
CL _{emp}	Empirisch abgeleiteter Critical Loads, [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]
FGCL	Bund-Länder Fachgespräch Critical Loads
LRT	Lebensraumtyp
ICP M&M	International Cooperative Programme Modelling & Mapping
<i>mN</i>	Ellenberg-Zeigerwert für Nährstoffe (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010)
Ø <i>mN_c</i>	durchschnittlicher Ellenberg-Zeigerwert für Nährstoffe, hier berechnet mit charakteristischen Arten der FFH-Lebensraumtypen
N	(reaktiver) Stickstoff (z.B. NH ₃ , NO ₃)

N_{crit}	Kritische N-Konzentration in der Bodenlösung für das empfindlichste Schutzgut (z. B. Pflanze, Wasser, Insekten)
$N_{crit(nut)}$	Kritische N-Konzentration in der Bodenlösung, bei deren Überschreitung Nährstoffgleichgewichte zu erwarten sind, Annahme, $[mg\ l^{-1}]$
$N_{crit(plant)}$	Kritische N-Konzentration in der Bodenlösung, bei deren Überschreitung Vegetationsveränderungen zu erwarten sind, Annahme, $[mg\ l^{-1}]$
$N_{crit(water)}$	Kritische N-Konzentration in der Bodenlösung für das Schutzgut Wasser, Annahme, $[mg\ l^{-1}]$
N_{de}	N-Denitrifikationsrate, $[kg\ ha^{-1}\ a^{-1}]$
N_i	N-Immobilisierungsrate, $[kg\ ha^{-1}\ a^{-1}]$
N_{le}	N-Austragsrate mit dem Sickerwasser, $[kg\ ha^{-1}\ a^{-1}]$, in älteren Versionen auch $N_{le(acc)}$; acc wird hier nicht verwendet, denn der Zusatz müsste bei allen CL-Parametern hinzugefügt werden, die sich auf einen akzeptablen Zustand bzw. eine akzeptable Nutzung beziehen
N_{ue}	N-Export aus der Fläche über Pflegemaßnahmen oder Ernte (uptake - export), Formelergebnis, $[kg\ ha^{-1}\ a^{-1}]$, in alten Versionen auch N_u
PBS_W	Planetare Belastungsschwelle Wasser
SMB	“Simple Mass Balance”; Massenbilanzmethode nach ICP M&M, Kap. 5.3-1
$UIS_{Stickstoff}$	Umweltinformations-, Planungs- und Bewertungssystem für Stickstoff (kurz: Umweltinformationssystem Stickstoff)

0 Kurzfassung

Weltweit wird über die industrielle Herstellung von Mineraldünger und durch Verbrennungsprozesse sehr viel mehr Stickstoff in reaktive Formen umgewandelt, als es für die Ökosysteme verträglich ist. Critical Loads sind ein wichtiger Maßstab für die Begrenzung dieser Wirkung. Mit der Herausgabe einer Datenmappe zu den Critical Loads hat das Land Baden-Württemberg im Jahr 2014 für Bund und Länder die Fortschreibung der Critical Load-Methode übernommen (BMVBS 2013, StickstoffBW 2014, zitiert in FGSV 2018). Daraufhin folgte ein Forschungswettbewerb zur Weiterentwicklung der Methodik (SMB Massenbilanz). Mit diesem Fachbericht wird der aktuelle Stand der Methodenentwicklung vorgestellt.

Fortschreibung der Belastungsgrenzen zum Schutz der Ökosysteme

Während in der Rechtsprechung zu Stickstoff bislang die menschliche Gesundheit, der Grundwasserschutz und die Schutzwürdigkeit von höheren Pflanzen (Samenpflanzen, Farne und Bärlappgewächse) im Vordergrund stand, rücken inzwischen auch empfindliche niedrigere Pflanzen (Moose und Flechten), Insekten und die Artenvielfalt in den Fokus (StickstoffBW 2017, BMU 2018). Auch die gegenwärtig häufig erreichte „Stickstoffsättigung der Umwelt“ erfordert eine Erweiterung der Bewertungsmethode zu einem Verfahren, mit dem Stickstoffkonzentrationen (in der Luft und anderen Umweltmedien), Stickstoffeinträge (Depositionen) und Stickstoffüberschüsse methodisch konsistent bewertet werden. Der Stickstoffhaushalt soll daher künftig mit drei Typen von Belastungsgrenzen (Tabelle 0-1) und schutzgutspezifischen Neuerungen (Tabelle 0-2) umfassend bewertet werden. Verlagerungen von Schadwirkungen auf andere Schutzgüter und Flächen sollen so besser erfasst und vermieden werden können.

Tabelle 0-1: Typen von Belastungsgrenzen für die Bewertung des Stickstoffhaushalts (StickstoffBW 2017a)

Bezeichnung	Einheit	Bedeutung	Bewertungsraum
Critical Level	[$\mu\text{g m}^{-3}$] / [mg l^{-1}]	Kritische N-Konzentrationen in der Umwelt	flächendeckend
Critical Load	[$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]	Kritische N-Deposition in Ökosysteme	Waldflächen, naturnahes Offenland (Feldflur) und Gewässer
Critical Surplus	[$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]	Kritischer N-Überschuss der Agrarfläche	Agrarflächen

Tabelle 0-2: Neuerungen gegenüber der Bewertung von Schutzgütern nach StickstoffBW (2014)

Schutzgut	Neuerungen 2014 bis 2018
niedere Pflanzen	Die kritische Ammoniakkonzentration in der Luft (Critical Level) wird als Parallelmaßstab zum Critical Load eingeführt (Parameter für die Eutrophierung und die N-Sättigung der Vegetation).
höhere Pflanzen	Die CL _{SMB} -Methode wurde methodisch für alle Bilanzglieder und insbesondere die N-Immobilisierung fortgeschrieben; sie wird erweitert um die Glieder Düngung und biol. N-Fixierung. N _{crit} wird bis 2020/21 durch ein Expertengremium neu festgesetzt und im mehrjährigen Turnus fortgeschrieben (Ersatz der CL-Dokumentation 2014).
Insekten	Critical Levels und Critical Loads werden durch ein Expertengremium auch zum Schutz der Insekten festgesetzt. Die Insektenvielfalt wird z.B. beeinflusst durch Nivellierung des Mikroklimas, Verlust von Fortpflanzungshabitaten und Verdrängung von Futterpflanzen.
Wasser	Die CL _{SMB} -Methode wird erweitert um die N-Sättigung und um naturraumbezogene Belastungsgrenzen für die N-Auswaschung.

Bei der Bemessung der Belastungsgrenzen soll neben der (in breiten Fachkreisen bereits bekannten) „Stickstoffsättigung von Böden“ auch die (weniger bekannte) „Stickstoffsättigung der Pflanzen“ berücksichtigt werden: Wenn die Ammoniakkonzentration der Atmosphäre einen pflanzenspezifischen Wert überschreitet, werden Pflanzen zum Emittenten für Ammoniak. Die Ammoniakkonzentration in der Luft muss daher stärker beachtet werden. Mit den Critical Level für Ammoniak in der Luft werden speziell die niederen Pflanzen sachgerechter als mit den Critical Loads bewertet (engere Ursache-/Wirkungsbeziehung), da sie Stickstoff hauptsächlich aus der Luft aufnehmen und die N-Aufnahme (und Ausgasung) aus dem Boden nur eine untergeordnete Rolle spielt. Zudem reagieren viele Arten bereits bei geringen Veränderungen von Konzentrationen reaktiver Stickstoffverbindungen in der Atmosphäre. Im Bewertungskonzept nach BMVBS (2014, zitiert in FGSV 2018) noch unberücksichtigt ist auch die ebenfalls im Zusammenhang mit dem Stickstoffhaushalt stehende Wirkung auf die Insektenvielfalt. Eine erste Übersicht der Belastungsgrenzen für die in Baden-Württemberg vorkommenden FFH-Lebensraumtypen listet Tabelle 5-1 auf. Die „eintausend besonders stickstoffsensitiven Arten“ sind im Anhang als Datenmappe veröffentlicht.

Ausblick

Mit Hilfe der flächenhaft (einfach) anzuwendenden Critical Level können die (aufwändigeren) standortspezifischen Bewertungen nach der CL_{SMB} -Methode voraussichtlich eingeschränkt werden. Für die CL_{SMB} -Methode wird entscheidend sein, I. die Setzung der „Kritischen N-Konzentration in der Bodenlösung“ durch ein Expertengremium, II. die sachgerechte Berücksichtigung der N-Abfuhr durch pflanzliche und tierische Biomasse und III. die Festsetzung einer akzeptablen Düngung (zum Schutz der Biodiversität und der Ökosysteme) und eines akzeptablen Stickstoffaustrags mit dem Sickerwasser. Immobilisierung und Denitrifikation sind mengenmäßig meist weniger bedeutsam.

Eine wirkungsbezogene *De-minimis*-Schwelle lässt sich für einen Nährstoff (wie Stickstoff) naturgemäß nicht begründen. Deshalb sollte auch in Deutschland - wie vom EuGH (2018) implizit anerkannt - eine technische Schwelle in den Umweltinformationssystemen der Länder festgesetzt werden, mit dem die vielen kleinen Einträge aus Düngung und Tierhaltung sachgerecht bewertet werden können.

Weitere Kernfragen des Umweltschutzes werden zu beantworten sein: Wie lassen sich die Planetaren Belastungsgrenzen auf die lokalen Belastungsgrenzen in einem Bundesland übertragen? Auf wieviel Prozent der Bundes-/Landesfläche sollte unter Aspekten der Biodiversität der besonders strenge Critical Level für Ammoniak von $1 \mu\text{g m}^{-3}$ eingehalten sein?

Die sachgerechte und methodenkonforme Bewertung der „Stickstoffüberschüsse der Agrarwirtschaft“ (Critical Surplus) ist langfristig das entscheidende Instrumentarium für die Festsetzung von Maßnahmen zur Lösung des Stickstoffproblems. Die Methodik für die Ermittlung der Critical Levels, Critical Loads und Critical Surplus soll für die praktische Anwendung nach der Entwicklung der Details soweit möglich generalisiert und vereinfacht werden.

1 Einführung

Stickstoffeinträge in empfindliche Lebensräume müssen bei der Ausbringung von Düngemitteln und bei der Planung und Zulassung von Tierhaltungsanlagen/-betrieben, Straßen, Kraftwerken und sonstigen Anlagen bewertet werden. Auf internationaler Ebene wurden dazu kritische Eintragsraten für unterschiedlich empfindliche Ökosysteme (Critical Loads) festgelegt (UNECE 2010).

Diese empirischen Critical Loads – angegeben in Wertespannen – basieren auf einer Vielzahl von Feldbeobachtungen (Bobbink & Hettelingh, 2011). Um die Critical Loads für Zwecke der Planung und Zulassung von Vorhaben im Umfeld stickstoffempfindlicher Ökosysteme genau zu ermitteln, ist es erforderlich, möglichst standortbezogene Vegetations-, Boden-/Wasserhaushalts- und Nutzungsdaten zu berücksichtigen.

Die Bundesanstalt für Straßenwesen (BASt) ließ im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (BMVBS) dazu eine international bewährte Methode, die SMB – Simple-Mass-Balance Methode nach UBA (2004) und ICP M&M (2010) weiterentwickeln und verfeinern (BMVBS 2013).

Berechnet wird der Critical Load (für die eutrophierende Wirkung des Stickstoffs) nach der SMB-Methode bisher über die Summe aus Entzug mit der naturschutzverträglichen Nutzung (N_{ue}), Auswaschung mit dem Sickerwasser (N_{e}), Ausgasung in die Atmosphäre (Denitrifikation N_{de}) und Festlegung im Humus (Immobilisierung N_i).

Auf Grundlage dieser Methode hat das BMVBS (2013) Critical Loads für 1.990 verschiedene Standorttypen vorgeschlagen. Es handelt sich dabei um Vegetations-Boden-Klimakombinationen, die in Deutschland relativ häufig vorkommen. Damit diese Methode sachgerecht angewendet werden kann, wurde von der StickstoffBW AG2 Critical Loads in Abstimmung mit dem BUND-LÄNDER FACHGESPRÄCH CRITICAL LOADS (FGCL) eine Datenmappe mit den dazugehörigen Annahmen und Formeln zusammengestellt und veröffentlicht (StickstoffBW 2014).

Das Kernproblem dieser Datenmappe war, die nur im Prinzip beschriebene, aber für gutachterliche und gerichtliche Zwecke nicht ausreichend dokumentierte Herleitung und Festlegung der erforderlichen Eingangsparameter für die in BMVBS (2013) behandelten 317 Pflanzengesellschaften. Darüber hinaus mussten bei der Erstellung der Datenmappe in 2014 eine Reihe von Detailprüfungen noch zurückgestellt werden (z.B. zur Ermittlung der Immobilisierung, zum Nährstoffgleichgewicht und zur Bewertung der N-Sättigung des Bodens).

Auf Beschluss des FGCL soll die SMB (Simple-Mass-Balance) Methode daher weiterentwickelt, konkretisiert und ergänzt werden, um in allen Vollzugsfällen bundesweit sachgerecht anwendbar zu sein. Die Ergebnisse sollen auch in die Arbeit des internationalen Kooperativprogramms Modellierung und Kartierung (ICP Modelling & Mapping) der Genfer Luftreinhaltkonvention eingespeist werden.

1.1 Neufassung der kritischen N-Konzentration in der Bodenlösung (N_{crit})

Als zentrale Grundlage für die Weiterentwicklung, Konkretisierung und Ergänzung der Critical Loads muss die kritische N-Konzentration in der Bodenlösung nach UNECE-Standard (Tabelle 1-1) für die bundesdeutsche Vegetation angepasst werden. Die in Deutschland vorkommenden stickstoffempfindlichen Pflanzenarten und Artengruppen sind bei den bisherigen aus Schweden und den Niederlanden stammenden Untersuchungen nicht ausreichend repräsentiert, so dass die N_{crit} -Werte für die meisten der in Deutschland vorkommenden Lebensraumtypen nur sehr eingeschränkt nutzbar sind.

Tabelle 1-1: „Flechte-Preiselbeer-Schema“ - Kritische N-Konzentrationen in der Bodenlösung (N_{crit}) zur Berechnung von Critical Loads (ICP M&M 2010)

N_{crit}	Belastung	mg N l ⁻¹
$N_{crit(plant)}$	<i>Vegetationsänderung (Daten erhoben in Schweden):</i>	
	Flechten zu Preiselbeere	0,2-0,4
	Preiselbeere zu Blaubeere	0,4-0,6
	Blaubeere zu Gras	1-2
	Gras zu krautigen Pflanzen	3-5
	<i>Vegetationsänderung von (Daten erhoben in den Niederlanden):</i>	
	Nadelwald	2,5-4
	Laubwald	3,5-6,5
	Grünland	3
	Heidelandschaften	3-6
	<i>Andere Belastungen auf Wälder:</i>	
	Feinwurzelbiomasse/Durchwurzelungstiefe (Abnahme)	1-3
	Frostempfindlichkeit und Pilzkrankheiten	3-5
$N_{crit(nut)}$	Nährstoffgleichgewichte	(0,2-0,4)
$N_{crit(water)}$	Erhöhte Stickstoffauswaschung/N-Sättigung (der Böden)	1

Kernproblem der Anwendung der SMB-Methode nach BMVBS (2013) ist generell, wie oben angesprochen, die Beschaffung und Validierung der zahlreichen Eingangsdaten. Insbesondere lieferten die bisherigen Versionen zur Berechnungen der Immobilisierung – aus Annahmen zum C/N-Verhältnis im Boden unter Berücksichtigung einer temperaturabhängigen N-Immobilisierung berechnet – stark variierende Ergebnisse (Abbildung 1-1). Kleine Änderungen der Eingangsgrößen zur Ermittlung der SMB-Summanden hatten teils sehr große Auswirkungen auf den berechneten Critical Load (Abbildung 1-2; aktuelle Ergebnisse siehe Kapitel 4.2). Es erwies sich daher als notwendig, die für BMVBS (2013) verwendeten Detailformeln für alle Einzelglieder der SMB zu überprüfen. In StickstoffBW musste die ursprünglich bis Ende 2015 angestrebte manuelle Überarbeitung ausgewählter Eingangsgrößen angesichts der generell zu überarbeitenden Methodik zurückgestellt werden.

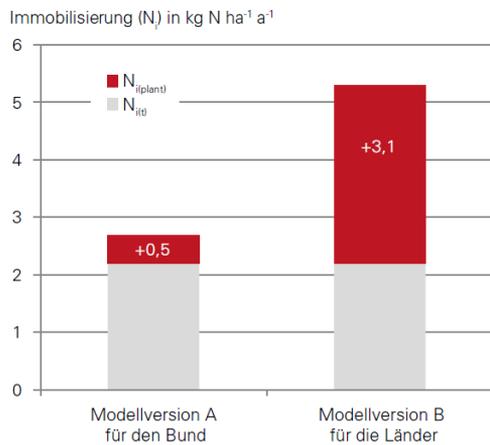


Abbildung 1-1: Versionsabhängige Ergebnisse für die mittlere (pflanzen- und temperaturabhängige) N-Immobilisierung von 1.990 Standortkombinationen (StickstoffBW 2014 und 2016)

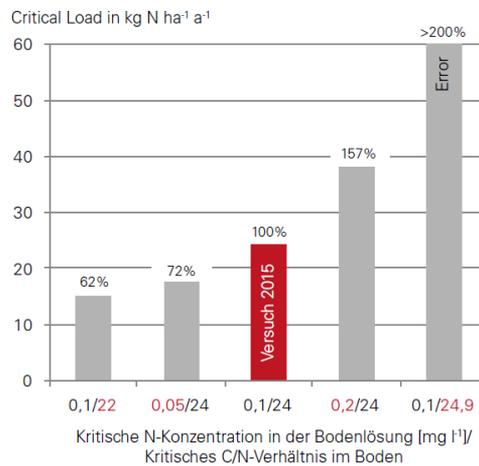


Abbildung 1-2: Bedeutung von zwei Eingangsgrößen für die Höhe der berechneten Critical Loads für eine ausgewählte Pflanzengesellschaft bei versuchsweiser Anwendung im Jahr 2015 mit der (damals) gültigen Formelsammlung (StickstoffBW 2014 und 2016)

1.2 Weiterer Klärungsbedarf für die Neufassung der Belastungsgrenzen

Die folgenden weiteren grundsätzlichen Entscheidungen für die Neufassung der Belastungsgrenzen sollen mit diesem Bericht vorbereitet werden:

Für welche Lebensraumtypen muss das CL_{SMB}-Bewertungsverfahren angewendet werden?

Das CL_{SMB}-Bewertungsverfahren ist notwendig, wenn bei einem betrachteten Lebensraumtyp ein für die Höhe des CL maßgeblicher Parameter stark variiert (z.B. die Abfuhr mit der Ernte, die Sickerate oder das Bodenalter). Für seltene oder lokal vorkommende Lebensraumtypen reichen evtl. auch pauschale bzw. lokale Festsetzungen (vgl. dazu Kapitel 2.1).

Welche Bedeutung haben die Critical Levels?

Zum Schutz der Flechten und Moose und wegen der N-Sättigung der Vegetation müssen bei der Bewertung von N-Einträgen künftig neben den international eingeführten Critical Loads auch die international eingeführten kritischen Ammoniakkonzentrationen in der Atmosphäre (Critical Levels CL_e) beachtet werden (vgl. dazu Kapitel 2.2).

Welche Pflanzen- und Tierarten müssen berücksichtigt werden?

Die Stickstoffüberschüsse werden heute als eine wichtige Ursache für den Rückgang der Artenvielfalt bei Insekten eingestuft (BMU (2018)). Insbesondere die indirekten Wirkungen der Stickstoffüberschüsse auf Pflanzen- und Tierarten und Wechselwirkungen in den Ökosystemen wurden bislang wenig betrachtet (vgl. dazu Kapitel 2.3).

Welche Bedeutung hat die Sättigung der Böden?

Nach UNECE ist bereits ab 1,0 mg N l⁻¹ von einer „erhöhten Stickstoffauswaschung/N-Sättigung“ der Böden auszugehen (Tabelle 1-1). In BMVBS (2013) wurde ein maximaler N_{crit}-Wert von 5,0 mg

N I⁻¹ eingesetzt. Es ist daher zu prüfen, ob eine Obergrenze für die N-Sättigung der Böden einzuführen ist (vgl. dazu Kapitel 2.4).

Welche Bedeutung haben andere Nährstoffe?

Das Wachstum von Pflanzen ist durch die knappste Ressource eingeschränkt (Pflanzennährstoffe u.a.). Gemäß den Anwendungsempfehlungen für die empirischen Critical Loads von BOBBINK & HETTELINGH (2011) ist auch die P-Versorgung als in naturnahen Ökosystemen oft limitierender Nährstoff zu berücksichtigen, der in der Regel über Düngung in extensiv genutzte Ökosysteme gelangt ist. Die P-Versorgung ist überdies für den Zustand der rund 30.000 ha oft P-limitierten nährstoffarmen Stillgewässern (hier Baden-Württemberg) entscheidend (vgl. dazu Kapitel 2.5).

Gibt es eine wirkungsbezogene De-minimis-Schwelle?

Wenn ein Belastungsgrenze überschritten ist, stellt sich regelmäßig die Frage, welche weiteren (kumulierten) Zusatzbelastungen dann aus naturwissenschaftlicher Sicht noch als Bagatellen akzeptiert werden können (vgl. dazu Kapitel 2.6).

Weiterhin werden in diesem Fachbericht die angelaufenen Forschungsprojekte vorgestellt (Kapitel 3), der Stand der Methodenentwicklung mit Blick auf das Umweltinformationssystem Stickstoff und die nationale Normungs- und Richtlinienarbeit erläutert (Kapitel 4) und die aktuellen Belastungsgrenzen zusammengestellt (Kapitel 5).

2 Grundsätze für die Neufassung der Belastungsgrenzen

2.1 Anforderungen an die Qualität und Anwendbarkeit der Belastungsgrenzen

2.1.1 Umweltinformationssystem und möglichst einfache Faustzahlen

Für die Bemessung der Düngung sowie Planung und Zulassung von Tierhaltungsbetrieben, Straßen, Kraftwerken und sonstigen Anlagen müssen robuste, d.h. einfache standortspezifische Critical Loads möglichst auf ein Kilogramm N je Hektar und Jahr genau festgesetzt werden.

Mit einem StickstoffBW-Workshop wurden in Stuttgart am 25./26. November 2016 zunächst die grundsätzlichen Anforderungen an die Qualität und Anwendbarkeit von Critical Loads zusammengetragen. Folgende wichtige Punkte wurden dabei herausgearbeitet:

- (1) Eine rechtssichere Anwendung der Belastungsgrenzen setzt voraus:
 - wissenschaftliche Grundlagen nach dem Stand der Technik und
 - eine transparente Datenbasis, die von Experten validiert und aktualisiert wird,
 - Kartierungen in ausreichender räumlicher Auflösung (Ziel Maßstab 1:5.000) und
 - Fortbildungsangebote und Beratung durch die Fachbehörden zur Förderung des notwendigen Knowhow für die Anwendung der Belastungsgrenzen in der Praxis.
- (2) Die Komplexität der Bewertungsmethode muss dabei überschaubar bleiben und
- (3) um Fehlerquellen zu reduzieren ist das Bewertungsverfahren über die Umweltinformationssysteme¹ der Länder zu automatisieren.

Fazit:

Nur die wirklich wesentlichen Parameter können und müssen als Variable berücksichtigt werden. Bei sehr kleinen Vegetationsbeständen in relativ homogenen Naturräumen – wie bei den Binnendünen im Rheintal – wird eine einfache Festsetzung nach dem Schweizer Beispiel (Kapitel 2.1.2) sinnvoll und ausreichend sein (einfache Faustzahl). Als einfache Faustzahlen sind auch die Festsetzungen der N_{crit} -Werte zu verstehen (Kapitel 4.1).

