

TEXTE

60/2018

Critical Load Daten für die Berichterstattung 2015 – 2017 im Rahmen der Zusammenarbeit unter der Genfer Luftreinhaltekonvention (CLRTAP)

TEXTE 60/2018

Nationales Datenzentrum ICP Modelling & Mapping (CLTAP)
Berichterstattungspflichten an das Coordination Centre for Effects (CCE)

Projektnummer 43848 und 80075
UBA-FB 002680

Critical Load Daten für die Berichterstattung 2015 – 2017 im Rahmen der Zusammenarbeit unter der Genfer Luftreinhaltekonvention (CLRTAP)

von

Angela Schlutow, Hans-Dieter Nagel und Yoland Bouwer
ÖKO-DATA Strausberg

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber:

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
info@umweltbundesamt.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt

Durchführung der Studie:

Gesellschaft für Ökosystemanalyse und Umweltdatenmanagement mbH
(ÖKO-DATA)
Hegermühlenstraße 58
15344 Strausberg

Abschlussdatum:

Mai 2017

Redaktion:

Fachgebiet II 4.3 Luftreinhaltung und terrestrische Ökosysteme
Markus Geupel

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1862-4359

Dessau-Roßlau, August 2018

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den
Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung

Im Rahmen der Berichtspflichten Deutschlands für die Konvention über weitreichende grenzüberschreitende Luftverunreinigungen wurde ein neuer deutscher Datensatz zu den ökosystemspezifischen Belastungsgrenzen (Critical Load) für das europäische Koordinierungszentrum bereitgestellt. Die Berechnung der Critical Load für versauernde Schwefel- und Stickstoffeinträge sowie für die eutrophierende Stickstoffbelastung erfolgte entsprechend des 2017 aktualisierten Mapping Manual nach der Massenbilanzmethode. Darüber hinaus wurden zusätzlich auch Critical Load mit dem Schutzziel Biodiversität bestimmt. Erstmals verwendet wurden die Landnutzungsinformationen aus dem hochaufgelösten Datensatz CORINE 2012. Der deutsche Datensatz besteht aus 1,26 Millionen Einzelwerten und repräsentiert etwa 30 Prozent der Landesfläche.

Zur Bewertung der Risiken, denen naturnahe Ökosysteme durch den Eintrag von Luftschadstoffen ausgesetzt sind, wurden die Critical Load den Stoffeinträgen aus den Jahren 2009, 2010 und 2011 gegenübergestellt. Bei Überschreitung der Belastungsgrenzen sind die Ökosysteme durch den Eintrag von Schwefel- und Stickstoffverbindungen einem Versauerungsrisiko ausgesetzt bzw. unterliegen einer unzulässigen Eutrophierung (nur Stickstoff). Damit einher geht die Gefährdung der Biodiversität in Deutschland. Beim Schutz vor Versauerung zeigen die Maßnahmen zur Luftreinhaltung große Wirkung. So verminderte sich der Anteil an Ökosystemen, die von Überschreitungen des Critical Load für Säureeinträge betroffen sind, von ehemals über 80 Prozent im Jahr 1990 auf nunmehr ca. 30 Prozent (Jahr 2011). Deutlich geringere Entlastungen gab es beim Schutz vor Eutrophierung, wo auch im Jahr 2011 noch ca. 65 Prozent aller Ökosysteme durch Überschreitung der zulässigen Stickstoffeinträge gefährdet bleiben.

Abstract

Within the framework of Germany's reporting obligations for the Convention on Long-range, Transboundary Air Pollution, a new German dataset for ecosystem-specific critical loads was made available to the European Co-ordination Center. The calculation of the critical load for acidifying sulfur and nitrogen inputs as well as for eutrophying nitrogen inputs were calculated using the mass balance method as stipulated in the Mapping Manual (updated 2017). In addition, critical loads were also calculated for the preservation of biodiversity. For the first time the land use information was taken from the high-resolution CORINE 2012 data set. The German data set consists of 1.26 million individual values and represents about 30 percent of the total land area.

In order to assess the risks to which near-natural ecosystems are exposed to the input of airborne pollutants, the critical loads were compared to the deposition data for the years 2009, 2010 and 2011. If the critical loads are exceeded, the ecosystems are exposed to a risk of acidification by the addition of sulfur and nitrogen compounds or are subject to an unacceptable level of eutrophication (nitrogen only). Linked to this, are the risks to biodiversity in Germany. In the case of protection against acidification, the implemented measures for air pollution control have shown to be effective. The proportion of ecosystems affected by the critical load exceedances for acidification drastically decreased from 80 percent in 1990 to about 30 percent (year 2011). A less significant decrease is observed through the measures implemented for protection against eutrophication, where in 2011 about 65 percent of all ecosystems remain vulnerable through exceedance of permissible nitrogen inputs.

Inhaltsverzeichnis

8	Abbildungsverzeichnis	8
	Tabellenverzeichnis	11
	Abkürzungsverzeichnis	14
	Zusammenfassung.....	15
	Summary.....	23
1	Aufgabenstellung für das Nationale Datenzentrum, Veranlassung und umweltpolitische Einordnung.....	30
2	Erhebung und Vorbereitung von Grundlagendaten für den CFD	34
2.1	Anpassung der Daten an das CCE Analyseraster	34
2.2	Grundlagendaten für die Ermittlung von Critical Loads	34
2.2.1	Klimadaten	34
2.2.2	Bodendaten.....	35
2.2.3	Landnutzungsdaten.....	35
2.2.4	Sickerwasserraten	36
2.2.5	Depositionsdaten	36
2.3	Ableitungen und Regionalisierung der ökologischen Rezeptoren.....	37
2.3.1	Ableitung von pflanzengeographischen Klimaregionaltypen	37
2.3.2	Referenz-Bodenprofile	40
2.3.3	Klassifizierung der Nutzungstypen	40
2.3.4	Ableitung von Vegetationsformen aus der Kombination von pflanzengeographischem Klimabereich, CORINE-Landnutzungstyp und Referenz-Bodenprofilen	40
3	Empirische Critical Load für eutrophierenden Stickstoff.....	42
4	Critical Load nach Massenbilanzmethode zum Schutz vor eutrophierenden Stickstoffeinträgen.....	44
4.1	Methodischer Ansatz und allgemeine Grundlagen	44
4.2	Erhebung und Berechnung der Eingangsdaten	45
4.2.1	Aufnahmerate von Stickstoff und basischen Nährkationen in die Biomasse	45
4.2.2	Stickstoff-Denitrifikationsrate	56
4.2.3	Stickstoff-Immobilisierungsrate	60
4.2.4	Tolerierbare N-Auswaschungsrate mit dem Sickerwasser	64
4.3	Ergebnisse der Critical Load-Berechnung für eutrophierenden Stickstoff	67
5	Critical Load nach Massenbilanzmethode zum Schutz vor Versauerung	71
5.1	Methodischer Ansatz und allgemeine Grundlagen	71
5.2	Erhebung und Berechnung der Eingangsdaten	73

5.2.1	Deposition basischer Kationen und Chlorid-Ionen	73
5.2.2	Freisetzungsrates basischer Kationen durch Verwitterung	75
5.2.3	Netto-Aufnahmeraten basischer Kationen in Biomasse und Entzug durch Ernte	81
5.2.4	Kritische Austragsrate der Säureneutralisationskapazität mit dem Sickerwasser ($ANC_{le(crit)}$)	84
5.3	Ergebnisse der Critical Load-Berechnungen für Säureeinträge	90
6	Critical Load zum Schutz der Biodiversität	93
6.1	Bewertungsmaßstäbe für den Schutzstatus der Biodiversität	93
6.2	Modellansatz für die Ermittlung der Critical Loads für den Stickstoffeintrag zum Schutz der Biodiversität (CLN_{max})	94
6.3	Modellansatz für die Ermittlung der Critical Loads für den Schwefeleintrag zum Schutz der Biodiversität (CLS_{max})	95
6.4	Das BERN-Modell – Grundlagen und Modellansatz	96
6.4.1	Übersicht der Arbeitsschritte zur Erstellung der BERN4-Datenbank	97
6.4.2	Pflanzensoziologische Daten	98
6.4.3	Zuordnung klimaökologischer Daten zu Pflanzengesellschaften	101
6.4.4	Zuordnung der Bodenparameter zu Pflanzengesellschaften	102
6.4.5	Ermittlung der ökologischen Nischen einer Art	111
6.4.6	Ermittlung der Möglichkeitsfunktion einer Pflanzengesellschaft	117
6.4.7	Ableitung von vegetationsspezifischen Critical Limits aus den Möglichkeitsfunktionen der Pflanzengesellschaften mit dem BERN4-Modell	119
6.5	Ergebnisse der CL-Berechnungen zum Schutz der Biodiversität	127
6.6	Bestimmung des Habitat Suitability Index (HSI)	129
7	Vergleich der Critical Load mit den Depositionen	130
7.1	Berechnung der Überschreitungen der Critical Loads	130
7.1.1	Überschreitungen der Critical Loads für Versauerung durch die Schwefel- und Stickstoff-Depositionen	130
7.1.2	Überschreitungen der Critical Loads für Eutrophierung durch die Stickstoff- Depositionen	131
7.2	Bewertung der Überschreitungen 2009-2011 in Deutschland	131
8	Quellenverzeichnis	133
Anhang 1: Literaturquellen der Stetigkeitstabellen und Standortbeschreibungen der in Deutschland vorkommenden naturnahen und halbnatürlichen Pflanzengesellschaften, für die im deutschen Datensatz zum CFD2017 Critical Loads ermittelt wurden		143

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Critical Loads zum Schutz vor Eutrophierung	19
Abbildung 2:	Critical Loads zum Schutz vor Versauerung.....	20
Abbildung 3:	Überschreitung der Critical Loads für Versauerung in den Jahren 2009, 2010 und 2011	22
Abbildung 4:	Überschreitung der Critical Loads für Eutrophierung in den Jahren 2009, 2010 und 2011	22
Abbildung 5:	Critical loads to protect from eutrophication.....	26
Abbildung 6:	Critical loads to protect from acidification	27
Abbildung 7:	Exceedance of critical loads for acidification in the years 2009, 2010 and 2011	29
Abbildung 8:	Exceedance of critical loads for eutrophication in the years 2009, 2010 and 2011	29
Abbildung 9:	Klimadaten im langjährigen Mittel (DWD 2012)	35
Abbildung 10:	Pflanzengeographische Klimabereiche (Nomenklatur der Klimabereiche nach BGR 2014a, Abgrenzung der Klimabereiche aggregiert auf Basis nach BMVBS 2013, Nummerncodes entsprechen Tabelle 6)	39
Abbildung 11:	Zuordnung der Vegetationsgesellschaften zur EUNIS-Klassifikation (generalisiert).....	41
Abbildung 12:	Ableitung der empirischen Critical Load für eutrophierenden Stickstoff	43
Abbildung 13:	Critical Loads zum Schutz vor Eutrophierung, dabei $CL_{nut}N = CL_{eut}N$..	70
Abbildung 14:	Critical Loads zum Schutz vor Versauerung durch Schwefeleinträge, $CL_{max}S$	92
Abbildung 15:	Flussschema für die Erstellung der BERN4-Datenbank und die Modellierung der Möglichkeitsfunktion für die Existenz von Pflanzengesellschaften auf dieser Grundlage.....	97
Abbildung 16:	Ausschnitt aus der textlichen Beschreibung der Pflanzengesellschaft Asperulo-Fagetum sylvatici (typ. Subass.) Mayer 1964 em. Scamoni 1967 in Passarge u. Hofmann (1968, S. 103) mit Angaben zu den Standortfaktoren an den Fundorten der Gesellschaft	99
Abbildung 17:	Ausschnitt aus der Stetigkeitstabelle der Pflanzengesellschaft Asperulo-Fagetum sylvatici (typ. Subass.) Mayer 1964 em. Scamoni 1967 in Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 15a mit Angaben zur Stetigkeit (rechte Ziffer der 2-stelligen Zahl hinter dem Artnamen) und Deckungsgarden (linke Ziffer der 2-stelligen Zahl hinter dem Artnamen) in der Klassifizierung nach Braun-Blanquet (1964)	100
Abbildung 18:	Auszug aus der Bodendatenbank mit klima-und nutzungsdifferenzierten Referenzprofilen der BÜK1000N (BGR 2014a)	104

Abbildung 19:	Formular für den Übertrag der Literatur-Informationen in die BERN4-Datenbank am Beispiel des <i>Asperulo-Fagetum sylvatici</i> (typ. Subass.) Mayer 1964 em. Scamoni 1967 mit Zuordnung der Bodenformen zu 674 Referenzbodenprofilen der BÜK1000N (BGR 2014a) 105
Abbildung 20:	Auszug aus der BERN4-Datenbank mit der Beispielgesellschaft <i>Asperulo-Fagetum sylvatici</i> (typ. Subass.) Mayer 1964 em. Scamoni 1967. Dargestellt ist die Zuordnung von Referenzprofilen der BÜK1000N und der Level II-Standorte (3. Spalte) mit den über die durchwurzelte Tiefe gemittelten Referenzwerten für die Basensättigung (9. Spalte) und den pH-Wert (6. Spalte) sowie die anhand der Humusformen abgeleiteten C/N-Spannen (7. u. 8. Spalte) 109
Abbildung 21:	Auszug aus der BERN4-Datenbank mit der Beispielgesellschaft <i>Asperulo-Fagetum sylvatici</i> (typ. Subass.) Mayer 1964 em. Scamoni 1967 mit den Spannen für pH (3.-4. Spalte), für Basensättigung (5.-6. Spalte), C/N (7.-8. Spalte) aus den zugeordneten gesellschaftstypischen Referenzprofilen sowie 3 weitere Standortparameter (Volumetrischer Wassergehalt, Vegetationszeitlänge und Klimatische Wasserbilanz in der Vegetationszeit), 109
Abbildung 22:	Datenbank-Tabelle aus BERN4 (Auszug) mit der Zuordnung aller Pflanzengesellschaften und ihrer ökologischen Nischen, in denen eine Art vorkommt, am Beispiel der Art <i>Polytrichum formosum</i> (Schönes Frauenhaarmoos) 112
Abbildung 23:	Datenbank-Tabelle aus BERN4 (Auszug) mit der Zuordnung einer Art zu allen sie enthaltenden Pflanzengesellschaften, mit der Angabe des Deckungsgrades (%) und ob die Art in der Gesellschaft höchstet oder als Charakterart vorkommt (am Beispiel der Art <i>Polytrichum formosum</i>) 114
Abbildung 24:	Datenbank-Tabelle aus BERN4 (Auszug) mit den Optimum-Spannen für die Nischen des pH-Wertes, der Basensättigung und des C/N-Verhältnisses der Arten (am Beispiel der Art <i>Polytrichum formosum</i>) 114
Abbildung 25:	Datenbank-Tabelle aus BERN4 (Auszug) mit den (unscharfen) Gesamtspannen sowie den Optimum-Spannen für die Nischen des pH-Wertes, der Basensättigung und des C/N-Verhältnisses der Arten (am Beispiel der Art <i>Polytrichum formosum</i>) 115
Abbildung 26:	Diagramm der Möglichkeitsfunktion einer Art hinsichtlich eines Standortfaktors am Beispiel der Basensättigung für die Art <i>Polytrichum formosum</i> 115
Abbildung 27:	C/N-Mittelwert des Optimumplateaus der ökologischen Nische der Arten (aus BERN4) versus N-Zahl (Ellenberg et al. 2001) 116
Abbildung 28:	BS-Mittelwert des Optimumplateaus der ökologischen Nische der Arten (aus BERN4) versus R-Zahl (Ellenberg et al. 2001) 117
Abbildung 29:	Prinzipiskizze der Möglichkeitsfunktionen der dominanten höchsteten und Charakter-Arten (farbige Trapeze) und der resultierenden

	Möglichkeitsfunktion der Pflanzengesellschaft in Abhängigkeit von einem Standortparameter (schwarze Kurve), hier am Beispiel des Asperulo-Fagetum sylvatici (typ. Subass.) Mayer 1964 em. Scamoni 1967 in Beziehung zur Basensättigung	118
Abbildung 30:	Prinzipskizze für die Berechnung von Critical Limits aus der Möglichkeitsfunktion der Pflanzengesellschaft, hier am Beispiel der Critical Limits $C/N_{crit(bdiv)}$ und $BS_{crit(bdiv)}$ des Asperulo-Fagetum sylvatici (typ. Subass.) Mayer 1964 em. Scamoni 1967.....	119
Abbildung 31:	$C/N_{crit(bdiv)}$ versus N-Zahl (Ellenberg et al. 2001)	120
Abbildung 32:	$BS_{crit(bdiv)}$ versus R-Zahl (Ellenberg et al. 2001)	120
Abbildung 33:	Vergleich der berechneten $[N]_{crit(bdiv)}$ auf Basis der Referenzprofil-Daten der BÜK1000N (BGR 2014a) und auf Basis der statistisch ausgewerteten Messdaten aus BGR (2007)	123
Abbildung 34:	Vergleich der berechneten $N_{le(acc)}$ auf Basis der Referenzprofil-Daten der BÜK1000N (BGR 2014a) und auf Basis der statistisch ausgewerteten Messdaten aus BGR (2007)	124
Abbildung 35:	Vergleich der berechneten CLN_{max} auf Basis der Referenzprofil-Daten der BÜK1000N (BGR 2014a) und auf Basis der statistisch ausgewerteten Messdaten aus BGR (2007)	124
Abbildung 36:	Critical Loads für Stickstoffeinträge mit dem Schutzziel Biodiversität.....	127
Abbildung 37:	Critical Loads für Schwefeleinträge mit dem Schutzziel Biodiversität.....	127
Abbildung 38:	Vergleich der Critical Load Daten, die nach unterschiedlichen Verfahren und mit verschiedenen Schutzzielen berechnet wurden	129
Abbildung 39:	Critical Load-Funktion für versauernde Schwefel- und Stickstoffeinträge (blaue Linie) sowie die beispielhafte Darstellung möglicher Fälle der Lage von Depositionspunkten (S^*_{dep}, N_{dep}) in Bezug zur Critical Loads-Funktion für Versauerung (Regionen).....	130
Abbildung 40:	Überschreitung der Critical Loads für Versauerung durch Schwefel- und Stickstoffeinträge in den Jahren 2009 bis 2011	132
Abbildung 41:	Überschreitung der Critical Loads für Eutrophierung durch Stickstoffeinträge in den Jahren 2009 bis 2011.....	132

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Protokolle zum Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung von 1979 der Wirtschaftskommission der UN für Europa (UNECE)	30
Tabelle 2:	Nach dem revidierten Gothenburg-Protokoll für Deutschland vorgesehene Minderungsziele für die Emission von Luftschadstoffen (UNECE 2017).....	31
Tabelle 3:	Nach der NERC-RL für Deutschland vorgeschriebene prozentualen Minderungsziele für den Zeitraum bis 2030 im Vergleich zum Bezugsjahr 2005.....	32
Tabelle 4:	Rezeptortypen und deren Flächenanteile nach CORINE (CLC 2012) in Deutschland	36
Tabelle 5:	Klimagliederung auf Basis von Jahresmitteltemperatur und Jahressumme des Niederschlags (BMVBS 2013)	38
Tabelle 6:	Zusammenfassung der Klimagliederung auf Basis von Jahresmitteltemperatur und Jahressumme des Niederschlags zu Klimagebieten (nach BMVBS 2013)	39
Tabelle 7:	Spannen der Ertragspotenziale der Haupt- und Nebenbaumarten ...	47
Tabelle 8:	Spezifische Dichten von Stammholz und Rinde sowie deren Masseverhältnisse (BMVBS 2013)	48
Tabelle 9:	Spannen der Ertragspotenziale der verschiedenen Vegetationstypen der waldfreien naturnahen/halbnatürlichen Ökosysteme (BMBVS 2013)	48
Tabelle 10:	Haupteinflussfaktoren der Ertragsbildung	49
Tabelle 11:	Klassifizierung bodenartabhängiger Bodeneigenschaften bezüglich des Einflusses auf potenzielle Holz- und Grünlanderträge (BMVBS 2013)	50
Tabelle 12:	Länge der Hauptwurzeltracht nach Köstler et al. (1968) und die Wurzeltracht abschneidende nicht durchwurzelbare Horizonte (BMVBS 2013)	52
Tabelle 13:	N-Gehalte in Derbholz mit Rinde der Hauptbaumarten (Jacobsen et al. 2002, De Vries et al. 1990)	54
Tabelle 14:	Netto-Stoffgehalte durch die verschiedenen Vegetationstypen der waldfreien naturnahen Ökosysteme (BMBVS 2013)	54
Tabelle 15:	Statistische Verteilung der für die deutschen Rezeptorflächen ermittelten Aufnahme rate von Stickstoff in die erntbare Biomasse (N_u)	55
Tabelle 16:	Matrix zur Ermittlung der Denitrifikationsfaktoren und Tongehaltsklassen (verändert nach De Vries 1991 sowie Reinds et al. 2001, zit. in UBA 2004 und CLRTAP 2016)	57
Tabelle 17:	Tongehalt der Bodenart nach Bodenkundlicher Kartieranleitung KA5 (AG Boden 2005, S. 142, Abbildung 17).....	57

Tabelle 18:	Zuordnung des Drainage-Status für hydromorphe Horizonte der Referenzbodenprofile der BÜK1000N	58
Tabelle 19:	Statistische Verteilung der ermittelten der Denitrifikationsrate (N_{de}) für die Rezeptorflächen im deutschen Critical Load Datensatz.....	58
Tabelle 20:	Matrix zur Ermittlung der Stickstoff-Immobilisierungsrate in Abhängigkeit von der Jahresmitteltemperatur (CCE Status Report 2001, S. 142)	61
Tabelle 21:	Statistische Verteilung der für die deutschen Rezeptorflächen ermittelten der temperaturabhängigen Immobilisierungsrate (N_i)...	62
Tabelle 22:	Kritische N-Konzentrationen in der Bodenlösung ($[N]_{crit}$) zur Berechnung von Critical Loads für den CDF2016/2017 nach Mapping Manual (CLRTAP 2016), ergänzt nach BMVBS 2013 (*) und CCE 2015 (**).....	65
Tabelle 23:	Statistische Verteilung der für die deutschen Rezeptorflächen ermittelten akzeptablen Stickstoff-Auswaschungsrate ($N_{le(acc)}$)	66
Tabelle 24:	Statistische Verteilung der seesalzkorrigierten Depositionsrate basischer Kationen (BC_{dep}^*)	74
Tabelle 25:	Zuordnung der in Deutschland typischen Ausgangssubstrate (entsprechend Legenden zur BÜK1000N) zu den Substratklassen	75
Tabelle 26:	Ton- Schluff- und Sandgehalte der Bodenarten nach Bodenkundlicher Kartieranleitung KA5 (AG Boden 2005, S. 142, Abbildung 17), daraus abgeleitet die Texturklasse entsprechend Mapping Manual (UBA 2004, Tabelle 5.12).....	77
Tabelle 27:	Bestimmung der Verwitterungsklasse.....	78
Tabelle 28:	Berechnungsfaktor f_{CaMgK} für den Anteil der pflanzenverfügbaren Ca+Mg+K-Ionen an der Gesamtmenge verwitternder basischer Kationen.....	80
Tabelle 29:	Statistische Verteilung der ermittelten Freisetzungsrate basischer Kationen durch Verwitterung (BC_w).....	81
Tabelle 30:	Netto-Stoffgehalte in Derbholz mit Rinde der Hauptbaumarten (Jacobsen et al. 2002, De Vries et al. 1990).....	82
Tabelle 31:	Netto-Stoffgehalte durch die verschiedenen Vegetationstypen der waldfreien naturnahen Ökosysteme (BMVBS 2013)	82
Tabelle 32:	Statistische Verteilung der für die deutschen Rezeptorflächen ermittelten Aufnahme rate basischer Kationen in die erntbare Biomasse (BC_u)	83
Tabelle 33:	Netto-Stoffgehalte in Derbholz und Rinde der Hauptbaumarten nach de Vries et al. (1990), Kimmings u. a. (1985), Trüby (1994)	83
Tabelle 34:	Vegetationsabhängige kritische Verhältnisse von Basischen Nährkationen zu Aluminium und Protonen (Sverdrup und Warfvinge, 1993)	85
Tabelle 35:	Pufferbereiche und kritische untere Spannungsgrenze des pH-Wertes für die Pufferbereiche der Böden (nach Ulrich 1981 und 1987)	86