¹ Umweltinformations-, Planungs- und Bewertungssystem

2.1.2 Beispiel für eine vereinfachte Anwendung der Critical Loads (in der Schweiz)

RIHM B.

In der Schweiz werden Critical Loads nach folgenden Kriterien bestimmt (vgl. RIHM et al. 2016):

- (1) Die SMB-Methode wird nur für "produktiven" Wald, wo Holznutzung relevant ist, angewendet; die empirischen Critical Loads (CL_{emp}) für alle anderen Ökosysteme. Da es in der Schweiz keine Natura 2000-Objekte gibt, werden in erster Linie die nationalen Inventare gemäß Natur- und Heimatschutzgesetz (NHG) für die Kartierung verwendet.
- (2) In Tabelle 2-1 wird exemplarisch gezeigt, wie die Wertebereiche von CL_{emp} gemäß Mapping Manual konkret auf die Ökosystemtypen in der Schweiz angewendet wurden. In der Regel wird die Mitte des Wertebereiches als Wert für den CL_{emp} genommen; der untere Wert des Wertebereichs wird gewählt, falls es sich um speziell nährstoffarme oder relativ hoch gelegene Systeme handelt.
- (3) Für den „produktiven“ Wald wird die untere Grenze von CL_{SMB} auf $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gesetzt, weil bisher keine empirisch beobachteten negativen Effekte bei Depositionen unterhalb dieser Grenze für Schweizer Wälder publiziert wurden. Damit sollen unplausible Ergebnisse vermieden werden.
- (4) In der Schweiz werden absolute akzeptable Austragsraten mit dem Sickerwasser (N_{le}) zwischen $2 \text{ und } 4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ verwendet, da es in einem nicht eutrophierten Waldsystem praktisch keinen N-Austrag gibt. Der akzeptable N-Austrag tritt vor allem nach Störungen infolge von Ernte und Pflegeeingriffen auf. Da das Waldmanagement in tiefen Lagen generell intensiver ist und dies zu höheren N-Austrägen führen kann, werden die Werte für N_{le} nach Höhenlage abgestuft.
- (5) Die langfristigen Netto-Exporte durch Ernte wurden in einem ersten Schritt mit dem Modell MakeDep (Alveteg et al., 2002) auf den 311 Standorten mit Bodenprofilen gerechnet und in einem zweiten Schritt durch Höhenfunktionen auf rund 10.000 Landesforstinventar-Standorte (LFI) interpoliert. Die Berechnungen basieren auf den Biomasse-Daten der 3. LFI-Erhebung (<http://lfi.ch>, WSL, 2013), Baumtypen-spezifischen logistischen Wachstumskurven, dem Produktivitätsindex der Standorte, Elementgehalte in den verschiedenen Kompartimenten der Bäume und durchschnittlichen Ernteraten stratifiziert nach den fünf LFI-Regionen. Die mittleren Werte von N_{ue} in den fünf LFI-Regionen sind $1,6\text{-}8,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Mittelwert Schweiz $4,4$). Die Unterschiede sind u.a. auf die aus ökonomischen Gründen kleinen Ernteraten in den Alpen und in der Südschweiz zurückzuführen.
- (6) Für die Standorte mit Bodenprofilen wurde die Tiefe des wassergesättigten Horizontes bestimmt und klassiert. Für die LFI-Standorte wurden die Bodenvernässungsklassen der Bodeneignungskarte 1:200.000 entnommen. Diesen Klassen konnten, wie im Mapping Manual vorgeschlagen, die Denitrifikationsfaktoren (f_{de}) $0,2\text{-}0,7$ zugeordnet werden
- (7) Für die flächenhafte Kartierung der CL wird eine einfache Methodik angestrebt; notwendige Entscheide (Klassen, Wertebereiche etc.) sollen transparent sein.

Tabelle 2-1: Schweizer Beispiele für die Zuordnung empirischer Critical Loads (CL_{emp}) aufgrund der in ICP M&M (2017) vorgeschlagenen Wertebereiche für Offenlandssysteme und für naturnahe Waldtypen [kg N ha⁻¹ a⁻¹].

Ecosystem type	CL Wertebereich	CL _{emp}	Begründung
Raised bogs	5-10	7 Hochmoore	Mitte des Wertebereiches (abgerundet)
Flachmoore (Poor fens)	10-15	10 Scheuchzergras 12 Braunseggenried	Untere Grenze des Wertebereiches, da Gefährdung groß (Scheuchzergras); Braunseggenried: mittlerer Bereich
Flachmoore (Rich fens)	15-30	15 Davallsseggenried	Untere Grenze des Wertebereiches, da Schutzziel in Richtung Nährstoff-Reduktion geht
Mountain hay meadows	10-20	12 Bergheuwiesen, BDM	Nationale Auswertungen zeigen Wertebereiche eher bei 10-15 (Publikation ROTH et al. 2013)
(Sub-)alpine scrub habitats	5-10	7 Zwergwacholderheiden 7 Alpenazaleenheiden	Mitte des Wertebereiches, abgerundet
(Sub-)alpine grassland	5-10	10 Goldbart-Halbtrockenrasen 10 Blaugras-Trespen-HTR 10 Engadiner Steppenrasen 7 Nacktriedrasen, alpin	Subalpin oberer Bereich, alpin mittlerer Bereich
Coniferous forests	5-15	12 Pfeifengras-Föhrenwald 12 Hauhechel-Föhrenwald 12 Geissklee-Föhrenwald 12 Erika-Bergföhrenwald Ca 12 Erika-Föhrenwald 10 Heidekraut-Föhrenwald	Mitte des Wertebereiches 10-15
Deciduous forests	10-20	15 Traubeneichenwald 15 Flaumeichenwald 15 Mannaeschen-Hopfenbuchenwald	

2.2 Anwendung von Critical Levels und Critical Loads

Dem Stand der Technik folgend muss bei der Bemessung der Belastungsgrenzen (wie bei den atmosphärenchemischen Transportmodellen) die „Stickstoffsättigung der Pflanzen“ berücksichtigt werden: Wenn die Ammoniakkonzentration der Atmosphäre einen pflanzenspezifischen Wert unterschreitet, werden Pflanzen zum Emittenten für Ammoniak. Die Ammoniakkonzentration in der Luft muss daher stärker beachtet werden. Mit den Critical Level für Ammoniak in der Luft werden speziell die niederen Pflanzen sachgerechter als mit den Critical Loads bewertet (engere Ursache-/Wirkungsbeziehung), da sie Stickstoff hauptsächlich aus der Luft aufnehmen und die N-Aufnahme (und Ausgasung) aus dem Boden nur eine untergeordnete Rolle spielt. Zudem reagieren viele Arten bereits bei geringen Veränderungen von Konzentrationen reaktiver Stickstoffverbindungen in der Atmosphäre.

2.2.1 Berücksichtigung der N-Sättigung der Vegetation

RÖHL M. & WILKE W.

Höhere Pflanzen stehen über ihre geöffneten Stomata in einem ständigen Austausch mit dem atmosphärischen Ammoniak. Schon in den 1980er und vor allem 1990er Jahren wurde der lineare

Zusammenhang zwischen Ammoniak-Konzentration in der Atmosphäre und derjenigen in den Blättern durch Begasungsversuche nachgewiesen (VAN HOVE et al. 1989).

Als Kompensationspunkt wird der Zustand bezeichnet, bei dem kein Austausch mehr stattfindet, bzw. die NH_3 -Konzentration in der Atmosphäre gleich derjenigen im Interzellularraum ist (FARQUHAR et al. 1980, FANGMEIER & JÄGER 2001).

Der Kompensationspunkt für Ammoniak hängt nach SCHJOERRING et al. (1998) vom pH-Wert, der Temperatur und der NH_4^+ -Konzentration im Apoplasten ab.

Der NH_3 -Kompensationspunkt ist zudem artspezifisch und hängt neben der N-Versorgung der Pflanze selbst auch von deren Entwicklungszustand ab. Auch der Tagesgang und eine Benetzung der Blattoberfläche mit Wasser haben Einfluss auf den jeweiligen Kompensationspunkt.

Der NH_3 -Kompensationspunkt liegt für höhere Pflanzen meist zwischen 1 und 5 $\mu\text{g m}^{-3}$ Luftkonzentration (FARQUHAR et al. 1980, HUSTED & SCHJOERRING 1995, KULOZIK-ERBEN 2007, SUTTON et al. 1994), wobei generell gilt, dass Arten aus naturnahen, oligotrophen Biotopen aufgrund der geringeren Stickstoffkonzentrationen in den Blättern deutlich geringere NH_3 -Kompensationspunkte aufwiesen (vgl. FANGMEIER & JÄGER 2001).

Liegt der Kompensationspunkt niedriger als die atmosphärische NH_3 -Konzentration, fungiert die Vegetation als Senke, liegt er höher, stellt die Vegetation dementsprechend eine Ammoniak-Quelle dar.

MATTSSON et al. (2009), SUTTON et al. (1997) und SCHOERRING et al. (1993) konnten für gedüngte Agrarökosysteme durch mikrometeorologische Messungen die Quell-Funktion nachweisen. Getreideäcker emittieren in Abhängigkeit vom Tagesgang und Reifezustand des Getreides in der Vegetationsperiode zwischen 0,5 und 1,5 $\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ in Form von NH_3 in die Atmosphäre.

Ungedüngte naturnahe Ökosysteme weisen in der Regel einen deutlich geringeren Kompensationspunkt als die aktuelle Hintergrundbelastung auf (vgl. LANGFORD & FEHSENFELD 1992, MOHR et al. 2005, SHEPPARD et al. 2008, SUTTON et al. 2008). Sie sind dementsprechend eine Ammoniak-Senke. Dabei ist zu beachten, dass es durch die angrenzenden Agrarökosysteme zu Rückkopplungen mit bzw. Stoffflüssen zu den naturnahen Ökosystemen kommen kann.

FANGMEIER & JÄGER (2001) weisen zudem darauf hin, dass naturnahe Ökosysteme inzwischen auch als Ammoniak-Quellen fungieren können. Bei diesen hat sich der NH_3 -Kompensationspunkt erhöht, was ein Maß für die N-Sättigung der Systeme ist. So sind inzwischen Hinweise auf eine Stickstoffsättigung ehemals N-limitierter Biotope vor allem bei Wäldern gut belegt (ABER 1992, ABER et al. 1998, MOHR et al. 2005, MELLERT & KÖLLING 2006).

Übersteigt die NH_3 -Konzentration in der Luft den NH_3 -Kompensationspunkt der Vegetation, kann es zu Schädigungen von Pflanzen und damit zu erheblichen Beeinträchtigungen geschützter FFH-Lebensraumtypen und Biotoptypen kommen. Im folgenden Kapitel werden mögliche Auswirkungen aufgezeigt.

2.2.2 Einschätzung der Critical Level für Ammoniak

DEMUTH S., WILCKE W. & M. RÖHL

Aus neueren Daten von Felduntersuchungen zu stickstoffempfindlichen Pflanzenarten und Lebensraumtypen ergab sich die Notwendigkeit, den 1992 von der UNECE festgelegten Critical Level für Ammoniak (NH_3) zu reduzieren (Zusammenfassung bei SUTTON et al. 2008).

Durch Ammoniak können sowohl direkte Schädigungen der Pflanzen durch das Gas selbst als auch indirekte durch dessen Umwandlungsprodukte auftreten. Letztere sind zum Beispiel Ammonium-Verbindungen, die als Aerosole durch Trocken- oder Nassdeposition in den Boden eingetragen werden und dort eutrophierend wirken und zu einem Nährstoffungleichgewicht führen können.

Direkte Schädigungen äußern sich etwa in einem Ausbleichen oder Schwarzfärben der Blätter, durch Bildung von Nekrosen oder durch eine geringere Stressresistenz etwa gegenüber Frost und Trockenheit. Indirekte Wirkungen erfolgen über die Eutrophierung des Standorts, was durch Verschiebung der Konkurrenzverhältnisse zu einem Ausfall charakteristischer stickstoffempfindlicher Pflanzenarten bis hin zum völligen Verschwinden des Lebensraum- oder Biotoptyps führen kann.

Untersuchungsgegenstände für direkte und indirekte Wirkungen von NH_3 waren mehrfach Flechtenarten und Flechtengemeinschaften. Beispielsweise ergaben Untersuchungen aus der Schweiz (RIHM et al. 2008), dass die Zusammensetzung der Flechtengemeinschaft und das Verhältnis von nitrophilen zu nitrophoben Flechtenarten sehr gut als Bioindikator für Stickstoffeinträge dienen kann. Gegenstand mehrerer Untersuchungen waren auch verschiedene FFH-Lebensraumtypen, deren typische Arten empfindlich gegenüber Stickstoffeinträgen sind. So zeigten sich in einer Langzeitstudie in einem ombotrophen Heidemoor in Schottland Schädigungen bei typischen Pflanzenarten durch erhöhte NH_3 -Konzentration in der Luft bereits bei sehr niedrigen Konzentrationen (SHEPPARD et al. 2008). Als Schlussfolgerung empfehlen die Autoren, den Grenzwert der NH_3 -Konzentration bei langfristiger Einwirkungszeit auf $1\text{-}2 \mu\text{g NH}_3/\text{m}^3$ festzulegen. PICAIRN et al (2006) entwickelten eine Methode zur Bestimmung des Stickstoffstatus eines Vegetationsbestands. Gegenstand waren charakteristische nitrophile und nitrophobe Arten von Farn- und Samenpflanzen der Laubwälder, verschiedener Grünlandbestände, von Sümpfen, Mooren und Zwergstrauch-Heiden. Auf Grund des Vorhandenseins oder Fehlens der jeweiligen Artengruppe in einem Vegetationsbestand ließ sich der Stickstoffstatus des Vegetationstyps angeben. Bei einer Konzentration über $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dominierten zahlenmäßig die nitrophilen Arten; unter Einbeziehung der Deckungswerte war die Vegetation bereits bei einer Konzentration von knapp über $1 \mu\text{g NH}_3/\text{m}^3$ von nitrophilen Arten dominiert. Insbesondere für Wälder erscheint die Methode gut geeignet, weniger dagegen für Grünlandtypen. Für mehrere stickstoffempfindliche Ökosysteme Großbritanniens mit einem Critical Load zwischen $10\text{-}15 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ermittelten SUTTON et al. (2008) die Auswirkungen eines Critical Level für NH_3 von $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahresdurchschnitt, wie er 1992 von der UNECE festgelegt war. Ergebnis war, dass mit dem bisherigen Critical Level von $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bereits kritische Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung stattfanden. Als langjährige Durchschnittskonzentration (Mittel über 20 - 30 Jahre) wird ein Critical Level für NH_3 von 1 bis $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ empfohlen, um Beeinträchtigungen der Ökosysteme zu vermeiden.

In einer zusammenfassenden Arbeit schlagen CAPE et al. (2009) einen Critical Level für NH₃ von 1 µg/m³ im Jahresmittel für besonders stickstoffempfindlichen Flechten und Moose sowie von 3 µg/m³ im Jahresmittel für Vegetationstypen mit empfindlichen Farn- und Samenpflanzen vor.

Auswirkungen auf FFH-Lebensraumtypen

Die Ergebnisse der untersuchten Ökosysteme und Artengruppen lassen sich nur bedingt auf die FFH-Lebensraumtypen und die geschützten Biotoptypen übertragen. Unsicherheiten bestehen sowohl beim räumlichen Bezug als auch bei der Zuordnung der Untersuchungsgegenstände zu den Lebensraum- und Biotoptypen.

Als besonders empfindlich können Lebensraum- bzw. Biotoptypen mit Vorkommen besonders stickstoff-/NH₃-empfindlicher Flechtenarten gelten. Dazu gehören die Trockenen Sandheiden (LRT 2310), Dünen mit offenen Grasflächen mit *Corynephorus* und *Agrostis* (2330), Silikatschutthalden der montanen bis nivalen Stufe (8110), Kieselhaltige Schutthalden der Berglagen Mitteleuropas (8150), Silikatfelsen mit Felsspaltvegetation (8220) und Silikatfelsen mit Pioniervegetation (8230). Auch Hochmoore und renaturierungsfähige Hochmoore (7110* und 7120), Übergangs- und Schwinggrasmoore (7140), Torfmoor-Schlenken (7150), sowie Trockene europäische Heiden (4030) können den Untersuchungen nach als besonders empfindlich gegenüber NH₃-Emissionen eingestuft werden (CAPE et al. 2009, SHEPPARD et al. 2008). Unter Vorbehalt kann für die empfindlichen Lebensraum- und Biotoptypen ein Critical Level für NH₃ von 2-3 µg/m³ im Jahresmittel bei langfristiger Einwirkungszeit angenommen werden. Für die anderen in Baden-Württemberg vorkommenden FFH-Lebensraumtypen und entsprechende Biotoptypen können keine Aussagen bezüglich des Critical Levels von NH₃ aus den oben aufgeführten Untersuchungsergebnissen unmittelbar abgeleitet werden.

Forschungsbedarf

Wie mehrere Autoren betonen, gelten die aus den Untersuchungen abgeleiteten Critical Level für NH₃ streng genommen nur für Westeuropa mit einem atlantisch geprägten Klima. Für mittel- und osteuropäische Regionen mit kontinental geprägtem Klima fehlen entsprechende Studien. Eine Übertragung der bei CAPE et al. (2009) zusammengefassten Ergebnisse zum Beispiel auf Baden-Württemberg ist daher nur unter Vorbehalt möglich, da es hier sowohl Regionen mit mehr atlantisch geprägtem Klima als auch solche mit mehr kontinentalem Klimacharakter gibt.

Um eine größere Sicherheit bei der Zuweisung von Critical Levels zu FFH-Lebensraumtypen und den nach den Naturschutzgesetzen des Bundes und der Länder geschützten Biotoptypen zu erhalten, sind Langzeituntersuchungen unter mitteleuropäischen, mehr kontinental geprägten Klimaverhältnissen notwendig. Diese sollten im Freiland an Beständen mit Vorkommen besonders stickstoffempfindlicher Pflanzenarten einschließlich der Flechten durchgeführt werden. Weitere Untersuchungen sollten sich dem Ursache-Wirkungs-Zusammenhang zwischen NH₃ und empfindlichen Pflanzenarten sowie ggf. weiteren emittierten Gasen widmen.

2.3 Leitparameter stickstoffempfindlicher Lebensräume

2.3.1 Stickstoffempfindliche Vegetation

DEMUTH S., M. BERNHARDT-RÖMERMANN & H.G. MICHIELS

In den Bundesländern werden die europaweit einheitlich definierten Lebensraumtypen (meist nur in den FFH-Gebieten) nach standardisierten Methoden kartiert und bewertet. Ebenso werden im Rahmen der Biotopkartierung alle geschützten Biotoptypen erfasst. Diese Kartierungen erfolgen in der Regel im Maßstab 1:5.000. Somit liegen bundesweit weitgehend flächendeckend genaue Daten zu den FFH-Lebensraum- und Biotoptypen vor.

In der Datenmappe von StickstoffBW (2014) sind die unterschiedlichen Ausprägungen der FFH-Lebensraumtypen je Standort dargestellt und entsprechenden Pflanzengesellschaften auf Assoziationsniveau zugeordnet (nach BMVBS 2013). Für diese Standort-Vegetationspaare gibt es je Lebensraumtyp spezifische Wertespanssen für CL. Die Pflanzengesellschaften sind jedoch nur in Einzelfällen identisch mit den Kartiereinheiten der Biotop- und FFH-Kartierungen. Bei der Ermittlung der Empfindlichkeit eines Lebensraumtyps oder Biotoptyps gegenüber Stickstoffeinträgen und damit dessen Einordnung innerhalb der Wertespanne sprechen daher mehrere Gründe für ökologische Artengruppen als diagnostisches Merkmal anstelle von Pflanzengesellschaften:

- (1) Die Zuordnung der Vegetation eines Wuchsortes zu einer bestimmten Pflanzengesellschaft auf Assoziationsniveau ist häufig nicht möglich, etwa wenn entsprechende Kenn- oder Differentialarten der Assoziation im Untersuchungsgebiet nicht vorkommen oder aus anderen Gründen nicht festgestellt werden können. Daher lässt sich die Vegetation oft nur auf dem Niveau von Verbänden oder Ordnungen beschreiben. Zudem lässt das hierarchische System der Pflanzengesellschaften die Erfassung der in der Realität sehr häufig vorkommenden Übergänge zwischen zwei Gesellschaften nicht zu.
- (2) Die pflanzensoziologischen Kenn- und Differentialarten der Assoziationen, die FFH-Lebensraumtypen oder geschützten Biotoptypen zugeordnet werden können, gehören nicht immer zur Gruppe der besonders stickstoffempfindlichen Arten.
- (3) Durch zahlreiche floristische Kartierungen, die Biotopkartierungen und die Managementpläne der FFH-Gebiete sowie durch die Artenschutzprogramme der Länder ist die Verbreitung der Pflanzenarten, der Lebensraumtypen und Biotoptypen gut bekannt und dokumentiert. Dagegen gibt es für die Pflanzengesellschaften keine flächendeckenden Daten in hinreichender Qualität, ebenso fehlen standardisierte Kartieranleitungen für deren Erfassung.
- (4) Für die naturschutzrechtliche Prüfung von Vorhaben sind die Lebensraumtypen der FFH-Richtlinie sowie die durch das Bundesnaturschutzgesetz und die Naturschutzgesetze der Länder geschützten Biotoptypen relevant. Pflanzengesellschaften spielen dabei in der Regel keine Rolle.

Fazit:

Die Grundlage für die Festlegung von CL sind die Biotop- und Lebensraumtypen². Die CL werden für die einzelnen Biotop- und Lebensraumtypen als Spannen angegeben (siehe Tabelle 5-1). Um die Empfindlichkeit der jeweiligen Ausprägungen gegenüber Stickstoffeinträgen zu ermitteln und sie innerhalb dieser Wertespanspannen einzuordnen, sind Pflanzenarten oder Artengruppen besser geeignet als Pflanzengesellschaften. Bei Fehlen entsprechender Indikatorarten kann es jedoch notwendig sein, eine Beschreibung der Vegetation durch die Erfassung von Pflanzengesellschaften vorzunehmen, um die spezifische Spannweite der CL einzugrenzen.

Für die Festlegung der CL sind Pflanzengesellschaften wenig geeignet, da sich die CL ganz konkret auf besonders empfindlichen Pflanzenarten beziehen.

2.3.2 Stickstoffempfindliche Fauna

SCHALL B., S. DEMUTH, M. ROEHL & F. THEVES

Während die Effekte von Stickstoffeinträgen auf die Vegetation und auf Pflanzenarten vergleichsweise gut untersucht und die Zusammenhänge gut bekannt sind, sind die Mechanismen der Auswirkungen geringer, langjährig ubiquitärer Einträge³ auf die Tierwelt noch wenig erforscht.

Auswirkungen auf die Fauna ergeben sich meist indirekt über die Veränderungen des Lebensraums. Stickstoffeinträge in stickstoffempfindliche Lebensräume führen in der Regel zu einer dichteren und höherwüchsigen Vegetation (oder stärkeren Pflanzenwuchs) und einem höheren Stickstoffgehalt im Pflanzengewebe⁴. NIJSSEN et al. (2017) fassen in einer ausführlichen Literaturstudie Untersuchungen zu negativen Effekten von Stickstoffeinträgen auf die Fauna zusammen und entwickeln ein Modell, das von sechs Wirkungspfaden ausgeht:

1. Nivellierung des Mikroklimas (Temperatur und Feuchtigkeit)
2. Fortpflanzungshabitate gehen verloren (weniger offene Böden)
3. Futterpflanzen werden verdrängt (Pflanzen-Artenvielfalt sinkt)
4. Futterqualität wird nivelliert
5. Nahrungsketten werden unterbrochen
6. Chemischer Stress für Luft-, Wasser- und Bodenbewohner

Im Folgenden werden die oben aufgeführten Wirkungspfade näher erläutert:

² Beispiel Baden-Württemberg: Durch die Biotopkartierung 1992-2004 und den zweiten Durchgang seit 2010 sowie die Managementpläne zu den FFH-Gebieten liegen zudem Flächendaten zu den Biotop- und Lebensraumtypen einschließlich der Artenvorkommen im Maßstab 1:5.000 vor.

³ Auswirkungen hoher Nährstoffeinträge finden sich zum Beispiel in REICHHOLF (2017) oder KURZE et al. (2018).

⁴ Es gibt zwischen Flechten/Moosen und Insekten keine so engen Beziehungen wie zwischen Blütenpflanzen und ihren Bestäubern. Flechten und Moose bieten aber folgende Funktionen für Insekten: a. Struktur und Mikroklimabildend (für Eiablage, Überwintern mancher Laufkäfer unter Moosen, vertikale Schichtung in Vegetation; Luftfeuchtigkeit, Schatten, Isolation etc.), b. Nahrung für Spezialisten (z.B. bei Flechtenbären, einer Gruppe der Nachtschmetterlinge) und/oder c. unspezifische gelegentliche Nahrung vor allem durch Moose

1. Verstärktes Wachstum führt zur Nivellierung von Temperaturunterschieden und/oder Erhöhung der Feuchtigkeit im Bestand (Mikroklima)

Durch die dichtere und höherwüchsige Vegetation in Folge von N-Einträgen kommt es zu einer Veränderung des bodennahen Mikroklimas: Feine Temperaturunterschiede werden nivelliert und es stellt sich eine höhere Luftfeuchtigkeit im Bestand ein.

Nach NIJSSEN et al. (2017) fehlen bisher Untersuchungen zu den Zusammenhängen zwischen den Veränderungen der Vegetationsstruktur und des Mikroklimas durch Stickstoffeinträge und die Auswirkungen auf die Fauna. Aus den Kenntnissen der Ansprüche etlicher Tiergruppen wie Schmetterlinge, Heuschrecken, Ameisen und Vögel an das Mikroklima ihrer Habitate lassen sich jedoch indirekt Schlüsse ziehen. Erhöhte Einträge von Stickstoff ergeben in der Regel eine höhere und dichtere Vegetationsstruktur und dadurch eine geringere Sonneneinstrahlung und Luftzirkulation am Boden. Die Feuchtigkeit des Bodens und der bodennahen Luftschichten nimmt dagegen zu. Dadurch wird unter anderem die Erwärmung des Bodens und der bodennahen Luftschicht im Frühling gehemmt.

Viele ektotherme („wechselwarme“) Organismen benötigen ein warmes Mikroklima, insbesondere die frühen Entwicklungsstadien vieler Insektenarten im Frühjahr. Nachweise für die Abhängigkeit von einem warmen Mikroklima vor allem für die Entwicklungsphase vom Ei zur Larve gibt es für Heuschrecken und Schmetterlinge der Trocken- und Halbtrockenrasen. Möglich sind auch negative Auswirkungen eines feuchteren und kühleren Mikroklimas (das z.B. Pilzbefall fördert) auf überwinterte Eier und Larven. So ergaben Untersuchungen beim Mauerfuchs (*Lasiommata megera*), dass für den drastischen Rückgang dieser Schmetterlingsart Stickstoffeinträge und die damit einhergehende Abkühlung des Mikroklimas eine wesentlich größere Rolle spielen als der Rückgang von Futterpflanzen.

Schon geringe Stickstoffeinträge, z.B. durch Düngung, die noch keine wesentliche Vegetationsveränderung hervorruft, können auf Grund einer größeren Vegetationsdichte dazu führen, dass entsprechende Tierarten die Vegetation nicht mehr als Lebensraum nutzen können. Beispiele für solche sehr empfindlich reagierenden Arten sind im Anhang (Datenmappe Stickstoffempfindliche Arten) aufgeführt. Diese Arten sind als charakteristische Arten Bestandteil der jeweiligen FFH-Lebensraumtypen und damit auch für deren Erhaltungszustand bedeutsam. Schmetterlingsarten wie der Goldene Scheckenfalter oder der Schwarzfleckige Ameisenbläuling sind zudem als FFH-Arten nach Anhang II bzw. nach Anhang IV geschützt.

Veränderungen der Vegetationsstruktur und damit des Mikroklimas bodennaher Luftschichten scheinen auch Auswirkungen auf den Bruterfolg bodenbrütender Vogelarten zu haben wie eine Untersuchung bei der Uferschnepfe (*Limosa limosa*) zeigte (NIJSSEN et al. 2017).

2. Verstärktes Wachstum führt zur Abnahme offener Bodenstellen (Rückgang von Reproduktionsstätten für bodenbewohnenden Arten) – Veränderung der Fortpflanzungshabitate

Durch hohe Stickstoffeinträge ändert sich auch die Vegetationsstruktur. Eine dichtere und höherwüchsige Vegetation kann sich für bodenbewohnenden Arthropoden oder am Boden brütende Vogelarten negativ auswirken. So benötigen Grab- und Wegwespen, Ameisen oder viele Wildbie-

nenarten offene, besonnte Bodenstellen zur Anlage ihrer Nester. Nur eine lückige, niedrigwüchsige Vegetation bietet diese Habitatbedingungen. Bei Vögeln betrifft das sowohl Neststandorte am Boden wie auch Balz- und Paarungsplätze. So führte die Zunahme von hochwüchsigen Gräsern und Sträuchern durch N-Eintrag in einer Küstendünenvegetation zu einem Rückgang der Reproduktionsrate beim Rotrückenvürger (*Lanius collurio*) und schließlich zu dessen Verschwinden.

3. Verdrängung wuchsschwacher Arten (Veränderungen in der Vielfalt) führt zu reduziertem Aufwuchs sensibler Futterpflanzen – was für monophage Insekten bis zum Totalausfall führen kann (Artenvielfalt)

Durch hohe Stickstoffeinträge verändert sich neben der Vegetationsstruktur fast immer auch die Artenzusammensetzung der Vegetation. Dabei werden meist konkurrenzschwache Pflanzenarten durch konkurrenzstarke dezimiert oder völlig verdrängt. Ergeben sich dadurch Veränderungen in der Vielfalt und in der Menge von Nahrungspflanzen, kann dies für Herbivoren negative Auswirkungen haben. Dies trifft insbesondere für monophage Arten zu, die auf eine bestimmte Pflanzenart angewiesen sind. Gehen diese Pflanzenarten zu stark zurück oder verschwinden ganz, verschwinden letztlich auch die davon abhängigen Tierarten.

Wenn durch das Verschwinden einzelner Populationen von Futterpflanzen die Abstände zwischen den verbleibenden Populationen und anderen für eine Tierart wesentlichen Habitatstrukturen größer werden, kann dies ebenfalls stark beeinträchtigend wirken, da Individuen größere Strecken zurücklegen müssen. Für einige gefährdete und stark zurückgehende europäische Schmetterlingsarten wie den Goldenen Scheckenfalter (*Euphydryas aurinia*) und seine Wirtspflanze Teufelsabbiss (*Succisa pratensis*) sowie den Mittleren Permutterfalter (*Argynnis niobe*) und seine Wirtspflanze Hunds-Veilchen (*Viola canina*) gibt es deutliche Hinweise auf solche Zusammenhänge.

Es kann auch zu einer Verschiebung der phänologischen Phasen von Pflanzenarten durch ein schnelleres Wachstum kommen. Dadurch können Tierarten stark beeinträchtigt werden, die auf bestimmte Entwicklungsphasen der Pflanzen angewiesen sind.

4. Veränderungen von Inhaltsstoffen der Futterpflanzen von Herbivoren (Futterqualität)

Die Futterqualität einer Vegetation für herbivore Arten kann sich einerseits durch eine Veränderung der Artenzusammensetzung mit einem Rückgang der potenziellen Futterpflanzen verschlechtern, andererseits durch eine Veränderung der Inhaltsstoffe einer Futterpflanze. So können zu hohe Stickstoffgehalte in den Blättern zu verringertem Wachstum bei Schmetterlings- oder Käferlarven führen oder bei adulten Heuschrecken zu einem geringeren Körpergewicht und/oder zu einer erhöhten Sterblichkeit. Bei der Gefleckten Keulenschrecke (*Myrmeleotettix maculatus*) konnte dies in Feldversuchen nachgewiesen werden: In Silbergrasfluren mit dem Silbergras (*Corynephorus canescens*) als eine ihrer Futterpflanzen bei einem Stickstoffeintrag von 35 kg N ha⁻¹ a⁻¹ waren die Tiere kleiner als in Beständen mit einem Eintrag von 5-12 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Die Gefleckte Keulenschrecke gehört in Baden-Württemberg zu den gefährdeten Arten.

Bekannt ist auch die Bevorzugung von Kümmerpflanzen mit geringen Stickstoffgehalten bei einigen herbivoren Insektenarten. Beispielsweise benötigen die Raupen des in Baden-Württemberg stark gefährdeten Habichtskraut-Wiesenspinners (*Lemonia dumi*) dünne, dürre Stängel ihrer Futterpflanzen Schafgarbe (*Achillea millefolium*) und Wiesenlöwenzahn (*Taraxacum sectio Ruderalia*). Beide Pflanzenarten kommen sowohl in ungedüngten Magerwiesen mit Übergängen zum Halbtrockenrasen als auch in kräftig gedüngten Fettwiesen vor. Die Eiablage erfolgt aber ausschließlich an den Kümmerpflanzen in den Magerwiesen (EBERT et al. 1994). Durch Stickstoffeintrag in eine Magerwiese ausgelöstes erhöhtes Wachstum und ein höherer Stickstoffgehalt der Futterpflanzen führen zum Verschwinden des Falters.

5. Die Effekte 1 bis 4 können in der Summe auch Veränderungen im Zusammenleben von Tieren und Pflanzen bewirken (im „Beutespektrum für Räuber und im Wirtsspektrum für Parasiten“) - Veränderung der Nahrungskette

Durch die Veränderungen im Artenspektrum sowohl bei Pflanzen als auch bei Tieren durch Stickstoffeinträge in ihre Lebensräume ergeben sich Folgewirkungen für die gesamte Nahrungskette. Die Auswirkungen können sich bis in die Spitze der Nahrungspyramide fortsetzen, z. B. durch Veränderungen im Beutespektrum für Räuber und im Wirtsspektrum für Parasiten.

Belegt ist ein solcher Effekt bei Kohlmeisen (*Parus major*) in einem Waldgebiet, dessen Böden durch Stickstoffeinträge stark versauert sind. Durch die versauerungsbedingte Abnahme der Ca-Gehalte im Boden sank der Kalziumgehalt bei einigen Bodenorganismen wie Schnecken, Tausendfüßer und Asseln. Da diese zum Nahrungsspektrum der Kohlmeisen gehören, führte dies über die Nahrungsaufnahme zu einem Kalziummangel und einer Schwächung der Eierschalen und damit zu einem geringeren Bruterfolg und einem Rückgang der Population.

Auch eine Verknappung der Nahrungsgrundlage oder eine schlechtere Zugänglichkeit zur Nahrung können indirekt verantwortlich sein für den Rückgang von Tierarten, die weiter oben in der Nahrungskette stehen.

6. Ein erhöhtes N-Angebot in Luft, Wasser und Boden kann sich auch direkt auf die Tierwelt auswirken, insbesondere in aquatischen Ökosystemen (Chemischer Stress) - Veränderung der Wasserqualität

Stickstoffeinträge in Gewässer können unterschiedliche Auswirkungen auf Gewässerorganismen haben. Chemischer Stress kann vor allem bei Tierarten der Gewässer und Feuchtgebiete auftreten, die in direktem Kontakt mit dem Wasser stehen. Untersucht wurden Effekte auf Mollusken, Strudelwürmer, Amphibien, Krebse, Insekten und Fische. Durch den Eintrag anorganischer Stickstoffverbindungen kann es zur Verringerung der Nahrungsaufnahme, der Fortpflanzungsaktivität, der körperlichen Fitness und zu einer erhöhten Sterblichkeit von Larven (z.B. bei Fröschen) kommen, was letztlich zu einem Rückgang der Population führt. Die anorganischen N-Verbindungen können sich dabei direkt auf den tierischen Stoffwechsel auswirken und/oder in Gebieten mit sehr pufferarmen Böden indirekt über die Versauerung der Gewässer. Bei sehr hohen Konzentrationen

kann der N-Eintrag auch tödlich für Organismen sein. Indirekte Auswirkungen auf die Gewässerfauna können sich auch durch die Veränderung der Wasserpflanzenvegetation und des Planktons als Nahrungsquelle ergeben.

2.4 Berücksichtigung der N-Sättigung des Bodens und der Gewässerqualität

BILLEN N. & H. PUHLMANN

Das im Sickerwasser vorhandene Nitrat spiegelt das Gleichgewicht zwischen der Stickstoffaufnahme durch Pflanzen und Mikroorganismen, der N-Immobilisierung in der organischen Substanz und gasförmiger N-Emissionen einerseits sowie dem Angebot von Stickstoff durch Mineralisierung, Düngung und atmosphärische Deposition andererseits wider. Beispielsweise haben unbelastete Wälder in der Regel ein sehr enges Gleichgewicht zwischen dem von den Bäumen und der Bodenvegetation aufgenommenen Stickstoff sowie dem über die Streu zurückgeführten Stickstoff⁵. Dadurch wird nahezu kein Stickstoff ausgewaschen (vgl. $N_{crit(water)}$ für die „Erhöhte Stickstoffauswaschung/N-Sättigung (der Böden): 1 mg l⁻¹ nach Tabelle 1-1). Sind die N-Einträge jedoch über einen längeren Zeitraum deutlich erhöht, wird der zusätzlich eingetragene Stickstoff kaum noch von den Pflanzen aufgenommen oder in der organischen Substanz des Bodens immobilisiert, so dass der Nitratgehalt im Sickerwasser ansteigt und jährliche Auswaschungsverluste von mehr als 25 kg N pro ha auftreten können (DISE & WRIGHT 1995). Mit Stickstoff gesättigte Böden können zur Eutrophierung von Wasserkörpern beitragen. Nach BMU & BMELV (2008) trägt u.a. der Grundwasserbasisabfluss in Deutschland mit fast 50 % zum wassergebundenen N-Eintrag in Oberflächengewässer bei und knapp 10 % gelangen über den Oberflächenabfluss in die Oberflächengewässer. Die größte Relevanz bei der Gewässerqualität weist das auswaschungsgefährdete NO₃ auf, während das NH₄ (aufgrund der Sorption an negativ geladenen Oberflächen von Tonmineralen und Humus in Böden) zumeist von untergeordneter Bedeutung ist (LAWA 2014a). Weitere Wechselwirkungen hinsichtlich Gewässerqualität bestehen zwischen Nitrat und Phosphat, besonders in Stillgewässern mit einer sehr niedrigen N-Konzentration.

Der Stickstoffstatus von Böden kann einerseits über die N-Konzentration im Bodenwasser charakterisiert werden. Häufiger, weil pragmatischer, wird als Indikator für die N-Sättigung jedoch auf die Menge an pflanzenverfügbarem N_{min} in kg ha⁻¹ zurückgegriffen. Im Umkehrschluss werden diese N_{min} -Werte dann als Indikator für die Wasserqualität herangezogen, so wie z.B. bei der Schutzgebiets- und Ausgleichsverordnung (SchALVO). Zur Wasserqualitätssicherung wird neben dem Grundwasser auch noch unterschieden zwischen den Schutzgütern Oberflächengewässer im Binnenland, Übergangsgewässer und Küstengewässer. So resultieren aus unterschiedlichen Zielvorgaben verschiedene rechtliche Regelungen auf europäischer Ebene wie z.B. die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL: 2000/60/EG), die Grundwasserrichtlinie (GWRL: 2006/118/EG) oder die

⁵ Für die N-Aufnahmen aus dem Boden ist auch die Vielfalt der sog. Mykorrhiza-Pilze entscheidend. Mykorrhiza zählen zu den stickstoffempfindlichen Organismen, die bei der Ableitung von Belastungsgrenzen ebenfalls beachtet werden müssen (BOBBINK et al. 2011, EGLI et al. 2011). Beispielsweise sinkt die Anzahl der Mykorrhiza-Arten an Buchenwurzeln mit zunehmendem Stickstoffeintrag (DE WITTE et al. 2017 in MEIER 2018). VAN DER LINDE et al. (2018) schlagen ein Critical Load zum Schutz empfindlicher Mykorrhiza von 5,8 kg N ha⁻¹ a⁻¹ vor (vgl. auch ICP Forests 2018).

Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL: 2008/56/EG) und deren Umsetzung mittels Vorgaben für die verschiedenen Wasserkörper.

Für eine Bewertung tolerabler N-Austräge aus Böden sind vor dem Hintergrund unterschiedlicher Sickerwassermengen schließlich die Zielgrößen für eine generelle Bewertung von Critical Loads zu betrachten, wie auf Basis von mehr als fünfzehn verschiedenen Regelungen, Orientierungsrahmen, Messprogrammen etc. anhand verschiedener Sickerwasserszenarien untersucht wurde. In Tabelle 2-2 sind die Regelungen und Informationsquellen zusammengefasst, deren Zielwerte unterhalb des maximalen N_{crit} -Wertes von $6,0 \text{ mg N l}^{-1}$ im Flechten-Preiselbeer-Schema liegen.

Unter Berücksichtigung der Sickerwasserraten und des Verschlechterungsverbotes der WRRL können für Wassereinzugsgebiete und Naturräume die tolerablen Austragsmengen differenziert angegeben werden. Dies zeigen konzeptionelle Berechnungen (siehe Tabelle 2-3). Demnach könnten tolerable Austragsmengen wie folgt für drei Gebietskulissen definiert werden (i) $0 - 2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im nördlichen Oberrhein, (ii) $3 - 6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im mittleren und südlichen Oberrhein, Kraichgau/Neckar, Keuper-Lias-Land, Obere Gäue und im Alpenvorland, (iii) $7 - 10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Odenwald, Schwäbische Alb, Donau-Iller-Lech- und Schwarzwald. Sollte diese vorläufige Klassifizierung zielführend für den Schutz der Umwelt sein, sind die tolerablen Frachten durch stärker differenzierende Raum-/Standortanalysen unter Einbezug der Denitrifikationsverluste, die in der undurchwurzelten Bodenzone bis zum Grundwasser bei 50 % liegen können (Kiemle et al. 2015), endgültig zu verifizieren. Ergänzend sollte dabei auch die Grenze von $1,0 \text{ mg N l}^{-1}$ für eine erhöhte Stickstoffauswaschung und N-Sättigung der Böden nach Tabelle 1-1 (zugleich Planetare Belastungsschwelle in Steffen et. al. 2015 und UBA 2017) in die weiteren Überlegungen einbezogen werden.

Tabelle 2-2: Szenarien zur Abhängigkeit der N-Konzentrationen und N-Frachten von typischen Sickerwasserraten nach ARMBRUSTER (2002) in Baden-Württemberg vor dem Hintergrund verschiedener Regelungen, Orientierungsrahmen und Messprogrammen (OG = Oberflächengewässer, PBS_w = Planetare Belastungsschwelle Wasser, GW = Grundwasser)

Wasserkörper	Regelung / Orientierungsrahmen	Ziel- / Messgröße	Einheit	N-Fracht bzw. N-Konz. bei ... Sickerwasser			
				50 l $\text{m}^{-2} \text{ a}^{-1}$	200 l $\text{m}^{-2} \text{ a}^{-1}$	700 l $\text{m}^{-2} \text{ a}^{-1}$	Einheit
PBS_w	Planetare-Belastungsschwelle Wasser (Steffen et al 2015)	1,0	mg N l^{-1}	0,5	1,9	6,7	kg N ha^{-1}
OG	Bodensee 2016/2017 (IGKB 2018)	0,9	mg N l^{-1}	0,5	1,9	6,7	kg N ha^{-1}
OG	Rhein bei Mannheim 2007-2017 ¹⁾ (LUBW 2019)	1,9	mg N l^{-1}	0,9	3,4	11,9	kg N ha^{-1}
OG	OGewV (2016)	2,8	mg N l^{-1}	1,4	5,6	19,6	kg N ha^{-1}
OG	Donau bei Ulm 2007-2017 (LUBW 2019)	4,4	mg N l^{-1}	2,0	8,0	28,1	kg N ha^{-1}
GW	Grenzwert SchALVO-"Normalgebiet" (2001)	5,8	mg N l^{-1}	2,9	11,5	40,3	kg N ha^{-1}
GW	Maximalwert Wald, Schweiz (vgl. Kapitel 2.1.2)	4,0	kg N ha^{-1}	8,0	2,0	0,6	mg N l^{-1}
GW	Wald-Ist (PUHLMANN, pers. Mitt, vorläufig)	10,0	kg N ha^{-1}	20,0	5,0	1,4	mg N l^{-1}
GW	Landwirtschaft-Ist (FINCK, pers. Mitt., vorläufig)	25,0	kg N ha^{-1}	50,0	12,5	3,6	mg N l^{-1}

1) Rhein bei Worms 2007-2017: $2,1 \text{ mg N l}^{-1}$ (LUBW 2019)

Tabelle 2-3: Naturräumliche Gebietskulissen mit vorläufigen Zielwerten für die Gewässerqualität (Gebietskulissen und Zielwerte vorläufig; Prüfung mit Blick auf Planetare Belastungsgrenze für reaktiven Stickstoff noch offen). Grundlage sind die Sickerwasserraten an der Basis der durchwurzelten Bodenschicht unter den in den Naturräumen vorliegenden Landnutzungstypen, Böden und Niederschlagsmengen (nach BLOMENHOFER et al. 2012).

Naturraum	Einzugs- gebiets- zuordnung (Näherung)	Sicker- wasser (vorläufig)	Zielwert (vorläufig)	Zielwert- bezug	max. tole- rabler Aus- trag	SiWa-Konz. ¹⁾ bei N-Fracht von 18 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	Über dem Max. im Flechten- Preiselbeer- Schema
		[l m ⁻² a ⁻¹]	[mg N l ⁻¹]		[kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]	[mg N l ⁻¹]	
Nördl. Oberrhein	Rhein	110	1,7	Rhein-Ist	2	16,4	ja
Kraichgau/Neckar	Rhein	200	1,7	Rhein-Ist	3	9,0	ja
Mittl.+Südl. Oberrhein	Rhein	260	1,7	Rhein-Ist	4	6,9	ja
Donau-Iller-Lech	Donau	270	2,8 ³⁾	OGewV	8	6,7	ja
Obere Gäue	Rhein	300	1,7	Rhein-Ist	5	6,0	nein
Keuper-Lias-Land	Rhein	310	1,7	Rhein-Ist	5	5,8	nein
Schwäbische Alb	Donau	380	2,8 ³⁾	OGewV	11	4,7	nein
Odenwald	Rhein	450	1,7	Rhein-Ist	8	4,0	nein
Alpenvorland	Bodensee	510	1,0	Bodensee-Ist	5	3,5	nein
Schwarzwald	Rhein	730	1,1	Grundw.-Ist	8	2,5	nein
BW-Mittel	-	370	1,8	Gewichtung ²⁾	7	4,9	nein

- 1) Durchschnittlicher Status-Quo bei Austrag u. Deposition in Baden-Württemberg, der in allen Naturräumen die Planetare Belastungsschwelle für Wasser von 1,0 mg N l⁻¹ überschreitet (Erläuterungen im Text)
- 2) gewichtet nach Flächenanteil der Naturräume, vgl. dazu auch weitere Vergleichsmaßstäbe nach Tabelle 2-4.
- 3) sehr deutlich über der Planetaren Belastungsschwelle.