Tabelle 36:	Zuordnungs-Matrix von Basensättigung und pH-Stufe aus der BÜK1000N zu einem mittleren pH-Wert pro Horizont der Referenzbodenprofile nach KA5 (AG Boden 2005, S. 367, 371).....	87
Tabelle 37:	Logarithmischer GAPON-Austausch-Koeffizient Al bzw. H zu Ca+Mg+K [eq m^{-3}] ^{-1/2} (DeVries und Posch 2003).....	89
Tabelle 38:	Statistische Verteilung der für die deutschen Rezeptorflächen ermittelten akzeptablen Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität nach 4 Kriterien (-ANC _{le(crit)})	89
Tabelle 39:	Anzahl von Datensätzen in der BERN-Datenbank mit Stand Mai 2017	101
Tabelle 40:	Zuordnungs-Matrix der pH-Stufen aus der BÜK1000N zu einem mittleren pH- und BS-Wert pro Horizont der Referenzprofile nach KA5 (AG Boden 2005, S. 367).....	107
Tabelle 41:	Zuordnungs-Matrix von C/N-Spannen zu den Humusformen der BÜK1000N- Referenzprofile (Zusammenfassung aus Referenzwerten der Level II-Datenbank), ergänzt nach Succow und Joosten (2001) sowie Jenssen et al. (2013)	108
Tabelle 42:	Gegenüberstellung von Parameterwerten anderer Quellen mit den Modellierungsergebnissen aus BERN4 (incl. Standort-Pflanzen-Paare der Level II-Datenbank)	110
Tabelle 43:	statistischer Vergleich der $[\text{N}]_{\text{crit}(\text{bdiv})}$, der $\text{N}_{\text{le}(\text{acc})}$ und der Critical Loads für den eutrophierenden N-Eintrag $\text{CLN}_{\text{max}(\text{bdiv})}$, jeweils einerseits unter Berücksichtigung der C_{org} -Werte aus der BÜK1000N (BGR 2014a) oder andererseits aus den C_{org} -Messungen (BGR 2007) (n=423).....	125
Tabelle 44:	statistischer Vergleich der Critical Limits $[\text{N}]_{\text{crit}}$ auf Basis der aktuellen BERN4-Datenbank (BERN4) mit den $[\text{N}]_{\text{crit}}$ nach Mapping Manual (CLRTAP 2016, Tab. V.5) (n=239) und nach BAST (ARGE Stickstoff BW 2014) (n=185)	126
Tabelle 45:	Vergleich der nach Massenbilanzmethode aus dem Mapping Manual berechneten Critical Loads mit denen unter Einbeziehung des Schutzguts Biodiversität durch Limits, abgeleitet aus dem BERN4-Modell.....	128

Abkürzungsverzeichnis

BAST	Bundesanstalt für Straßenwesen
BÜK	Bodenübersichtskarte Deutschlands, Maßstab 1:1Mio. (BÜK1000) oder 1:200.000 (BÜK200)
CBD	Übereinkommen über die biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity, CBD)
CL	Critical Load
CLC	CORINE Land Cover, Bodennutzung nach dem europäischen CORINE Projekt
CLF	Critical-Load-Funktion
CLRTAP	Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung von 1979 der UNECE (Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, CLRTAP)
CORINE	Karte der Bodenbedeckung, CORINE Land Cover 2006 (CLC 2006), siehe online im Internet: URL: http://sia.eionet.europa.eu/CLC2006
DWD	Deutscher Wetterdienst
EMEP	European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP), siehe online im Internet: URL: http://www.emep.int
EUNIS	Europäische Klassifikation der Ökosysteme, European Nature Information System (EUNIS), siehe online im Internet: URL: http://eunis.eea.europa.eu
FFH	Schutzgebiete nach der Flora, Fauna, Habitat Direktive, im englischen Sprachraum Special Areas of Conservation (SAC)
FKZ	Forschungskennzahl des UBA
GIS	Geografisches Informationssystem
LRT	Lebensraumtyp
MAPESI	Modelling of Air Pollutants and Ecosystem Impact, UBA-FKZ
Natura 2000	nach der europäischen Schutzverordnung ausgewiesene Gebiete
NFC	National Focal Center, Nationale Partner- und Koordinierungsstellen für das ICP Modelling & Mapping
NatPark	Nationalpark
PINETI	Pollutant Input and Ecosystem Impact, UBA-FKZ
SAC	Schutzgebiete nach der Flora, Fauna, Habitat Direktive, im englischen Sprachraum Special Areas of Conservation (SAC)
SMB	Einfache Massenbilanzmethode (Simple Mass Balance)
SPA	Vogelschutzgebiete, im englischen Sprachraum Special Protection Areas (SPA)
UBA	Umweltbundesamt

Zusammenfassung

Im Rahmen des Übereinkommens über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, CLRTAP) der Wirtschaftskommission der UN für Europa (UNECE), dem Deutschland 1982 beigetreten ist, sollen ebenso wie im Maßnahmenpaket der EU für saubere Luft in Europa die schädigenden Wirkungen der Luftschadstoffe auf den Menschen und die Umwelt stetig reduziert und letztendlich vermieden werden.

Für die terrestrischen Ökosysteme sind Luftschadstoffe neben dem Klimawandel ein wesentlicher Risikofaktor und gefährden den Erhalt der biologischen Vielfalt in Deutschland. Bereits seit den 80er Jahren des letzten Jahrhunderts werden daher der Eintrag von Schadstoffen aus der Luft analysiert und die sich daraus ergebenden Gefährdungen abgeschätzt. Insbesondere die Versauerung durch Schwefel- und Stickstoffverbindungen sowie die übermäßigen Nährstoffeinträge (Eutrophierung), die durch oxidierten Stickstoff (Stickstoffoxide) und reduzierten Stickstoff (Ammoniak) erfolgen, sollen vermindert und letztendlich auf ein naturverträgliches Maß begrenzt werden. Als dieses naturverträgliche Maß und zur Bewertung der Risiken, denen naturnahe Ökosysteme durch den Eintrag von Luftschadstoffen ausgesetzt sind, werden wirkungsbezogene Belastungsgrenzen, sogenannte Critical Load ermittelt.

Unter dem Begriff Critical Load sind naturwissenschaftlich begründete Grenzwerte zu verstehen, die sich aus Forschungsergebnissen zu den Wirkungen von Luftschadstoffen ableiten lassen. Die Einhaltung oder Unterschreitung solcher Belastungsgrenzwerte gibt nach heutigem Wissen Gewähr dafür, dass ein ausgewähltes Schutzgut, der ökologische Rezeptor, weder akut noch langfristig geschädigt wird. Die Definition von Critical Load lautet:

“A quantitative estimate of an exposure to one or more pollutants below which significant harmful effects on specified sensitive elements of the environment do not occur according to present knowledge” (UBA 2004).

Im Rahmen der Berichtspflichten Deutschlands für die CLRTAP wurde im Mai 2017 ein neuer deutscher Critical Load-Datensatz zu den ökosystemspezifischen Belastungsgrenzen für das europäische Koordinierungszentrum (CCE) bereitgestellt. Dazu war ein entsprechender „Call For Data“ vom CCE herausgegeben worden, der den Bearbeitungszeitraum 2015 bis 2017 (CFD 2015 – 2017) umfasst.

Aus dem Vergleich dieser maximal zulässigen Einträge (Critical Load) mit den aktuell gemessenen oder modellierten Schadstofffrachten kann die Einhaltung bzw. Überschreitung der ökologischen Belastungsgrenzen ermittelt werden. Ebenso können die Fortschritte bei der Luftreinhaltung und die Wirksamkeit eingeleiteter Maßnahmen daran überprüft werden.

Generelles Ziel ist, dass die Critical Load zukünftig nicht mehr überschritten werden. In Deutschland fordert die Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt alle empfindlichen Ökosysteme vor Versauerung und Eutrophierung zu schützen (BMU 2007). Das bedeutet die Einhaltung der Critical Load zu gewährleisten. Auch im Rahmen der Deutschen Nachhaltigkeitsstrategie (NHS) ist der Schutz der Ökosysteme vor Eutrophierung einer der Indikatoren. Dem übergeordneten Ziel „Einhaltung der Critical Loads“ will die Bundesregierung sich schrittweise nähern und bis 2030 eine Reduzierung der von Eutrophierung betroffenen Flächen um 35 % gegenüber 2005 erreichen (NHS 2016).

Die Critical Load-Modellierung in Deutschland erfolgt entsprechend des 2017 aktualisierten Mapping Manual des ICP Modelling & Mapping. Angewendet wird die einfache Massenbilanzmethode (Simple Mass Balance, kurz SMB-Methode), wie sie im Mapping Manual ausführlich beschrieben wird (CLRTAP 2017), und stützt sich im Wesentlichen auf folgende Eingangsdaten:

- ▶ Klimadaten (Temperatur und Niederschlag) im langjährigen Mittelwert, Periode 1981 – 2010,
- ▶ Bodendaten (Referenz-Bodenprofile),
- ▶ Sickerwasserraten,
- ▶ Landnutzungsdaten (CORINE 2012) und
- ▶ Depositionsdaten.

Ein grundlegender Modellierungsschritt im Rahmen der SMB-Modellierung ist die Ableitung der Rezeptoren. Als Rezeptoren versteht man Ökosysteme, welche für die eutrophierenden bzw. versauernden Wirkungen von Stickstoff und Schwefel empfänglich sind und einen gewissen Schutzstatus aufweisen. In diesem Projekt werden die (semi-)terrestrischen naturnahen und halbnatürlichen Ökosysteme als Rezeptoren betrachtet, d. h. Wälder und Offenland-Ökosysteme. Agrarisch stark genutzte Flächen, andere von anthropogener Nutzung standortfremd überprägte Flächen oder aber auch Wasserflächen gelten nicht als Rezeptoren für die Critical Load-Berechnung. Das Klassifikationsschema der vorliegenden CORINE-Daten zur Landnutzung (CORINE 2012) ist allerdings zu grob, um zutreffende bzw. sinnvolle Rezeptoren abzuleiten. Für die Wälder wird beispielsweise nur in Laub-, Nadel- und Mischwald unterschieden. Die Rezeptoren sollen jedoch standorttypische Vegetationseinheiten sein, aus denen die Hauptbaumarten und charakteristischen Kraut- und Grasarten der Wälder, Forsten und Offenland-Rezeptoren hervorgehen. Daher erfolgt durch die Kombination von Klima, Boden und Nutzung eine Zuordnung von standorttypischen Vegetationsgesellschaften.

Aus dem Verschnitt der digitalen CORINE-Landnutzungskarte mit der nutzungsdifferenzierten Bodenübersichtskarte Deutschlands (BÜK1000N) und der nach BMBVS (2013) entwickelten Karte der Klimabereiche entstanden in einem geografischen Informationssystem (GIS) für den Deutschen Critical Load-Datensatz 2017 insgesamt 1026 unterschiedliche Kombinationstypen. Diesen konnten 233 verschiedene in Deutschland vorkommende Pflanzengesellschaften zugeordnet werden, davon 132 Waldgesellschaften und 101 Offenland-Gesellschaften. Insgesamt werden dadurch 30 Prozent der Fläche Deutschlands abgedeckt, für die sich dann Critical Loads berechnet lassen.

Die allgemeinen Grundlagen für die Critical Load-Modellierung sind dem Mapping Manual zu entnehmen (CLRTAP 2016). Die in den einzelnen Ländern zuständigen National Focal Centre (NFC) folgen im Wesentlichen diesem Manual, haben aber auch die Möglichkeit, mit nationalen Ansätzen die Methoden zu erweitern, zu verändern oder zu präzisieren. Diese Veränderungen gegenüber dem Manual werden als National Report in den Statusberichten des europäischen Koordinierungszentrum (Coordination Centre for Effects, CCE) dokumentiert.

Zur Bestimmung des Critical Load für den eutrophierenden Stickstoffeintrag, der im CFD als $CL_{eut}(N)$ bezeichnet wird, werden verschiedene Möglichkeiten angeboten. So kann der empirische CL angegeben werden, der CL nach der Massenbilanzmethode verwendet oder der Minimumwert aus beiden Methoden für den $CL_{eut}(N)$ eingetragen werden. Für den deutschen Datensatz zum CFD 2017 wurde der Critical Load für den eutrophierenden Stickstoffeintrag wie in allen vorangegangenen Datenlieferungen auch in Anwendung der einfachen Massenbilanz Methode (SMB) ermittelt. Danach kann der zulässige Stickstoffeintrag ins Ökosystem $CL_{nut}(N) = CL_{eut}(N)$ als die Einstellung des Gleichgewichts zwischen Stoffein- und -austrägen beschrieben werden. Zeitweilige Abweichungen vom Gleichgewichtszustand sind nur tolerierbar, solange das System aus sich selbst heraus regenerationsfähig bleibt (quasi-stationärer Zustand). Der maximal zulässige Eintrag (Critical Load) ist demnach die Summe aus Stickstoff-Aufnahmerate durch die Vegetation, langfristiger Stickstoff-Immobilisierungsrate im Boden, tolerierbarem Austrag von Stickstoff mit dem Sickerwasser und der Denitrifikation von Stickstoff (N).

Die N-Aufnahmerate in die oberirdische pflanzliche Biomasse der Vegetation wird aus der erntbaren Biomasse und dem Gehalt an Stickstoff in der Biomasse ermittelt. Berücksichtigt werden nur der in der Biomasse festgelegte Stickstoff, also der langfristig festgelegte Anteil im Stammholz und/oder der durch Ernteausträge entzogene, d.h. kein Streufall.

Die Immobilisierungsrate ist der Anteil an N, der mit dem Blatt- bzw. Nadelfall organisch gebunden in die Humusschicht eingeht und dort dauerhaft organisch gebunden, also ungelöst und damit nicht pflanzenverfügbar verbleibt. Die Immobilisierungsrate hängt von der Aktivität der dekompostierenden Bodenorganismen ab und diese wird von der Bodentemperatur sowie dem Angebot von Wasser, Nährkationen und Kohlenstoff gesteuert.

Die Denitrifikationsrate ist der Anteil an Stickstoffverbindungen, der wieder aus dem Boden in die Atmosphäre ausgegast wird. Auch dieser Prozess wird von Bodenmikroorganismen durchgeführt und ist von der Bodentemperatur, dem Wasser-, Nährkationen- und Kohlenstoffangebot abhängig.

Der verbleibende Rest an deponiertem und mineralisiertem Stickstoff, der nicht von Pflanzen aufgenommen, durch Denitrifikation in die Atmosphäre ausgegast oder durch Immobilisierung im Humus akkumuliert wird, steht einer Auswaschung mit dem Niederschlag aus dem Bodenwasser in die tieferen Schichten und letztendlich ins Grundwasser zur Verfügung. Dieser Austrag mit dem Sickerwasser muss zum Schutz der terrestrischen wie aquatischen Ökosysteme auf ein tolerierbares Maß begrenzt werden. Im Mapping Manual sind daher kritische N-Konzentrationen für die Bodenlösung definiert.

Die Höhe der Mineralisierung wird im angenommenen Gleichgewichtszustand als konstant betrachtet. Ebenso wird die Stickstoff-Fixierungsrate durch einige Pflanzen bzw. ihre Symbionten bei der Critical Load-Berechnung als vernachlässigbar eingeschätzt.

Die räumliche Verteilung der Critical Loads zum Schutz vor Eutrophierung, als $CL_{eut}N$ bezeichnet, zeigt die Abbildung 1 auf der nachfolgenden Seite.

Der Critical Load für den Säureeintrag wird ebenfalls nach der Massenbilanzmethode berechnet (CLRTAP 2016). Dabei ergibt sich ein Wertebereich, der durch den maximal zulässigen Eintrag von Schwefelverbindungen und ebenso durch denjenigen für Stickstoff begrenzt wird. Da einige der Senkenprozesse aus der Massenbilanz nur für den Stickstoff gelten (N-Pflanzenaufnahme und N-Immobilisierung) und die Belastungsgrenze unabhängig von der Zusammensetzung der Deposition gelten soll, erfolgt die Darstellung (Kartierung) der maximal zulässigen Säuredeposition ohne diese. Im Sinne des Vorsorgeprinzips wird daher der Critical Load zum Schutz vor Versauerung so kartiert, dass bei seiner Einhaltung weder Schwefel- noch Stickstoffverbindungen zu einem Risiko für das Ökosystem führen. Dieser Wert wird als $CL_{max}S$ bezeichnet.

Zu den maßgeblichen Prozessen, die den Säureeinträgen gegenüber stehen, gehören die Verwitterung und die Deposition basischer Kationen, die wiederum jedoch vermindert werden durch den Stoffentzug mit der Biomasse sowie durch die Auswaschung von Säureneutralitätskapazität mit dem Sickerwasser.

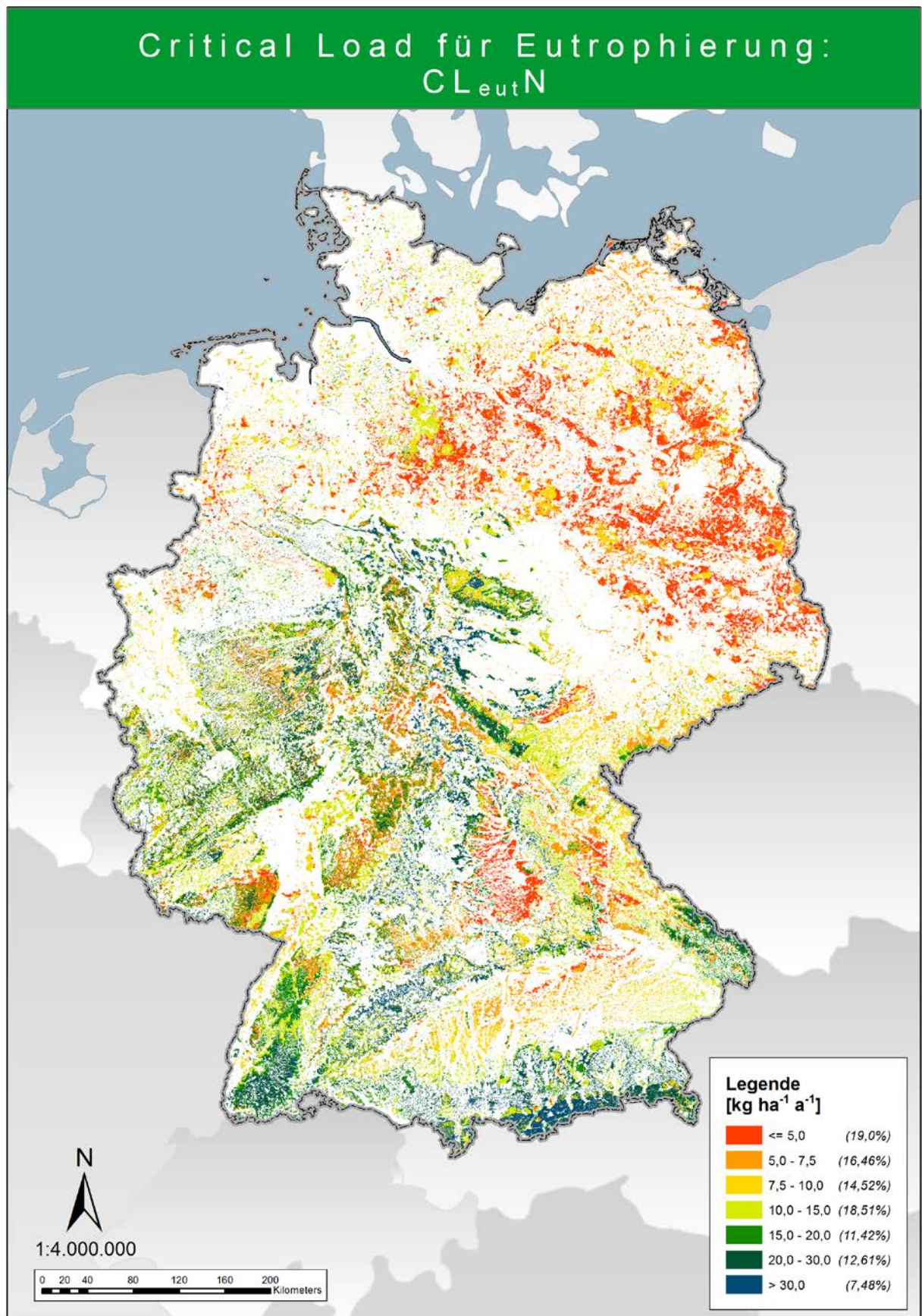
Die Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung, in Kurzform auch als Verwitterungsrate bezeichnet, wird entsprechend Mapping Manual (CLRTAP 2016) anhand der Verknüpfung von Ausgangssubstrat und Tongehalt (Texturklasse) bestimmt. In Relation zum Ausgangssubstrat wird die Höhe der Verwitterung basischer Kationen entscheidend durch die Textur des Bodens bestimmt, die die verwitterungswirksame Oberfläche des Ausgangsmaterials charakterisiert.

Der Entzug basischer Kationen durch die Waldvegetation ergibt sich aus dem geschätzten Biomasseentzug durch den Jahreszuwachs an Derbholz und Rinde der Haupt- und Nebenbaumarten der aktuellen Bestockung am Standort, multipliziert mit den Durchschnittsgehalten an Nährelementen in Derbholz und Rinde. Für genutzte Grünlandbiotope wird entsprechend die Zuwachsrate oberirdischer Grünmasse im Jahr zu den Stoffgehalten in der Erntemasse in Bezug gesetzt.

Um die Auswaschung von Säureneutralitätskapazität mit dem Sickerwasser für den Critical Load-Datensatz zu berechnen gibt es 4 Ansätze, die verschiedene Kriterien auf Basis der Massenbilanz berücksichtigen (vgl. CLRTAP 2017):

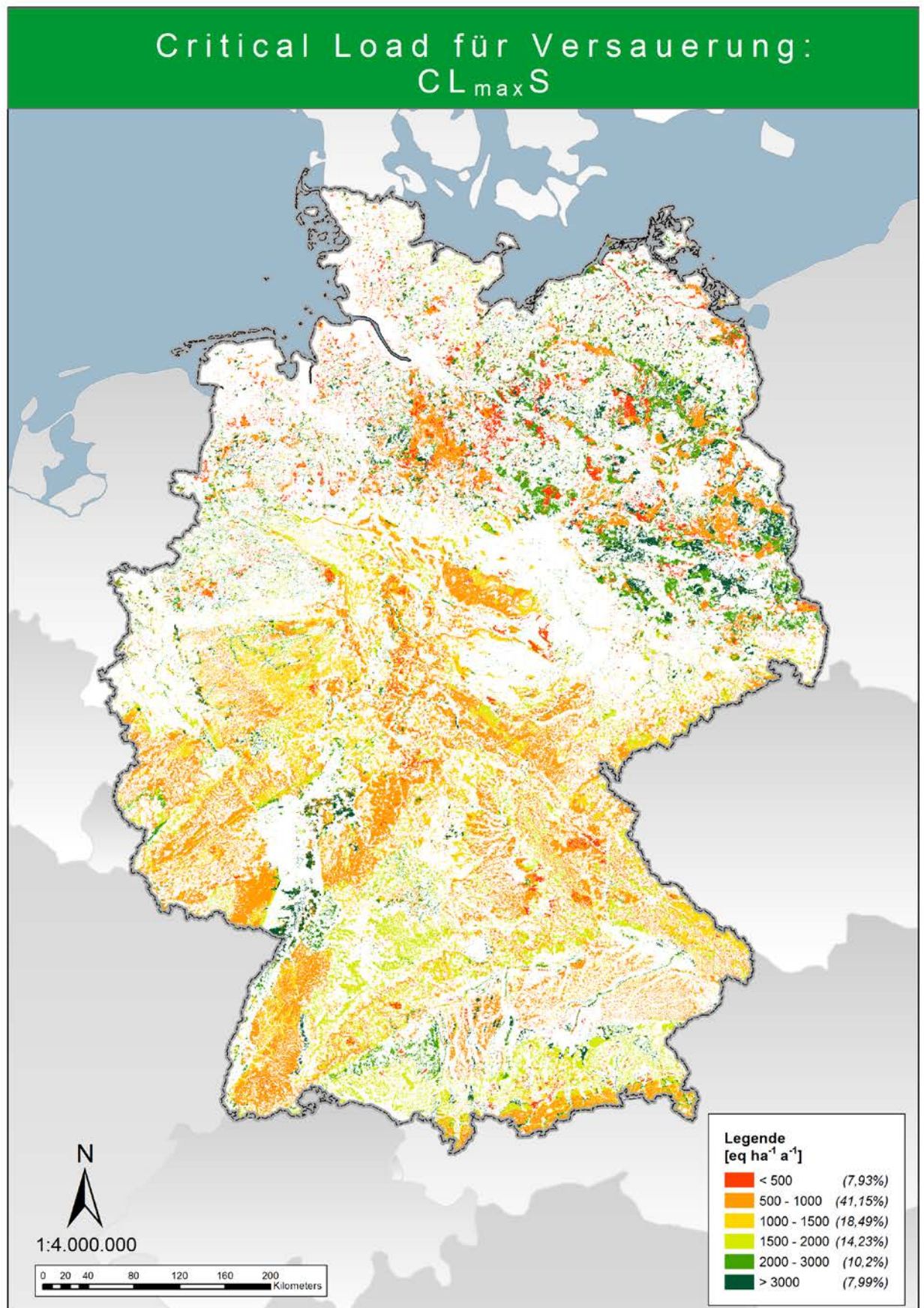
- ▶ Kriterium 1: Schutz der Pflanzen vor Intoxikation,
- ▶ Kriterium 2: Erhaltung des bodentypischen pH-Pufferbereiches,
- ▶ Kriterium 3: Erhaltung der Boden-Stabilität,
- ▶ Kriterium 4: Erhaltung des bodentypischen Basenpools.