2.5 Berücksichtigung der Phosphat-Versorgung

LEHMANN A., R. RUSER & W. WILCKE

Die Wirkung von Stickstoff auf Pflanzen in Biotopen steht im Zusammenhang mit dem Phosphatangebot. In der „Nutrient Network“-Studie, in der weltweit auf mehr als 40 Gründlandstandorten Düngeexperimente mit den Faktoren Stickstoff, Phosphor und Kalium durchgeführt werden, wurde gezeigt, dass die dominierende Nährelement-Limitierung in Grünland eine Stickstoff- und Phosphor-Co-Limitierung ist, gefolgt von einer reinen Stickstoff- und einer reinen Phosphor-Limitierung (FAY et al. 2016). Demnach können der Rückgang empfindlicher Arten und die verringerte Artenzahl von Biotopen mit zunehmenden N-Einträgen bei vergleichsweise geringem P-Angebot ausbleiben. Diese Effekte sind unter kontrollierten Bedingungen und in Langzeitversuchen eindeutig erkennbar (CHYTRÝ et al. 2009, STORKEY et al. 2015). Bei extensiv bewirtschaftetem Grünland im Freiland ist eine verbesserte Biotopqualität durch ein verringertes P-Angebot jedoch auch nach fünf Jahren kaum nachweisbar. Der Grund hierfür liegt in der Komplexität dieser Ökosysteme, die sich durch die vielfältigen Bindungsformen des P im Boden und den hoch entwickelten Pflanzenstrategien zur effizienten P-Nutzung ergibt.

Die Arbeit von WASSEN et al. (2005) weist darauf hin, dass in Europa unter P-Mangel mehr gefährdete Arten erhalten werden können als unter N-Mangel. Nach Sichtung der Literatur (vorläufige Einschätzung) lässt sich grob schätzen, dass ein Verhältnis von N:P in der Pflanzenbiomasse von

über 16, ein Gräseranteil unter 50% (oberirdische Biomasse) und ein Leguminosenanteil unter 5% (oberirdische Biomasse) Hinweise auf eine P-Limitierung eines Grünlandbestandes sein können⁶.

In StickstoffBW soll versucht werden mit Blick auf die rund 1.000 besonders stickstoffempfindlichen Arten anhand vorhandener Datensätze (z.B. aus CEULEMANS et al. 2013, 2014) generalisierbare Aussagen zur P-Limitierung abzuleiten.

2.6 *De-minimis*-Schwellen, Vergleichsmaßstäbe und Planetare Belastungsgrenzen

Stickstoffeinträge in empfindliche Lebensräume müssen für die Bemessung der Düngung und Weidehaltung (EuGH 2018) und – wie bekannt – in der Planung und zur Zulassung von Tierhaltungsbetrieben, Straßen, Kraftwerken und sonstigen Anlagen bewertet werden.

Wenn ein Critical Level oder Critical Load überschritten ist, stellt sich regelmäßig die Frage, welche weiteren (kumulierten) Zusatzbelastungen dann noch als Bagatellen akzeptiert werden können (hier: *De-minimis*-Schwelle). In Tabelle 2-4 sind *De-minimis*-Schwellen und Frachten von reaktivem Stickstoff als Vergleichsmaßstab aufgeführt.

Der EuGH (2018) hat die in den Niederlanden praktizierten „*De-minimis*-Schwellen“ von 1 g für die Erfassung (und Anzeigepflicht) und 14 g N ha⁻¹ a⁻¹ für die Genehmigungspflicht überprüft und nicht beanstandet. Das Urteil könnte auch Auswirkung auf die laut EuGH „vergleichsweise großzügigen Regelungen in Deutschland“ haben (HERMANN 2018).

Die Besonderheit in den Niederlanden ist die technische Realisierung der *De-minimis*-Schwellen über das „Niederländische Programm Aktion Stickstoff PAS“ (WILMOT 2018, Rn 17 in EuGH 2018). Über ein staatlich organisiertes Tool⁷ werden alle relevanten und geplanten Stickstoffflüsse erfasst, summiert und automatisch bewertet. Damit ist rein technisch die Voraussetzung geschaffen, auch extrem kleine Stickstoffflüsse sach- und praxisgerecht zu bewerten. Die Tabelle 2-4 verdeutlicht, dass die in EuGH nicht beanstandete *De-Minimis*-Schwelle zum Schutz von Ökosystemen im Vergleich zu lokalen N-Einträgen durch Tierhaltung und Düngung sehr streng ist.

Was generell für eine niedrige Schwelle spricht: Angesichts der Überschreitung der Planetaren Belastungsgrenze für Stickstoff seit Anfang der 1980er Jahre und der weltweit jährlich zunehmenden Anwendung von mineralischen N-Düngern (Tabelle 2-5 und Abbildung 2-1), sollte gerade in den Industrieländern der Umgang mit reaktivem Stickstoff und der Eintrag reaktiven Stickstoffs künftig sehr genau betrachtet werden - selbst bei großer Entfernung zu potentiell beeinträchtigten Ökosystemen.

Eine wirkungsbezogene *De-minimis*-Schwelle lässt sich für einen Nährstoff (wie Stickstoff) naturgemäß generell nicht begründen. Deshalb sollte eine technische Schwelle – wie vom EuGH (2018) implizit anerkannt – in den Umweltinformationssystemen der Länder (hier: $UIS_{\text{Stickstoff}}$) festgesetzt

⁶ Mögliche Maßnahmen zur P-Limitierung von Grünlandbeständen (zur Aushagerung bis zu dem Punkt, an dem eine ein- bis zweimalige Mahd als Nutzung genügt) sind in StickstoffBW noch zu diskutieren.

⁷ AERIUS (“Open Source software instrument specifically developed to support the Integrated Approach to Nitrogen for the evaluation of policy decisions, ecological assessments as well as issuing permits”)

werden. Durch Umweltinformationssysteme können die häufig aus einer Vielzahl kleiner Quellen stammenden Stickstoffablagerungen summarisch ermittelt und sachgerecht bewertet werden.

Tabelle 2-4: De-Minimis-Schwellen sowie lokale und regionale Vergleichsmaßstäbe für Frachten von reaktivem Stickstoff (Erläuterungen siehe unten)

Ebene	Beschreibung	Fracht
De-Minimis-Schwelle	In EuGH (2018) überprüfte und nicht beanstandete absolute niederländische <i>De-Minimis</i> -Schwelle für die Erfassung der Einträge ($0,05 \text{ mol ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gerundet, keine Anzeige erforderlich); eine Genehmigung ist in den Niederlanden ab 1 mol ($14 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) erforderlich. Zum Vergleich: Für Deutschland im Kontext der Verkehrsplanung und Genehmigung von Tierhaltungsanlagen (ohne N-Kataster wie in den Niederlanden) entwickelte <i>De-Minimis</i> -Schwellen betragen $300 \text{ bis } 5.000 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (FGSV 2018 und LAI 2012, 2018). Als Bagatelle für die räumliche Korrektur von Depositionskarten gelten nach FGSV (2018) $1.000 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.	$1 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
Frachten Lokale Ebene	Deposition eines Rindes (Milchkuh) im Laufstall (ohne Auslauf, keine Weide, Güllelager mit fester Abdeckung; Emission $15.000 \text{ g N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) in ein Hochmoor in 1.000 m Entfernung in Hauptwindrichtung im Schweizer Mittelland (BAFU 2017) – entspricht einer zusätzlichen NH_3 -Konzentration von $0,001 \mu\text{g m}^{-3}$ - Emission aus dem Wirtschaftsdünger ($27.000 \text{ g N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) nicht berücksichtigt (ergibt in der Summe eine Emission von $42.000 \text{ g N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Zum Vergleich: Die in Deutschland gültige „Schwelle“ nach der ab 2018 gültigen STOFFBILV (2017) beträgt (unabhängig von der Entfernung zu einem geschützten Ökosystem) $175.000 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (hier Stickstoffüberschuss). Von dem Überschuss wird rund $1/3$ als Emission in die Atmosphäre angesetzt ($58.000 \text{ g N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$).	$3 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
	N-Eintrag (bis zu) über Blitze (NO_x) in Süddeutschland nach GAUGER (2019, in Vorbereitung) Zum Vergleich: Der natürliche N-Eintrag ist durch asymbiotische N_2 -Bindung und (räumlich stark variierend) mit höheren Pflanzen assoziierte symbiotische N_2 -Fixierung geprägt (vgl. Kapitel 4.2.5). Unverzichtbare N-Quelle für den biologischen Landbau (Überschüsse entstehen aber auch hier, z.B. durch Futtermittelimporte).	$7 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
Frachten Regionale Ebene	In der Schweiz angesetzte akzeptable Austragsraten mit dem Sickerwasser aus dem Wald (Mittel von $2 \text{ und } 4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), nach Kapitel 1.2	$3.000 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
	Diskussionsvorschlag für eine akzeptable Austragsrate mit dem Sickerwasser (hier Mittel aller Naturräume und Flächennutzungen) nach Kapitel 2.4. In allen Naturräumen würde die Planetare Belastungsschwelle für Wasser von $1,0 \text{ mg N l}^{-1}$ überschritten bleiben.	$7.000 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$

Erläuterungen: Ausgangspunkt ist der Blick auf die zulässigen zusätzlichen Frachten in Ökosysteme (eine rechnerische nicht messbare und wirkungsmäßig nachprüfbar Dimension; Gesamt-Frachten siehe Tabelle 5-1). Die vergleichsweise hohen Emissionen von Agrarflächen sind zur Veranschaulichung der Größenordnung dargestellt.

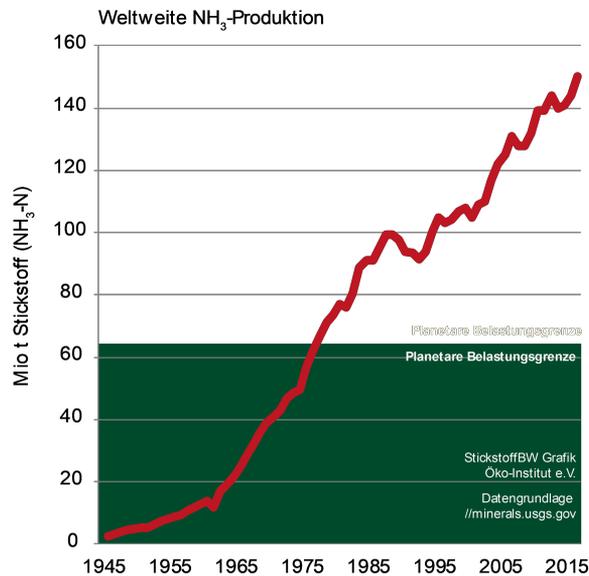


Abbildung 2-1: Der nicht geregelte Stickstoffkreislauf: weltweite NH_3 -Produktion und Überschreitung der Planetaren Belastungsgrenze (StickstoffBW 2019; Grafik Öko-Institut e.V.; Planetaren Belastungsgrenze nach STEFFEN et al. 2015)

Tabelle 2-5: Planetare Belastungsgrenze von reaktivem Stickstoff, umgerechnet als Frachten (Erläuterungen siehe unten)

Ebene	Beschreibung	Fracht
Frachten Planetare Ebene	Weltweite jährliche Zunahme der Produktion von N-Düngemittel (rund 2%) bezogen auf die Gesamtfläche der Erde. Bezogen auf die Welt-Landfläche sind es $150 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	$50 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
	Planetare Belastungsgrenze nach STEFFEN et al. (2015): 62 Mio t bezogen auf die Gesamtfläche der Erde ($510.000.000 \text{ km}^2$); Ergebnis abgerundet	$1.200 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
	Stand 2017 der weltweiten Ammoniaksynthese (150 Mio t) nach dem Haber-Bosch-Verfahren (USGS 2018), verteilt auf die Gesamtfläche der Erde ($510.000.000 \text{ km}^2$) ergibt rund $3.000 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$; davon werden nach FAO (2018) 87% (131 Mio t) für N-Düngemittel eingesetzt; Ergebnis abgerundet	$2.500 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$

Erläuterungen: Planetare Belastungsgrenze für Stickstoff hier ohne verstärkend wirkende NO_x -Emissionen (da wirkungsvolle Maßnahmen zur Reduktion bereits ergriffen sind) und verteilt auf die Gesamtfläche der Erde (incl. Meere) da sich ein erheblicher Teil (je nach abschwächend wirkende Denitrifikationsstrecke) in den Meeren anreichert. Die weltweite Mineraldüngerproduktion (NH_3 Produktion über Haber-Bosch) ist hervorgehoben, da sie die weltweite steuerbare Hauptquelle für anthropogenen reaktiven Stickstoff darstellt. Die Reduktion der Tierbestände ist eine ebenfalls wichtige (indirekt wirkende) Maßnahme zur Entlastung des Stickstoffhaushalts.

3 Forschungsarbeiten für die Neufassung der Belastungsgrenzen

Bund und Länder untersuchen den Stickstoffhaushalt schon seit rund 30 Jahren. Im Bereich Luft- und Grundwasserüberwachung wurden eine Reihe zuverlässiger Methoden und Verfahren entwickelt, Fachkonventionen auf nationaler und internationaler Ebene gesetzt und darauf aufbauend die Umsetzung von Maßnahmen erfolgreich evaluiert.

Das gilt noch nicht für den Stoffeintrag in geschützte Lebensräume, denn in den letzten 30 Jahren hat sich nur eine kleine Gruppe von Wissenschaftlern auf europäischer Skala mit den Critical Loads und deren Einhaltung beschäftigt. Auf Basis dieser Arbeiten sind die „empirischen Critical Loads“ als international anerkannter Standard entwickelt worden. Allerdings reichen diese (als grobe Wertespanne) gesetzten Vorgaben für die lokale Ebene noch nicht aus. Weitere Untersuchungen und Forschungsvorhaben sind nötig.

3.1 Anmerkungen zur empirischen Absicherung von Belastungsgrenzen mit Felddaten

Die empirische Absicherung von Critical Loads – die auf Veränderungen der Vegetation innerhalb von 100 Jahren ausgelegt sind – ist eine naturwissenschaftlich große Herausforderung. Hauptgrund ist die sehr langsame und schleichende Veränderung der Verbreitung von stickstoffempfindlichen Arten, die von einer Vielzahl von Faktoren gesteuert wird – allem voran dem oft unbekanntem historischen Entzug mit der Ernte.

EWALD et al (2013) finden beispielsweise bei deutschen Kieferwäldern im Vergleich der Perioden vor und nach 1975 eine Zunahme der mittleren Ellenberg-Zeigerwerte für Nährstoffe (mN) von 3,4 auf 4,1. WÖRZ et al (2015) berichten für Baden-Württemberg, dass im Zeitraum 1970 bis 2005 noch 21% der Arten aus den Klassen mN 1 bis 2 kartiert wurden (rund 5.200 Beobachtungen), während im Zeitraum 2005 bis 2015 nur noch 15% der Arten aus den Klassen mN 1 bis 2 erfasst wurden (rund 4.500 Beobachtungen). Auch wenn diese langjährigen Datenerhebungen beträchtliche methodische Unsicherheiten enthalten (z.B. sind mN -Änderungen grundsätzlich auch durch Sukzession nach historischem Entzug erklärbar), können sie als Anhaltspunkt für die Geschwindigkeit der Veränderung genutzt werden: Stickstoffsensible Arten verschwinden nicht schlagartig, sondern die Populationen nehmen langsam und schleichend ab.

Pflanzenpopulationen und -gemeinschaften sind weniger strikt determiniert als physikalisch-chemische Systeme. Ellenberg-Zeigerwerte für Nährstoffe werden sich schon auf Grund der populationsbiologischen Prozesse von lokaler Abundanzveränderung, Extinktion und Einwanderung in aller Regel selten schlagartig verändern. Mittlere Zeigerwerte sagen nicht, welchen Beitrag jeweils das Aussterben von Mangelzeigern und das Hinzukommen von N-Zeigern leisten (vgl. DIRNBÖCK et al. 2014).

Die Gewichtung der Einflussfaktoren muss bei Ursache-Wirkungs-Untersuchungen und bei der Fortschreibung der Critical Loads sehr genau im Auge behalten und sachgerecht berücksichtigt werden: Veränderungen der Nutzungsart (historische Offenland-, Niederwald-, Waldweide- oder Streunutzung), des Ernteentzugs, der Nährstoffversorgung über Düngung (v.a. N und P) oder des Wasserhaushalts sind für Vegetationsänderungen oft bedeutender als der Stickstoffeintrag aus der

Atmosphäre. Die sachgerechte Aufbereitung von Dauerbeobachtungen und sonstigen Erhebungen von Felddaten ist daher eine große Herausforderung und mit hohem Aufwand verbunden.

Bei langjährigen Ursache-Wirkungs-Untersuchungen ist auch zu beachten, dass die Emissionen an oxidierten Stickstoffverbindungen (NO_y) durch technische Optimierungen bereits stark reduziert wurden und auch weltweit eher sinken werden. Bei den reduzierten Stickstoffverbindungen (NH_x) wurden noch kaum emissionsmindernde Fortschritte erzielt.

3.2 Erster Forschungswettbewerb und Stand der Forschungsvorhaben

Die Vielfalt an Landnutzungen und geschützten Lebensräumen im Land hat Baden-Württemberg veranlasst, Anfang 2014 die Federführung für die Neufassung der Belastungsgrenzen für reaktiven Stickstoff in Deutschland zu übernehmen. Über den ersten StickstoffBW Forschungswettbewerb wurden sechs Vorhaben auf den Weg gebracht. Überdies laufen derzeit im Bund zwei Vorhaben (Tabelle 3-1). Die StickstoffBW-Projekte sollen in Abstimmung und auch in Zusammenarbeit mit dem Bund und den Bund-Länder Fachgesprächen weiterentwickelt werden. Das ist notwendig, weil die nötigen Fachkonventionen von Wissenschaft und Verwaltung gemeinsam gesetzt werden müssen. Der Forschungswettbewerb sollte auch helfen, das wissenschaftliche und gutachterliche Potential zu mobilisieren, da absehbar ist, dass auch nach Abschluss der Arbeiten Einzelfallbetrachtungen vor Ort notwendig sein werden.

Tabelle 3-1: Übersicht der im Bund und im Rahmen StickstoffBW laufenden Forschungsprojekte zu Critical Levels und Critical Loads

Projekt		Titel	Einrichtungen
Bund	-	Validierung der nationalen Modellierung der Critical Loads	Thünen-Institut für Waldökosysteme
	-	Experimentelle Überprüfung international vorgeschlagener Wirkschwellen (Critical Levels) von Ammoniak auf die Vegetation	Vergabe durch das Umweltbundesamt (UBA)
BW	CL1	Critical Levels und Critical Loads 2020 - Teil 1: Ermittlung der Critical Levels und Critical Loads orientierend mit Karten und abschließend mit Anleitung einschl. Kartieranleitung stickstoffempfindlicher Biotope	Regioplus Mainz, Stuttgart; Freiberufliche Bodenkundler Hohenheim & Thomas Breunig, Institut für Botanik und Landschaftskunde, Karlsruhe
	CL2	Critical Levels und Critical Loads 2020 - Teil 2: Datengrundlagen und FFH-Analysen in Baden-Württemberg	Hochschule für Wirtschaft und Umwelt Nürtingen-Geislingen (HfWU)
	CL3	Critical Levels und Critical Loads 2020 - Teil 3: N-Umsatz Modell für Flachlandmähwiesen	Universität Hohenheim, Institut für Kulturpflanzenwissenschaften: & Institut für Bodenkunde und Standortlehre
	CL4	Critical Levels und Critical Loads 2020 - Teil 4: Auswertung historischer Vegetations- und Bodenaufnahmen zur Entwicklung einer Bund-Länderdatenbank für die Absicherung von Critical Loads	Friedrich-Schiller-Universität Jena, Institut für Ökologie und Evolution
	CL5	Critical Levels und Critical Loads 2020 - Teil 5: Boden-Pflanzenanalysen und Herbarmaterial	Karlsruher Institut für Technologie, Institut für Geographie und Geoökologie, Gruppe Vegetation: und Gruppe Böden
	CL6	Critical Levels und Critical Loads 2020 - Teil 6: Empirische und bilanzbasierte Ableitung von N _{crit} für stickstoffsensitive Waldgesellschaften (einschl. Vergleich von Bilanzen der 1950er und 2010er Jahre)	Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Freiburg & Universität Freiburg, Professur für Hydrologie

3.2.1 Ermittlung der Critical Levels und Critical Loads orientierend mit Karten und abschließend mit Anleitung einschl. Kartieranleitung stickstoffempfindlicher Biotope (CL1)

GRYSCHKO R., S. DEMUTH, N. BILLEN & D. HORLACHER

Ziel ist die Weiterentwicklung und Konkretisierung der SMB-Methode zur Ermittlung der Critical Loads (und Critical Levels). Hierzu wird im Teil

CL1a eine Dokumentation zur einfach-orientierenden CL-Ermittlung auf Basis eines Web-GIS im mittleren Maßstab erstellt und im Teil

CL1b eine Handlungsanleitung zur vertiefenden-standortspezifischen CL-Ermittlung mit Formeln, Tabellen und Diagrammen für eine größere Maßstabsebene entwickelt und im Teil

CL1c eine Kartieranleitung für eine differenzierte Erfassung der Biotoptypen im Hinblick auf die Empfindlichkeit gegenüber Stickstoffeinträgen erstellt.

Im Teil CL1a wird ein Handbuch mit Kurzbeschreibungen, dem wissenschaftlichen Hintergrund sowie den verwendeten Algorithmen zur Ermittlung der einzelnen SMB-Glieder erstellt. Die Methode wird für Baden-Württemberg im Umweltinformationssystem Stickstoff (UIS_{Stickstoff}) mit den am besten verfügbaren Daten soweit möglich flächendeckend umgesetzt.

Mit dem Teil CL1b, für den bereits erste Module erstellt wurden, soll weitgehend auf Basis der in Teil CL1a dokumentierten Algorithmen eine großmaßstäbige, d.h. standort- und vorhabenspezifische Detailermittlung von CL ermöglicht werden. Dies umfasst eine genauere Betrachtung mit standortspezifischen Erhebungen bzw. vertiefenden Untersuchungen.

Für die naturschutzfachliche Beurteilung von Stickstoffeinträgen ist außer ihrer Wirkung auf FFH-Lebensraumtypen auch ihre Wirkung auf gesetzlich geschützte Biotoptypen relevant. Für die Definition und Abgrenzung der Biotoptypen Baden-Württembergs (LUBW 2009 und 2016) spielen die Anforderungen hinsichtlich der Bestimmung von Critical Levels und Critical Loads bisher kaum eine Rolle. Für die Ermittlung der Critical Levels und Critical Loads und für Biotoptypen ist daher in vielen Fällen eine differenziertere Betrachtung notwendig. Im Teil 1c soll daher die Kartieranleitung fortgeschrieben werden.

Eine Differenzierung der Biotoptypen kann zum Beispiel über das Vorkommen jeweils typischer, stickstoffempfindlicher Arten oder Artengruppen oder die unterschiedlichen Standorte, auf denen die Biotoptypen vorkommen können, sowie ihre Standortbindung erfolgen.

Die meisten der über die Vegetation definierten Biotoptypen entsprechen mehreren Pflanzengesellschaften, die verschiedenen pflanzensoziologischen Ebenen wie Assoziationen oder Verbänden zugeordnet werden. Zu prüfen wäre daher auch, ob eine pflanzensoziologische Gliederung der Biotoptypen für eine Differenzierung nach Stickstoffempfindlichkeit sinnvoll ist.

Die Kartieranleitung soll außer der Beschreibung und Abgrenzung der Biotoptypausprägungen auch eine technische Anleitung enthalten, wie diese zu erfassen sind.

Die Methodenentwicklung von CL1a bis CL1c erfolgt in enger Abstimmung mit den Projekten CL2 bis CL6. Mit CL2 und CL3 werden Daten- und Methodengrundlagen erarbeitet. An den Untersuchungsstandorten können die Methoden mit Hilfe der dort erhobenen Detaildaten überprüft werden. Mit den Projekten CL4 bis CL6 werden Grundlagen zur Festsetzung von N_{crit} -Werten erarbeitet.

3.2.2 Datengrundlagen und FFH-Analysen in Baden-Württemberg (CL 2)

RÖHL M., H.-K. HAUFFE, S. BRINKMANN & K. LINNEMANN

Im Projekt CL2 sollen vor allem Datengrundlagen für das bessere Verständnis der Fragestellung sowie spezieller vegetations- und bodenkundliche Daten für weiterführende FFH-Analysen zusammengestellt und aufbereitet werden. Diese sind Grundlage für die Teilprojekte CL1 und CL3.

Um Zusammenhänge zwischen verschiedenen N-Belastungssituationen und dem Erhaltungszustand der LRT identifizieren zu können, wurden zunächst N-empfindliche Offenland-LRT identifiziert. Danach nehmen N-empfindliche Offenland-LRT in Baden-Württemberg 35 % der Gesamt-LRT-Fläche und 78 % der Offenland-Lebensraumfläche ein. Erste Analysen der mit der N-Deposition und NH_3 -Hintergrundimmission verschnittenen Flächen der Mageren Flachland-Mähwiesen [6510] sowie der Kalk-Magerrasen [6210] deuten auf eine Verschlechterung des Erhaltungszustandes mit zunehmender N-Belastung hin.

Aus dem Fazit und Ausblick der bisherigen Aktivitäten und Ergebnisse ergeben sich für das Teilprojekt CL2 folgende Arbeitsschwerpunkte:

1. Organisieren und Durchführen von Expertenworkshops zum Flechte-Preiselbeer-Schema. Da die kritischen N-Konzentrationen in der Bodenlösung (N_{crit}) im aktuellen Flechte-Preiselbeer-Schemas im Wesentlichen auf die naturräumliche Situation in Schweden und in den Niederlanden basiert, müssen diese für relevante N-empfindliche Pflanzenarten/-gemeinschaften Südwestdeutschlands an die hiesigen standörtlichen Gegebenheiten angepasst werden.
2. Aufbereiten der bisherigen Erkenntnisse zum N-Haushalt der LRT Magere Flachland-Mähwiesen (Projekt CL1) und Berg-Mähwiesen, so dass diese in geeigneter Form in die überarbeitete SMB integriert werden können.
3. Ausweitung der Untersuchungen auf bislang nicht untersuchte N-empfindliche LRT. Im Fokus sollen vor allem LRT stehen, die in Baden-Württemberg zwar geringere Flächenanteile ausmachen, dafür jedoch ihren Verbreitungsschwerpunkt in den Gebieten mit hoher N-Hintergrunddeposition und/oder NH_3 -Hintergrundkonzentration haben (vgl. Tabelle 5-1).
4. Neben Farn- und Blütenpflanzen reagieren auch Moose und Flechten auf erhöhte N-Einträge. Die zentrale Frage lautet hierbei: Welche Moos- und Flechtenarten (Kryptogamen) sind seit den 1950-60er Jahren vermutlich infolge erhöhter N-Einträge v.a. in Südwestdeutschland verschwunden.

5. Analog zu den Kryptogamen werden Expertenworkshops zu N-empfindlichen faunistischen Artgruppen durchgeführt (z.B. stenöke Arten, die sehr stark spezialisiert sind und nur in besonders geeigneten Lebensräumen vorkommen).

3.2.3 Begleitende Feldforschung für den IST-Zustand im Offenland (CL3)

GAYLER S., R. RUSER, H.P. PIEPHO & S. KUKOWSKI

Um zu einer Verbesserung und Neufassung von Methoden zur Berechnung der in die Summanden der SMB-Formel mündenden Faktoren zu gelangen (siehe Kapitel 4.2), ist es erforderlich, im Untersuchungsgebiet die zu Grunde liegenden Prozesse empirisch zu quantifizieren und die Anwendbarkeit von Abschätzungsverfahren experimentell zu überprüfen. Untersuchungen zu den Prozessen der Stoffumsetzung in natürlichen, offengehaltenen Ökosystemen Baden-Württembergs liegen derzeit noch nicht vor und sind deshalb Bestandteil dieses Projekts. Der Vollständigkeit entsprechender Untersuchungen sind dabei jedoch Grenzen gesetzt, sowohl hinsichtlich der relevanten N- bzw. Nährstoffflüsse im System Boden-Pflanze als auch hinsichtlich der großen Anzahl an unterschiedlichen Lebensraumtypen und Pflanze-Boden-Paaren in größeren Untersuchungsgebieten wie der Fläche von Baden-Württemberg. Ziel der grundlagenorientierten, die Neuformulierung von Berechnungsvorschriften begleitenden Forschung ist deshalb die Methodenentwicklung und Quantifizierung der wichtigsten Prozesse des N-Umsatzes zunächst an ausgewählten Standorten des in Baden-Württemberg flächenmäßig weit verbreiteten LRT 6510. Dementsprechend wurden an vier Standorten (zwei in der Oberen Gäulandschaft sowie zwei im Nordschwarzwald, jeweils Erhaltungszustand A und C) sogenannte CL-Intensiv-Monitoringflächen eingerichtet. An diesen werden unter anderem die Brutto-N-Mineralisation und die Brutto-Nitrifikation in einem Intensiv-Monitoringprogramm in hoher zeitlicher Auflösung experimentell bestimmt, wobei Verfahren zum Einsatz kommen, die auf *in-situ* Inkubationsexperimenten mit ¹⁵N-angereichertem Ammonium und Nitrat basieren (DAVIDSON ET AL., 1991). Die hierbei gewonnenen Zeitreihen, die sich über zwei Vegetationsperioden erstrecken, erlauben die Kalibrierung prozessbasierter Simulationsmodelle, mit deren Hilfe der vollständige C/N-Zyklus im System Boden-Pflanze abgebildet werden kann und die Projektionen von Immobilisierung, N-Auswaschung und gasförmiger N-Verluste unter veränderten Randbedingungen ermöglichen (PRIESACK, 2006). Die aus der prozessbasierten Modellierung gewonnenen Werte der SMB-Summanden N_{ue} , N_{ie} , N_{de} und N_i können so mit den nach dem empirisch regelbasierten SMB-Ansatz berechneten Ergebnissen verglichen und mögliche Abweichungen zwischen beiden Verfahren analysiert werden. Zum Untersuchungsprogramm gehören neben den genannten Inkubationsexperimenten weitere begleitende Messungen zur Kennzeichnung der standörtlichen Bedingungen (siehe Tabelle 3-2 und Kapitel 3.2.1). Die Ergebnisse des Messprogramms sind wesentliche Grundlage für die prozessbasierte Modellierung des N-Umsatzes.

Neben dem Ziel der Vertiefung des Prozessverständnisses ist es ein weiteres Ziel der Prozess-Modellierung, zu flächenhaften Aussagen zu kommen, da experimentelle Erhebungen immer nur punktuell erfolgen können. Dafür muss die Übertragbarkeit der Modell-Parametrisierung auf andere Standorte als die für die Kalibrierung verwendeten Intensiv-Monitoringflächen überprüft werden.

Auf insgesamt 60 ausgewählten Referenzflächen der Lebensraumtypen 6510 (Magere Flachland-Mähwiesen) und 6210 (Kalk-Magerrasen) werden deshalb begleitende Untersuchungen durchgeführt (siehe Kapitel 3.2.1 und Tabelle 3-2). Statistische Verfahren werden angewendet, die es erlauben diejenigen Standortfaktoren zu ermitteln, die das höchste Erklärungspotential für die Differenzierung zwischen den verschiedenen Zustandsstufen der gegebenen Lebensraumtypen aufweisen. Die Überprüfung der Plausibilität der Modellvorhersagen erfolgt dann anhand von Netto-Mineralisierungsraten und mineralischen Bodenstickstoffgehalten, die an den Referenzflächen erhoben werden. Nur nach erfolgreicher Übertragung der N-Umsatz-Modelle auf ähnliche Flächen kann eine flächendeckende Simulation für den ausgewählten Lebensraumtyp erfolgen.

Tabelle 3-2: Bodenchemische, -physikalische sowie -biologische Untersuchungen an den Versuchsstandorten.

Parameter	4 CL-Intensiv-Monitoringflächen (LRT 6510)	60 CL-Referenzflächen (LRT 6510 & 6210)
Brutto-N-Mineralisation	X	-
N-Immobilisierung	X	-
Brutto-Nitrifikation	X	-
Netto-N-Mineralisation (Bebrütung im Feld)	X	-
Netto-N-Mineralisation (Bebrütung im Labor)	X	X
Mineralischer Stickstoff (NO ₃ ⁻ , NH ₄ ⁺) im Zeitverlauf	X	-
Textur	X	X
C _{org} -Gehalte	X	X
Carbonat-Gehalte	X	X
N _i -Gehalte	X	X
Potentielle Kationenaustauschkapazität	X	X
Basensättigung	X	X
pH-Wert	X	X
CAL-extrahierbares Phosphat, Olsen-Phosphat	X	X
CAL-extrahierbares Kalium	X	X
N-Entzug durch Vegetation	X	X
N-Deposition	X	-

3.2.4 Historische Vegetations- und Bodenaufnahmen in östlichen und westlichen Bundesländern (Datenbank) (CL4)

BERNHARDT-RÖMERMANN M., D. SCHELLENBERGER COSTA, J. OTTO, J. EWALD & H.-G. MICHIELS

In diesem Projekt geht es in erster Linie um die Entwicklung einer Methodik zur Ableitung von N_{crit} für verschiedene Indikatorarten; hierbei sollen standortspezifische Besonderheiten verschiedener FFH-Lebensraumtypen (LRT) berücksichtigt werden. Die entwickelte Methodik soll für sechs Wald-LRTs exemplarisch erprobt werden. Im Vordergrund steht die Erprobung, ob und inwieweit sich historische Boden-Pflanzen-Paare für die Ableitung von N_{crit} nutzen lassen.

Wir schlagen vor, die Ableitung von N_{crit} basierend auf Wiederholungsaufnahmen vorzunehmen. Es sollen historische Aufnahmen aus der Zeit vor einer N-Eutrophierung mit aktuellen Aufnahmen verglichen werden. Durch den zeitlichen Vergleich kann überprüft werden (i) ob ein LRT stickstofflimitiert ist, und wenn ja, (ii) welche Arten auf Stickstoffeinträge reagieren. Nur diese Arten sind als Indikatorarten für stickstoffgetriebene Veränderungen geeignet. Für diese Indikatorarten sollen aus historischen Pflanzen-Boden-Paaren deren ökologische Einnischung bezüglich C/N-Verhältnis, Basensättigung und pH abgeleitet werden. Auch wenn eine Ableitung von N_{crit} aus diesen Parametern fraglich ist, soll erprobt werden, inwieweit sich diese nutzen lassen, um ein Ranking der Arten entsprechend des Flechte-Preiselbeer-Schemas zu erstellen. Dieses könnte eine Grundlage für einen Sachverständigenrat bilden, um art- und LRT-spezifische N_{crit} festzulegen. Wichtig ist auch, inwieweit sich N_{crit} für die Indikatorarten zwischen verschiedenen LRT und regionalen Standorten unterscheiden (Stichwort Regionalisierung). Es soll auch verglichen werden, ob sich aus historischen und aktuellen Pflanzen-Boden-Paaren abgeleitete Werte unterscheiden. Das soll in enger Kooperation mit den weiteren Projekten erfolgen (CL1, CL2, CL3, CL5 und CL6).

3.2.5 Ermittlung artspezifischer N_{crit} auf Grundlage von gepaarten Boden-Pflanzenanalysen einschl. Herbar-Material (CL5)

WILCKE W. & S. SCHMIDTLEIN

Zur Festlegung der kritischen N-Konzentration in der Bodenlösung im Hinblick auf die Erhaltung von naturschutzrechtlich geschützten Lebensraumtypen bedarf es einer wissenschaftlich fundierteren Grundlage, als derzeit angewendet wird. Für eine Fortentwicklung des bislang angewendeten Flechte-Preiselbeer-Schemas schlagen wir vor, bis zu 1500 Pflanze-Boden-Paare aus wichtigen, v.a. mutmaßlich N-sensitiven Lebensraumtypen (LRT) Baden-Württembergs auszuwerten. Zu Grunde liegt ein Satz von Indikatorpflanzen mit hoher Bindung an die LRT. Die Analyse von Proxys der Bodenlösung im Wurzelraum dieser Arten erlaubt die Bestimmung der artspezifischen, realisierten Nische in Hinblick auf die N-Konzentrationen in der Bodenlösung. Gleichzeitig werden weitere Elemente und Stabilisotopen-Verhältnisse betrachtet, die für die Beurteilung der Nährstofflimitierung der betrachteten Arten eine Rolle spielen (C, P, K, Ca, Mg, S) oder als Indikator für die N-Sättigung der Systeme dienen ($\delta^{15}N$). Die Blattinhaltsstoffe von Pflanzen werden untersucht, um einen Bezug zwischen den Stoffgehalten in Pflanze und Boden herzustellen. Auf dieser Grundlage werden unter Heranziehung von Herbarbelegen retrospektiv historische Nährstoffkonzentrationen in der Bodenlösung rekonstruiert. Damit sollen ggf. auftretende Verschiebungen der N-Konzentration in der Bodenlösung gegenüber früheren LRT-Zuständen festgestellt werden. Da sich die LRT in Zeiten geringerer N-Einträge etablierten und nicht sichergestellt werden kann, dass die LRT auf Dauer unter den aktuellen Verhältnissen erhalten werden können, stellen die früheren N-Konzentrationen die Referenz für einen optimalen Erhaltungszustand dar. Das Ergebnis unserer Arbeit werden Histogramme aktueller und historischer N-Konzentrationen in der Bodenlösung an den Wuchsorten von Arten sein, die wichtige LRT Baden-Württembergs kennzeichnen. Daraus können durch ein Expertengremium pflanzenartspezifische Critical Limits von N als Grundlage für die Berechnung der Critical Loads für die betrachteten LRT abgeleitet werden.

3.2.6 Ermittlung vegetationspezifischer N_{crit} für Wälder aus der Erhebung von N_{ue} , N_{le} , N_{de} und N_i (CL6)

PUHLMANN H., H.-G. MICHIELS, M.-B. WINTER, M. ROTH & C. SUCKER

Durch zeitgleiche Erhebung von Vegetationsdaten und Standorts- bzw. Bodenkennwerten in ausgewählten stickstoffsensitiven Waldgesellschaften Baden-Württembergs entlang eines Stickstoffdepositionsgradienten sollen Datengrundlagen für die Ansprache von Critical Limits (N_{crit}) für Stickstoff für diese Waldgesellschaften gewonnen werden.

Die Festlegung standortsspezifischer Critical Loads für Stickstoff muss stärker als bislang spezifische N_{crit} -Werte für unterschiedlich N-sensitive Pflanzengesellschaften differenzieren. Das Projekt wird versuchen, die Datenlage hinsichtlich N_{crit} für Waldgesellschaften zu verbessern und damit die N_{crit} -Bewertung im Vergleich zu den in StickstoffBW (2014) dokumentierten Werten besser zwischen unterschiedlich stark N-sensitiven Waldlebensraumtypen zu differenzieren. Die methodischen Vorarbeiten aus Los 2 des Forschungswettbewerbs StickstoffBW (Teilprojekte CL1 bis CL3) sollen hierbei weitgehend Berücksichtigung finden.

Die differenzierte Ableitung von Critical Limits für unterschiedlich N-sensitive Standorte wird es ermöglichen, die Gefährdung von Waldgesellschaften durch unverändert hohe Stickstoffemissionen deutlich differenzierter zu bewerten, als dies mit den bisher verwendeten Schätztabellen möglich ist.

Folgende Teilziele werden mit dem Projekt verfolgt:

Empirische Ableitung von Critical Limits für stickstoffsensitive Waldgesellschaften anhand aktueller Vegetationsaufnahmen entlang eines Stickstoffsättigungsgradienten in Baden-Württemberg (Arbeitspaket 2)

Durch zeitgleiche Erhebung von Vegetationsdaten und Standorts- bzw. Bodenkennwerten in ausgewählten N-sensitiven Waldgesellschaften Baden-Württembergs sollen Datengrundlagen für die Ansprache von N_{crit} für diese Waldgesellschaften gewonnen werden. Als Kriterium für die Bewertung von N_{crit} wird der Erhaltungszustand der Waldgesellschaften über den Anteil vorhandener, nicht zum waldgesellschaftstypischen Arteninventar gehöriger nitrophiler Arten der Bodenvegetation definiert. Bei der Waldbiotopkartierung werden für alle flächigen Biotope die Pflanzenarten der Bodenvegetation kartiert (Präsenz-Absenz). Dies ermöglicht die Identifizierung von Stickstoffzeigern in den Biotopen, aber auch die Auswertung der mittleren Stickstoffwerte der Waldgesellschaften, basierend auf den Ellenberg-Zeigerwerten der Gefäßpflanzen in der Bodenvegetation (Abbildung 3-1). Ausgehend von der vorliegenden Kartierungsgrundlage wurden 10 besonders stickstoffsensitive Waldgesellschaften für die prioritäre Projektbearbeitung ausgewählt.

Ableitung von N_{crit} aus der SMB für den Zeitraum 2008-2017 aus gemessenen/geschätzten Boden-, Depositions- und Vegetationsdaten (Arbeitspakete 1 und 3)

Die in der SMB-Gleichung zur Berechnung von N_{crit} implementierten Schätzroutinen der wesentlichen Bilanzglieder sollen anhand von Messdaten für bestehende intensiv instrumentierte Versuchsflächen sowie für die in (1) ausgewählten Kartierflächen validiert werden.

Ableitung von N_{crit} aus der SMB für die 1950er Jahre (Arbeitspaket 4)

Für die in Projekt CL4 ausgewerteten Flächen mit hinreichenden Vegetations- und Bodendaten aus den 1950er Jahren soll überschlägig eine Abschätzung der SMB-Bilanzterme für den Zeitraum 1950-1959 versucht werden. Aufbauend auf eine Fehlerbilanzierung für jeden einzelnen SMB-Term soll eingeschätzt werden, für welche SMB-Terme eine Berechnung historischer Zustände möglich ist und für welche die Unsicherheiten für eindeutige Aussagen zu groß sind.

Stickstoff-Zeigerwerte der Waldgesellschaften in Baden-Württemberg

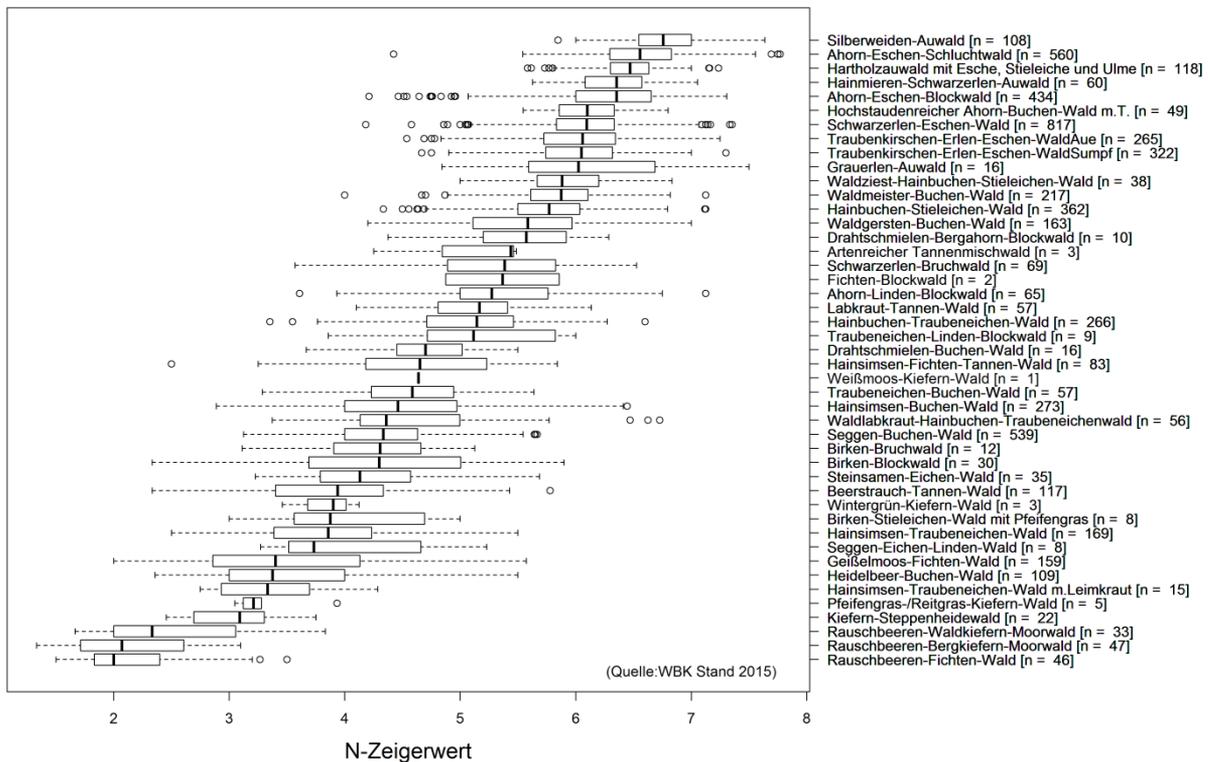


Abbildung 3-1: Mittlere Stickstoffzeigerwerte der Waldgesellschaften in Baden-Württemberg, basierend auf den ungewichteten Ellenberg-Stickstoffwerten der Gefäßpflanzen in der Bodenvegetation. [n =] gibt die Anzahl der zugeordneten Biotope an.

Die Projektarbeiten werden inhaltlich eng mit Arbeitsgruppen anderer Länder abgestimmt, um ein weitgehend einheitliches methodisches Vorgehen bei der Neufassung von Critical Limits für Waldgesellschaften sicher zu stellen. Kooperationen bzw. methodische Absprachen sind geplant u.a. mit der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt (BERND AHREND) und mit dem Expert Panel Deposition des ICP-Forest (HENNING ANDRAE). Die enge Zusammenarbeit mit anderen

Arbeitsgruppen sichert eine weitgehend vergleichbare Vorgehensweise in den verschiedenen Bundesländern und damit die bundesweite Anwendbarkeit der Projektergebnisse.

4 Stand der Methodenentwicklung mit Blick auf das Umweltinformationssystem und die Normungs- und Richtlinienarbeiten

4.1 Empirische Festsetzung und periodische Überprüfung von N_{crit} durch ein Bund-Länder-Sachverständigengremium

N_{crit} ist die bedeutsamste Steuergröße bei der Ableitung der standortspezifischen CL. Es ist nicht zu erwarten, dass auf Grundlage empirischer Befunde sehr viele der stickstoffempfindlichen Pflanzenarten in den verschiedenen LRT-Kombinationen in ausreichender Anzahl untersucht werden können. Um dennoch bereits ab dem Jahr 2020/2021 auf Grundlage von Analogieschlüssen für eine große Zahl von Pflanzenarten und LRTs eine Einschätzung zu erhalten, soll frühzeitig ein Sachverständigengremium zur Festlegung von N_{crit} eingerichtet werden.

Die Einschätzung sollte spätestens alle 5 Jahre überprüft werden. Ein Ranking der Arten entsprechend dem „Flechte-Preiselbeer-Schema“ ist vorgesehen (Tabelle 1-1).

Methodisch soll die Festsetzung von $N_{crit(plant)}$ durch einen Expertenkreis nach folgenden Methoden erfolgen:

- (1) Bilanzen der 1950er (und vergleichsweise 2010er) Jahre
- (2) Interpolationen und Analogieschlüsse
- (3) Herbarmaterial
- (4) Historische Daten

Auch die indirekte Wirkung auf die Insektenvielfalt sollte bei der Setzung von N_{crit} berücksichtigt werden.

Die Festlegung der CL_{SMB} kann nicht in allen Fällen gleich gut belegt werden. Ob die N_{crit} -Werte Art- und/oder LRT-spezifisch festgelegt werden können, und inwieweit eine Regionalisierung notwendig ist bzw. ob wie bei den CL_{emp} eine qualitative Klassifikation zur Zuverlässigkeit der jeweiligen Schätzwerte angegeben wird, ist im Laufe der Projektbearbeitung zu klären.

Der Referenzzustand für die Ableitung von CL (Zustand der 1950er Jahre) soll um einen Zuschlag für die nachweisbar verlängerte Vegetationszeit (allerdings nicht wegen erhöhter CO_2 -Konzentrationen) ergänzt werden.

Der Sachverständigenrat soll aus wissenschaftlich anerkannten Experten im Bereich der Stickstoffforschung und Vertretern der Fachverwaltungen zusammengesetzt werden.