Abbildung 1: Critical Loads zum Schutz vor Eutrophierung



Mai 2017

Abbildung 2: Critical Loads zum Schutz vor Versauerung



Mai 2017

Der Critical Load für Säureeinträge wird nach allen 4 Kriterien gesondert für den gesamten Datensatz berechnet. Um die jeweils empfindlichste Komponente des Ökosystems wirksam zu schützen wird der niedrigste Wert, der sich für ein Ökosystem aus den Variantenrechnungen ergibt, übernommen.

Die für den deutschen Datensatz 2017 berechneten ökologischen Belastungsgrenzen zum Schutz vor Versauerung sind in Äquivalenteinheiten pro Hektar und Jahr ($\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$) angegeben. So entsprechen 1000 Äquivalente etwa 16 kg Schwefel (als Sulfat) oder 14 kg Stickstoff. Die Critical Loads für die versauernde Wirkung von Stickstoffeinträgen liegen etwas höher als die für Schwefel, da Anteile des Stickstoffs von der Vegetation als Nährstoff ökosystemverträglich aufgenommen werden. Solange die Quelle der Säureeinträge nicht eindeutig zu ermitteln ist, wird im Sinne des Vorsorgeprinzips der Critical Load in Schwefeleinheiten als Belastungsgrenze verwendet. Die räumliche Verteilung der Critical Loads zum Schutz vor Versauerung, als CL_{maxS} bezeichnet, zeigt die Abbildung 2 auf der vorigen Seite.

Die Einhaltung oder Überschreitung des Critical Load wird als ein Indikator für die Belastung der Ökosysteme durch Luftschadstoffe gesehen. Critical Load-Überschreitungen (Exceedance) werden als Jahreswerte kartiert sowie im zeitlichen Trend dargestellt. Dabei werden dem vorhandenen Ökosystem (Rezeptor) die diesem Landnutzungstyp entsprechenden Depositionswerte zugeordnet. Eine ausführliche Beschreibung der Berechnung von landnutzungsabhängigen Stofffrachten ist dem UBA-Forschungsvorhaben PINETI zu entnehmen (Schaap et al. 2017).

Im Vergleich der Critical Load mit den Depositionsdaten der Jahre 2009 bis 2011 zeigt sich, dass die Critical Loads für Versauerung in Deutschland für die große Mehrheit der Rezeptorflächen nicht mehr überschritten werden (vgl. nachfolgende Abbildung 3). In den Jahren 2009 bis 2011 werden zumeist die Critical Loads eingehalten und die Ökosysteme sind keinem weiteren Versauerungsrisiko ausgesetzt. Das trifft auf etwa 60 % der Rezeptorfläche (2009 und 2010) bzw. 70 % (2011) zu. Diese Ergebnisse zeigen, dass die Zielstellung der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (NBS), nach der bis zum Jahr 2020 alle Critical Loads eingehalten werden sollen (BMU 2007 und BMUB 2015), erreicht werden kann. Anzumerken ist jedoch auch, dass die in vergangenen Jahrzehnten eingetragene Säurefracht durchaus noch wirksam ist und eine Erholung der Ökosysteme von dieser Belastung längere Zeiträume erfordert. Auch zeichnet sich ab, dass zukünftig die Einbeziehung des Schutzgutes Biodiversität in die Critical Load Berechnung die Empfindlichkeit von Ökosystemen gegenüber Säureeinträgen erhöhen kann.

Die Belastungsgrenzen für Eutrophierung werden hingegen nur auf etwa einem Drittel aller Rezeptorflächen nicht überschritten (vgl. nachfolgende Abbildung 4). Die Flächenanteile mit Stickstoffeinträgen bis zu den Critical Load betragen ca. 30 % (in den Jahren 2009 und 2010) sowie 35 % im Jahr 2011. Mit ungefähren 40 % liegt zwar ein großer Teil von Critical Load Überschreitungen im Bereich bis zu $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$, allerdings entfallen auf ca. 30% der Rezeptorflächen (2009 und 2010) bzw. 23 % (2011) auch deutlich höhere Einträge. Doch sind nur noch an wenigen Standorten so extrem hohe Überschreitungen der Belastbarkeitsgrenzen anzutreffen, wie es Anfang dieses Jahrhunderts noch der Regelfall war.

Auch hier sei darauf hingewiesen, dass die Zielstellung der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (NBS) für das Jahr 2020 die Einhaltung der Critical Load fordert (BMU 2007 und BMUB 2015). Die Ergebnisse dieses Vorhabens machen die erreichten Fortschritte wie den verbleibenden Handlungsbedarf deutlich, die Reduzierung der Stickstoffeinträge bleibt ein dringendes Problem (SRU 2015). Da zukünftig auch der Erhalt der Biodiversität als ein Schutzgut betrachtet werden soll, kann sich die Empfindlichkeit der Ökosysteme gegenüber Stickstoffeinträgen noch erhöhen und dadurch der Anteil von Flächen geringer werden, auf denen die Critical Load eingehalten werden.

Abbildung 3: Überschreitung der Critical Loads für Versauerung in den Jahren 2009, 2010 und 2011

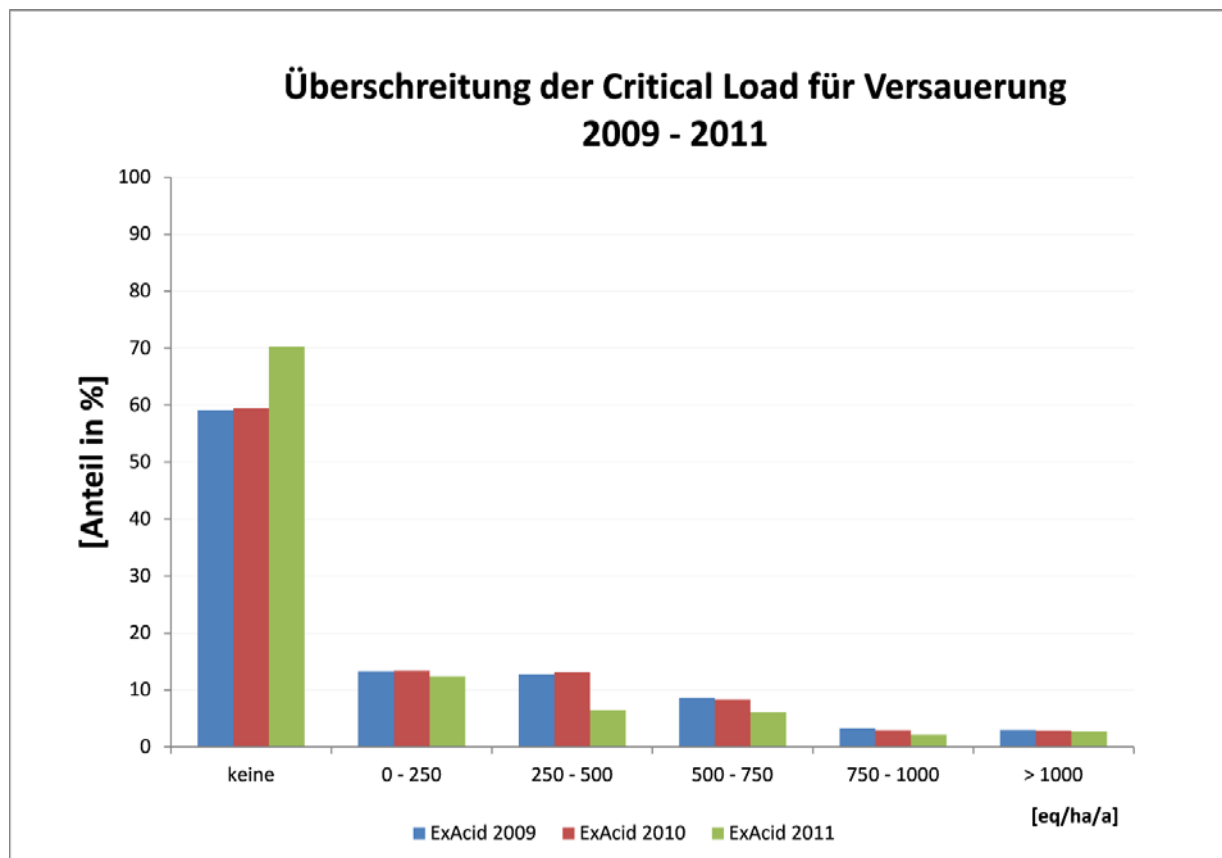
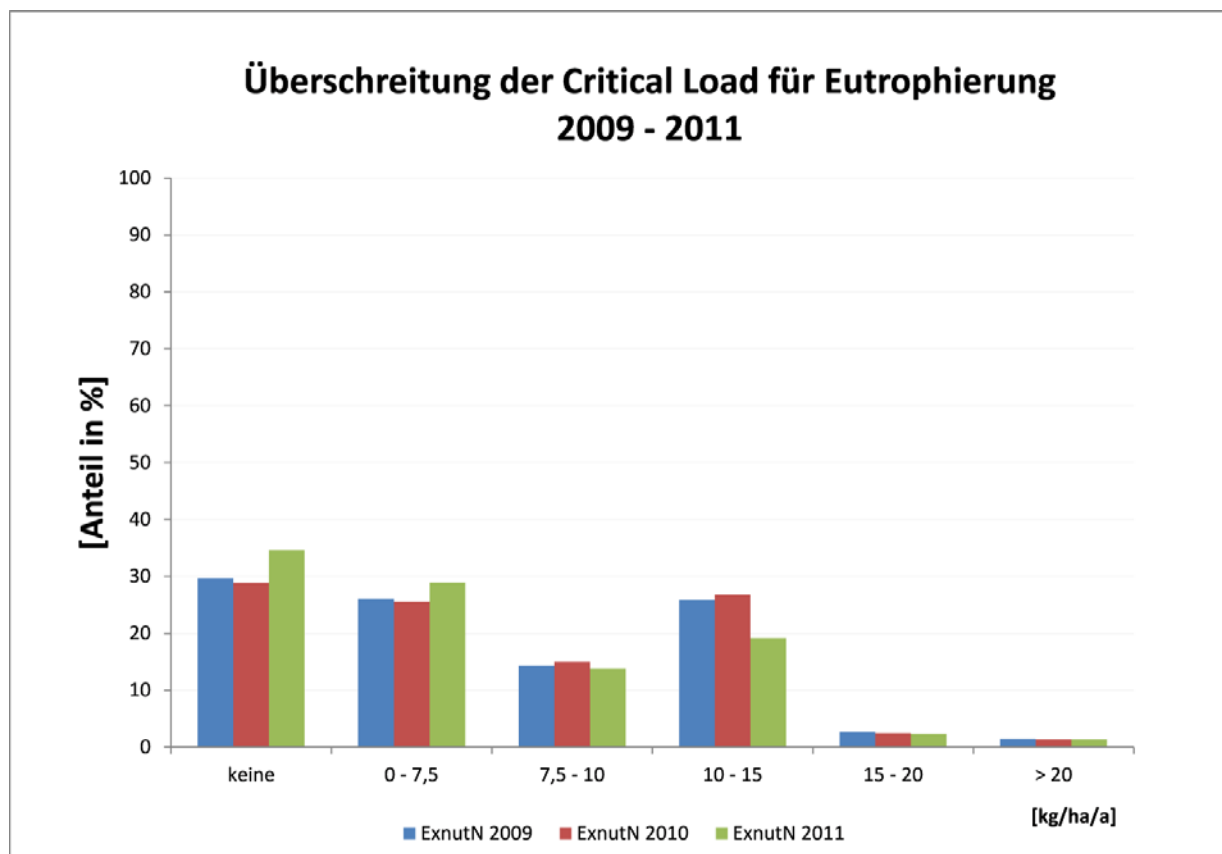


Abbildung 4: Überschreitung der Critical Loads für Eutrophierung in den Jahren 2009, 2010 und 2011



Summary

Under the Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (CLRTAP) of the United Nations Economic Commission for Europe (UNECE), which Germany joined in 1982, as well as the EU policies dealing with clean air in Europe, the harmful effects of air pollutants on humans and the environment are to be steadily reduced and ultimately prevented.

For terrestrial ecosystems, air pollutants are a major risk factor alongside climate change and endanger the preservation of biological diversity in Germany. Since the 1980s the input of pollutants from the air has been analyzed, from which the potential hazards are estimated. In particular the acidification due to sulfur and nitrogen compounds as well as the excessive nutrient inputs (eutrophication), caused by oxidized nitrogen (nitrogen oxides) and reduced nitrogen (ammonia) are to be reduced and ultimately limited to a naturally sustainable level. The so-called critical loads are calculated in order to determine acceptable sustainable levels and to assess the risks to which semi natural ecosystems are exposed to by the introduction of air pollutants.

The term "critical load" refers to the calculated scientific thresholds, derived from research findings on the effects of air pollutants. According to current knowledge, exposure levels less or equal to these limits cause no acute or long-term damage to the ecological receptors. The critical load is defined as:

"A quantitative estimate of an exposure to one or more pollutants below which significant harmful effects on specified sensitive elements of the environment do not occur according to present knowledge" (UBA 2004).

A new German Critical Load dataset on the ecosystem-specific stress limits for the European Coordination Center (CCE) was provided in May 2017 as part of the reporting duties of Germany for the CLRTAP. For this purpose, a corresponding "Call for Data" had been issued by CCE, which covers the period 2015 to 2017 (CFD 2015 - 2017).

From the comparison of these maximum permissible inputs (critical load) with the measured or modeled pollutant loads, compliance or exceedance of the environmental impact limits can be determined. Progress in air pollution control and the effectiveness of the protective measures implemented can also be assessed. The ultimate goal is to ensure that the critical load will not be exceeded in the future. In Germany, the National Biodiversity Strategy calls for all sensitive ecosystems to be protected against acidification and eutrophication. This means ensuring compliance with the calculated critical loads. In the framework of the National Sustainable Development Strategy the protection of the ecosystems against eutrophication is one of the indicators. The overall target "no exceedance of Critical loads" is envisaged by a stepwise approach and an interim target for 2030 to reduce the area where Critical Loads are exceeded by 35 % compared to 2005 (NHS 2016).

Critical load modeling in Germany is carried out in accordance with the ICP Modeling & Mapping: Mapping Manual updated in 2017. Critical load modeling in Germany is based on the Simple Mass Balance Method (SMB method), as described in detail in the mapping manual (CLRTAP 2016), and is based on the following input data:

- ▶ Climate data (temperature and precipitation) using the long-term mean values, timeframe 1981 – 2010,
- ▶ Soil data (reference soil profile),
- ▶ Seepage rate,
- ▶ Land use data (CORINE 2012) and
- ▶ Deposition data.

A fundamental modeling step in SMB modeling is the derivation of the receptors. Receptors are protected ecosystems which are susceptible to the eutrophying and / or acidifying effects of nitrogen and sulfur. In this project both natural and semi-natural ecosystems are regarded as receptors, i.e. forests

and open land ecosystems. The receptors used include heavily used Agrarian areas and areas that are covered by anthropogenic use. Water surfaces are not considered as receptors for this critical load calculation. For the purpose of deriving the appropriate or meaningful receptors the classification scheme used in the CORINE 2012 land use dataset was found to be too coarse. For example, in the case of forests, CORINE 2012 only distinguishes between deciduous, coniferous and mixed forests. However, the receptors are supposed to consist of site-typical vegetation units, from which the main tree species and characteristic herb and grass species of the forests, woodlands and open land receptors emerge. In order to classify site-typical vegetation species, climate, soil and land use data is combined spatially.

From the spatial intersection of the digital CORINE land use map, the differentiated soil survey map of Germany (BÜK1000N) and the climatic regions of BMBVS (2013), 1026 different combination types emerged for the German critical load dataset of 2017. A total of 233 different plant associations were established in Germany, 132 of which are forest plant communities and 101 open land plant communities. Overall 30% of the surface of Germany is represented by these communities, for which critical loads can be calculated.

The general principles for the modeling of critical loads can be found in the mapping manual (CLRTAP 2016). Each country has a National Focal Center (NFC), all of whom essentially follow this manual to produce national critical loads. The NFCs also have the possibility to extend, modify or refine the methods used based on accepted national approaches. These variations are documented and form part of a national report contained in the status reports of the European Coordination Center for Effects (CCE).

For determining the critical load for nutrient nitrogen a variety of possibilities are provided, which is referred as $CL_{eut}(N)$ in the CFD. For example, the empirical CL can be used, the CL according to the mass balance method can be used, or the minimum value from both methods can be reported as $CL_{eut}(N)$. For the German data set for the CFD 2017, the critical load for the eutrophying nitrogen input was determined, as in all previous data deliveries, using the simple mass balance method (SMB). Subsequently, the permissible nitrogen input to the ecosystem $CL_{nut}(N) = CL_{eut}(N)$ can be defined as the balance of substance inputs and outputs using the mass balance method (SMB). Temporary deviations from the equilibrium state are tolerable only as long as the system remains capable of self-regeneration (quasi-steady state). The maximum allowable input (critical load) is thus the sum of nitrogen uptake rates through the vegetation, long-term nitrogen immobilization rate in the soil, tolerable leaching of nitrogen due to seepage and the denitrification of nitrogen (N).

The N-uptake rate in the above-ground plant biomass of the vegetation is determined from the harvestable biomass and the content of nitrogen in the biomass. Only the nitrogen contained in the biomass, i.e. the long-term fixed share in the trunk and / or the portion removed through harvest, is used in the calculations. The litterfall is ignored.

The immobilization rate is the proportion of N that is permanently organically bound into the humus layer with the leaf- or needlefall, in essence remaining undissolved and unavailable to the plant. The immobilization rate depends on the activity of the soil microorganisms responsible for decomposition which is influenced by the soil temperature and the supply of water, nutrient cations and carbon.

The denitrification rate refers to the proportion of nitrogen compounds discharged from the soil into the atmosphere. This process is also carried out by soil microorganisms and depends on the soil temperature, water content and the availability of nutrients and carbon.

The remaining deposited and mineralized nitrogen that is not taken up by plants, is discharged into the atmosphere by denitrification or accumulated by immobilization in the humus and is washed out with the precipitation from the soil water into the deeper soil layers and finally into the ground water.

This discharge through seepage must be limited to a tolerable level to protect terrestrial and aquatic ecosystems. The mapping manual therefore defines critical N concentrations for the soil solution.

The amount of mineralization is considered to be constant in the steady-state. Just as the nitrogen fixation rate of some plants and their symbionts are estimated to be negligible in the critical load calculation.

The spatial distribution of critical loads to protect against eutrophication, referred to as CL_{eutN} , is shown in the figure Abbildung 5.

The critical load for acidification is also calculated according to the mass balance method (CLRTAP 2016). This results in a range of values which is limited by the maximum permissible input of sulfur compounds and also by that of nitrogen. Since some of the sinking processes from the mass balance apply only to the nitrogen (N- uptake and N-immobilization) and the critical load should be independent of the composition of the deposition, the maximum permissible deposition is formulated and mapped without this with regards to the precautionary principle, therefore the critical load to protect against acidification is presented in such a way that, when it is complied with neither sulfur nor nitrogen compounds pose a risk to the ecosystem. This value is referred to as CL_{maxS} .

The most important processes that influence the acidification are the weathering and the deposition of basic cations, which in turn are diminished by the dehydration of the biomass and by the leaching of acid neutralization capacity through the leachate.

The release of basic cations by weathering, also referred to as the weathering rate, is determined according to Mapping Manual (CLRTAP 2016) on the basis of the connection between the starting substrate and the clay content (texture class). In relation to the starting substrate, the amount of weathering of basic cations is decisively determined by the texture of the soil, which characterizes the weathering-affected surface of the starting material.

The deprivation of basic cations by the forest vegetation results from the estimated dehydration of biomass by the annual growth of the solid wood and bark of the main and secondary tree species of the current stocking at the site, multiplied by the average contents of nutrient elements in solid wood and bark. For the grassland biotopes used, the growth rate of above-ground green mass is correlated to the substance content in the harvested crop.

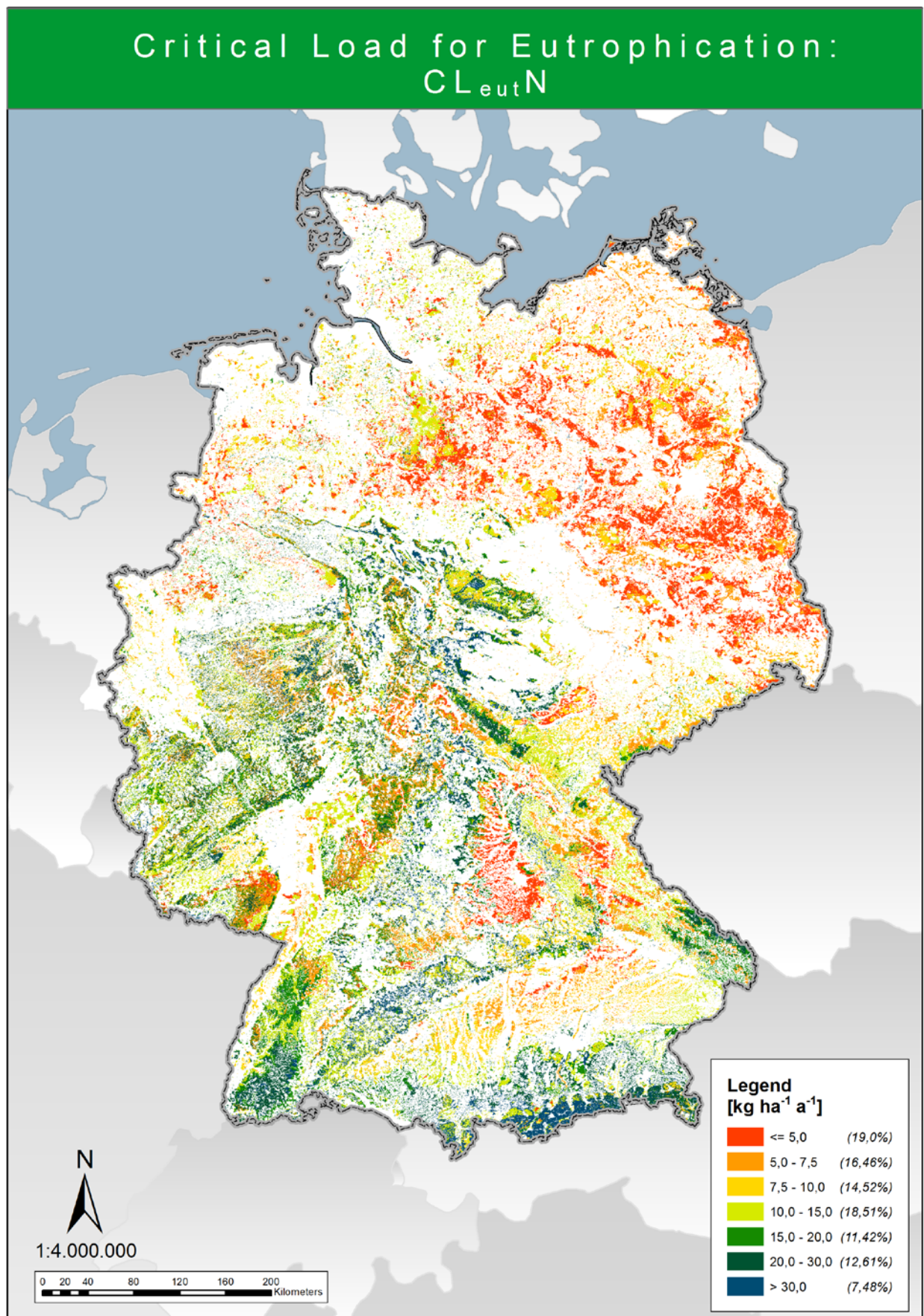
In order to calculate the leaching of acid neutralization capacity through seepage water for the critical load data set, there are four approaches that take into account different mass-balance criteria (see CLRTAP 2016):

- ▶ Criterion 1: Protection of plants against poisoning,
- ▶ Criterion 2: Conservation of soil typical pH buffer area,
- ▶ Criterion 3: Preservation of soil stability,
- ▶ Criterion 4: Conservation of soil typical base pools.