4.2 Stand der einfach-orientierenden und detailliert abschließenden Ermittlung der standortspezifischen Critical Loads für Stickstoff

GRYSCHKO R., S. DEMUTH, N. BILLEN & D. HORLACHER

Bei der einfach-orientierenden Methodik sollen auf Grundlage von vorhandenen oder von einfach zu erfassenden Daten die Einzelglieder der SMB-Gleichung sowie die daraus sich ergebenden

Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff berechnet und in einem geographischen Informationssystem für Baden-Württemberg zur mittelmaßstäbigen Ersteinschätzung visualisiert werden. Die kartographische Aufbereitung dient dabei u.a. auch zur Plausibilitätsprüfung und Fortentwicklung der Berechnungsmethodik.

Bei der detailliert abschließenden Ermittlung der Critical Loads soll unter Verwendung bereits vorliegender und noch zu erhebender standortbezogener Daten insbesondere zum N-Haushalt sowie modellierender Ansätze eine Methodik zur exakteren Bestimmung der Eingangsparameter der SMB auf Grundlage von konkreten Standortdaten entwickelt werden.

Für die Berechnung des CL wird die SMB-Gleichung um die N-Zufuhr aus der N₂-Fixierung (N_{fix}) und der N-Düngung (N_{fert}) ergänzt.

$$CL = N_{ue} + N_i + N_{de} + N_{le} - N_{fix} - N_{fert}$$

4.2.1 N-Abfuhr durch pflanzliche und tierische Biomasse N_{ue}

Die N-Abfuhr kann aus den Erträgen und N-Gehalten der entnommenen Biomasse berechnet werden. Für Waldstandorte existieren geeignete Schätztabellen zur Berechnung der N-Abfuhr durch Rinde und Stammholz mit dem Erntegut, die z.B. in CLRTAP (2016) und StickstoffBW (2014) dokumentiert sind.

Bei genutzten Biotopen des Offenlandes stellt die jährliche N-Abfuhr über das Erntegut meist das quantitativ bedeutsamste Glied der N-Bilanz dar. Trotz der besonderen Bedeutung dieses Bilanzglieds sind jedoch nur wenige Daten zu Ernteerträgen und N-Gehalten im Erntegut von FFH-Lebensraumtypen vorhanden. Die verfügbaren Daten zeigen in Abhängigkeit von Standort und Nutzung bzw. den Managementmaßnahmen erhebliche Variationen in den Biomasseerträgen und N-Gehalten. Die N-Entnahme durch Biomasse wurde aus Minimal- und Maximalwerten durch Wichtung nach Ertragsfähigkeit von Böden abgeleitet.

4.2.2 N-Immobilisation N_i

Unter mittel bis langfristig konstanten Klimabedingungen ist nur bei wenigen Böden eine bedeutende Netto-N-Immobilisierung zu erwarten. Die jährlichen N-Vorratsveränderungen variieren zwar in Abhängigkeit von Witterung und sonstiger Einflüsse kurzfristig oft stark, über den bei der N-Bilanz nach SMB zu betrachtenden Zeitraum von ca. 100 Jahren gleichen sich die Änderungen jedoch meist aus.

Literaturlauswertungen zu N-Vorräten in verschieden alten Böden desselben Bodenausgangssubstrats zeigen in Folge der Humusakkumulation sehr hohe N-Anreicherungen (3 – 100 kg N ha⁻¹ a⁻¹) zu Beginn der Bodenentwicklung. Nach einer Zeitdauer von 450 bis 1.000 Jahren findet häufig keine oder nur noch eine geringe weitere N-Anreicherung statt (0 - 0,4 kg N ha⁻¹ a⁻¹) (EGLI et al., 2012; JENNY, 1965; OLSON, 1958).

N_i wird nach Tabelle 4-1 über den Bodentyp bestimmt und ist bei den meisten Böden, die sich bzgl. des N-Vorrats bereits im Gleichgewichtszustand befinden nahe Null. In nicht oder nur flach-

gründig verbrauchten Böden auf Lockergestein (z.B. Regosol, Pararendzina) werden durch Verbraunung, Verlehmung, Bodenaggregation und Erweiterung des Wurzelraums noch in geringen Umfang neue Bindungsstellen für organische Verbindungen und Huminstoffe und somit für die „N-Immobilisierung“ geschaffen ($N_i = 0,2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Eine höhere N-Immobilisierung tritt bei noch fortschreitender Humusakkumulation z. B. in Rohböden und bei Mooren auf.

Bei Mooren ist zwischen den noch wachsenden Mooren und den Mooren im Gleichgewichtszustand bei denen kein weiterer Aufbau des Humuskörpers erfolgt ($N_i=0$) zu unterscheiden. Für noch wachsende Moore kann die Zunahme von N_i über den Moorzuwachs und den N-Gehalten bzw. dem C/N-Verhältnis des Humuskörpers abgeschätzt werden.

Tabelle 4-1: Ergebnisse der Literaturrecherche und Vorschlag zur Festlegung von N_i

Zeile	Bodentypen	Bemerkungen	N_i $\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
1	sehr junge Böden mit keiner bzw. sehr geringer Humusakkumulation (Rohböden aus Fest- und Lockergesteinen: Syrosem, Lockersyrosem und dessen Übergangsbodenformen, Felshumusboden, Skeletthumusboden; 0 – ca. 500 Jahre)	kein Gleichgewichtszustand, hohe N-Immobilisationsrate durch Aufbau des Humuskörpers	n.n. (1 - > 10)
2	A-C-Böden aus Lockergestein mit relativ schneller Bodenentwicklung (z.B. Para-rendzina, Regosol und Übergangsbodenformen z.B. Braunerde-Regosol und Regosol-Braunerde)	Gleichgewichtszustand fast erreicht, sehr geringe N-Immobilisationsrate durch Verbraunung, Verlehmung und Erweiterung des Wurzelraums	0,2 (0 – 0,4)
3	Sonstige Böden z. B. tiefgründig verbrauchte Böden und A-C-Böden aus Festgestein mit sehr langsamer Bodenentwicklung	Gleichgewichtszustand erreicht, keine nennenswerte N-Immobilisationsrate	0 (0 – 0,4)
4	Moore (wachsende; entwässerte; im Gleichgewichtszustand)	Abhängig vom Zustand des Moores, hohe (wachsende Moore) oder keine N-Immobilisation (Gleichgewichtszustand) möglich; hohe negative N-Immobilisationsrate bei entwässerten Mooren	n.n. (<0 – 70)

4.2.3 Denitrifikation N_{de}

Typische Werte für N_{de} für Ökosysteme in gemäßigten Klimazonen sind im Bereich von 0,1 bis 3,0 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, wobei die höheren Werte für Stau- und Grundwasserböden, die niedrigeren Werte für durchlässige und deshalb gut belüftete Böden gelten. Für gut durchlässige Böden sind Denitrifikationsverluste in der Regel unter 0,5 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ veröffentlicht. Eine Methode zur Abschätzung von standortspezifischen Denitrifikationsraten ist noch nicht abschließend analysiert. Die bisherige Methode nach StickstoffBW (2014) schätzt die Denitrifikationsrate unter Verwendung eines Denitrifikationsfaktors in Abhängigkeit von der Tongehaltsklasse bzw. des Drainagestatus der Böden und scheint prinzipiell geeignet zu sein. Bei Bestimmung von N_{de} wird von einer vollständigen Denitrifikation des nach SMB berechneten Saldoüberschusses ausgegangen.

4.2.4 N-Auswaschung N_{le}

Die tolerierbare N-Auswaschung wird als Produkt aus Sickerwasserraten und N_{crit} berechnet. Die Sickerwasserraten können für Baden-Württemberg mit dem Modell GWN-BW flächendeckend er-

mittelt werden (GUDERA & MORHARD, 2015). Eine Beschreibung von Möglichkeiten zur Festlegung von N_{crit} ist in Kap. 4.1 aufgeführt.

N_{crit} soll im Wesentlichen auf der kritischen N-Konzentration für das Schutzgut Pflanze hinsichtlich der eutrophierenden Wirkung ($N_{crit(plant)}$) und dem Schutzgut Wasser ($N_{crit(water)}$) beruhen. Eine Berechnung kritischer N-Konzentrationen für das Nährstoffgleichgewicht nach bzw. in Anlehnung an StickstoffBW (2014) ist nicht vorgesehen, da hinsichtlich solch einer Bewertung die Datengrundlagen unzureichend sind und kaum nutzbare wissenschaftliche Grundlagen vorliegen.

4.2.5 N-Importe N_{imp}

N-Importe können durch zulässige Düngung (N_{fert}) und N_2 -Fixierung (N_{fix}) erfolgen und sind in der SMB bei einigen FFH-Lebensraumtypen zu berücksichtigen⁸. N_{fix} erklärt einen (großen) Teil der N-Zuwächse in jungen Böden.

N_2 -Fixierung: N_{fix}

Die asymbiotische N_2 -Bindung durch nicht direkt mit höheren Pflanzen assoziierten (freilebende) Bakterien wird pauschal mit $2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ für Offenland- und Waldgesellschaften berücksichtigt. Die Literaturangaben zur Höhe der asymbiotischen N_2 -Bindung streuen jedoch sehr stark.

Für Offenland-Gesellschaften wird mit höheren Pflanzen assoziierte symbiotische N_2 -Fixierung nach einer Gleichung von WEIßBACH (1995, 1996) auf Basis eines für den jeweiligen Lebensraumtyps typischen Leguminosenertragsanteils geschätzt:

Symbiotische N_2 -Fixierung erfolgt außerdem bei Erlen, Sanddorn und Robinien⁹. Die N_2 -Fixierungsrate der Erlen liegt in Reinbeständen nach Literaturangaben zwischen $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (BINKLEY et al. 1994) und $320 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (VAN MIEGROET et al. 1989), bei Sanddorn zwischen 27 und $179 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (STEWART & PEARSON 1967) und bei Robinien (*Robinia pseudoacacia*) ca. $40 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (BARTSCH & RÖHRIG 2016). Bei nicht reinen Erlen-, Sanddorn bzw. Robinienbeständen ist die N_2 -Bindung anteilig zu reduzieren.

N-Düngung: N_{fert}

Bei den LRT 6510 und LRT 6520 des mesotrophen Extensivgrünlands ist gelegentlich eine organische Düngung zu deren Erhaltung notwendig. Die Berücksichtigung dieser N-Einträge über die Düngung wird derzeit diskutiert.

⁸ Auf bestimmten Substraten wie z.B. Tonstein oder Tonschiefer mit z.B. bituminösen Bestandteilen wie in der Lias kann N aus der Gesteinsverwitterung stammen.

⁹ Die Abhängigkeit der symbiotischen N_2 -Fixierung vom N-Angebot aus der Atmosphäre soll in StickstoffBW noch vertiefend betrachtet werden.

4.3 Stickstoffuntersuchung in Böden von Ökosystemen

Nach theoretischen Überlegungen kann es erforderlich werden, in belasteten Gebieten „bis zum Abbau vorhandener Stickstoffvorräte“, Einträge unterhalb der Critical Loads festzuschreiben (EuGH 2018 Rn 63). Diese Überlegung ist juristisch nachzuvollziehen, stellt jedoch die Bodenkunde unter Umständen vor eine unlösbare Aufgabe, denn „Stickstoffvorräte“ im Bereich der natürlichen Konzentrationen sind nur mit sehr großer Unsicherheit messbar. Beispielhaft wird hier die im Projekt CL5 eingesetzte Methode für den pflanzenverfügbaren Stickstoff beschrieben.

Pflanzenverfügbarer Stickstoff nach Extraktion mit 1 M KCl

BAYER B. & W. WILCKE

Anorganischer Stickstoff (N) liegt in Böden überwiegend in der Form der N-Ionen Nitrat (NO_3^-) und Ammonium (NH_4^+) vor. Die Beiträge von Nitrit (NO_2^-), der dritten möglichen Form, sind in der Regel klein (Mulvaney 1996; Moutonnet & Fardeau 1997).

Zur Bestimmung des pflanzenverfügbaren Stickstoffgehaltes werden Bodenproben mit neutralen Salzlösungen extrahiert, womit auf positive und negative geladenen Austauscheroberflächen adsorbierte N-Ionen ausgetauscht werden. Die auf Austauscheroberflächen adsorbierten N-Ionen stehen in direktem und schnellem Austausch mit der Bodenlösung, aus der die Pflanzenaufnahme von Nährelement-Ionen erfolgt.

Zur Bestimmung der Gehalte an adsorbiertem (verfügbarem) Ammonium und Nitrat werden Böden mit N-freien Salz-Ionen ausgetauscht und die Ammonium- und Nitrat-Konzentrationen im Extrakt photometrisch bestimmt. In der Literatur werden dazu zahlreiche Salzlösungen wie z.B. 0,05 M K_2SO_4 , 0,1 M KCl, 1,0 M KCl, 2,0 M KCl (Keeney and Nelson 1982) oder 0,0125 M CaCl_2 (VDLUFA, 2002) verwendet. Die letztgenannte Methode nach VDLUFA (2002) wurde für landwirtschaftlich genutzte Böden entwickelt und wird in Deutschland zur Bestimmung des Düngebedarfs eingesetzt. Für nicht landwirtschaftliche, in der Regel ungedüngte Böden, z.B. in Waldökosystemen ist die von MULVANEY (1996) genannte Methode der Extraktion mit 1 molarer KCl-Lösung international gebräuchlich.

Solange die zur Extraktion der N-Ionen verwendeten N-freien Salz-Ionen im Verhältnis zu den im Boden gespeicherten N-Ionen in großem Überschuss zugegeben werden und ausreichend gewährleistet ist, dass alle Oberflächen der Probe in Kontakt mit der zugegebenen Salzlösung kommen (z.B. durch Schütteln oder Rühren) sind die Art des Salzes und das Boden-Lösungs-Verhältnis irrelevant. Da der Ionenaustausch nahezu instantan erfolgt, reichen kurze Äquilibrierungszeiten aus, nachdem eine homogene Suspension hergestellt wurde. Da K^+ - und NH_4^+ -Ionen ähnliche Ionenradien aufweisen, ist die Abtrennung des NH_4^+ -Ions vom K^+ -Ion aufwendig und nur in hochwertigen Chemikalien garantiert.

5 Aktuelle Belastungsgrenzen für in Deutschland vorkommende Vegetationseinheiten

5.1 Belastungsgrenzen für FFH-Lebensraumtypen (Stand 2018)

DEMUTH S., M. RÖHL, R. GRYSCHKO, B. SCHALL, M. BERNHARDT-RÖMERMANN, M. EWALD, S. SCHMIDTLEIN, M. ROTH & H.-G. MICHIELS

Tabelle 5-1 listet Critical Level- und Critical Load-Spannen für alle in Baden-Württemberg vorkommenden FFH-Lebensraumtypen (LRT) auf. Ausgenommen sind hier beispielsweise die LRT in Küstenbereichen oder der LRT 91T0 (Mittleuropäische Flechten-Kiefernwälder).

Für die besonders stickstoffempfindlichen LRT werden die Critical Levels für Ammoniak, die Critical Loads für Stickstoff (empirische und nach der SMB-Methode ermittelte), der durchschnittliche Ellenberg-Zeigerwert für Nährstoffe (mN_c) sowie die an die EU-Kommission gemeldete LRT-Fläche für Deutschland und Baden-Württemberg angegeben (Stand 2017 – hier noch ohne die LRT-Fläche außerhalb der FFH-Gebiete).

Die gesamte Fläche aller LRTs in Baden-Württemberg ist rund doppelt so groß wie die gesamte Fläche aller LRTs innerhalb der FFH-Gebiete. Rund 3-fach so groß ist sie bei den LRT 6510 Magere Flachland-Mähwiesen und 9110 Hainsimsen-Buchenwald.

Die Critical Level-Spannen für Ammoniak sind als erste grobe Schätzung einzustufen, die sich aus den Empfehlungen von ICP M&M (2017) - Critical Level von 1 bis 4 $\mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$ - und den Ergebnissen von Untersuchungen zu den Auswirkungen von Ammoniak auf Pflanzengemeinschaften und empfindliche Arten ableiten. Bei der Einschätzung der Critical Level für FFH-Lebensraumtypen, für die keine Untersuchungsergebnisse vorliegen, wurden die durchschnittlichen N-Werte der jeweiligen charakteristischen Arten (mN_c) zur Orientierung herangezogen.

Die empirischen Critical Loads (CL_{emp}) sind BOBBINK & HETTELINGH (2011) entnommen und die Werte nach der SMB-Methode folgen BMVBS (2013) und StickstoffBW (2014).

Für den zum Vergleich herangezogenen Ellenberg-Zeigerwert für Nährstoffe (mN) wurde je LRT der Durchschnitt der mN -Werte aller als besonders charakteristisch geltenden Arten nach SSYMANK et al. (1998) und LUBW (2013) berechnet. Diese Durchschnittswerte (\bar{mN}_c) geben einen überschlägigen Anhaltspunkt für den relativen Nährstoffstatus des jeweiligen LRT. Es zeigt sich zum Beispiel, dass niedrige Durchschnittswerte eines LRT für mN_c in der Regel mit kleinen Critical Loads verbunden sind.

Tabelle 5-1: Critical Levels für die Ammoniakkonzentration und Critical Loads für die Stickstoffdeposition für FFH-Lebensraumtypen (Erläuterungen am Ende der Tabelle)

LRT	LRT-Name (Kurzbezeichnung)	CL _e NH ₃ µg m ⁻³	CL _{emp} N kg ha ⁻¹ a ⁻¹	CL _{SMB} N kg ha ⁻¹ a ⁻¹	Ø mN _c	FFH _{IG} ha DE	FFH _{IG} ha BW	Projekt CL
2310	Binnendünen mit Heiden	1-2	10-20	8-26	1,6 (1,5)	3.944	3	-
2330	Binnendünen mit Magerrasen	1-2	8-15	5-24	1,6 (1,5)	7.285	87	1;2
3110	Nährstoffarme Stillgewässer	(1-2)	3-10	(-) ^M	1,6	293	120	1;2
3130	Nährstoffarme bis mäßig nährstoffreiche Stillgewässer	(1-2)	3-10	(-) ^M	3,9	4.235	79	1;2
3140	Kalkreiche, nährstoffarme Stillgewässer mit Armeleuchteralgen	(1-2)	3-10	(-) ^M	-	75.563	11.982	1;2
3150	Natürliche nährstoffreiche Seen	(-) ^M	(-) ^M	(-) ^M	-	53.532	3.158	-
3160	Dystrophe Seen	(1-2)	3-10	(-) ^M	2,3	2.140	71	1;2
3180*	Temporäre Karstseen	-	-	-	-	22	3	-
3240	Alpine Flüsse mit Lavendel- Weiden-Ufergehölzen	-	-	(-) ^M	-	1.450	39	-
3260	Fließgewässer mit flutender Wasservegetation	-	-	(-) ^M	-	20.689	2.328	-
3270	Schlammige Flussufer mit Pioniervegetation	-	-	(-) ^M	-	11.286	35	-
4030	Trockene Heiden	2-3	10-20	8-21	2,0	36.986	453	1;2;5
40A0*	Felsenkirschen-Gebüsche	(-)	15-25	-	-	127	<1	-
5110	Buchsbaumgebüsche trockenwarmer Standorte	(1-2)	(10-20)	11-14	-	62	<1	-
5130	Wacholderheiden	2-3	15-25	8-30	(-)	4.307	2.549	1;2
6110*	Kalk-Pionierrasen	(1-2)	-	7-33	1,7	342	48	1;2
6120*	Blauschillergrasrasen	(1-2)	-	11-21	1,5	944	22	1;2
6150	Boreo-alpines Grasland	(-)	5-10	-	-	2.965	<1	-
6210 ^(*)	Kalk-Magerrasen	(2-3)	15-25	12-35	2,2	28.892	4.881	1;2;5
6230*	Artenreiche Borstgrasrasen	2-3	10-15	10-24	2,1	7.546	2.567	1;2
6240*	Subpannonische Steppenrasen	(1-2)	(15-25)	14-33	1,4	1.227	1	-
6410	Pfeifengraswiesen	(2-3)	15-25	12-36	2,4	7.963	724	1;2
6430	Feuchte Hochstaudenfluren	-	-	11-77	-	14.584	548	-
6440	Brenndoldenwiesen	(2-3)	-	16-58	3,0	5.814	1	-
6510	Magere Flachland-Mähwiesen	(2-3) ^E	20-30	12-43	3,1	157.017	22.162	1;2;3
6520	Berg-Mähwiesen	(2-3) ^E	10-20	17-26	4,6	12.492	1.634	1;2
7110*	Naturnahe Hochmoore	(1-2)	5-10	5-23	1,5	5.506	617	1;2

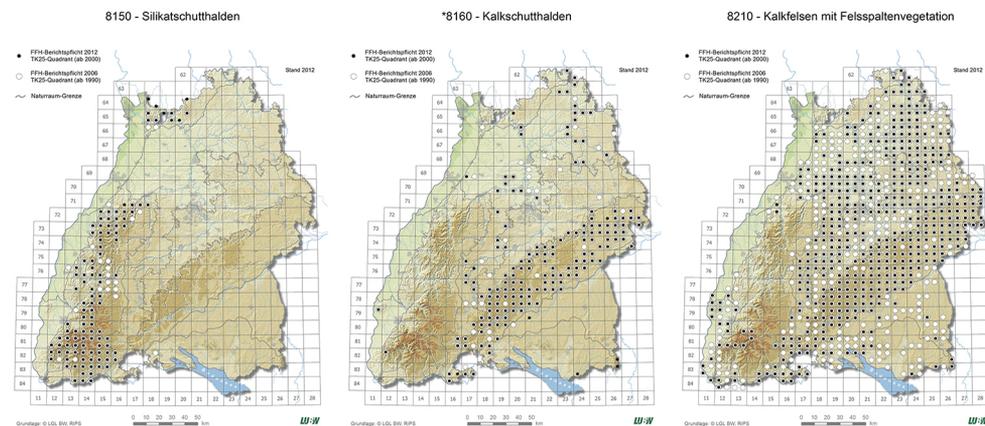
LRT	LRT-Name (Kurzbezeichnung)	CL _e NH ₃ µg m ⁻³	CL _{emp} N kg ha ⁻¹ a ⁻¹	CL _{SMB} N kg ha ⁻¹ a ⁻¹	Ø mN _c	FFH _{IG} ha DE	FFH _{IG} ha BW	Projekt CL
7120	Geschädigte Hochmoore	(1-2)	5-10	5-23	1,5	24.947	497	1;2
7140	Übergangs- und Schwingrasenmoore	1-3	10-15	6-26	2,1	9.660	346	1;2
7150	Torfmoor-Schlenken	1-3	(5-15)	7-17	2,1	473	6	1;2
7210*	Kalkreiche Sümpfe mit Schneidried	(1-3)	(15-25)	(12-36)	3,1	1.355	49	1;2
7220*	Kalktuffquellen	-	-	-	-	370	58	-
7230	Kalkreiche Niedermoore	(1-2)	(10-15)	-	2,3	7.240	181	1;2
8110	Hochmontane Silikatschutthalden	1-2	-	(11-23)	(2,1)	382	3	-
8150	Silikatschutthalden	1-2	-	(5-22)	2,6 (2,7)	551	163	1;2
8160*	Kalkschutthalden	(1-3)	-	(5-15)	3,1 (4,1)	653	80	1;2
8210	Kalkfelsen mit Felsspaltvegetation	(1-3)	-	(7-23)	2,2 (3,8)	14.927	332	1;2
8220	Silikatfelsen mit Felsspaltvegetation	1-2	-	(4-25)	2,0 (1,4)	2.249	303	1;2
8230	Pioniergras auf Silikatfelskuppen	1-2	-	(6-17)	1,3 (1,9)	592	14	1;2
8310	Höhlen und Balmen	(-)	(-)	-	-	64	4	-
9110	Hainsimsen-Buchenwald	(2-3)	10-20	10-21	3,7	203.912	14.702	1;5;6
9130	Waldmeister-Buchenwald	(2-4)	10-20	9-22	5,7	326.856	65.930	1;6
9140	Subalpine Buchenwälder	(2-4)	10-20	15-27	6,5	1.571	210	-
9150	Orchideen-Buchenwälder	(2-3)	10-20	13-23	3,6	14.598	1.615	1;5;6
9160	Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald	(2-4)	15-20	14-21	6,2	33.792	1.734	1
9170	Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald	(2-3)	15-20	11-23	4,1	42.234	573	1;6
9180*	Schlucht- und Hangmischwälder	(2-4)	15-20	8-30	3,7-7,0	13.789	2.711	1
9190	Bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen	(1-2)	10-15	8-14	3,1	16.678	316	1;6
91D0*	Moorwälder	(1-2)	-	7-28	1,6-2,0	24.455	1.778	1;6
91E0*	Auenwälder mit Erle, Esche, Weide	-	(-)	(6-28) ^M	-	54.344	4.522	1
91F0	Hartholzauenwälder	(2-4)	-	11-31	5,9	15.058	481	-
91U0	Kiefernwälder der sarmatischen Steppe	(1-2)	5-15	6-18	2,4	272	11	1
9410	Bodensaure Nadelwälder	(1-2)	10-15	11-27	3,2	23.623	914	1;6
-	Hainsimsen-Traubeneichen-Wald (mit Leimkraut)	(1-2)	10-15	-	2,6	-	-	1;6
-	Steinsamen-Traubeneichen-Wald	(2-3)	15-20	-	3,4	-	-	1;6
Gesamt		-	-	-	-	1.301.858	151.645	-

Erläuterungen:

- LRT Lebensraumtypen nach FFH-Richtlinie: Code und Kurzbezeichnung (* prioritär)
- () Wert vorläufig oder Prüfung ob Wert relevant/erforderlich ist
- E Wert gilt bei extensiver Nutzung; LRT 6510, 6520: insbesondere wenn nicht gedüngt.
- M Methodische Weiterentwicklung erforderlich; LRT 91E0: wegen N-Anreicherung über Knöllchen-Bakterien; LRT 3110 bis 3270: wegen Berücksichtigung der Einzugsgebiete.
- CL_e Critical Level für die Ammoniakkonzentration in der Luft; die angegebenen Spannen für Ammoniak sind als erste grobe Schätzung einzustufen, die sich aus den Empfehlungen von ICP M&M (2017) und den Ergebnissen von Untersuchungen zu den Auswirkungen von Ammoniak auf Pflanzengemeinschaften und empfindliche Arten ableiten (siehe Kapitel 2.2.2); die untere Grenze der Spanne orientiert sich an der Relevanz von Flechten und Moosen für den jeweiligen LRT und die Obergrenze an den ermittelten mN_c -Werten aus Baden-Württemberg. LRT 3110 bis 3160: betrifft Ufer- und Schwimmblattvegetation. LRT 6240: Auslegung analog zu N-empfindlicher Ausprägung des LRT 6210.
- CL_{emp} Wertespanne für die empirischen Critical Loads (CL_{emp}) nach BOBBINK & HETTELINGH (2011); zu den Unsicherheiten wird auf die Quelle verwiesen, z.B. verlässlich ## bei Hochmooren und Nadelwäldern oder erhöhter Nitratauswaschung bis Expertenmeinung (#) bei Veränderungen der Mykorrhiza (vgl. auch LAI 2012); Werte in Klammern Einschätzung analog zu ähnlich empfindlichen LRT. LRT 6240: Auslegung analog zu N-empfindlichen Ausprägung des LRT 6210. LRT 7210: orientiert am LRT 6410Pfeifengraswiese
- CL_{SMB} Spanne nach BMVBS (2013) und StickstoffBW (2014); zu den Unsicherheiten wird auf Kapitel 1.1.1 und 4.2.5 verwiesen. LRT 7210: orientiert am LRT 6410Pfeifengraswiese
- Ø mN_c Ellenberg-Zeigerwert für Nährstoffe (ELLENBERG & LEUSCHNER (2010)): Durchschnittlicher Wert hier aller charakteristischen Arten der Farn- und Samenpflanzen eines Lebensraumtyps (nach LUBW 2013 und SSYMANK et al. 1998); in Klammer Durchschnittswert einschließlich der typischen Flechtenarten. „-“ = es liegen keine N-Zeigerwerte vor (die Arten sind unspezifisch in ihrer Reaktion auf N) oder die N-Zeigerwerte der charakteristischen Arten des LRT stehen für mäßig stickstoffreiche (5) bis sehr stickstoffreiche (8) Nährstoffverhältnisse. LRT 5130: Je nach Ausprägung wie LRT 6110, 6210, 6230.
- FFH_{IG} DE Gemeldete LRT-Fläche innerhalb FFH-Gebieten in Deutschland (Stand Ende 2017) – Angaben aus den Standarddatenbögen der Natura 2000-Gebiete (BfN 2017). Die Meldung der Gesamt-LRT-Flächen auch außerhalb der FFH-Gebiete liegt für 2017 noch nicht vor.
- FFH_{IG} BW Gemeldete LRT-Fläche innerhalb FFH-Gebieten in Baden-Württemberg (Stand Ende 2017) – Angaben aus den Standarddatenbögen der Natura 2000-Gebiete. Die Meldung der Gesamt-LRT-Flächen für BW (FFH_G) liegt für 2017 noch nicht vor.

Die Gesamt-LRT-Fläche für BW variiert im Vergleich zur LRT-Fläche innerhalb der FFH-Gebiete von LRT zu LRT. Manche LRTs kommen fast ausschließlich innerhalb der FFH-Gebiete vor, andere weisen auch außerhalb der FFH-Gebiete große Flächen auf. Die gesamte Fläche aller LRTs in BW als Summe ist rund doppelt so groß wie die gesamte Fläche aller LRTs innerhalb der FFH-Gebiete (Fläche 2012 FFH_G: 343.731 ha). Sie ist z.B. 3-fach bei den LRT 6510 (FFH_G 63.390 ha in 2012) und 9110 (FFH_G 42.863 ha in 2012).

Die Flächen können für die gebietsbezogene Maßnahmenplanung auch dann bedeutsam sein, wenn die kartierte Fläche in ha gering ist. Beispiel: nur 0,4 % der gemeldeten Fläche entfällt auf die LRT 8150 (346 ha), LRT 8160 (133 ha) und LRT 8210 (797 ha) - Verbreitung siehe <https://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/natur-und-landschaft/ffh-lebensraumtypen>



Projekt CL Bearbeitung oder Ersteinschätzung im Projekt CL1 bis CL6; vgl. Tabelle 3-1 (Stand 10/2018)

5.2 Schätzrahmen für die Wahl niedriger, mittlerer oder höherer Critical Loads (Stand 2018)

Mit Tabelle 5-2 wird die generelle Wirkung von Einflussfaktoren auf die CL-Ermittlung dargestellt. Die Tabelle soll für einzelne LRT unter Hervorhebung der jeweiligen Haupteinflussfaktoren weiterentwickelt und um zusammenfassende Bewertung der Parameter ergänzt werden.

Tabelle 5-2: Bedeutung von Parametern für die Wahl niedriger, mittlerer oder höherer Werte innerhalb von definierten Critical Load-Spannen (einschl. Bezug zu den CL_{SMB}-Summanden)

SMB-Glied mit Einflussfaktoren		relativer Einfluss		
		Niedriger CL	Mittlerer CL	Hoher CL
N _{ie}	Empfindlichste Pflanzenarten im LRT (N _{crit(plant)})	sehr empfindlich	empfindlich	weniger empfindlich
	Gebietskulisse (N _{crit(water)})	empfindlich	-	-
	Sickerrate	gering	mittel	hoch
N _{ue}	Biomasse-Abfuhr	niedrig	normal	relativ hoch
	Vegetationsperiode	kurz	mittel	lang
	Ertragsfähigkeit	niedrig	mittel	hoch
	Beweidung	sehr extensiv	mittel	intensiv
N _{fert}	Düngung	gering	sehr gering	ohne
N _{fix}	Biologische N-Bindung	mittel	gering	nahezu keine
N _{de}	Vernässung	trocken	normal	nass
N _i	Bodenalter	-	-	<1.000 Jahre
	P-Versorgung (N:P)	-	-	niedrig
	K-/Mg-Versorgung (Wald)	niedrig	-	

5.3 Anwendungsbereich für Critical Levels und Critical Loads für Flächen, die nicht von der FFH Richtlinie erfasst werden

Deutschland ist im Rahmen des Genfer Luftreinhalteabkommens "Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung" (Convention on Longrange Transboundary Air Pollution, LRTAP) der UN Weltwirtschaftskommission UNECE verpflichtet die Eutrophierung durch atmosphärischen Stickstoffeintrag zu mindern (NO_x, NH₃).

Während die NO_x-Emissionen und -Depositionen kontinuierlich sinken, besteht bei NH₃ noch erheblicher Handlungsbedarf.

Die langfristige Einhaltung der Critical Levels (für Ammoniak) und Critical Loads (für Stickstoff) ist auch ein übergeordnetes, generelles Ziel der EU-RL 2016/2284 über die Reduktion der nationalen Emissionen bestimmter Luftschadstoffe¹⁰.

¹⁰ Während das „langfristige Ziel der Einhaltung kritischer Konzentrationen und Eintragsraten“ im Artikel 1 der „Richtlinie 2001/81/EG über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe“ noch sehr genau formuliert war, ist es aktuell allgemeiner formuliert „nicht zu signifikanten negativen Auswirkungen auf ... die Umwelt“.

Grundsätzlich müssen demnach auch sonstige Ökosysteme (Lebensräume) die nicht durch die FFH-Richtlinie geschützt sind auf die Einhaltung der Critical Levels und Critical Loads überprüft werden.

Es bleibt zu klären, auf wieviel Prozent der Bundes/Landesfläche unter Aspekten der Biodiversität der besonders strenge Critical Level für Ammoniak von $1 \mu\text{g m}^{-3}$ eingehalten sein sollte und ob zum Schutz der Biodiversität (hier: Beta-Diversität) die nach FFH-RL auszuweisenden Flächen ausreichen.

In der Arbeit der AG2 Critical Load soll auch zu diesen beiden zentralen Fragestellungen eine Einschätzung erarbeitet werden.

6 Ausblick

Die Methoden zur Berechnung und Ermittlung von „Critical Level, Critical Load und Critical Surplus“ sollen für die Anwendung in der Praxis nach der Entwicklung der Details soweit möglich generalisiert und vereinfacht werden. Die fachlichen Hintergründe sind zu erläutern. Die Methoden zur Ermittlung dieser Zielwerte müssen leicht verständlich darstellbar sein.

Bei Ausarbeitung der Methodik und Setzung von Zielwerten sollen alle betroffenen Schutzgüter bewertet werden, um Verlagerungen von Schadwirkungen auf andere Schutzgüter zu vermeiden.

Gesellschaftspolitische Festlegungen sollten klar und deutlich kommuniziert werden:

- (1) Gebietsbezogene differenzierte Setzungen sind notwendig, damit besonders nährstoffarme Räume zunächst dort angestrebt werden, wo dies durch die Agrar- und Siedlungsstruktur auch finanzierbar, machbar und umsetzbar ist.
- (2) *De-minimis*-Schwellen sollten im Rahmen der technischen Möglichkeiten und nach Maßstäben der Verhältnismäßigkeit und Machbarkeit gesellschaftspolitisch gesetzt werden.
- (3) Schwellen und Grenzwerte sollten zeitlich gestaffelt werden, damit in den Ammoniakbelastungsgebieten realistische Zwischenziele erreicht werden können. In belasteten Gebieten könnte es lt. EuGH auch notwendig werden „bis zum Abbau vorhandener Stickstoffvorräte“, die Grenzen unterhalb der Critical Levels und Critical Loads festzuschreiben.

7 Literatur

- ABER, J.D. (1992): Nitrogen cycling and nitrogen saturation in temperate forest ecosystems. *Trends Ecol. Evol.* 7, 220-224.
- ABER, J., W. MCDOWELL, K. NUDELHOFFER, A. MAGILL, G. BERNTSON, M. KAMAKEA, S. MCNULTY, W. CURRIE, L. RUSTAD, AND I. FERNANDEZ (1998): Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems. *BioSci.* 48, 921-934.
- ACHERMANN, B., AUGUSTIN, S., BRAUN, S., MEIER, R. & SVERDRUP, H. (2016): Proposed updates for Mapping Manual Chapter V – Vortrag im Rahmen des ICP M&M International Cooperative Programme Modelling & Mapping, Bern.
- ARMBRUSTER, V. (2002): Grundwasserneubildung in Baden-Württemberg. - Freiburger Schriften zur Hydrologie, Band 17.
- BARTSCH, N. & E. RÖHRIG (2016): *Waldökologie*. Springer Spektrum, 2. Auflage
- BAFU Bundesamt für Umwelt der Schweiz (2017): Stickstoffbelastungen durch Ammoniak-Emissionen von Ställen - Tool zur Abschätzung und Beurteilung der von einzelnen Ställen verursachten Stickstoffbelastungen in naturnahen Ökosystemen www.bafu.admin.ch, Bern.
- BfN Bundesamt für Naturschutz (2017), Natura 2000-Daten, Datenübermittlung auf Anfrage durch FG II 2.2 - FFH-Richtlinie/Natura 2000 vom 2.10.2018, Bonn.
- BINKLEY, D., CROMACK K. & D.D. BAKER (1994): The Biology, and Management of Red Alder, Chapter Nitrogen Fixation by Red Alder: Biology, Rates and Controls, pp. 55–72. Oregon State University Press, USA
- BLOMENHOFER, A., T. GUDERA, J. NEUMANN, W. SCHWEBLER, W. SPRENGER & M. WINGERING (2012): Auswirkungen des Klimawandels auf Bodenwasserhaushalt und Grundwasserneubildung in Baden-Württemberg, Bayern und Rheinland-Pfalz. – LIWA-Berichte Heft 17
- BMU Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit [Hrsg.] (2018): Die Genfer Luftreinhaltekonvention.- Stand 4.1.2018, <https://www.bmu.de/themen/luft-laerm-verkehr/luftreinhaltung/genfer-luftreinhaltkonvention/>, Bonn.
- BMU Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit [Hrsg.] (2018): Eckpunktepapier zum Aktionsprogramm Insektenschutz der Bundesregierung.- Stand 19.6.2018, 9 Seiten, Bonn.
- BMU Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit & BMELV Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz [Hrsg.] (2008): Nitratbericht 2008. - <https://www.bmu.de>, 8 Seiten, Bonn.
- BMVBS Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung [Hrsg.]. (2013). Untersuchung und Bewertung von straßenverkehrsbedingten Nährstoffeinträgen in empfindliche Biotope (FE 84.0102/2009).- insbesondere Kap. 8.4.2 Critical Limits. Forschung, Straßenbau und Verkehrstechnik, Heft 1099, 362 Seiten, Bonn.
- BOBBINK R. & J.-P. HETTELINGH [Hrsg.]. (2011). Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. RIVN report 680359002, 246 Seiten, Bilthoven, Niederlande.
- BRÄU, M., BOLZ, R., KOLBECK, H., NUNNER, A., VOITH, J. & W. WOLF (Hrsg.) (2013): Tagfalter in Bayern. - Ulmer-Verlag (Stuttgart), 784 S.

- CAPE J.N., VAN DER ERDEN L.J., SHEPPARD L.J., LEITH I.D. & SUTTON M.A. 2008: Reassessment of Critical Levels for Atmospheric Ammonia. – In: SUTTON M.A., REIS S. & BAKER S.M.H. (edit.) 2008: Atmospheric Ammonia. Detecting emission changes and environmental impacts: 15-40. Springer.
- CAPE J.N., VAN DER ERDEN L.J., SHEPPARD L.J., LEITH I.D. & SUTTON M.A. 2009: Evidence for changing the critical level for ammonia. – *Environmental Pollution* 157: 1033-1037.
- CEULEMANS, T., MERCKX, R., HENS, M. & O. HONNAY (2013): Plant species loss from European semi-natural grasslands following nutrient enrichment – is it nitrogen or is it phosphorus? *Global Ecol. Biogeogr.* 22, 73–82.
- CEULEMANS, T., STEVENS, C. J., DUCHATEAU, L., JACQUEMYN, H., GOWING, D. G., MERCKX, R., WALLACE, H., VAN ROOIJEN, N., GOETHEM, T., BOBBINK, R., DORLAND, E., GAUDNIK, C., ALARD, D., CORCHET, E., MULLER, S., DIESE, N. B., DUPR, C., DIEKMANN, M. & O. HONNAY (2014): Soil phosphorus constrains biodiversity across European grasslands. *Global Change Biology*, 20, 3814–3822.
- CHYTRÝ, M., HEJCMAN, M., HENNERENS, S. & J. SCHELLBERG (2009): Changes in vegetation types and Ellenberg indicator values after 65 years of fertilizer application in the Rengen Grassland Experiment, Germany. *Applied Vegetation Science* (12): 131-260.
- CLRTAP (2016): Mapping critical loads for ecosystems, Chapter V of Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends. UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution; accessed [2016-08-09] at www.icpmapping.org.
- DAVIDSON, E.A., HART, S.C., SHANKS, C.A. & M.K. FIRESTONE (1991): Measuring gross nitrogen mineralization, immobilization, and nitrification by ¹⁵N isotopic pool dilution in intact soil cores. *J. Soil Sci.* 42, 335-349.
- DETZEL, P. (1998): Die Heuschrecken Baden-Württembergs. Eugen Ulmer (Stuttgart), 580 S.
- DIESE, N.B. & R.F. WRIGHT (1995): Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition, *Forest Ecology and Management* 71 S.153-161.
- DIRNBÖCK et al. (2014): Forest floor vegetation response to nitrogen deposition in Europe.- *Global Change Biology* 20, 429-440, doi: 10.1111.
- DWD – Deutscher Wetterdienst (2016): Langjährige Niederschlagsmittelwerte für die Bundesrepublik Deutschland im digitalen 1-km-Raster. – Zugriff auf DWD-Server im Juni 2016: ftp://ftp-cdc.dwd.de/pub/CDC/grids_germany/multi_annual/precipitation/
- EBERT G., HIRNEISEN N., KRELL F.-T., MÖRTTER R., RATZEL U., SIEPE A, STEINER A. & TRAUB B. 1994: Die Schmetterlingen Baden-Württembergs, Band 4: Nachtfalter II. – Verlag Eugen Ulmer, 535 S.; Stuttgart (Hohenheim).
- EBERT, G., HOFMANN, A., KARBIENER, O., MEINEKE, J.-U., STEINER, A. & R. TRUSCH (2008): Rote Liste und Artenverzeichnis der Großschmetterlinge Baden-Württembergs (Stand: 2004). – LUBW Online-Veröffentlichung, Karlsruhe.
- EGLI, M., FAVILLI F., KREBS R., PICHLER B. & D. DAHMSET (2012): Soil organic carbon and nitrogen accumulation rates in cold and alpine environments over 1Ma. *Geoderma* 183. 109-123.
- EGLI S. & I. BRUNNER (2011): Mykorrhiza – Eine faszinierende Lebensgemeinschaft im Wald.- WSL Merkblatt für die Praxis 35, 3. Auflage, 8 Seiten, Birmensdorf.

- ELLENBERG H. & LEUSCHNER C. 2010: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. – 6. vollständig neu bearb. und stark erw. Aufl. Verlag Eugen Ulmer. 1333 S.; Stuttgart (Hohenheim) – Zusatzmaterialien mit Zeigerwerten zum UTB-Band; URL: www.utb-shop.de/9783825281045.
- ELLENBERG, H. & LEUSCHNER, C. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen: In ökologischer, dynamischer und historischer Sicht; mit 203 Tabellen - 6., vollst. neu bearb. und stark erw. Aufl. Stuttgart: Ulmer Verlag, 1357 S.
- EuGH Europäischer Gerichtshof (2018a): Schlussanträge der Generalanwältin Juliane Kokott vom 25. Juli 2018 - Vorabentscheidungsersuchen – Umwelt – Richtlinie 92/43/EWG – Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen – Besonderes Schutzgebiet – Angemessene Prüfung der Auswirkungen eines Projekts auf ein Gebiet.- Verbundene Rechtssachen C-293/17 und C-294/17, <http://curia.europa.eu/>, Brüssel.
- EuGH Europäischer Gerichtshof (2018b): Urteil des Gerichtshofs (Zweite Kammer) vom 7. November 2018 - Vorlage zur Vorabentscheidung – Richtlinie 92/43/EWG – Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen – Besondere Schutzgebiete – Art. 6 – Prüfung der Verträglichkeit eines Planes oder Projekts für ein Gebiet – Nationales Programm zur Bekämpfung von Stickstoffablagerungen – Begriffe ‚Projekt‘ und ‚angemessene Prüfung‘ – Vorherige Gesamtprüfung der Einzelgenehmigungen für solche Ablagerungen verursachende landwirtschaftliche Betriebe.- Verbundene Rechtssachen C-293/17 und C-294/17, <http://curia.europa.eu/>, Brüssel.
- EWALD J., S. HENNEKENS, S. CONRAD, T. WOHLGEMUTH, F. JANSEN, M. JENSSEN, J. CORNELIS, H.-G. MICHIELS, J. KAYSER, M. CHYTRÝ, J.-C.GÉGOUT, M. BREUER, C. ABS, H. WALENTOWSKI, F. STARLIN-GER & S. GODEFROID (2013). Räumliche und zeitliche Muster von Ellenberg-Nährstoffzahlen in Wäldern Deutschlands und angrenzender Gebiete – eine Untersuchung auf Grundlage pflanzensoziologischer Datenbanken. *Tuexenia* 33: 93–109, www.tuexenia.de, Göttingen.
- EWERT E. 1979: Zur Phytotoxizität von Ammoniak. – *Hercynia* N. F. 16: 75-80; Leipzig.
- FANGMEIER, A & JÄGER, H. (2001): Ammoniak. In. GUDERIAN, R [HRSG]: Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie, Band 2b: Terrestrische Ökosysteme: 27-38.
- FANGMEIER, A., HADWIGER-FANGMEIER, A., VAN DER ERDEN, L., JÄGER, H. (1994): Effects of atmospheric ammonia on vegetation – a review. – *Environ Pollut* 86: 43-82.
- FAO FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (2017): World fertilizer trends and outlook to 2020, 38 Seiten, Rom.
- FARQUHAR, G., FIRTH, P., WETSELAAR, R., WEIR, B. (1980): On the gaseous exchange of the ammonia between leaves and the environment: Determination of the ammonia compensation point. *Plant Physiol* 66: 710-714.
- FAY, P.A., S.M. PROBER, W.S. HARPOLE, J.M.H. KNOPS, J.D. BAKKER, E.T. BORER, E.M. LIND, A.S. MACDOUGALL, E.W. SEABLOOM, P.D. WRAGG, P.B. ADLER, D.M. BLUMENTHAL, Y.M. BUCKLEY, C. CHU, E.E. CLELAND, S.L. COLLINS, K.F. DAVIES, G.Z. DU, X.H. FENG, J. FIRN, D.S. GRUNER, N. HAGENAH, Y. HAUTIER, R.W. HECKMAN, V.L. JIN, K.P. KIRKMAN, J. KLEIN, L.M. LADWIG, Q. LI, R.L. MCCULLEY, B.A. MELBOURNE, C.E. MITCHELL, J.L. MOORE, J.W. MORGAN, A.C. RISCH, M.