The Critical Load for acidification is calculated separately for each of the four criteria. In order to effectively protect the most sensitive component of the ecosystem, the lowest calculated value is used in further calculations.

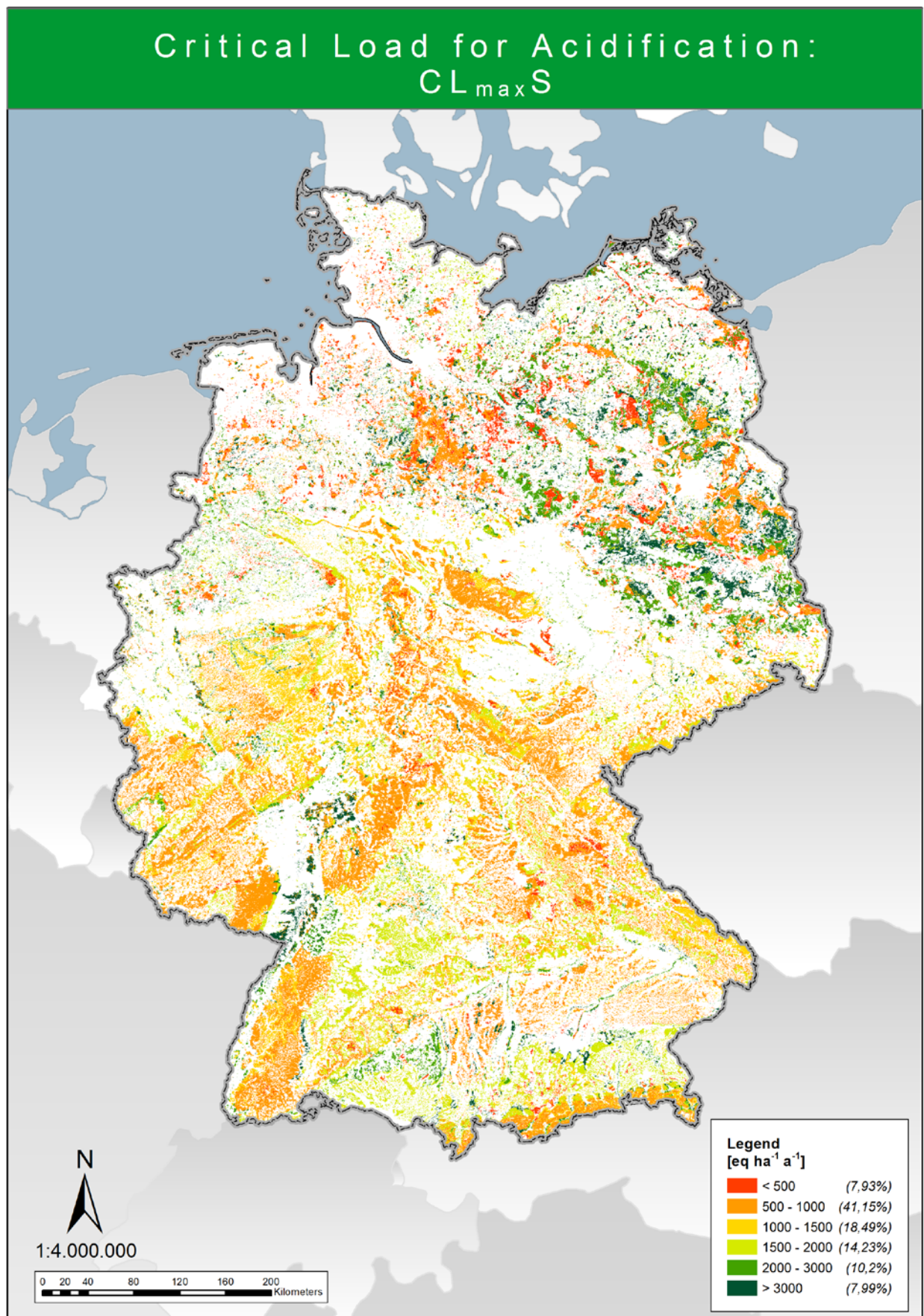
The environmental impact limits for the protection against acidification calculated for the 2017 German data set are in equivalents per hectare per year ($eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$) respectively. 1000 equivalents correspond to about 16 kg of sulfur (as sulfate) or 14 kg of nitrogen. The critical loads for the acidification effect of nitrogen inputs are somewhat higher than those for sulfur, as the nitrogen content of the vegetation is absorbed as an ecosystem-compatible nutrient. As long as the source of the acidic entries cannot be determined unequivocally, the critical load for acidification is calculated using sulfur as the limit following the precautionary principle. The spatial distribution of the critical load for acidification, referred to as CL_{maxS} , is shown on the following page in figure Abbildung 6.

Abbildung 5: Critical loads to protect from eutrophication



May 2017

Abbildung 6: Critical loads to protect from acidification



May 2017

Compliance with or exceedance of the critical load is seen as an indicator of the impact of air pollution on the ecosystems. Critical load exceedances are mapped as annual values and displayed in a time series. Here the appropriate deposition based on land use type is allocated to the existing ecosystem (receptor). A detailed description of the calculation of land use-dependent nutrient loads is given in the UBA research project PINETI (Schaap et al. 2017).

When comparing the critical load with the deposition data for the years 2009 to 2011 it is apparent that the critical loads for acidification in Germany are no longer exceeded for the vast majority of the receptor surfaces (see the next figure Abbildung 7). In the years 2009 to 2011 the critical loads are mostly met and the ecosystems are not exposed to any further risk of acidification. This holds true for approximately 60% of the receptor area (in 2009 and 2010) and 70% (in 2011) respectively. These results show that the objective of the National Strategy on Biological Diversity (NBS), according to which all Critical Loads are to be complied with by 2020 (BMU 2007 and BMUB 2015) can hardly be achieved.

It should also be noted that the acid load registered over the past decades is still in effect and that full recovery of the ecosystems from this burden still require longer periods of time. It is also apparent that the inclusion of the biodiversity targets in the critical load calculation may increase the sensitivity of ecosystems to acidification.

The critical limits for eutrophication, on the other hand, are not exceeded in about one third of all the receptor surfaces (see the next figure Abbildung 8). The areas in which nitrogen deposition is less to or equal to the critical load are approx. 30% (for the period 2009 and 2010) and 35% in 2011. In the case of about 40% of the surface area the critical load is exceeded by up to $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, round about 30% (2009 and 2010) and 23% (2011) of the receptor surfaces are affected by significantly higher depositions. As was the case at the beginning of this century, extremely high levels of exceedance can only be found in a few locations.

It should once again be noted that the objective of the National Strategy on Biological Diversity (NBS) for the year 2020 is that the calculated critical loads should not be exceeded at all (BMU 2007 and BMUB 2015). The results of this project highlight the progress already made as well as the need for further action to reduce the risks posed to ecosystems. The reduction of nitrogen inputs remains an urgent problem (SRU 2015). Since the preservation of biodiversity is also to be included in future calculations, the sensitivity of the ecosystems towards nitrogen inputs can be increased and the proportion of areas on which the critical load is not exceeded may be reduced.

Abbildung 7: Exceedance of critical loads for acidification in the years 2009, 2010 and 2011

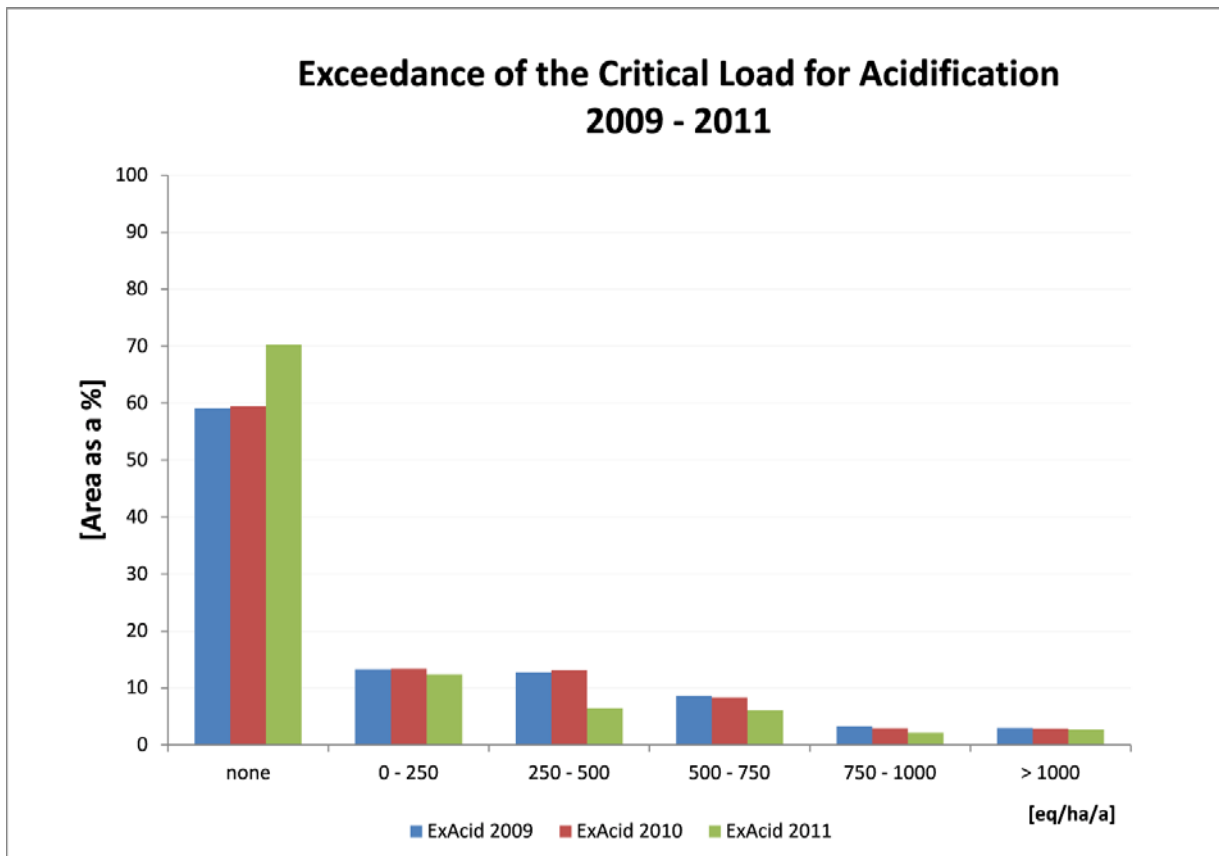
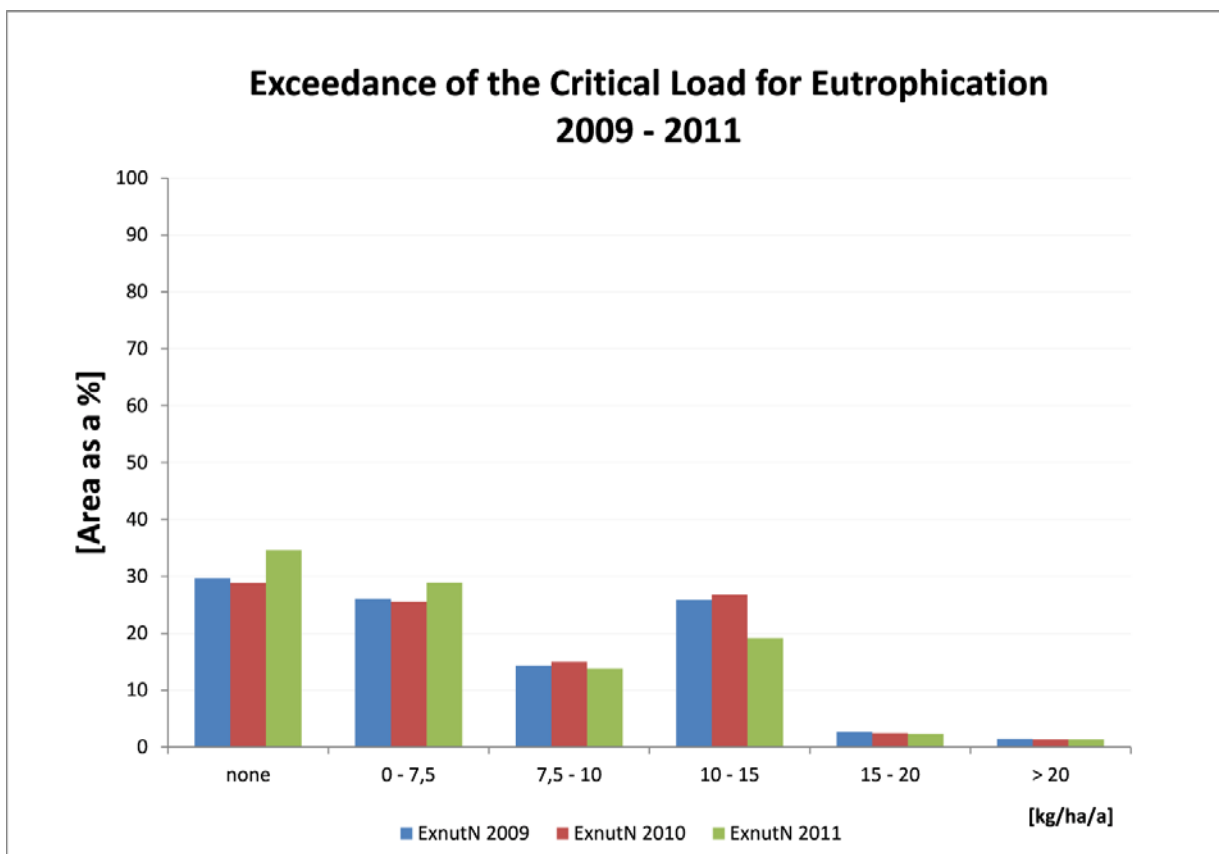


Abbildung 8: Exceedance of critical loads for eutrophication in the years 2009, 2010 and 2011



1 Aufgabenstellung für das Nationale Datenzentrum, Veranlassung und umweltpolitische Einordnung

Die Bundesregierung hat das nach seinem Unterzeichnungsort benannte Gothenburg-Protokoll (The 1999 Gothenburg Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone) ebenso wie die weiteren 7 anderen Protokolle zur Konvention über weitreichende grenzüberschreitende Luftverunreinigungen (Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, abgekürzt als CLRTAP) ratifiziert (vgl. Tabelle 1). Das auch als Multikomponenten-Protokoll bezeichnete Gothenburg-Protokoll (GP) ist im Jahr 2005 in Kraft getreten. Unbestritten hat dieses Protokoll wesentlichen Anteil daran, dass die Umweltbelastung durch Luftschadstoffe in Europa im Verlauf der letzten 35 Jahre deutlich geringer wurde.

Tabelle 1: Protokolle zum Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung von 1979 der Wirtschaftskommission der UN für Europa (UNECE)¹

Protokoll	Verpflichtungen	Stand
Finanzierungsprotokoll EMEP 1984	Leistung von Pflichtbeiträgen zur langfristigen Finanzierung der Messung und Bewertung der weiträumigen Übertragung von Luftschadstoffen	Ratifiziert (BGBl. 1989 II S. 421)
1. Schwefelprotokoll 1985	30%-Reduzierung der nationalen Schwefeldioxidemissionen (SO ₂) bis 1993, verglichen mit 1980	Ratifiziert (BGBl. 1986 II S. 1116)
Stickstoffprotokoll 1988	Einfrieren der Stickstoffemissionen (NO _x) bis 1994 auf der Basis von 1987; Deutschland verpflichtet sich zusammen mit weiteren 11 Staaten zu einer 30%-Reduzierung bis spätestens 1989, verglichen mit 1985	Ratifiziert (BGBl. 1990 II S. 1278)
VOC-Protokoll 1991	Reduzierung der Emissionen flüchtiger Kohlenwasserstoffe (VOC) um mindestens 30% bis 1999, verglichen mit 1988	Ratifiziert (BGBl. 1994 II S. 2358)
2. Schwefelprotokoll 1994	Festlegung nationaler Emissionsobergrenzen für SO ₂ für die Jahre 2000, 2005, 2010; erstmals auf der Grundlage eines wirkungsorientierten Ansatzes	Ratifiziert (BGBl. 1998 II S. 130)
Schwermetallprotokoll 1989	Regelung zur Verringerung der Emissionen der Schwermetalle Cadmium, Blei und Quecksilber	Ratifiziert (BGBl. 2003 II S. 610)
POP-Protokoll 1989	Regelung zur Verringerung der Emissionen von 16 persistenten organischen Verbindungen (POP), u. a. DDT, Dioxine, PCB und Furane	Ratifiziert (BGBl. 2002 II S. 803)
Multikomponenten-Protokoll 1999	Gleichzeitige Bekämpfung von Versauerung, Eutrophierung und bodennahem Ozon durch die Festlegung von länderspezifischen Emissionshöchstmenge für SO ₂ , NO _x , NH ₃ und VOC, die ab 2010 nicht mehr überschritten werden dürfen.	Ratifiziert (BGBl. 2004 II S. 884)

¹ Der Beitritt Deutschlands zum Übereinkommen wurde veröffentlicht im Bundesgesetzblatt (BGBl. 1982 II S. 373)

Dazu konstatiert ein gemeinsam von den „International Co-operative Programmes“ (ICP), die unter dem Dach der „Working Group on Effects“ (WEG) zur CLRTAP arbeiten, herausgegebener Trend Report (de Wit et al. 2015): „Die Emission der Luftschadstoffe Schwefel und Stickstoff und deren weiträumiger Transport und Deposition erreichten in Europa und im östlichen Nordamerika nach Jahrzehnten des Anstiegs während der Industrialisierung und Urbanisierung in den späten 1970er Jahren ein Maximum. In Europa ist die Deposition von Schwefel um 70 % bis 90 % seit 1980 zurückgegangen, die des Stickstoffs um etwa 25 % seit den 1970er Jahren, zu einem großen Teil durch in der CLRTAP beschlossene emissionsmindernde Maßnahmen, aber auch durch eine verbesserte Energieeffizienz und Energiepolitik.“ Auch hat sich die Erkenntnis durchgesetzt, dass die Kosten zur Vermeidung von Luftverschmutzung allgemein deutlich geringer sind als die Kosten zur Behebung von Schäden an menschlicher Gesundheit und der Umwelt². Im Scientific Assessment Report 2016 „Towards Cleaner Air“ (Maas u. Grennfeld 2016) wird diese Erkenntnis unter anderem bei den „Key Findings (Nummer 7)“ hervorgehoben.

Eine Revision des Gothenburg-Protokolls erfolgte im Jahr 2012, jedoch fehlen noch die nötigen Ratifizierungen, damit es in Kraft treten kann. Nach dem revidierten Gothenburg-Protokoll (rGP) sind von zwei Dritteln der zur CLRTAP zählenden Länder die Ratifikationsurkunden zu hinterlegen, bisher (Stand 05/2017) erfolgte dies nur von Schweden, der Slowakei und den USA. Die Umsetzung des rGP würde im europäischen Maßstab die Emissionen von SO₂, NO_x und Feinstaub (particulate matter, PM) zwischen 2005 und 2020 um 40 bis 45 % senken, die des Ammoniaks um etwa 17 % (Maas u. Grennfeld 2016). Die für Deutschland im rGP vorgesehenen prozentualen Emissionsminderungen im Vergleich zu 2005 als Bezugsjahr sind in Tabelle 2 zusammengestellt.

Tabelle 2: Nach dem revidierten Gothenburg-Protokoll für Deutschland vorgesehene Minderungsziele für die Emission von Luftschadstoffen (UNECE 2017)³

Luftschadstoff	Emissionsobergrenze für 2010 bis 2020 [Kilotonnen]	Emission im Bezugsjahr 2005 [Kilotonnen]	Emissionsminderung ab 2020 i.Vgl. zu 2005 [%]
Schwefeldioxid (SO ₂)	550	517	21
Stickoxide (NO _x)	1081	1464	39
Ammoniak (NH ₃)	550	573	5

Auch die Europäische Gemeinschaft (EU) hat Ende 2013 ein neues Maßnahmenpaket für saubere Luft in Europa vorgelegt, mit dem die bestehenden Rechtsvorschriften aktualisiert werden sollen. Ziel ist es, den Ausstoß von Luftschadstoffen weiter zu verringern, damit Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt reduziert oder gänzlich vermieden werden. Bestandteil des Pakets ist ein Programm „Saubere Luft für Europa“, mit dem zunächst die Einhaltung der bestehenden Ziele gesichert werden soll. Darüber hinaus sind auch neue Luftqualitätsziele für 2030 formuliert. Verabschiedet wurde ebenfalls eine überarbeitete Richtlinie zu nationalen Emissionshöchstmengen bzw. zu nationalen Emissionsreduktionsverpflichtungen. Diese neue Richtlinie (EU) 2016/2284 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 14. Dezember 2016, nun als NERC-Richtlinie bezeichnet (NERC = National Emission Reduction Commitments) beinhaltet Zielstellungen für die sechs wichtigsten Luftschadstoffe. Die bisherige Richtlinie zu den Emissionsobergrenzen (NEC-Richtlinie, 2001/81/EG) hatte Ziele

² „Air pollution control costs are generally significantly lower than the costs of damage to health and the environment. In many countries the net impact of abatement measures on national income and employment will be neutral because production of the technologies required will also create employment.“

³ Amendment of the text of and annexes II to IX to the 1999 Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone and the addition of new annexes X and XI

für das Jahr 2010 gesetzt, die NERC-RL beinhaltet Maßnahmen, die zwischen 2020 und 2030 zu realisieren sind. Auch hier wurden anspruchsvolle Zielsetzungen für Deutschland festgeschrieben (vgl. Tabelle 3).

Mit den beiden genannten Regelwerken sollen neben anderen Umweltbelastungen insbesondere die schädigende Wirkung von Eutrophierung und Versauerung in Europa minimiert werden. Dazu müssen die nationalen Emissionen ebenso wie die der grenzüberschreitenden Luftschadstoffe reduziert werden. Die Emissionshöchstmenge bzw. prozentualen Minderungsverpflichtungen beider Regelwerke orientieren sich an Senkungszielen, die von kritischen Schadstoffeintragsraten in Ökosysteme (Critical Load) und deren Einhaltung bzw. Überschreitung abgeleitet werden.

Die Einhaltung oder Unterschreitung solcher Belastungsgrenzwerte gibt nach heutigem Wissen Gewähr dafür, dass ein ausgewähltes Schutzgut, der ökologische Rezeptor, weder akut noch langfristig geschädigt wird. Die Definition von Critical Load lautet:

“A quantitative estimate of an exposure to one or more pollutants below which significant harmful effects on specified sensitive elements of the environment do not occur according to present knowledge” (UBA 2004).

Das ICP Modelling & Mapping (ICP M&M) unter der Working Group on Effects (WGE) der CLRTAP kartiert Critical Load für den gesamten Bereich der Konvention und berechnet Überschreitungsrisiken und damit verbundene Risiken für die Vegetation und Biodiversität. Nationale Programmzentren (National Focal Centre – NFC) stellen dem europäischen Coordination Centre for Effects (CCE) nationale Critical Load und weitere Daten für die Bewertung der Risiken von Versauerung und Eutrophierung sowie für den Erhalt von Biodiversität zur Verfügung. Dementsprechend haben die NFC die vom CCE herausgegebenen „Call for Data“ (CFD) zu beantworten. Eine aktuelle Datenabfrage erfolgte im November 2015 mit dem Ziel, Anfang des Jahres 2017 neue bzw. aktualisierte ökosystemspezifische Critical Load zum Schutz vor Versauerung und Eutrophierung sowie zum Erhalt der Biodiversität zu übermitteln.

Tabelle 3: Nach der NERC-RL für Deutschland vorgeschriebene prozentuale Minderungsziele für den Zeitraum bis 2030 im Vergleich zum Bezugsjahr 2005

Luftschadstoff	Emissionsminderung bis 2030 im Vergleich zum Bezugsjahr 2005
	[%]
Schwefeldioxid (SO ₂)	58
Stickoxide (NO _x)	65
Ammoniak (NH ₃)	29

Das Umweltbundesamt nimmt für Deutschland die Aufgaben eines NFC wahr, mit der fachlichen Unterstützung und Datenaufbereitung wurde die Gesellschaft für Ökosystemforschung und Umweltdatenmanagement (ÖKO-DATA) als nationales Datenzentrum beauftragt.

Mit dem aktuellen CFD 2016/2017 wurde das CCE im Ergebnis der 1. gemeinsamen Sitzung von EMEP Steering Body und der Working Group on Effects (September 2015) beauftragt. Ausführliche Beratungen zur Umsetzung des CFD 2016/2017 mit den beteiligten Ländern fanden auf dem 32. Task Force Treffen des ICP Modelling & Mapping im April 2016 im Umweltbundesamt in Dessau statt. Die Auswertung des CFD 2016/2017 fand auf dem 33. Task Force Treffen des ICP Modelling & Mapping 2017 in Wallingford, UK statt.

Als wesentlichen Ziele, die mit dem CFD2016/2017 zu erfüllen sind, wurden formuliert (CCE 2015):

Berücksichtigung der Effekte von Schwefel- und Stickstoffeinträgen auf die Biodiversität und daraus folgend Ableitung von Critical Loads zum Schutz der Biodiversität.

Aktualisierung der nationalen Critical Load-Daten zum Schutz vor Versauerung und Eutrophierung sowie der empirischen Critical Load.

Im Falle fehlender Datenlieferungen durch die NFC folgt das CCE seiner bisherigen Politik und füllt diese Datenlücken mit Hintergrunddaten aus eigenen Berechnungen auf, um eine flächendeckende Europäische Critical Load-Datenbank bereitzustellen.

Mit der vorliegenden Aufforderung zur Datenlieferung an das CCE ergab sich auch für die Critical Load-Modellierung in Deutschland die Aufgabe, einen neuen bzw. aktualisierten deutschen Datensatz zu erarbeiten, der im Folgenden erläutert wird.

2 Erhebung und Vorbereitung von Grundlagendaten für den CFD

2.1 Anpassung der Daten an das CCE Analyseraster

EMEP, das "Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe" wird zukünftig neben dem bekannten Analyseraster von 50 x 50 km² auch höher aufgelöste Depositionsdaten bereitstellen. Das neue EMEP-Raster wurde definiert mit Rasterzellen von 0,50° x 0,25° bzw. 0,1° x 0,1° Längen- bzw. Breitengrad (engl. Longitude / Latitude). In Anpassung daran hat das CCE für den Datenabruf zum CFD2016/2017 Analysezellen in der Ausdehnung von 0,10° x 0,05° Longitude-Latitude vorgegeben, um u.a. in Zukunft Depositionsdaten von EMEP einfacher verwenden zu können und die Auswertungen zu erleichtern.

Die in Deutschland ermittelten ökosystemspezifischen Daten liegen in einer flächenkonkreten Polygonstruktur vor und werden daher vor ihrer Übermittlung mit dem CCE-Analyseraster verschnitten. Die Identifikation der Rasterzelle erfolgt über die Koordinaten der unteren linken Ecke (süd-west). Da je Rasterzelle mehrere Datensätze vorhanden sein können wird auch der betroffene Flächenanteil, den diese Daten in der Rasterzelle einnehmen, übermittelt.

2.2 Grundlagendaten für die Ermittlung von Critical Loads

Die Critical Load-Modellierung in Deutschland erfolgt für naturnahe bis seminaturliche terrestrische Ökosysteme und stützt sich dabei im Wesentlichen auf folgende Eingangsdaten:

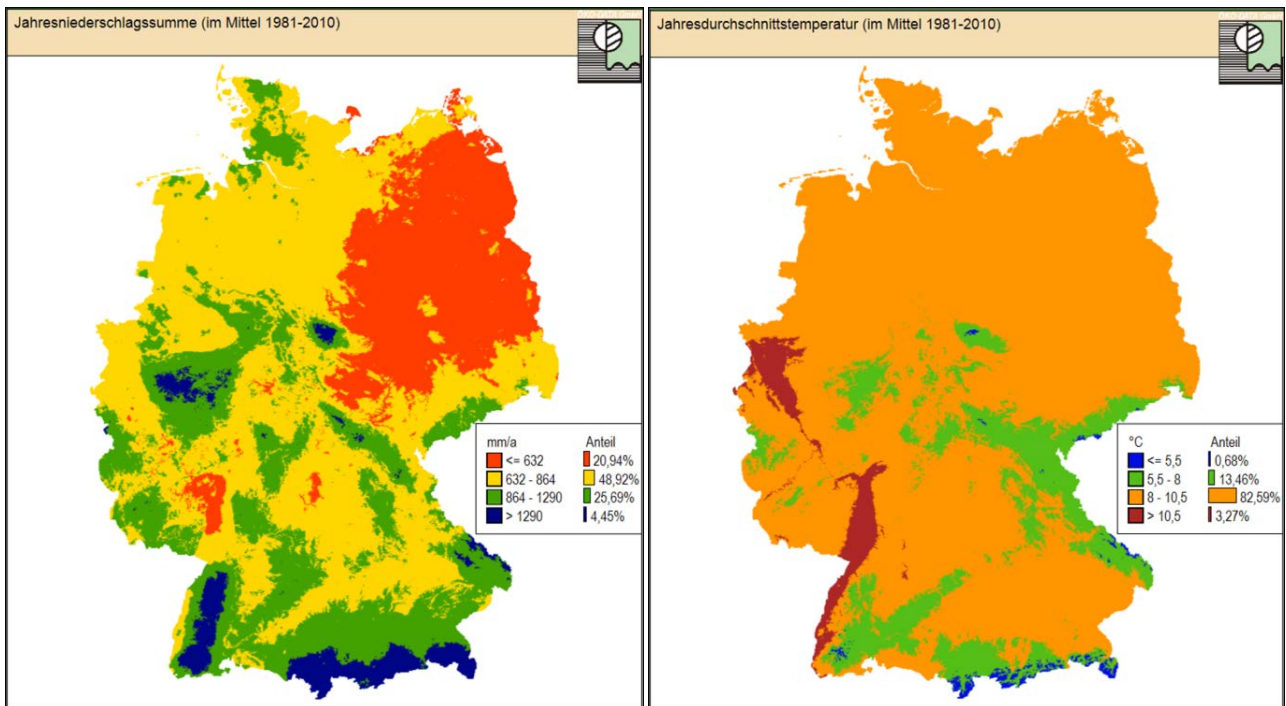
- ▶ Klimadaten (Temperatur und Niederschlag) im langjährigen Mittelwert,
- ▶ Bodendaten (Referenz-Bodenprofile),
- ▶ Landnutzungsdaten,
- ▶ Depositionsdaten und
- ▶ vegetationsspezifische Critical Limits.

Für den CFD2016/2017 wurden diese Daten auf ihre Aktualität hin überprüft und wo möglich erneuert. Die Datenhaltung und -auswertung erfolgt auf einem SQL-Server in Verbindung mit ArcGIS in der Version 10.x von ESRI.

2.2.1 Klimadaten

Für die im Projekt erfolgte Critical Load-Modellierung wurden die Klimadaten des Deutschen Wetterdienstes (DWD 2012) verwendet. Die aktuelle langjährige Mittelungsperiode erstreckt sich über den Zeitraum 1981 – 2010. In Abbildung 9 sind die entsprechenden Daten von Jahresmitteltemperatur und Jahresniederschlagssumme dargestellt. Die dabei verwendeten Klassengrenzen haben einen vegetationsökologischen Bezug. So entspricht in der Karte des Jahresniederschlags der rote Bereich dem Hauptverbreitungsgebiet der Baumarten Eiche und Kiefer, im gelb gefärbten Bereich ist die Buche dominant, während grün das Verbreitungsgebiet von Buche und Fichte angibt und blau mehr den Fichten zugerechnet werden kann (vgl. BfN 2003).

Abbildung 9: Klimadaten im langjährigen Mittel (DWD 2012)



2.2.2 Bodendaten

Es wurde die nutzungsdifferenzierte Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland im Maßstab von 1 : 1.000.000 (BÜK 1000 N 2.31), herausgegeben von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR 2014a), verwendet. Diese stellt die flächenhafte Verbreitung von Bodenformen, zusammengefasst in Leitbodenassoziationen (= Bodeneinheiten), dar. Im Unterschied zur BÜK 1000 (BGR 2008) mit ihren 71 bodenkundlichen Legendeneinheiten werden die Legendeneinheiten der BÜK 1000 N maßgeblich durch die Landnutzungsinformation differenziert. So sind 66 Legendeneinheiten mit der Nutzung Ackerland kombiniert, 56 mit Grünland und 63 Legendeneinheiten mit Wald. Berücksichtigt man zusätzlich die sich nach Klimagebieten ergebende Differenzierung, so liegen insgesamt 210 Legendeneinheiten und Referenzbodenprofile für diese drei hauptsächlichen Landnutzungstypen vor.

Für jedes Referenzbodenprofil sind die Humusform der organischen Schichten, die (Fein-)Bodenarten der mineralischen Horizonte sowie die Horizontabfolge mit Mächtigkeitsangaben in den Daten enthalten. Weiterhin sind für jeden Horizont die bodensystematische Einheit, der Gesamt-Stickstoffgehalt und die Carbonat-Klasse, die pH-Stufe, die Rohdichte, die Lagerungsdichte, die Feldkapazitäten, das Gesamtporenvolumen, die Humusklasse und die Konzentrationen austauschbarer Kationen angegeben.

2.2.3 Landnutzungsdaten

Die verwendeten Landnutzungsdaten entstammen dem europaweit durchgeführten Projekt CORINE Land Cover (CLC), welches die Bereitstellung von einheitlichen und damit vergleichbaren Daten der Landbedeckungs- und Landnutzungsinformationen zum Ziel hat. Die Abkürzung CORINE leitet sich ab aus dem Projekttitel "Coordination of Information on the Environment" der Europäischen Union. Zugleich mit der europaweiten Aktualisierung für das Bezugsjahr 2012 (CLC2012) wurde erstmalig für Deutschland ein hochauflösendes CLC2012 mit einer Auflösung von 1 ha (LBM-DE 2012) erfolgreich abgeleitet und stand für den CFD2016/2017 zu Verfügung (UBA 2015). Aus der Aktualisierung des Landnutzungsdatensatzes CORINE mit dem Stichjahr 2012 ergibt sich die in Tabelle 4 dargestellte Flächenverteilung der für eine Critical Load-Berechnung verwendeten CORINE2012-Daten.

Für diesen Datenausschnitt aus dem originalen Datensatz wurden bereits die nicht verwendeten CORINE-Klassen (z. B. urbane Räume oder Wasserflächen) entfernt.

Tabelle 4: Rezeptortypen und deren Flächenanteile nach CORINE (CLC 2012) in Deutschland

CORINE-Code	Beschreibung	Fläche in Deutschland [ha]	Fläche in Deutschland [%]	Anteil an Rezeptoren gesamt [%]
311	Laubwälder	3.601.128	10,05	32,05
312	Nadelwälder	55.84.084	15,59	49,69
313	Mischwälder	1.585.015	4,43	14,11
321	Natürliches Grünland	187.810	0,52	1,67
322	Heiden und Moorheiden	96.628	0,27	0,86
411	Sümpfe	69.595	0,19	0,62
412	Torfmoore	87.381	0,24	0,78
421	Salzwiesen	25.432	0,07	0,23
Summe der Rezeptorflächen		11.237.072	31,38	100

2.2.4 Sickerwasserraten

Daten zu den Sickerwasserraten wurden von der BGR auf Basis der langjährigen Mittel aus der Klimaperiode 1981 - 2010 und mit Hilfe einer regionalen Zuordnung von Landnutzungsklassen basierend auf der CORINE Land Cover 2006 (UBA, DLR-DFG 2009) im Jahr 2014 neu ermittelt. Diese Daten, digital im Oktober 2014 mit der Bezeichnung SWRTUBBGR8110_1000V23.1 zur Verfügung gestellt (BGR 2014b), sind Grundlage für die Berechnung von Stoffaustragsraten mit dem Sickerwasser. Der Datensatz beschreibt die räumliche Verteilung der landnutzungsdifferenzierten mittleren jährlichen Sickerwasserrate aus dem Boden in das Grundwasser mit einer Rasterauflösung von 250m x 250m.

2.2.5 Depositionsdaten

Als Eingangsdaten für die Critical Load Berechnung werden Depositionswerte von basischen Kationen (Kalzium, Kalium, Magnesium und Natrium) sowie von Chlorid Ionen benötigt. Für den aktuellen CFD2016/2017 wurden die 2015 veröffentlichten nationalen Depositionsdaten aus dem PINETI-Projekt (UBA FKZ 3712 63 240 1) verwendet, die für den Zeitraum 2009 bis 2011 ermittelt wurden. Mit Ausnahme von Natrium und Chlor wird für alle anderen Komponenten sowohl ein Datensatz inklusive der aus dem Seesalz stammenden Anteilen berechnet als auch ein Datensatz bereitgestellt, bei dem eine Seesalzkorrektur unter der Annahme erfolgte, dass alles Natrium aus dem Seesalz kommt. Für Chloride liegen Depositionsdaten nur für die nasse und die okkulte Deposition vor, beide nicht seesalzkorrigiert. Für die CL-Modellierung werden entsprechend der Konvention des Mapping Manuals nur die seesalzkorrigierten verwendet. Um die unterschiedlichen meteorologischen Einflüsse in den drei Jahren auszugleichen, wird eine mittlere Depositionsfracht über den Zeitraum 2009 – 2011 berechnet.

2.3 Ableitungen und Regionalisierung der ökologischen Rezeptoren

Ein grundlegender Modellierungsschritt für die Bestimmung von Critical Loads ist die Ableitung der Rezeptoren. Als Rezeptoren versteht man Ökosysteme, welche für die eutrophierenden bzw. versauernden Wirkungen von Stickstoff und Schwefel empfänglich sind und einen gewissen Schutzstatus aufweisen. In Deutschland werden die (semi-)terrestrischen naturnahen und halbnatürlichen Ökosysteme, d. h. Wälder, Forsten und Offenland-Ökosysteme, als Rezeptoren betrachtet. Nach der CLC2012 entfallen auf diese Landnutzungstypen etwa 31 % der gesamten Landesfläche. Agrarisch stark genutzte Flächen, andere von anthropogener Nutzung standortfremd überprägte Flächen oder aber auch Wasserflächen gelten nicht als Rezeptoren dieser Critical Load-Berechnung. Das Klassifikationsschema der vorliegenden CORINE-Daten zur Landnutzung ist nun allerdings zu grob, um zutreffende bzw. sinnvolle Rezeptoren ableiten zu können. So werden Wälder nur nach Laub-, Nadel- oder Mischwald klassifiziert. Die ökologischen Rezeptoren sollen jedoch Vegetationsformen sein, die sich zwar deutlich voneinander unterscheiden, aber gleichzeitig auch repräsentativ, d. h. typisch für einen Standort sind. So gilt es Buchen- von Eichenwäldern zu unterscheiden und Bergwälder anders zu betrachten als die Wälder der Auen. Ein Hilfsmittel dafür ist der Standorttyp. Dieser wird bestimmt durch die Kombination von Klima, Boden und Nutzung. Die Klassifizierung der Standorttypen nach diesen drei Parametern (siehe Abschnitt 2.3.1 Klima, 2.3.2 Boden, 2.3.3 Nutzung) wird im Folgenden erläutert, bevor sich dann spezifische ökologische Rezeptoren aus deren Kombination ergeben (Abschnitt 2.3.4).

2.3.1 Ableitung von pflanzengeographischen Klimaregionaltypen

Die Ausprägung verschiedener Vegetationsformen ist in hohem Maße abhängig vom Klima. Eine Klassifizierung von Klimatypen muss daher die pflanzengeographische Zonierung einschließen. Pflanzenphysiologisch relevant sind die Parameter Vegetationszeitlänge (durchschnittliche Anzahl an Tagen im Jahr mit $\geq 10^{\circ}\text{C}$ Tagesmitteltemperatur (TMT)) und die verfügbare Niederschlagsmenge in den Vegetationsmonaten (klimatische Wasserbilanz = Niederschlag minus Verdunstung minus Oberflächenabfluss). Zwar ordnet auch die BÜK1000N ihre Referenzbodenprofile 4 verschiedenen Klimatypen zu, jedoch entspricht deren Abgrenzung keiner pflanzengeographischen Zonierung. So werden beispielsweise nach BÜK1000N (BGR 2014a) die östlichen Mittelgebirge wie das Erzgebirge im subkontinentalen Klimabereich kartiert, obwohl in den höheren Berglagen natürliche Tannen-Fichten- oder Fichten-Buchenwälder auftreten, die nur in borealem Klima (vergleichbar mit subatlantischem Klima) vorkommen können. Deshalb werden die Klimatypen nicht aus der Bodenkarte der BGR (2014a) übernommen, sondern die Klimagliederung wird auf Basis der originalen DWD-Daten nachvollzogen. Allerdings enthalten die DWD-Daten nicht die Vegetationszeitlänge oder die klimatische Wasserbilanz in der Vegetationszeit. Näherungsweise erfolgt daher die Zonierung nach Jahresmitteltemperatur und Jahresniederschlagssumme. Diese Näherung ist für die pflanzengeographische Zonierung im Maßstab der Critical Loads-Berechnung für den deutschen Datensatz (Maßstab 1:1 Mio.) ausreichend genau. Dazu erfolgt in einem ersten Schritt die Regionalisierung nach Tabelle 5 (vgl. Abbildung 10).

Tabelle 5: Klimagliederung auf Basis von Jahresmitteltemperatur und Jahressumme des Niederschlags (BMVBS 2013)

Wärmestufe	Potenzielle Landschaftsverdunstung	Jahresmitteltemperatur Min (°C)	Jahresmitteltemperatur Max (°C)	Jahresniederschlag Min (mm/a)	Jahresniederschlag Max (mm/a)	Klimatische Wasserbilanz Min (mm/Veg-Monat)	Klimatische Wasserbilanz Max (mm/Veg-Monat)	Vegetationszeitlänge Min (d/a >10°C TMT)	Vegetationszeitlänge Max (d/a >10°C TMT)
sommerkalt-winterkalt	Sehr hohe Luftfeuchte	-4	5,1	1326	2710	11	408	40	90
sommerkühl-winterkalt	Sehr hohe Luftfeuchte	3,1	8,0	1065	2309	36	118	90	140
sommerkühl-winterkalt	Hohe Luftfeuchte	4,7	7,4	824	1160	2	69	90	140
sommerkühl-winterkalt	Mittlere Luftfeuchte	5,5	7,4	662	854	-18	11	90	140
sommerwarm-winterkühl	Hohe Luftfeuchte	6,8	11,1	745	1291	-8	69	140	190
sommerwarm-winterkühl	Mittlere Luftfeuchte	7,2	11,1	514	834	-23	2	140	190
sommerwarm-winterkühl	Geringe Luftfeuchte	8,1	10,7	380	578	-42	-23	140	190
sommerwarm-winterkühl	Sehr hohe Luftfeuchte	8,5	11,1	745	1111	-8	11	165	190
sommerwarm-mäßig winterkühl	Mittlere Luftfeuchte	10,1	11,8	614	864	-23	-8	190	220
sommerwarm-mäßig winterkühl	Geringe Luftfeuchte	10,5	12,0	553	632	-47	-23	190	220
sommerwarm-mäßig winterkühl	Hohe Luftfeuchte	10,5	11,2	797	1007	-8	36	190	220

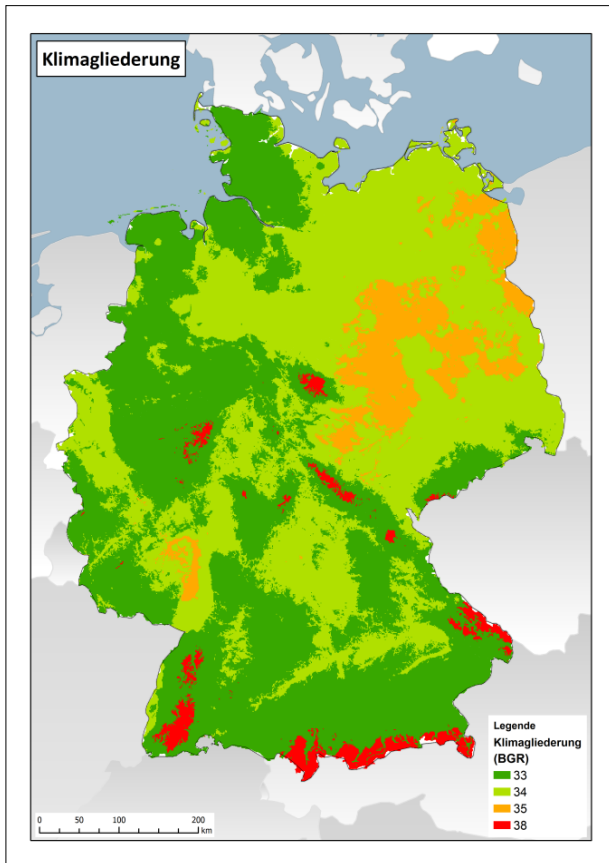
Jedoch überlappen sich die Spannen von Jahresmitteltemperatur und Jahresniederschlagssumme. Als eindeutiges Zuordnungsmerkmal einer Fläche zu einem Klimaregionaltyp gilt daher die jeweils kürzeste Distanz zum Mittelpunkt einer Spanne, sowohl von Temperatur als auch vom Niederschlag. Dabei werden die Spannenmittelwerte aufgefasst als Werte-Double aus Temperatur [°C] und Niederschlag [mm a⁻¹], gleiches gilt für den standortspezifischen Wert. Auf diese Weise ist die Klimagliederung jederzeit anhand der Originaldaten des DWD (2012) nachvollziehbar und kann auch zukünftig, beispielsweise nach Veröffentlichung von aktualisierten DWD-Daten, daran angepasst werden.

In einem zweiten Schritt wurden nun die Klimaregionaltypen so zusammengefasst, dass sie auch der von der BGR verwendeten Nomenklatur entspricht (vgl. Tabelle 6). Jedoch ergeben sich nunmehr andere Abgrenzungen der Klimabereiche. Damit ist die Klimagliederung nach pflanzengeographischen Verbreitungsmustern erfolgt, was später unter Berücksichtigung der Landnutzungskartierung (CORINE) und der Bodenkarte (BÜK1000N) eine eindeutige Zuordnung von Rezeptoren zu den entsprechenden Flächen erlaubt. Das Ergebnis der Modellierung der Klimagliederung ist in Abbildung 10 dargestellt.

Tabelle 6: Zusammenfassung der Klimagliederung auf Basis von Jahresmitteltemperatur und Jahressumme des Niederschlags zu Klimagebieten (nach BMVBS 2013)

Bezeichnung des Klima-Gebiets nach BGR 2014a		Klimaregionaltyp BMVBS 2013	
33	Gemäßigtes subozeanisches Klima	Sommerwarm-winterkühl	Hohe Luftfeuchte
		Sommerwarm-mäßig winterkühl	Hohe Luftfeuchte
		Sommerkühl-winterkalt	Hohe Luftfeuchte
		Sommerwarm-winterkühl	Sehr hohe Luftfeuchte
34	Gemäßigtes subozeanisches bis gemäßigtes subkontinentales Klima, teilweise Gebirgsklima	Sommerwarm-winterkühl	Mittlere Luftfeuchte
		Sommerwarm-mäßig winterkühl	Mittlere Luftfeuchte
		Sommerkühl-winterkalt	Mittlere Luftfeuchte
35	Gemäßigtes subkontinentales Klima	Sommerwarm-winterkühl	Geringe Luftfeuchte
		Sommerwarm-mäßig winterkühl	Geringe Luftfeuchte
38	Gemäßigtes Gebirgsklima	Sommerkalt-winterkalt	Sehr hohe Luftfeuchte
		Sommerkühl-winterkalt	Sehr hohe Luftfeuchte

Abbildung 10: Pflanzengeographische Klimabereiche (Nomenklatur der Klimabereiche nach BGR 2014a, Abgrenzung der Klimabereiche aggregiert auf Basis nach BMVBS 2013, Nummerncodes entsprechen Tabelle 6)



2.3.2 Referenz-Bodenprofile

Die Datenbank der Referenzprofile der BÜK1000N 2.3.1 basiert auf einer Vielzahl von Messungen an vergleichbaren Bodenformen unter gleichen Klima- und Nutzungsbedingungen. Die Parameterwerte sind auf Repräsentativität und Signifikanz geprüft (BGR 2014a). Sie stellen somit eine qualitätsgesicherte repräsentative Datenbasis für die typischen Böden in Deutschland dar. Damit stand für den CFD2016/2017 eine Bodendatenbank zur Verfügung, die für bis zu 71 Bodeneinheiten in 4 verschiedenen Klimagebieten jeweils ein Referenzprofil für Acker, ein Referenzprofil für Grünland und eines für Wald enthält mit den entsprechenden Parameterwerten für jeden Horizont.

2.3.3 Klassifizierung der Nutzungstypen

Die Nutzungsdifferenzierung der BÜK1000N nach CORINE-Klassen 2. Ordnung ist für die Zuordnung von Vegetationseinheiten zu grob. So gibt es Referenzbodenprofile nur für die Nutzungsklassen Acker, Grünland und Wald. Die Zuordnung der Vegetationseinheiten zu Referenzbodenprofilen erfolgte deshalb anhand der CORINE-Klassifikation 3. Ordnung wie folgt:

- ▶ BÜK-Referenzbodenprofil „Grünland“ wird weiter differenziert nach: natürliches Grünland (CORINE-Klasse 321), Heiden und Moorheiden (CORINE-Klasse 322), Sümpfe (CORINE-Klasse 411) und Torfmoore (412) sowie Salzwiesen (CORINE-Klasse 421).
- ▶ BÜK-Referenzbodenprofil „Wälder“ wird weiter differenziert nach: Laubwald (311), Nadelwald (312) und Mischwald (313).

2.3.4 Ableitung von Vegetationsformen aus der Kombination von pflanzengeographischem Klimabereich, CORINE-Landnutzungstyp und Referenz-Bodenprofilen

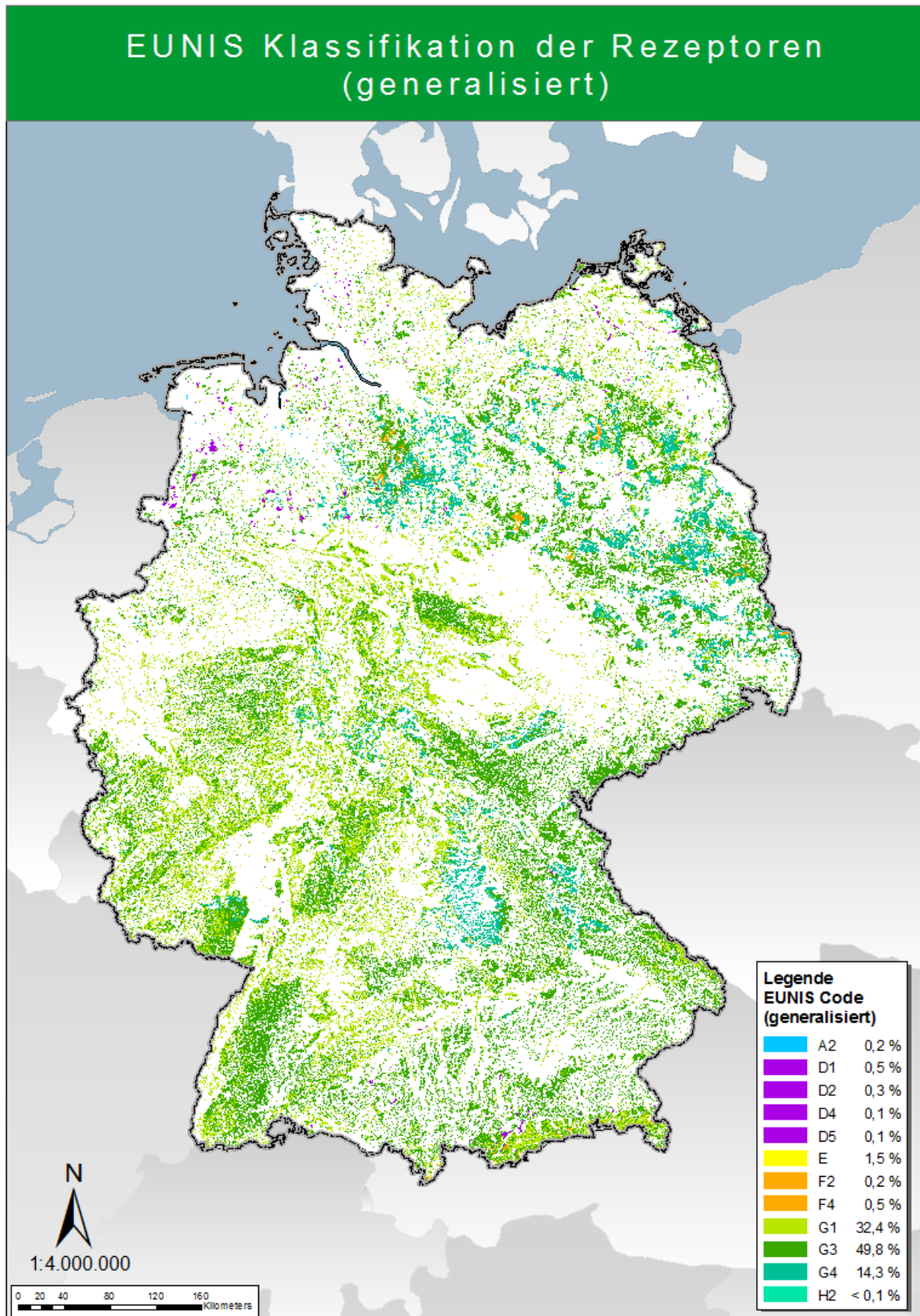
Aus der Bearbeitung mit dem geographischen Informationssystem ArcGIS von ESRI (Verschneidung der einzelnen Kartenlayer) ergaben sich 1.026 verschiedene in Deutschland vorkommende Kombinationstypen. Theoretisch sind aus dem Verschnitt der verwendeten 8 CORINE-Landnutzungsklassen 3. Ordnung mit den 71 Bodeneinheiten der BÜK1000N-Karte und den 4 Klimabereichen zwar 2.272 Kombinationen möglich, von denen kommen aber real nur 1.026 in Deutschland vor. Jedem dieser Kombinationstypen wurde nun die naturnahe Wald- bzw. halbnatürliche Offenland-Vegetationsgesellschaft zugeordnet, die für diesen Standorttyp die beste Existenzmöglichkeit aufweist. Dieser „höchste Grad der Existenzmöglichkeit“ für einen Vegetationstyp ergibt sich aus der Vegetationsdatenbank, die im Zusammenhang mit der Entwicklung des BERN-Modells (Vgl. Kap. 6.4) in mehr als 15 Jahren zusammengestellt wurde. Ausgehend von der CLC2012-Klassifizierung erfolgt eine Abfrage nach dem der Gesellschaft zugeordneten BÜK1000N-Referenzprofil und dem Klimaregionaltyp. Ergeben sich mehrere Gesellschaften, die einem Kombinationstyp entsprechen, wird die Gesellschaft ausgewählt, bei der die Referenzwert-Doubles aus Niederschlag/Temperatur (dem zugeordneten Klimaregionaltyp entnommen) sowie aus Basensättigung/CN (dem zugeordneten Referenzprofil entnommen) am dichtesten am jeweiligen Mittelwerte-Double der ökologischen Nische der Gesellschaft liegen. Die dadurch eindeutig zugeordnete Vegetationsgesellschaft ist somit die standorttypische Referenz (ökologischer Rezeptor) und dient indikativ als Maßstab für die Begrenzung von Stoffeinträgen (Berechnung der Critical Load für Versauerung und Eutrophierung) sowie zur Bewertung des Erhaltungszustands der aktuellen Biodiversität (Critical Load Biodiversität).

Für den CFD2016/2017 sind 233 verschiedene Pflanzengesellschaften zugeordnet worden, davon 132 Wald- bzw. Forstgesellschaften und 101 Offenland-Gesellschaften.

Die für etwa 31 % der Fläche Deutschlands ausgewiesenen standorttypischen Vegetationsformen (= Pflanzengesellschaften) ermöglichen dann auch eine Zuordnung zu dem EUNIS-Klassifikationsschema. Die Codierung nach EUNIS ist nötig, um auch empirische Critical Load nach Bobbink und Hettingh (2011) den ökologischen Rezeptoren zuzuordnen.

Im Ergebnis der Kombination der hier in Kurzform beschriebenen Daten ergibt sich eine umfangreiche Datenbank, die in digitaler Form dem UBA übergeben wurde.

Abbildung 11: Zuordnung der Vegetationsgesellschaften zur EUNIS-Klassifikation (generalisiert)



August 2017

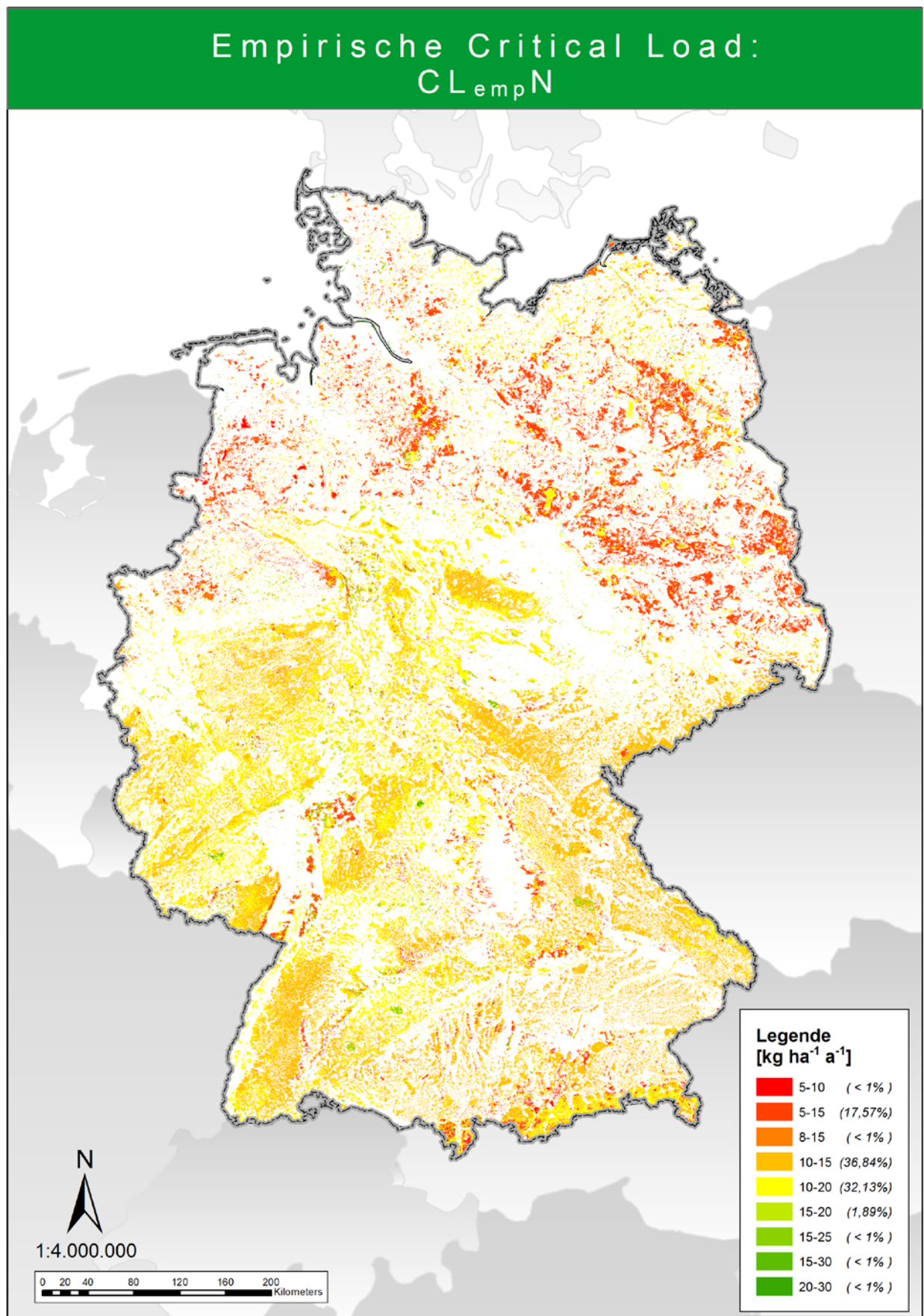
3 Empirische Critical Load für eutrophierenden Stickstoff

Die empirischen Ansätze nutzen auf Erfahrungen und Felduntersuchungen beruhende Dosis-Wirkungsbeziehungen, um Grenzwerte für den Schadstoffeintrag einem bestimmten ökologischen Rezeptor bzw. einem definierten Ökosystem zuzuweisen. Diese Zuordnungstabelle enthält Angaben zu den empirischen Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff auf Basis von Stickstoffzugabe-Experimenten, Langzeitbeobachtungen oder Expertenmeinungen. Auf mehreren Workshops wurden von zahlreichen europäischen Experten unter Federführung von Achermann und Bobbink (2003) sowie Bobbink und Hettelingh (2011) empirische Critical Loads für Stickstoff den verschiedenen in Europa vorkommenden Ökosystemtypen unter Verwendung der EUNIS-Codes zugeschrieben. In der Regel werden diese Belastbarkeitsgrenzen als Wertespannen angegeben, für Buchenwälder (EUNIS Code G1.6) beispielsweise von 10 bis 20 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Als Ergebnis der Zuordnung der empirischen Critical Load für eutrophierenden Stickstoff (CL_{emp}N) nach EUNIS-Klassifikation wird der untere Spannenwert verwendet.

Eine Datenbank mit der Zuordnung der Rezeptortypen des Deutschen CL-Datensatzes 2016/2017 zu empirischen CL (CL_{emp}N) wurde an das UBA übergeben. Allerdings sind in der Liste der empirischen Critical Loads nicht alle EUNIS-Klassen enthalten. Pflanzengesellschaften, deren EUNIS-Code nicht in der Liste der empirischen Critical Loads enthalten war, aber zwanglos einem ähnlichen EUNIS-Code zugeordnet werden konnte, wurden mit dem entsprechenden CL_{emp}N versehen. Dennoch blieben einige Rezeptortypen ohne zuordenbaren CL_{emp}N übrig.

Die empirischen Critical Load werden u.a. verwendet, um die Ergebnisse der Modellierung zu verifizieren. In Deutschland wird jedoch den modellierten Critical Load der Vorzug gegeben, wobei die empirischen Wertebereiche zur Überprüfung mit herangezogen werden. Für einen oben als Beispiel genannten Buchenwald ergeben sich dann standortspezifische Critical Loads. So gilt für einen Heidelbeer-Buchenwald auf sandigen Podsolen in der subatlantisch bis subkontinentalen Klimazone eine Belastungsgrenze von 8,8 kg N ha⁻¹ a⁻¹, während der Critical Load für einen Hainsimsen-Buchenwald auf Braunerde aus Sandstein in der subatlantischen Klimazone 16,9 kg N ha⁻¹ a⁻¹ beträgt und für einen Orchideen-Buchenwald auf Braunerde aus Mergel- und Tongesteinen in der Gebirgs-Klimazone ein ökosystemverträglicher Eintrag von 24,6 kg N ha⁻¹ a⁻¹ ausgewiesen wird.

Abbildung 12: Ableitung der empirischen Critical Load für eutrophierenden Stickstoff



Mai 2017

4 Critical Load nach Massenbilanzmethode zum Schutz vor eutrophierenden Stickstoffeinträgen

4.1 Methodischer Ansatz und allgemeine Grundlagen

Die Grundlagen für die Modellierung von Critical Loads (CL) sind vom International Co-operative Programme on Modelling and Mapping of Critical Loads and Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends (ICP Modelling & Mapping) in einem Mapping Manual publiziert (UBA 2004 und CLRTAP 2016). Die in den einzelnen Ländern zuständigen National Focal Centre (NFC) folgen im Wesentlichen diesem Manual, haben aber auch die Möglichkeit, mit nationalen Ansätzen die Methoden zu erweitern, zu verändern oder zu präzisieren. Diese Veränderungen gegenüber dem Manual werden als National Report in den Statusberichten des europäischen Koordinierungszentrum (Coordination Centre for Effects, CCE) dokumentiert. Da Stickstoff (N) neben der Eutrophierung auch zur Versauerung beitragen kann, wird dieser Effekt bei den Critical Loads zum Schutz vor Versauerung (vgl. Kapitel 5) ebenfalls berücksichtigt, wie auch der Einfluss des Stickstoffs auf die Biodiversität (vgl. Kapitel 6).

Zur Bestimmung des Critical Load für den Stickstoffeintrag, der im Call for Data (CFD) als $CL_{eut}(N)$ bezeichnet wird, werden verschiedene Möglichkeiten angeboten. So kann der empirische CL angegeben werden, der CL nach der Massenbilanzmethode verwendet oder der Minimumwert aus beiden Methoden für den $CL_{eut}(N)$ eingetragen werden. Für den deutschen Datensatz zum CFD 2016/2017 wurde der Critical Load für den eutrophierenden Stickstoffeintrag wie in allen vorangegangenen Datenlieferungen auch in Anwendung der einfachen Massenbilanz Methode (Simple Mass Balance, SMB) ermittelt. Danach kann der zulässige Stickstoffeintrag ins Ökosystem $CL_{nut}(N) = CL_{eut}(N)$ als die Einstellung des Gleichgewichts zwischen Stoffein- und -austrägen beschrieben werden. Zeitweilige Abweichungen vom Gleichgewichtszustand sind nur tolerierbar, solange das System aus sich selbst heraus regenerationsfähig bleibt (quasi-stationärer Zustand). Eine modellhafte Beschreibung des Stickstoffhaushalts von Ökosystemen unter diesen Bedingungen stellt die folgende Gleichung dar:

$$CL_{nut}(N) = N_u + N_i + N_{le(acc)} + N_{de}$$

wobei:

$CL_{nut}(N)$	=	Critical Load für eutrophierenden Stickstoffeintrag [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]
N_u	=	Netto-Stickstoff-Aufnahmerate durch die Vegetation [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]
N_i	=	Netto-Stickstoff-Immobilisierungsrate [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]
$N_{le(acc)}$	=	tolerierbare Austragsrate von Stickstoff mit dem Sickerwasser [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]
N_{de}	=	Denitrifikation von Stickstoff [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]

Die Netto-Immobilisierungsrate N_i ist der Anteil an N, der mit dem Blatt- bzw. Nadelfall organisch gebunden in die Humusschicht eingeht und dort dauerhaft organisch gebunden, also ungelöst und damit nicht pflanzenverfügbar verbleibt. Die Netto-Immobilisierungsrate hängt von der Aktivität der dekompostierenden Bodenorganismen ab und diese wird von der Bodentemperatur sowie dem Angebot von Wasser, Nährkationen und Kohlenstoff gesteuert.

Die Denitrifikationsrate N_{de} ist der Anteil an Stickstoffverbindungen, der wieder aus dem Boden in die Atmosphäre ausgegast wird. Auch dieser Prozess wird von Bodenmikroorganismen durchgeführt und ist von der Bodentemperatur, dem Wasser-, Nährkationen- und Kohlenstoffangebot abhängig.

Die N-Aufnahmerate in die oberirdische pflanzliche Biomasse (N_u) wird aus der erntbaren Biomasse und dem Gehalt an Stickstoff in der Biomasse ermittelt. Berücksichtigt wird nur der in der Biomasse festgelegte Stickstoff, der durch Ernteausträge dem System entzogen wird, also zum Beispiel im Wald die Holzernte, nicht aber der Streufall.

Der verbleibende Rest an deponiertem und mineralisiertem Stickstoff, der nicht von Pflanzen aufgenommen, durch Denitrifikation in die Atmosphäre ausgegast oder durch Immobilisierung im Humus akkumuliert wird, steht einer Auswaschung mit dem Niederschlag aus dem Bodenwasser in die tieferen Schichten und letztendlich ins Grundwasser zur Verfügung (= Austrag mit dem Sickerwasser N_{le}). Zum Schutz der terrestrischen wie aquatischen Ökosysteme muss dieser Austrag auf ein tolerierbares Maß begrenzt werden. Im Mapping Manual sind daher kritische Konzentrationen für die Bodenlösung definiert.

Die Höhe der Mineralisierung wird - im angenommenen Gleichgewichtszustand – als konstant betrachtet, d. h. die Netto-Mineralisierungsrate wird auf 0 gesetzt. Ebenso wird die Stickstoff-Fixierungsrate durch einige Pflanzen bzw. ihre Symbionten bei der Critical Load-Berechnung als vernachlässigbar eingeschätzt. Dies ist deshalb gerechtfertigt, weil die hohen Depositionsraten von reduzierten und oxidierten N-Verbindungen in Deutschland in der Vergangenheit tendenziell dazu führen, dass Pflanzen die Aufnahme von molekularem N_2 aus der Luft reduzieren und vorzugsweise NO_x oder NH_y aus den Luftverunreinigungen aufnehmen, da für die Verstoffwechselung dieser N-Verbindungen weniger Energie benötigt wird als zur Verwertung von N_2 . Limmer (1996) weist nach, dass durch einen Überschuss an Ammonium im Boden das Enzym Nitrogenase bei den meisten N_2 -fixierenden Mikroorganismenarten reversibel inaktiviert wird. Auch unterliegen die N_2 -Fixierer in Anwesenheit von Nitrat in der Konkurrenz mit den Denitrifizierern, die den Elektronenfluss von der Nitrogenase zur Nitratreduktase lenken. Die Nitratabmonifikation läuft ebenfalls bevorzugt ab. Sie hat einen doppelten Hemmeffekt: den Verbrauch von Energiequellen und die Produktion von Ammonium, das wiederum ein direkter Hemmstoff der Nitrogenase ist (ebenda). Ob tatsächlich alle fixierenden Mikroorganismenarten an einem Standort inaktiviert werden oder ob tatsächlich ein Standort noch N-limitiert ist, ist in der Regel nicht ohne erheblichen analytischen Aufwand feststellbar.

Durch die im Zusammenhang mit der Denitrifikation in Kapitel 4.2.2 beschriebenen Ableitung ergibt sich nach Umformung die zur Berechnung der Critical Load im Deutschen Datensatz verwendete Formel

$$CL_{nut} N = N_u + N_i + \frac{N_{de}}{(1 - f_{de})}$$

wobei:

f_{de} = Denitrifikationsfaktor (Funktion der Bodentypen mit einem Wert zwischen 0 und 1)

4.2 Erhebung und Berechnung der Eingangsdaten

4.2.1 Aufnahme von Stickstoff und basischen Nährkationen in die Biomasse

Die Entzugsrate von Stoffen mit der Ernte von Biomasse ergibt sich aus dem Ertrag der zu erntenden Biomasse multipliziert mit dem darin befindlichen Stoffgehalt.

4.2.1.1 Abschätzung des pflanzenphysiologischen Ertragspotenzials der zu erntenden Biomasse

Die Critical Load sollen definitionsgemäß langfristig keine schädlichen Wirkungen auf Struktur und Funktion von Ökosystemen zulassen. Somit sollen sie auch nicht den Status quo hinsichtlich der Bewirtschaftungsweise und der hieraus resultierenden Anbauverhältnisse und Erträge widerspiegeln, sondern langfristig geltenden Grundsätzen einer nachhaltigen Land- und Forstwirtschaft folgen. Deswegen geht der Critical Load-Ansatz von folgenden Annahmen zur Bewirtschaftungsweise der Rezeptorflächen aus:

Wald:

Langfristig ist davon auszugehen, dass die bundesweit bereits begonnene Umstellung auf eine naturnahe Waldbewirtschaftung in Kombination mit der tendenziellen Abnahme von Stickstoffeinträgen die potenzielle Holzertragserwartung sowie die Stoffgehalte auf ein nachhaltig stabiles Gleichgewicht regulieren wird. Deshalb werden für die Ertrags- und Gehaltsabschätzung konservative Annahmen getroffen, die aus Messdaten an mehr oder weniger unbelasteten Standorten abgeleitet wurden.

Offenland:

Es wird unterschieden in nicht genutzte Offenland-Ökosystemtypen (Torfmoore, Sümpfe, Moorheiden) und solche, die regelmäßig genutzt werden (natürliches Grünland, trockene Heiden, Salzwiesen). Die Abschätzung des Trockenmasseertrages in genutzten Offenland-Lebensräumen geht davon aus, dass eine bestandserhaltende Mindestnutzung bzw. Pflegennutzung notwendig ist. Diese notwendige Mindestnutzung ist aber auch abhängig vom Biomasseproduktionspotenzial des jeweiligen Standortes.

Der Entzug von Stoffen durch Biomasse wird aus der Biomasseproduktivität in Abhängigkeit vom Ertragspotenzial des Standortes unter Berücksichtigung des pflanzenphysiologisch möglichen Biomassezuwachses abgeschätzt. Als Grundlage für die standorttypspezifische Abschätzung des potenziellen Holzertrages in den Lebensraumtypen (LRT) des Waldes (Wald-LRT) dienen Ertragstafeln des laufenden Zuwachses der Baumarten. Über 100 Jahre wird der durchschnittliche Zuwachs pro Jahr jeweils für die beste Ertragsklasse I ($E_{\max(\text{phyto})}$) und die schlechteste Ertragsklasse der Baumart ($E_{\min(\text{phyto})}$) aus den Ertragstafeln entnommen. Die so ermittelten potenziellen Festmaß-Zuwächse (DGZ 100) werden in Gewichtsmaß-Zuwächse mit Hilfe der baumartenspezifischen Holz- und Rindendichte umgerechnet (vgl. Tabelle 7 und Tabelle 9). Es wird angenommen, dass die Rinde, wie derzeit allgemein üblich, ebenfalls dem Bestand entzogen wird. Die hier ausgewerteten alten Ertragstafeln ermöglichen eine sehr konservative Schätzung der Biomasseentzüge, so dass die sich ergebenden Spannen Mindesterträge im Spektrum der Standortbedingungen darstellen.

Tabelle 7: Spannen der Ertragspotenziale der Haupt- und Nebenbaumarten

Baumart	Durchschnittliche jährliche Zuwachsraten nach 100 Jahren [DGZ 100]				Ertragstafel von:
	Ertragspotenzial der Ertragsklasse I für Stammholz mit Rinde E _{max(Phyto)}		Ertragspotenzial der schlechtesten Ertragsklasse für Stammholz mit Rinde E _{min(Phyto)}		
	[m ³ ha ⁻¹ a ⁻¹]	[t TS ha ⁻¹ a ⁻¹]	[m ³ ha ⁻¹ a ⁻¹]	[t TS ha ⁻¹ a ⁻¹]	
Gemeine Kiefer	8,1	3,5	3,3	1,4	Wiedemann 1943 (in Schober 1975)
Gemeine Fichte	12,0	4,9	7,5	3,2	Wiedemann 1936 (in Schober 1975)
Berg-/Schwarzkiefer	1,5	0,7	1,5	0,7	Geschätzt
Weiß-Tanne		3,5		3	Schober 1967 (in Schober 1975)
Europ. Lärche		2,5		2	Schober 1967 (in Schober 1975)
Rotbuche	7,8	4,9	3,7	2,4	Schober 1967 (in Schober 1975)
Stiel- und Trauben-Eiche	6,7	4,0	2,1	1,4	Mitcherlich 1950 (in Schober 1975)
Erle	8,0	4,3	4,5	2,5	Mitcherlich 1950 (in Schober 1975)
Birke, alle Arten	4,9	2,8	3,6	2,1	Schwappach 1912 (in Schober 1975)
Weiden, alle Arten	5,0	2,3	3,4	1,6	Schober 1975
Ulme, alle Arten		4,8		3	Bauer 1953
Esche	6,2	3,7	4,1	2,5	Wimmenauer 1919
Eberesche		2,1		1,6	Erteld 1952
Linde, alle Arten	8,8	5,2	5,0	3,0	Böckmann 1990
Ahorn, alle Arten		3,5		2,5	Schober 1987
Pappeln, Espe	13,2	4,5	3,0	1,1	Knapp 1973
Hainbuche		5,6		2,5	Schober 1987

Tabelle 8: Spezifische Dichten von Stammholz und Rinde sowie deren Masseverhältnisse (BMVBS 2013)

Baumart	Dichte von Stammholz [m ³ t ⁻¹ atro ⁻¹]	Dichte von Rinde [m ³ t ⁻¹ atro ⁻¹]	Verhältnis von Rinde zu Stammholz (t/t)
Kiefer	0,476	0,32	0,17
Fichte	0,455	0,28	0,17
Bergkiefer	0,476	0,32	0,17
Rotbuche	0,667	0,43	0,08
Stiel- und Trauben-Eiche	0,714	0,44	0,20
Erle	0,625	0,33	0,20
Birke	0,625	0,42	0,20
Weiden, alle Arten	0,526	0,23	0,20

Die Abschätzung des Trockenmasseertrages in Offenland-Lebensräumen geht davon aus, dass eine bestandserhaltende Mindestnutzung oder Pflegenutzung notwendig ist (vgl. Tabelle 9). Diese notwendige Mindestnutzung ist aber auch abhängig vom Biomasseproduktionspotenzial des jeweiligen Standortes. Je fruchtbarer der Standort ist, desto höher muss auch die bestandserhaltende Mindestnutzung bzw. Pflegenutzung sein, daher kann dann auch ein höherer Entzug angenommen werden. Die Spannenobergrenze ($E_{\max(\text{phyto})}$) gibt allerdings nicht den physiologisch maximal möglichen Trockenmasseertrag an, sondern den bestandserhaltenden Mindestbiomasseentzug auf den fruchtbarsten typischen Böden des jeweiligen Vegetationstyps bei günstigem Klima. Ebenso wird ein Mindestertrag theoretisch berechnet, der auch unter ungünstigen Bedingungen erzielt werden kann ($E_{\min(\text{phyto})}$).

Tabelle 9: Spannen der Ertragspotenziale der verschiedenen Vegetationstypen der waldfreien naturnahen/halbnatürlichen Ökosysteme (BMBVS 2013)

Vegetationstyp	Trockenmasseertrag bei extensiver Grünlandnutzung [t TS ha ⁻¹ a ⁻¹]	
	$E_{\min(\text{Phyto})}$	$E_{\max(\text{Phyto})}$
Magerrasen	0,65	1,5
Heiden	0,7	1,5
Kalktrockenrasen	0,8	1,4
Nass- und Feuchtwiesen	0,11	1,7
Flutrasen und Auenwiesen	0,1	2,5
Frischwiesen/ Frischweiden	0,8	1,6

4.2.1.2 Ermittlung der bodenspezifischen relativen Ertragspotenziale

Innerhalb der vegetationstypspezifischen potenziellen Ertragsspanne (vgl. Tabelle 7 und Tabelle 9) kann dann unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Bodeneigenschaften, also anhand des Ertragspotenzials des Bodens (EP_{geo}), das Ertragspotential des jeweiligen Standortes konkretisiert werden.

Dazu ist zunächst die bestmögliche Abschätzung der Bodenfruchtbarkeit in Abhängigkeit von den Bodenarten (S=Sand, s=sandig, L=Lehm, l=lehmig, U=Schluff, u=schluffig, T=Ton, t=tonig, H=Torf, h=hochmoorig, n=niedermoorig) der Horizonte notwendig (vgl. Tabelle 11).

Verschiedene Eigenschaften der Bodenarten werden im Hinblick auf die Ertragsbildung jeweils als sehr ungünstig (Wert 1) bis sehr günstig (Wert 5) eingeschätzt (ausführlich hierzu in BMVBS 2013, S. 182 ff.). Diese Werte beziehen sich auf die jeweilige Bodenart der Horizonte der Referenzbodenprofile aus der BÜK-1000N-Datenbank.

Die zur Bewertung des relativen Ertragspotenzials EP_{geo} herangezogenen Einzelparameter (vgl. Tabelle 11) sind nicht gleichgewichtet in die Abschätzung des bodenspezifischen Ertragspotenzials eingegangen, weil einzelne Kriterien einen größeren Einfluss als andere auf das Pflanzenwachstum haben und mitunter auch auf mehrere verschiedene physiologische Vorgänge einwirken. Aus diesem Grunde wurden die einzelnen Parameter der Tabelle 11 entsprechend der folgenden Übersicht zu Haupteinflussfaktoren der Ertragsbildung zusammengefasst (vgl. Tabelle 10). Aus den Mittelwerten für die 3 Haupteinflussfaktoren aus konnte abschließend ein mittleres relatives Ertragspotenzial (EP_{geo}) abgeleitet werden (vgl. Tabelle 11, letzte Spalte). Das relative Ertragspotenzial des Referenzprofils $EP_{(geo)}$ wurde nun für jeden Horizont des Referenzbodenprofils der BÜK 1000N basierend auf den Angaben zur Bodenart zugeordnet und dann bis zur Durchwurzelungstiefe (vgl. Abschnitt 4.2.1.3) tiefenstufengewichtet gemittelt.

Tabelle 10: Haupteinflussfaktoren der Ertragsbildung

Einzelparameter	Synthese zu den Haupteinflussfaktoren:
Nutzbare Feldkapazität Porenanteil mit Totwasser (Staunässeineigung) Austrocknungsgefährdung Grund- und Stauwassereinfluss	Bodenwasserhaushalt
Kationenaustauschkapazität Nutzbare Feldkapazität Humusspiegel	Nährstoffhaushalt
Gründigkeit Durchwurzelbarkeit Verfestigungsneigung	Bodengefüge

Tabelle 11: Klassifizierung bodenartabhängiger Bodeneigenschaften bezüglich des Einflusses auf potenzielle Holz- und Grünlanderträge (BMVBS 2013)

Bodenarten		Bodenwasserhaushalt										
Nachbodenkundliche Kartieranleitung 5. Auflage, S. 144ff und Vergleich Text	Entstehung	Nährstoffhaushalt						Bodengefüge			Relatives Ertragspotenzial $EP_{(geo)}$	
		Porenanteil <0,2 µm mit Totwasser (pF>4,2) / Staunässebildung	Austrocknungsgefährdung	Grund- o. Stauwassereinfluss	Nutzbare Feldkapazität (Porenanteil 0,2-50 µm mit pflanzenverfügbarem Haftwasser pF4,2-1,8)	Humusspiegel in Abhängigkeit von der Bodenart	Kationenaustauschkapazität	Gründigkeit	Durchwurzelbarkeit (Porenanteil >50 µm mit Luft, pF<1,8)	Verfestigung im B-Horizont		
Ss	D	5	1	1	1	1	1	3	5	1	2,00	
	Al	5	1	4	1	1	1	4	5	1	2,36	
	K	5	1	1	1	1	1	2	5	1	1,89	
	V	5	1	1	1	1	1	2	5	1	1,89	
Su2, Sl2, Sl3, St2	D	4	2	1	3	1	2	3	5	1	2,50	
	Al	4	2	5	3	1	2	4	5	1	2,94	
	K	4	2	4	3	1	2	3	5	1	2,75	
	V	4	2	3	3	1	2	2	5	1	2,56	
Su3, Su4	D	3	3	2	4	2	2	3	5	2	3,00	
	Lö	3	3	2	4	2	2	5	5	2	3,22	
	Al,K	3	3	5	4	2	2	4	5	2	3,36	
	V	3	3	3	4	2	2	2	5	2	2,97	
	Vg	3	3	1	4	2	2	1	5	2	2,69	
Slu, Sl4, St3	D	3	4	2	5	2	3	3	4	3	3,39	
	Lö	3	4	2	5	2	3	5	4	3	3,61	
	Al,K	3	4	5	5	2	3	5	4	3	3,86	
	V	3	4	3	5	2	3	2	4	3	3,36	
	Vg	3	4	1	5	2	3	1	4	3	3,08	
Ls2-4, Lt2, Lts, Ts4, Ts3	D	3	4	3	5	3	4	3	3	4	3,69	
	Lö	3	4	2	5	3	4	5	3	4	3,83	
	Al	3	4	5	5	3	4	5	3	4	4,08	
	K	3	4	4	5	3	4	3	3	4	3,78	
	V	3	4	3	5	3	4	2	3	4	3,58	
	Vg	3	4	1	5	3	4	1	3	4	3,31	
	D	2	3	3	4	4	3	3	2	5	3,33	

Bodenarten		Bodenwasserhaushalt										
Nachbodenkundliche Kartieranleitung 5. Auflage, S. 144ff und Vergleich Text	Entstehung					Nährstoffhaushalt						Relatives Ertragspotenzial $EP_{(geo)}$
								Bodengefüge				
		Porenanteil <0,2 µm mit Totwasser (pF>4,2) / Staunässebildung	Austrocknungsgefährdung	Grund- o. Stauwassereinfluss	Nutzbare Feldkapazität (Porenanteil 0,2-50 µm mit pflanzenverfügbarem Haftwasser pF4,2-1,8)	Humusspiegel in Abhängigkeit von der Bodenart	Kationenaustauschkapazität	Gründigkeit	Durchwurzelbarkeit (Porenanteil >50 µm mit Luft, pF<1,8)	Verfestigung im B-Horizont		
Uu, Us, Ut2-4, Uls, Lu	Al	2	5	5	4	4	4	5	2	5	4,00	
	Lö	2	3	2	4	4	4	5	2	5	3,58	
	K	2	3	4	4	4	3	4	2	5	3,53	
	V	2	3	3	4	4	3	2	2	5	3,22	
	Vg	2	3	1	4	4	3	1	2	5	2,94	
Lt3, Tu2-4, Ts2, Tl, Tt	D	1	1	2	3	5	5	3	1	5	3,03	
	Al	1	1	5	3	5	5	4	1	5	3,39	
	Lö	1	1	2	3	5	5	5	2	5	3,36	
	K	1	1	4	3	5	5	1	1	5	2,97	
	V	1	1	3	3	5	5	2	1	5	3,00	
	Vg	1	1	2	3	5	5	1	1	5	2,81	
Hh		1	1	1	1	5	1	1	1	1	1,44	
Hn		1	1	1	2	5	3	4	3	1	2,42	

Erläuterung: 1= sehr ungünstig, 2= ungünstig, 3= mäßig günstig, 4= günstig, 5= sehr günstig
 D= diluviale Böden des wellig-hügeligen Flachlandes und der Hügelländer
 Lö= Böden der Lößgebiete
 Al= alluviale Böden der breiten Flusstäler, einschließlich Terrassenflächen und Niederungen
 K= Böden der Küstenregionen
 V= Verwitterungsböden aus Festgesteinen und deren Umlagerungsdecken der Berg- und Hügelländer sowie der Mittelgebirge;
 Vg= gesteinsreiche Verwitterungsböden des Hochgebirges

4.2.1.3 Ermittlung der real durchwurzelten Bodentiefe in Abhängigkeit von vegetations- und bodenspezifischen Durchwurzelungspotenzialen

Anhand der zugeordneten Pflanzengesellschaft (vgl. Kapitel 2.3.4) konnte die reale vegetationsspezifische Durchwurzelungstiefe der dominanten und charakteristischen Arten abgeschätzt werden. Die tatsächlich von Pflanzen durchwurzelte Tiefe hängt aber auch von der durchwurzelbaren Tiefe des Bodens ab. Geht man zunächst von der potenziellen Länge der Hauptwurzeltracht (= 80 % der Gesamtwurzelmasse) der charakteristischen Hauptbaumart bzw. der charakteristischen Art der Krautschicht aus, kann man folgende potenzielle Durchwurzelungstiefen für die Hauptbestände angeben (vgl. Tabelle 12). Diese potenziellen Wurzellängen werden bei den meisten Vegetationstypen (außer bei den

Pionierbaumarten Bergkiefer, Espe und Birke) eingeschränkt durch den oberen Rand des terrestrischen Unterbodenhorizontes (C-Horizonte), bei nässemeidenden Baumarten durch den oberen Rand des sauerstofffreien (reduzierten) Grundwasser- bzw. Stauwasserhorizontes (Gr/Sr-Horizonte) oder bei allen Vegetationstypen durch den oberen Rand des durch Reduktgase geprägten Horizontes (Y-Horizonte). Das bedeutet, die vegetationstypische potenzielle Wurzellänge wird durch das standortspezifische Bodenprofil in den Fällen abgeschnitten, bei denen die potenzielle Wurzellänge größer ist als die obere Tiefe des obersten nicht durchwurzelbaren Horizontes (= physiologische Gründigkeit).

Tabelle 12: Länge der Hauptwurzelttracht nach Köstler et al. (1968) und die Wurzelttracht abschneidende nicht durchwurzelbare Horizonte (BMVBS 2013)

Vegetationstyp/ Hauptbaumart	Potenzielle Hauptwurzellänge [cm]	nicht durchwurzelbare Horizonte (nach Bodenkundlicher Kartieranleitung KA 5, 83ff und siehe Text)
Natürliches Grünland	40	C;P;Gr;Y;F;Go;S
Heiden und Moorheiden	20	C;P;Gr;Y;F;Sr;S
Sümpfe	110	C; P; Y; Fr
Torfmoore	90	C; P; Y; Fr
Wiesen und Weiden	60	C C;P;Gr;Y;F;Sr;Sd;Sg
Gemeine Kiefer	180	C;P;Gr;Y;F;Sr;Sd;Sg
Fichte	80	C;P;Gr;Y;F;Sr;Sd;Sg
Rotbuche	80	C;P;Gr;Y;F;Go;Sr;Sd;Sg
Erle, Esche	80	C;P;Gr;Y;F;Sr;Sd;Sg
Eiche (alle Arten)	180	C;P;Gr;Y;F;Sr;Sd;Sg
Lärche, Douglasie	100	C;P;Gr;Y;F;Go;S
Ahorn (alle Arten)	80	C;P;Gr;Y;F;Go;S
Pappeln, Espe	120	
Bergkiefer	180	
Schwarzkiefer	180	C;P;Gr;Y;F;Sr;Sd;Sg
Birke	100	
Linde (alle Arten), Hainbuche, Robinie	100	C;P;Gr;Y;F;Go;S
Weiden u. Ulmen (alle Arten)	60	C;P;Gr;Y;F;Sr;Sd;Sg

Die obere Tiefe der anstehenden schneidenden Horizonte wurde der Datenbank zu den Referenzbodenprofilen der BÜK 1000N entnommen. Die Mittelwertbildung der bodenspezifischen relativen Ertragspotenziale EP_{geo} der einzelnen Horizonte erfolgt dann tiefenstufengewichtet bis zur realen Durchwurzelungstiefe.

Anschließend wird das Ergebnis noch in Abhängigkeit von Klimaparametern korrigiert, wie im nachfolgenden Kapitel beschrieben wird.

4.2.1.4 Ermittlung der klimaspezifischen Ertragspotenziale

Bis hierher sind ausschließlich bodenspezifische Parameter in die Bestimmung der Ertragspotenziale eingegangen, eine Einbeziehung klimatischer Bedingungen ist jedoch ebenfalls geboten.

Ein klimaökologisch hochsignifikanter Einflussfaktor ist neben dem Niederschlag vor allem die Länge der Vegetationszeit. Je länger die Vegetationszeitdauer im Jahr (Anzahl der Tage im Jahr mit einer

durchschnittlichen Lufttemperatur von $\geq 10^\circ\text{C}$), desto größer die Nettoprimärproduktion. Gute bis sehr gute Zuwachsleistungen werden durch Vegetationszeiten von 100 Tagen (mittlere montane Lagen) bis 200 Tagen (planare Tieflandlagen) gefördert, während im hochmontanen und alpinen Raum (60-100 Tage) die Nettoprimärproduktion deutlich unter das bodenspezifische Ertragspotenzial sinkt.

Deshalb wird das bodenspezifische Ertragspotenzial mit der Vegetationszeitdauer wie folgt in Beziehung gesetzt:

$$EP_{\text{Klima-korr}} = EP_{\text{geo}} \cdot \left(1 + \frac{VZ-165}{200-100}\right)$$

wobei:

$EP_{(\text{klima-korr})}$ = klimakorrigiertes Ertragspotenzial

EP_{geo} = bodenspezifisches Ertragspotenzial (zwischen 1...5)

VZ = Vegetationsdauer (Anzahl der Tage im Jahr mit einer durchschnittlichen Lufttemperatur von $\geq 10^\circ\text{C}$).

4.2.1.5 Berechnung des Biomasse-Ertrages

Der Bereich, der sich zwischen Minimum und Maximum der pflanzenphysiologisch möglichen Erträge laut Ertragstafeln (vgl. Tabelle 7 und Tabelle 9) ergibt, wird nun entsprechend dem relativen boden- und klimaspezifischen Ertragspotenzial $EP_{(\text{klima-korr})}$ interpoliert.

Der Ertrag ergibt sich somit unter Berücksichtigung der vegetationsspezifischen Ertragsspannen und des standortspezifischen relativen Ertragspotenzials wie folgt:

$$E = E_{\min(\text{Phyto})} + (((E_{\max(\text{Phyto})} - E_{\min(\text{Phyto})})/4) \cdot (EP_{(\text{klima-korr})} - 1))$$

Hierzu folgendes Beispiel:

Ein Traubenkirschen-Eschenwald (Ertragsspanne der Esche: 2,5 bis 3,7 t TS ha⁻¹ a⁻¹, vgl. Tabelle 7) auf Braunerde-Vega aus tonigen Auenablagerungen (relatives bodenspezifisches Ertragspotenzial EP_{geo} zwischen 1 und 5: 3,39, ergibt sich aus tiefenstufengewichteter Mittelung der EP_{geo} der Bodenarten des BÜK1000N-Referenzprofils nach Tabelle 11) im gemäßigten Gebirgsklimagebiet (Vegetationszeit: 115 d a⁻¹, vgl. BMVBS 2013: Tabelle 19) hat einen Biomasseertrag von :

$$f_{VZ} = 1 + (115 - 165) / (200 - 100) = 0,5 \text{ mit } f_{VZ} = \text{klimabedingter Korrekturfaktor (dimensionslos von 0 bis 1)}$$

$$EP_{\text{klima-korr}} = 3,39 \cdot 0,5 = 1,695$$

$$E = 2,5 + ((3,7 - 2,5) / 4) \cdot (1,695 - 1) = 2,71 \text{ [t TS ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$$

4.2.1.6 Gehalte an Stickstoff in der Biomasse

Der Stickstoffentzug (N_u) für genutzte Wälder ergibt sich aus dem geschätzten Biomasseentzug durch den Jahreszuwachs an Derbholz und Rinde der Haupt- und Nebenbaumarten der aktuellen Bestockung am Standort, multipliziert mit den Durchschnittsgehalten an Stickstoff (vgl. Tabelle 13) in Derbholz und Rinde.

Tabelle 13: N-Gehalte in Derbholz mit Rinde der Hauptbaumarten (Jacobsen et al. 2002, De Vries et al. 1990)

Baumart	N
	[kg t ⁻¹ TS ⁻¹]
Kiefer	1,09
Fichte	1,22
Rotbuche, Hainbuche	1,54
Eichen	2,10
Erle	1,40
Birke	1,70
Bergkiefer	1,15
Weide	1,40
Sonstige Laubbaumarten	1,40

N_u für genutzte Grünlandbiotope ergibt sich aus der Zuwachsrate oberirdischer Grünmasse im Jahr [t TS ha⁻¹ a⁻¹] und den Stickstoff-Gehalten in der Erntemasse entsprechend Tabelle 14. Dort wurde das 5er Perzentil der Stickstoffgehalte aus recherchierten Literaturwerten angesetzt, um zu vermeiden, dass aktuell hohe N-Gehalte infolge übermäßiger N-Einträge aus der Vergangenheit auch in die Zukunft übertragen werden, wenn diese wieder sinken.

Tabelle 14: Netto-Stoffgehalte durch die verschiedenen Vegetationstypen der waldfreien naturnahen Ökosysteme (BMBVS 2013)

Vegetationstyp des Offenlandes	N [kg N t ⁻¹ TS ⁻¹]		
	0,05-Quantil	0,25-Quantil	Mittelwert
Magerrasen	12,4	14	16
Heiden	7,1	8,8	10
Kalktrockenrasen	9,9	12,3	18
Nass- und Feuchtwiesen	8,2	12	18
Flutrasen und Auenwiesen	22,6	23	27
Frischwiesen/Frischweiden	13,8	16,3	20

Abgeleitet aus Luthardt et al. (2008), Quade (1993), Stein-Bachinger et al. (2004), Ruhr-Stickstoff-Aktiengesellschaft (Hrsg.) (1988), Brünner und Schöllhorn (1972), Briemle et al. (1991), Klapp (1954), Böhner et al. (2007), Petersen (1981), Bolte (2006), Brenner et al. (2004), Tischew (2011), Elsässer (2007), Dierschke und Briemle (2008), Keienburg und Prüter (2004).

4.2.1.7 Ergebnisse

Die Ergebnisse der Berechnung der Stickstoff-Aufnahmerate in die Derbholzmasse der Wälder und Forsten bzw. in die Heumasse genutzter Offenlandflächen zeigen folgende statistische Verteilung (vgl. Tabelle 15):

Tabelle 15: Statistische Verteilung der für die deutschen Rezeptorflächen ermittelten Aufnahme­rate von Stickstoff in die erntbare Biomasse (N_u)

	N_u [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]
5er Perz	1,35
25er Perz	2,76
Median	3,33
75er Perz	4,92
95 Perz	5,92
Avg	3,9

Hohe N-Aufnahmeraten sind in Buchenwäldern des Tieflandes auf Geschiebelehm­böden zu verzeichnen, während die niedrigen Aufnahme­raten auf natürliche Kiefern­wälder trockener nährstoffarmer Standorte entfallen. In ganz seltenen Fällen können auch Maximalwerte von bis zu 50 kg N ha⁻¹a⁻¹ für hochproduktive Auenwiesen auftreten.

Diskussion der Ergebnisse

Der Stoffaustrag durch Biomasseentzug wird für die Modellierung auf ein bestandserhaltendes und verträgliches Mindestmaß gesetzt. Damit wird der Definition des Critical Loads als steady state-Ansatz Rechnung getragen. Es werden deshalb Zuwachsraten und Stoffgehalte in der Biomasse angenommen, die nicht von anthropogen erhöhten N-Einträgen beeinflusst sind. Derartige Werte sind nur sehr alten Messreihen zu entnehmen, die vor der massiven N-Eintragswelle, d. h. vor ca. 1975, erhoben wurden. Diese entsprechen meist nicht aktuellen Messergebnissen.

Jüngere Analysen ergeben einen höheren Biomassezuwachs in Waldbeständen, der zu einer N-Aufnahme zwischen 7 und 15 kg N ha⁻¹a⁻¹ führt (Jacobsen et al. 2003, Meesenburg et al. 2008). Das entspricht einer 50 %igen Steigerung gegenüber den Annahmen für die CL-Berechnung von 5-10 kg N ha⁻¹a⁻¹. Schulte-Bisping und Beese (2016) ermittelten 2013 eine Stickstoff-Aufnahmerate von 8,36 kg ha⁻¹a⁻¹ am Standort Neuglobsow des Integrating Monitoring-Programms in einem Kiefern-Buchen-Mischwald auf Sand-Braunerde.

Noch weiter gesteigert haben sich die Biomasseerträge, selbst bei bestandserhaltender Mindestnutzung, im Grünland. Für die Modellierung wird auf Informationen über durchschnittliche Erträge extensiv genutzter Grünlandtypen aus vorindustrieller Zeit zurückgegriffen (z. B. Klapp 1965). Untersuchungen von Brenner et al. (2004) an beweideten Magerrasen der Eifel ergaben Werte des Stickstoffaustrags von 20 –24 kg N ha⁻¹a⁻¹, weit mehr als die für Flächen dieses Typs (Kalktrockenrasen) angesetzten Werte für eine bestandserhaltende Mindestnutzung von 9–12 kg N ha⁻¹a⁻¹ bei der CL-Modellierung und auch mehr als der bei der Ermittlung der empirischen Critical Loads angesetzte Entzug zwischen 17 und 22 kg N ha⁻¹a⁻¹ (Bobbink und Hettelingh 2011, S.89). Dies bedeutet eine Varianz von +100%. Auch bei vielen anderen Vegetationstypen können zwischen sehr produktiven und dennoch Rezeptor-typischen und eher gering produktiven Ausprägungen, wie sie konservativ für die Berechnung der Critical Loads angesetzt wurden, beträchtliche Abweichungen auftreten, wenn eine standortoptimierte Nutzung erfolgt.

Auch die N-Gehalte werden für Modellierungszwecke konservativ niedrig angesetzt. Vorsichtshalber werden z. B. für die Offenland-Lebensräume die 0,05-Quantile aus den Spannen, die sich aus einer entsprechenden Literaturrecherche ergaben (vgl. Balla et al. 2013), in die CL-Berechnung eingestellt. Es wird also ein worst case angenommen, um mit dem CL in jedem Fall konservativ auf der sicheren Seite zu sein.

Die für die Modellierung angesetzten Entzugsraten liegen im unteren Bereich der Spanne von Messwerten und sind damit sehr konservativ. Damit wird jedoch dem Vorsorgeprinzip entsprochen und der Critical Load Philosophie Rechnung getragen, dass negative Effekte nach gegenwärtigem Kenntnisstand langfristig mit Sicherheit ausgeschlossen werden.

4.2.2 Stickstoff-Denitrifikationsrate

4.2.2.1 Methoden und Datengrundlagen

Wesentliche Einflussfaktoren auf die Stickstoff-Denitrifikationsrate (N_{de}) sind die Bodenfeuchte, d. h. das Vorliegen sauerstofffreier Verhältnisse, der Humusgehalt, die Bodentemperatur und die Basensättigung. Ein einfacher aber validierter Ansatz von de Vries et al. (1990) geht von folgendem linearen Zusammenhang zwischen Denitrifikationsrate und dem N-Eintrag unter Berücksichtigung der Immobilisierungsrate und dem N-Entzug durch die Vegetation aus. Dies setzt jedoch voraus, dass die Immobilisierung und der N-Entzug schneller vonstattengehen als die Denitrifikation, was zwar in der Regel, aber nicht immer zutrifft.

$$N_{de} = \begin{cases} f_{de}(N_{dep} - N_u - N_i) & \text{wenn } N_{dep} > N_u + N_i \\ 0 & \text{andernfalls} \end{cases}$$

wobei:

N_{de}	=	Stickstoff-Denitrifikationsrate [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
f_{de}	=	Denitrifikationsfaktor (Funktion der Bodentypen mit einem Wert zwischen 0 und 1)
N_{dep}	=	atmosphärische Stickstoffdeposition [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$], mit $N_{dep} \equiv CL_{nut}(N)$
N_i	=	Netto-Stickstoff-Immobilisierung [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
N_u	=	Stickstoff-Aufnahme durch die Vegetation [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

Für die Erhaltung der Masse muss gelten:

$$CL_{nut}N - N_u - N_i = N_{de} + N_{le}$$

Daraus lässt sich N_{de} wie folgt bestimmen:

$$N_{de} = \frac{f_{de}}{1 - f_{de}} N_{le}$$

Setzt man für N_{dep} definitionsgemäß $CL_{nut}N$ ein, ergibt sich die Gleichung

$$CL_{nut}N = N_u + N_i + \frac{N_{le}}{(1 - f_{de})}$$

Nach dieser Gleichung werden für den Deutschen Critical Load-Datensatz die ökologischen Belastungsgrenzen zum Schutz vor Eutrophierung berechnet. Daher ersetzt sie die in Kapitel 4.1 benannte Ausgangsgleichung.

Die Ableitung der Denitrifikationsfaktoren f_{de} erfolgte für anhydromorphe Bodenhorizonte mittels einer Matrix nach den Tonanteilen der einzelnen Horizonte (vgl. Tabelle 16). Der Tongehalt wird hierbei als Summenindikator für die eingangs genannten Parameter angesehen. Je höher der Tonanteil im Boden ist, desto wahrscheinlicher ist eine hohe Denitrifikationsrate. Für hydromorphe Bodenhorizonte wurde der Denitrifikationsfaktor f_{de} entsprechend Manual nach dem Wassergehalt (Drainagestatus) ermittelt (vgl. Tabelle 16).

Tabelle 16: Matrix zur Ermittlung der Denitrifikationsfaktoren und Tongehaltsklassen (verändert nach De Vries 1991 sowie Reinds et al. 2001, zit. in UBA 2004 und CLRTAP 2016)

Boden-Parameter		f_{de}
Vergleyte Sandböden		0,5
Torfböden		0,8
Podsole	-	0,1
Dränagestatus	status excessive	0
Dränagestatus	status good	0,1
Dränagestatus	status moderate	0,2
Dränagestatus	status imperfect	0,4
Dränagestatus	status poor	0,7
Dränagestatus	status very poor	0,8
Nach Tongehalt [%]	< 10,5	0,1
Nach Tongehalt [%]	> 10,5 bis < 20,0	0,1
Nach Tongehalt [%]	>20,0 bis < 25,0	0,2
Nach Tongehalt [%]	> 25,0 bis < 30,0	0,2
Nach Tongehalt [%]	> 30,0 bis < 37,5	0,3
Nach Tongehalt [%]	> 37,5 bis < 45,0	0,3
Nach Tongehalt [%]	> 45,0 bis < 52,5	0,3
Nach Tongehalt [%]	> 52,5 bis < 57,5	0,3
Nach Tongehalt [%]	> 57,5 bis < 62,5	0,3
Nach Tongehalt [%]	> 62,5 bis < 70,0	0,5
Nach Tongehalt [%]	> 70,0	0,5

Für den CFD2016/2017 wurden die Denitrifikationsfaktoren f_{de} den Horizonten der Referenzbodenprofile der BÜK1000N neu zugeordnet. Da in der BÜK1000N-Datenbank die Tonanteile nicht explizit ausgewiesen sind, musste zunächst der Tongehalt indirekt aus der Bodenart des Horizontes mit Hilfe der Bodenkundlichen Kartieranleitung KA5 (AG Boden 2005, S. 142, Abbildung 17) ermittelt werden (vgl. Tabelle 17).

Tabelle 17: Tongehalt der Bodenart nach Bodenkundlicher Kartieranleitung KA5 (AG Boden 2005, S. 142, Abbildung 17)

Bodenart	Tongehalt [%]	Bodenart	Tongehalt [%]	Bodenart	Tongehalt [%]
Ss	3	Ls3	21	Ut3	14
Sl2	7	Ls4	21	Ut4	21
Sl3	10	Lt2	30	Tt	75
Sl4	15	Lt3	40	TI	55
Slu	13	Lts	35	Tu2	52
St2	11	Lu	24	Tu3	36
St3	21	Uu	4	Tu4	28

Bodenart	Tongehalt [%]	Bodenart	Tongehalt [%]	Bodenart	Tongehalt [%]
Su2	3	Uls	13	Ts2	55
Su3	4	Us	4	Ts3	40
Su4	4	Ut2	10	Ts4	30
Ls2	21				

Die Zuordnung des Drainage-Status erfolgte für hydromorphe Horizonte nach Tabelle 18):

Tabelle 18: Zuordnung des Drainage-Status für hydromorphe Horizonte der Referenzbodenprofile der BÜK1000N

Horizont nach Bodenkundlicher Kartieranleitung KA 5, S. 83ff	f_{de}	Horizont nach Bodenkundlicher Kartieranleitung KA 5, S. 83ff	f_{de}
Go	0,5	Go-X; X-Go	0,4
Gr	0,8	Gr-X; X-Gr	0,7
Gro	0,6	aM-Go	0,6
Sw	0,4	aM-Gr	0,8
Sd	0,7	aGo	0,6
Sd-...; ...-Sd	0,6	aGr	0,8
Sw-...; ...-Sw	0,3	Horizonte über den obigen	0,2

Die Denitrifikation findet unabhängig von der Vegetation statt. Deshalb ist in diesem Fall nicht nur die vegetationsspezifische Durchwurzelungstiefe der Bereich, wo Denitrifikation stattfindet, sondern der gesamte Bereich des Bodenprofils. Die Berechnung des mittleren f_{de} -Faktors für ein Referenzbodenprofil erfolgt hier also über alle angegebenen Horizonte.

4.2.2.2 Ergebnisse

Die Ergebnisse der Berechnung der Denitrifikationsrate für die Rezeptorflächen im deutschen Critical Load-Datensatz folgen erwartungsgemäß dem Trend höherer Denitrifikationsraten bei höherem Wassergehalt im Boden und zeigen folgende statistische Verteilung (vgl. Tabelle 19):

Tabelle 19: Statistische Verteilung der ermittelten der Denitrifikationsrate (N_{de}) für die Rezeptorflächen im deutschen Critical Load Datensatz

	N_{de} [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]
5er Perz	0,08
25er Perz	0,38
Median	1,08
75er Perz	2,94
95 Perz	10,92
Avg	2,57

Diskussion der Ergebnisse

Die Validierung der modellierten Denitrifikationsraten erweist sich als schwierig, da Messwerte an unbelasteten (Referenz-)Standorten in Mitteleuropa kaum vorliegen. Es gibt eine Reihe von Veröffentlichungen, die Messwerte von Lachgasemissionen in Verbindung mit Angaben zu Standortfaktoren enthalten, jedoch nur sehr wenige Messwerte für die N-Gesamt-Emission.

Die Validierung der Modellergebnisse für die Denitrifikationsrate erfolgte u.a. in einem Projekt des UBA (Nagel et al. 2000). Für die modellhafte flächendeckende Ermittlung der Denitrifikationsrate im Zusammenhang mit der Bestimmung von Critical Loads für Gesamt-Säure und eutrophierenden Stickstoff wurden die Ergebnisse nach zwei unterschiedlichen Ansätzen miteinander verglichen:

- ▶ Variante 1: Bestimmung des f_{de} -Faktors als lineare Funktion des Tongehaltes und des Drainagestatus (wie im CFD2016/2017) und
- ▶ Variante 2: Bestimmung des k-Faktors als eine nichtlineare Funktion von Temperatur, Bodenfeuchte und pH (vgl. Sverdrup und Ineson 1993 in: UBA 1996, S. 95).

Dass im Ergebnis die erste Variante gewählt wurde ergab sich aus nachfolgend beschriebenen Untersuchungen. Die Veröffentlichung von Kaiser und Eiland et al. (1996) enthält ausreichende Angaben zu 12 Standorten in Europa (2x Belgien, 2x Dänemark, 1x England, 1x Frankreich, 2x Deutschland), um zumindest eine stichprobenartige Validierung der modellhaft ermittelten Denitrifikationsraten nach beiden Modell-Varianten vornehmen zu können. Die Messergebnisse reichen von $0,4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf einem anhydromorphen Braunerde-Podsol aus trockenen nährstoffarmen Sanden bis $17,2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf einem Braunerde-Pseudogley aus Geschiebelehm.

Die Ausgangsdaten zur Jahresdurchschnittstemperatur, zum pH-Wert des Bodens, zum Wassergehalt des Bodens im Durchschnitt des Vegetationshalbjahres, zur Eintragsmenge von Rein-N in der Gesamtsumme aus Düngung und atmosphärischer Deposition über das Jahr (1992) wurden für jeden der 12 Standorte gemessen und konnten original in die Vergleichs-Berechnung mit den 2 Modellierungsvarianten übernommen werden. Ein weiterer Standort wurde von Augustin et al. (1994) auf einem Niedermoor mit $11 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gemessen und ausreichend genau beschrieben, so dass auch für diesen Standorttyp eine Stichprobenberechnung nach den beiden Modellvarianten möglich war.

Die Gegenüberstellung der Ergebnisse zeigt deutlich die größere Nähe der Modellwerte nach Variante 1 (lineare Funktion mit dem Denitrifikationsfaktor) zu den Messwerten. Insbesondere an den beiden Nassstandorten (Braunerde-Pseudogley und Niedermoor) führt die Berechnung mit Hilfe des f_{de} -Faktors zu einer sehr guten Übereinstimmung mit den Messwerten. Bei den anhydromorphen Standorten ist der f_{de} -Faktor aber offensichtlich auch noch etwas zu hoch geschätzt worden. Deshalb wurde der f_{de} -Faktor für anhydromorphe Böden tendenziell niedriger angesetzt.

Auch Butterbach-Bahl et al. (2002) und Brumme et al. (2009) berichten von N-Denitrifikationsraten in Abhängigkeit vom N-Eintrag und der Bodenfeuchte in der Spanne von $<0,5$ bis $>15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Schulte-Bisping und Beese (2016) ermittelten eine Stickstoff-Denitrifikationsrate von $0,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ am Standort Neuglobsow des Integrating Monitoring-Programms auf anhydromorpher Sand-Braunerde unter niedrigem atmosphärischem N-Einfluss.

Die für die Modellierung der Critical Loads für den CFD2016/2017 angesetzten Denitrifikationsraten liegen damit im Bereich der Spanne von publizierten Messwerten und folgen dabei einem sehr konservativen Ansatz im Sinne des Vorsorgeprinzips.

4.2.3 Stickstoff-Immobilisierungsrate

4.2.3.1 Methoden und Datengrundlagen

Die N-Immobilisierung (N_i) führt zu einer Stickstoffentlastung des Ökosystems, weil die immobilisierten organischen N-Verbindungen nicht pflanzenverfügbar sind, also weder eutrophierend wirken, noch zur Auswaschung basischer Kationen beitragen können. Eine Netto-Immobilisation von Stickstoff im Oberboden findet immer dann statt, wenn die Mineralisationsrate kleiner ist als die Immobilisationsrate in der mittelfristigen Jahressumme.

Die Faktoren, die eine Mineralisierung/Immobilisierungs-Bilanz beeinflussen, sind nach Walse et al. (1998) und Belyazid (2006) Streufallmenge, Abbaubarkeit der organischen Kompartimente in der Streu und ihre Anteile in der Streufallmenge, Jahresdurchschnittstemperatur, pH-Wert des Oberbodens, volumetrischer Wassergehalt, Konzentration von Aluminium in der Bodenlösung und N-Gehalt in den Streufall-Kompartimenten.

Den größten Einfluss auf die Mineralisierungsrate haben das C/N-Verhältnis und die Temperatur (Schachtschnabel et al. 1998). Bodenfeuchte und pH-Wert haben dagegen nur einen modifizierenden Einfluss, wenn sie die jeweils optimale Spanne verlassen (ebenda).

In zahlreichen Studien wurde die positive Korrelation zwischen Temperatur und Mineralisationsraten nachgewiesen (u.a. Stanford et al. 1973, Foster 1989, Stuhmann 2000). Bei einer Temperatur von 0°C ist die Mineralisierungsrate annähernd 0 und steigt bis ca. 50°C an (Schachtschnabel et al. 1998). Dieser temperaturbedingt mögliche Anstieg wird allerdings begrenzt von anderen Faktoren, insbesondere vom Vorrat organischer Substanz und deren Zersetzbarkeit. Im Umkehrschluss ist die Netto-Immobilisierungsrate umso höher, je niedriger die Jahresdurchschnittstemperatur ist. Demzufolge kann man umgekehrt von einer negativen Korrelation zwischen Temperatur und Immobilisierung ausgehen.

Dem widerspricht auch nicht die saisonale Erhöhung der mikrobiellen Inkorporation von Stickstoff bei steigenden Temperaturen im Frühjahr und Sommer, da diese Art der Immobilisierung nur eine Zwischenspeicherung darstellt. Im Herbst und Winter sterben die Mikroorganismen auch wieder verstärkt ab und der gespeicherte Stickstoff wird dann rasch wieder mineralisiert (Wett 2003). So konnte auch Stuhmann (2000) keine bzw. zum Teil eine negative Korrelation zwischen mikrobieller Immobilisierung und Inkubationstemperatur feststellen. Auch in N-limitierten Böden (z. B. in Nord-Schweden) kommt es noch zu einem N-Einbau in Dauerhumusfraktionen, wobei deren Temperaturabhängigkeit eher eine schwache positive Richtung aufweist (Kai et al. 1973 in Stuhmann 2000). Bei N-gesättigten Böden (vgl. Aber et al. 1989), die heute in Mitteleuropa weitaus überwiegen (vgl. CCE-Status-Report 2011) konnte Stuhmann (2000) dagegen bei abnehmenden Temperaturen eine zunehmende N-Festlegung feststellen.

Zur Bestimmung der akzeptablen Netto-Immobilisierungsrate mit dem SMB-Modell kann man in grober Abschätzung davon ausgehen, dass in Mitteleuropa die temperaturabhängige Netto-Immobilisierungsrate in der Spanne von 0,5 kg N ha⁻¹a⁻¹ (vom CCE verwendeter Hintergrundwert, vgl. CCE 2015) und 5 kg N ha⁻¹a⁻¹ bei < 5 °C Jahresdurchschnittstemperatur (Hornung et al. 1995) angesetzt werden kann.

Das deutsche NFC hatte daher mittels einer Matrix (vgl. Tabelle 20) diese Wertespanne den Jahresmitteltemperaturen zugeordnet und in den CCE Status Reports publiziert (vgl. CCE 1995 und CCE 2001). Diesem deutschen Ansatz folgten einige Nachbarländer, so Österreich (vgl. CCE 2008), Polen und die Tschechische Republik.

Tabelle 20: Matrix zur Ermittlung der Stickstoff-Immobilisierungsrate in Abhängigkeit von der Jahresmitteltemperatur (CCE Status Report 2001, S. 142)

Mittlere Jahrestemperatur [°C]	N-Immobilisierung	
	[kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]	[eq ha ⁻¹ a ⁻¹]
< 5	5	357
5	4	286
6	3	214
7	2	143
8	1	71
> 8	0,5	36

Die negativ mit der Jahresmitteltemperatur korrelierte N-Immobilisierung wird auch belegt anhand einer Clusteranalyse der Ergebnisse der deutschlandweiten Bodenzustandserhebung im Wald 2006 - 2008 (BZE II): Die Gegenüberstellung der Cluster-Mittelwerte der Stickstoffvorräte im Humus der Aufnahmeplots, die jeweils in den Temperaturklassen der Jahresmitteltemperatur ab 4-5°C (Klassenmitte 4,5°C) bis 10-11°C (Klassenmitte 10,5 °C) liegen, ergibt eine hochsignifikante negative Korrelation ($R^2=0,97$). Die mittleren Humusvorräte in der Temperaturklasse 2-3,9 (Klassenmitte 3,3°C) sind jedoch sehr viel niedriger als die der nächstfolgenden Temperaturklasse 4-5°C. Diese Standorte liegen in der alpinen Stufe mit einer Vegetationszeitlänge zwischen 65 und 100 Tagen im Jahr. Die Biomasseproduktion ist demnach erheblich eingeschränkt (Krummholz) und bewirkt so nur eine sehr geringe Streufallmenge. Die indirekte Temperaturabhängigkeit der Immobilisierungsrate bezieht sich daher ausschließlich auf den Temperaturbereich ab 4,5°C.

Aus Tabelle 20 ergibt sich unter Berücksichtigung der Erkenntnisse aus der BZE II-Auswertung folgende empirische Funktion zur Berechnung der temperaturabhängigen Immobilisierungsrate:

$$N_{i(T)} = 0,5 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ a}^{-1}, \text{ wenn } T \leq 1,5^\circ\text{C}$$

$$N_{i(T)} = 1,5 \cdot T - 1,75 \text{ wenn } T > 1,5^\circ\text{C}; T \leq 4,5^\circ\text{C}$$

$$N_{i(T)} = 0,0893 \cdot T