- SCHÜTZ, C.J. STEVENS, D.A. WEDIN & L.H. YANG (2015): Grassland productivity limited by multiple nutrients. *Nat. Plant* 1: 15080.
- FGSV Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen (2018): Hinweise zur Prüfung von Stickstoffeinträgen in der FFH-Verträglichkeitsprüfung – Stickstoffleitfaden Straße, Ausgabe 2018, Entwurf Stand 17. Mai 2018, 150 Seiten, Bergisch Gladbach.
- FRATI L., SANTONI S., NICOLARDI V., GAGGI C., BRUNIALTI G. GUTTOVA A., GAUDINO S., PATI A, PIRINTSOS S.A. & LOPPI S. 2007: Lichen biomonitoring of ammonia emission and nitrogen deposition around a pig stockfarm. – *Environmental Pollution* 146: 311-316.
- GRYSCHKO R. & D. HORLACHER (2017). Evaluation of Nitrogen immobilisation. Working Group on Effects, ICP Modelling and Mapping, Switzerland on Thursday 23rd and Friday 24th February 2017, 3 Seiten, Olten.
- GUDERA, T. & A. MORHARD (2015): Hoch aufgelöste Modellierung des Bodenwasserhaushalts und der Grundwasserneubildung mit GWN-BW. – *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 59 (5), 205–216
- HEJCMAN, M, L SOCHOROVÁ, V PAVLU, J J Štrobach, M DIEPOLDER, J SCHELLBERG (2014): The Steinach Grassland Experiment: Soil chemical properties, swardheight and plant species composition in three cut alluvial meadow after decades-long fertilizer application. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 184, 76-87.
- HERMANN, A. (2018): Regelungsdefizite beim Schutz vor reaktivem Stickstoff (insbesondere für die Vollzugspraxis) am Beispiel Ammoniak – Vortrag Fachgespräch „Rechtliche Regelungen“, am 20. September 2018 im Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit, Berlin, 31 Seiten, Darmstadt, <https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/Fachgespraech-Rechtl-Regelungen-Stickstoff-Vollzugspraxis-Ammoniak.pdf>.
- HILL, M. O., PRESTON, C. D., BOSANQUET, S. D. S., & ROY, D. B. (2007). BRYOATT: attributes of British and Irish mosses, liverworts and hornworts. Centre for Ecology and Hydrology.
- HUSTED, S. & SCHJOERRING, J. (1995): A computer-controlled system for studying ammonia exchange, photosynthesis and transpiration of plant canopies growing and under controlled environmental conditions. 20 Seiten, – *Plant Cell Environ* 18: 1070-1077.
- ICP Forests (2018): Forest Conditions ICP Forests 2018 Executive Report.- <https://www.icp-forests.org/pdf/ER2018.pdf>
- ICP M&M International Cooperative Programme Modelling & Mapping [Hrsg.] (2017): Manual on methodologies and criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. Printversion UBA-Texte 52/2004, updated version 2017.- http://www.icpmapping.org/Mapping_Manual
- IGKB INTERNATIONALE GEWÄSSERSCHUTZKOMMISSION (2018): Limnologischer Zustand des Bodensees Nr. 42. - Jahresbericht 2016/2017 der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee, 140 S.
- JÄGER; U, J PETERSON; C BLANK (2002): 6510 Magere Flachland-Mähwiesen (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*), S. 132-142. In: Die Lebensraumtypen nach Anhang I der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie im Land Sachsen-Anhalt. Naturschutz in Land Sachsen Anhalt. Sonderheft, 368 S.

- JENNY, H. (1965): Bodenstickstoff und seine Abhängigkeit von Zustandsfaktoren. Zeitschrift für Pflanzenernährung, Düngung, Bodenkunde, Band 109, Heft 2, 97-112.
- KIEMLE, L, FUCHS, S. & K. HENNING (2015): Modellierung der Nährstoffeinträge in die Fließgewässer Baden-Württembergs für die Aktualisierung der Bewirtschaftungspläne nach WRRL - Modellbeschreibung und Ergebnisse der MONERIS-BW Version „März 2015“. – Hrsg.: LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, 105 S.
- KLEIJN D, BEKKER R. M., BOBBINK R., DE GRAAF M. C. C. & ROELOFS J. G. M. 2008: In search for key biogeochemical factors affecting plant species persistence in heathland and acidic grasslands: a comparison of common and rare species. – Journal of Applied Ecology 45: 680-687.
- KÖSTER, M., LOHRENGEL, B., HAINSCH, A., KLASMEIER, E., DÄMMGEN, U., MOHR, C., WALLASCH, M. (2012): Passamoni – Passivsammlermessungen zur Erfassung der Ammoniak-Belastung in Niedersachsen.: Beurteilung der Hintergrundbelastung in Niedersachsen 2009 bis 2011. Abschlussbericht Staatliches Gewerbeaufsichtsamt Hildesheim: 93 S.
- KULOZIK-ERBEN, A. (2007): Emissionen gasförmiger Stickstoff-Verbindungen (NH₃ und N₂O) aus Pflanzen in Abhängigkeit von der N-Versorgung und pflanzenartspezifischen Stoffwechseleigenschaften. Dissertation der Justus-Liebig-Universität Gießen: 162 S.
- KURZE, S., HEINKENT. & FARTMANN T. (2018): Nitrogen enrichment in host plants increases the mortality of common Lepidoptera species.- Oecologia, December 2018, Volume 188, Issue 4, pp 1227–1237.
- LANGFORD, A. & FEHSENFELD, F. (1992): Natural vegetation as a source or Sink for atmospheric ammonia: a case study. – Science 255: 581-583
- LAI Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz, AKN Arbeitskreises „Ermittlung und Bewertung von Stoffeinträgen“ (2012): Leitfaden zur Ermittlung und Bewertung von Stickstoffeinträgen.- 82 Seiten, Düsseldorf, Dessau und Karlsruhe.
- LAI Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz, FGN Fachgespräch Stickstoffdeposition der Länderarbeitsgemeinschaft Immissionsschutz (2018): Fußnote 10 des LAI-Leitfadens zu Stickstoffeinträgen.- Erläuterung vom 14. Juni 2018 von Prüß A. & Geupel M., 2. Seiten, Karlsruhe/Dessau.
- LAWA (2014): Korrelationen zwischen biologischen Qualitätskomponenten und allgemeinen chemischen und physikalisch-chemischen Parametern in Fließgewässern - Endbericht zum Projekt O 3.12 des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2012. - Bearbeitung: „umweltbüro essen Bolle & Partner GbR“ und „chromgruen Planungs- und Beratungs-GmbH & Co KG“ im Auftrag von Bund/Länder- Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), 190 S.
- LAWA (2014a): Empfehlung zur Übertragung flussbürtiger, meeres-ökologischer Reduzierungsziele ins Binnenland - LAWA-Arbeitsprogramm Flussgebietsbewirtschaftung / Produktdatenblatt WRRL-2.4.7. – Hrsg.: Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser Ständiger Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“ (LAWA-AO), 17 S.
- LAZBW (Landwirtschaftliches Zentrum für Rinderhaltung, Grünlandwirtschaft, Wild und Fischerei Baden-Württemberg, 2014): FFH-Mähwiesen Grundlagen - Bewirtschaftung - Wiederherstellung. LAZBW, 72 S.

- LENUWEIT U. 2009: Beeinträchtigungen von Amphibien – ein Überblick. – *Rana* 10: 14-25; Rangsdorf.
- LGRB – Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau (2016): Digitale Bodenkarte von Baden-Württemberg 1 : 50:000 (GeoLa), Blattschnittfreie Vektordaten und asugewählte Kennwerte für Kartiereinheiten. - Datenlieferung durch LGRB (W. Weinzierl, F. Waldmann) im Januar 2016 und März 2017
- LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg [Hrsg.] (2008): Vegetationsentwicklung im Grünland von 1985 bis 2006 - Vegetationsentwicklung auf Grünland-Dauerbeobachtungsflächen in Abhängigkeit von der Nutzung, der atmosphärischen Deposition und dem Klima in Baden-Württemberg. Karlsruhe, 157 S.
- LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (2008): Ammoniak in der Umwelt Messprogramm und Messergebnisse 2003-2007. 46 S.
- LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (2009): Arten Biotope, Landschaft – Schlüssel zum Erfassen, Beschreiben, Bewerten, 4. Aufl. – 296 S.; Karlsruhe.
- LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (2013): Handbuch zur Erstellung von Managementplänen für die Natura 2000-Gebiete in Baden-Württemberg, Version 1.3. – 460 S.; Karlsruhe.
- LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (2016): Kartieranleitung Offenland-Biotopkartierung Baden-Württemberg, 9. Aufl. – 156 S.; Karlsruhe.
- LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (2016): Kartieranleitung Offenland-Biotopkartierung Baden-Württemberg. – 9., überarb. Aufl. 156 S.; Karlsruhe.
- LUBW Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (2017): Digitale Ergebnisse der Sickerwassermodellierungen für Baden-Württemberg mit dem GWN-BW – Modell. – Datenlieferung durch LUBW (T. Gudera) im April 2017.
- LUBW Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (2019): Jahresdatenkatalog Fließgewässer – Auswertungen aus dem Fachinformationssystem Gewässerqualität (FISGeQua) zu Stickstoff an ausgewählten Messstellen im Januar 2019, Referat 41 Fließgewässerökologie, Karlsruhe.
- LUDWIG G. & SCHNITTLER M. (Bearb.) 1996: Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. – Schriftenreihe für Vegetationskunde 28: 1-744 + I-XVI; Bonn-Bad Godesberg.
- MAAS, S.; DETZEL, P. & A. STAUDT (2002): Gefährdungsanalyse der Heuschrecken Deutschlands - Verbreitungsatlas, Gefährdungseinstufung und Schutzkonzepte. Schriftreihe des Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bonn - Bad Godesberg, 401 S.
- MATTSSON, M.; HERRMANN, B.; DAVID, M.; LOUBET, B.; RIEDO, M.; THEOBALD, M. R.; SUTTON, M. A.; BRUHN, D.; NEFTEL, A. AND SCHJOERRING, J. K. (2009). Temporal variability in bioassays of the stomatal ammonia compensation point in relation to plant and soil nitrogen parameters in intensively managed grassland. *Biogeosciences*, 6: 171–179.
- MEIER R. (2018): Wenn die Luft zum Dünger wird.- Vortrag im Kolloquium ALN Kt. Zürich am 8.2.2018, 48 Folien.

- MELLERT, K. & KÖLLING, C. (2006): Stickstoffsättigung – ein wachsendes Problem ohne Lösung? – Forst und Holz 61: 95-98.
- MLR BADEN-WÜRTTEMBERG (2012): Agrarumweltprogramm des Landes Baden-Württemberg - MEKA III.
- MOHR, K., MEESENBURG, H., HORVÁTH, B., MEIWES, K. SCHAAF, J., DÄMMGEN, U. (2005): Bestimmung von Ammoniak-Einträgen aus der Luft und deren Wirkungen auf Waldökosysteme. Schlussbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes: 122 S.
- MOHR, K. & DÄMMGEN, U (2013): Belastung von Wäldern in Nordwest-Niedersachsen durch Ammoniak und Ammonium in der Umgebung von Tierhaltungsanlagen. Teil 2. Wirkungen auf Böden und Vegetation. - Landbauforsch Appl Agric Forestry Res 63(2): 129-142.
- MORGAN, J. & PARTON, W. (1989): Characteristics of ammonia volatilization from spring wheat. – Crop Sci 29: 726-731.
- MOUTONNET P., FARDEAU J.C. (1997): Inorganic Nitrogen in Soil Solution Collected with Tensionic Samplers. Soil Sci. Soc. Am. Madison, Wisc. 61:822–825.
- MULVANEY, R. L. (1996): Nitrogen: Inorganic forms, in Methods of Soil Analysis: Part 3. Chemical Methods. D. L. SPARKS ET AL. (Hrsg). Soil Sci. Soc. Am. Madison, Wisc. 1123–1184.
- NIJSSEN M.E., WALLISDEVRIES M.F. & SIEPEL H. 2017: Pathways for the effects of increased nitrogen deposition on fauna. – Biological Conservation 2017: 1-9
[<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2017.02.022>]
- OGEWV (2016): Verordnung zum Schutz von Oberflächengewässern. – Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit sowie Landwirtschaft und Verbraucherschutz.
- OLSON, J. (1958). Rates of Succession and Soil Changes on Southern Lake Michigan Sand Dunes. Botanical Gazette, 119(3), 125-170. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/2473440>.
- PITCAIRN C., LEITH I., SHEPPARD L & SUTTON M. 2006: Development of a nitrophobe/nitrophile classification for woodlands, grasslands and upland vegetation in Scotland. – Bericht im Auftrag der Scottish Environment Protection Agency (SEPA); 24. S.; Bush Estate, Penicuik, Midlothian.
- PRIESACK, E. (2006): Expert-N - Dokumentation der Modellbibliothek, FAM-Bericht 60, Hyronimus, München.
- REICHHOLF, J.H. (2017): Das Verschwinden der Schmetterlinge.- Deutsche Wildtier Stiftung, 70 Seiten, Hamburg.
- RIHM, B. & B. ACHERMANN (2016): Critical Loads of Nitrogen and their Exceedances. Swiss contribution to the effects-oriented work under the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (UNECE). Federal Office for the Environment, Bern. Environmental Studies no. 1642: 78p. <https://www.bafu.admin.ch/bafu/en/home/topics/air/publications-studies/publications/Critical-Loads-of-Nitrogen-and-their-Exceedances.html>
- RIHM B., URECH M. & PETER K. 2008: Mapping Ammonia Emissions and Concentrations for Switzerland – Effects on Lichen Vegetation. – In: SUTTON M.A., REIS S. & BAKER S.M.H. (edit.) 2008: Atmospheric Ammonia. Detecting emission changes an environmental impacts: 87-92. Springer.

- ROTH T., KOHLI L., RIHM B. & B. ACHERMANN (2013): Nitrogen deposition is negatively related to species richness and species composition of vascular plants and bryophytes in Swiss mountain grassland.- *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 178, p. 121–126.
- SCHJOERRING, J., HUSTED, S., MATTSON, M. (1998): Physiological parameters controlling plant-atmosphere ammonia exchange. – *Atmos Environ* 32: 491-498.
- SCHJOERRING, J., KYLLINGSBAEK, A., MORTENSEN, J., BYSKOV-NIELSEN, S. (1993): Field investigations of ammonia exchange between barley plants and the atmosphere. I. Concentration profiles and flux densities of ammonia. – *Plant Cell Environ* 32: 491-498.
- SEITLER, E. & THÖNI, L. (2012): Ammoniak-Immisionsmessungen in der Schweiz 2000 bis 2011. – *Forschungsstelle für Umweltbeobachtungen*: 57 S.
- SHEPPARD L.J., LEITH I.D., CROSSLEY A., VAN DIJK N., CAPE J.N., FOWLER D. & SUTTON A. (2008): Long-term cumulative exposure exacerbates the effects of atmospheric implications for critical levels. – In: SUTTON M.A., REIS S. & BAKER S.M.H. (edit.) 2008: *Atmospheric Ammonia. Detecting emission changes an environmental impacts*: 49-58. Springer.
- SSYMANK A., RÜCKRIEM C., SCHRÖDER E. & MESSER D. 1998: Das Europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und der Vogelschutz-Richtlinie. – *Schriftenr. Landschaftspflege Natursch.* 53: 1-560, 1 Karte, Bonn-Bad Godesberg.
- SSYMANK A, HAUKE U, RÜCKRIEM C & E. SCHRÖDER (1998): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) und der Vogelschutzrichtlinie (79/409/EWG). *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz*, Heft 53, Bonn-Bad Godesberg.
- STEFFEN W., K. RICHARDSON, J. ROCKSTRÖM, S. E. CORNELL, I. FETZER, E. M. BENNETT, R. BIGGS, S. R. CARPENTER, WIM DE VRIES, C. A. DE WIT, C. FOLKE, D. GERTEN, J. HEINKE, G. M. MACE, L. M. PERSSON, V. RAMANATHAN, B. REYERS, S. SÖRLIN (2015): Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet.- *Science* 347: Issue 6223, 1259855.- <http://science.sciencemag.org>.
- StickstoffBW (2014): Ermittlung standortspezifischer Critical Loads für Stickstoff – Dokumentation der Critical Limits und sonstiger Annahmen zur Berechnung der Critical Loads für bundesdeutsche FFH-Gebiete – Stand 2014.- *Fachdokumentendienst Umweltbeobachtung*, ID U26-S7-N12, 187 Seiten und Datenmappe, Karlsruhe
- StickstoffBW (2015): Analyse und Bewertung des Stickstoffhaushalts Baden-Württemberg - Kurzmitteilung 2/2015: Ausschreibung für einen Forschungswettbewerb .- *Fachdokumentendienst Umweltbeobachtung*, ID U15-S7-J15, 17 Seiten, Karlsruhe.
Download
- StickstoffBW (2016): Beurteilung der Stickstoffdeposition in Baden-Württemberg - Kurzmitteilung 1/2016 für eine zwischen Bund und Ländern abgestimmte Stickstoffstrategie .- *Fachdokumentendienst Umweltbeobachtung*, ID U10-S7-J16, 8 Seiten, Karlsruhe. Download
- StickstoffBW (2017a): Klärung der Anforderungen an die Stickstoffbilanzierung - Grundlagen und Methodik der Critical Levels, Critical Loads und Critical Surplus zur flächendeckenden Bewertung des Stickstoffhaushalts (CS-Bericht 2017).- vom Bund-Länder-Fachgespräch

- Stickstoffbilanz (FGNB), Fachdokumentendienst Umweltbeobachtung, ID U26-S7-N17, 32 Seiten, Karlsruhe. Download
- StickstoffBW (2017b): Reaktiver Stickstoff in der Atmosphäre von Baden-Württemberg - Interimslösung für die Ammoniakkonzentration und die Stickstoffdeposition (Depositionsbericht 2016).- Fachdokumentendienst Umweltbeobachtung, ID U46-S7-J16, 294,5 MB, Karlsruhe. Download
- StickstoffBW (2017c): Stickstoffüberschuss der Agrarwirtschaft in Baden-Württemberg - Regionalisierung des Stickstoffüberschusses nach der Hoftorbilanz auf Gemeindeebene - Stand 2014 (Überschussbericht 2017), Fachdokumentendienst Umweltbeobachtung, ID U79-S7-J14, 63 Seiten, Karlsruhe.
- StickstoffBW (2019): Der nicht geregelte Stickstoffkreislauf.- Vortrag auf der Umweltbeobachtungskonferenz 2018, 13 Seiten, www.bafu.ch, Bern.
- STOFFBILV (2017) Verordnung über den Umgang mit Nährstoffen im Betrieb und betriebliche Stoffstrombilanzen (Stoffstrombilanzverordnung - StoffBiIV) vom 14.12.2017, BGBl S. 3942, Bonn/Berlin.
- STORKEY, J. MACDONALD, A. J., POULTON¹, P. R., SCOTT¹, T., KÖHLER, I. H., SCHNYDER, H. , GOULDING, K. W. T. & M. J. CRAWLEY (2015): Grassland biodiversity bounces back from long-term nitrogen addition. *Nature* (528) 401-404.
- SUTTON M. A., SHEPPARD L. J. & FOWLER D. 2008: Potential for the Further Development and Application of Critical Levels to Assess the Environmental Impacts of Ammonia. – In: SUTTON M.A., REIS S. & BAKER S.M.H. (edit.) 2008: Atmospheric Ammonia. Detecting emission changes an environmental impacts: 41-48. Springer.
- SUTTON M.A., REIS S. & BAKER S.M.H. (edit.) (2008): Atmospheric Ammonia. Detecting emission changes an environmental impacts. – Springer. 464 S.
- TONN, BETTINA und MARTIN ELSÄßER (2016): Wie bewirtschaftete ich eine FFH-Wiese. Als Manuskript gedruckt, 2 S.
- TRAXLER, A. (1997): Handbuch des vegetationsökologischen Monitorings.- Teil A: Methoden, Umweltbundesamt Wien, 391 S.
- UBA (2004): The BERN Model: Bioindication for Ecosystem Regeneration towards Natural conditions.- Autoren A. Schlutow, P. Huebener, UBA Texte 22/2004, 56 Seiten, Berlin.
- UBA (2017): Validierung der nationalen Modellierung der Critical Loads.- Öffentliche Ausschreibung nach der Vergabe- und Vertragsordnung für Leistungen – Teil A „Allgemeine Bestimmungen für die Vergabe von Leistungen“ (VOL/A), UFOPLAN FKZ 3717 51 255 0, <https://www.umweltbundesamt.de/das-uba/ausschreibungen-zuwendungen>, 1 Seite, Dessau-Roßlau.
- UNECE United Nations Economic Commission for Europe [Hrsg.] (2010): Empirical critical loads and dose-response relationships.- ECE/EB.AIR/WG.1/2010/14, 8 Seiten, <http://www.unece.org>, Genf.
- USGS - U.S. GEOLOGICAL SURVEY (2018): Nitrogen (fixed) – Ammonia, Mineral Commodity Summaries, Seoet 116 – 117, www.search.usa.gov., Washington, DC, USA.
- VAN DER EERDEN L.J., DUECK T.A., POSTHUMUS A.C. & TONNEIJCK A.E.G. 1994: Assessment of critical levels for air pollution effects on vegetation: some considerations and a case study on

- NH₃. In: Ashmore M.R. & Wilsons R.B. (eds.): Critical Levels of Air Pollutants for Europe, 55–63. Department of Environment, London.
- VAN DER ERDEN, L., JÄGER, H. FANGMEIER, A (2001): Wirkungen von Stickstoffdeposition auf terrestrische Ökosysteme. In. GUDERIAN, R [HRSG]: Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxigologie, Band 2b: Terrestrische Ökosysteme: 27-38.
- VAN DER LINDE, SIETSE; SUZ, LAURA M.; ORME, C. DAVID L.; COX, FILIPA; ANDREAE, HENNING; ASI, ENDLA et al. (2018): Environment and host as large-scale controls of ectomycorrhizal fungi. In *Nature* 558 (7709), pp. 243–248. DOI: 10.1038/s41586-018-0189-9.
- VAN HOVE, L., VAN KOOTEN, ADEMA, E., O., VREDENBURG, W., PIETERS, G. (1989): Physiological Effects of long term exposure to low concentrations of SO₂ and NH₃ on poplar trees. – *Plant Cell Environ* 12: 899-908.
- VAN MIEGROET, H., COLE, D. W., BINKLEY, D. & P. SOLLINS (1989): Effects of Air Pollution on Western Forests, Chapter The effect of nitrogen accumulation nitrification on soil chemical properties in alder forests, pp. 515–528. Air and Waste Management Association, USA. Ed. Olson, R., A. Lefohn.
- VERBAND DEUTSCHER LANDWIRTSCHAFTLICHER UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALTEN (VDLUFA) (Hrsg.), 2002: Methode A 6.1.4.1, Bestimmung von mineralischem Stickstoff (Nitrat u. Ammonium) in Bodenprofilen (Nmin-Labormethode). In: Handbuch der Landwirtschaftlichen Versuchs- und Untersuchungsmethodik (VDLUFA-Methodenbuch), Bd. I Die Untersuchung von Böden, 4. Aufl., VDLUFA-Verlag, Darmstadt.
- WASSEN, M.J., OLDE VENTERINK, H., LAPSHINA, E.D. & FRANZISKA TANNEBERGER (2005): Endangered plants persist under phosphorus limitation. *Nature* 437: 547-550.
- WEIßBACH, F. (1995): Über die Schätzung des Beitrags der symbiontischen N₂-Fixierung durch Weißklee zur Stickstoffbilanz von Grünlandflächen. *Landbauforschung Völkenrode* 45(2), 67-74
- WEIßBACH, F. (1996): Zur Schätzung der Stickstoffbindung durch Weißklee auf Dauergrünland. 41 AGGF Jahrestagung, Aulendorf, 250-253.
- WILMOT M. (2018): Vortrag über das Niederländische Internettool AERIUS auf der 5. Sitzung des Bund-Länder Fachgesprächs Stickstoffdeposition (FGN) am 20. Februar 2018 im Umweltbundesamt Langen.- LUBW Fachdokumentendienst Umweltbeobachtung, ID U26-S7-N18, 20 Seiten, Karlsruhe.
- WÖRZ A. & M. THIV (2015): The temporal dynamics of a regional flora –The effects of global and-local impacts.- *Flora* 217, S. 99-108.
- WRRL (2000): Verordnung zum Schutz von Oberflächengewässern (Wasserrahmenrichtlinie). - Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates.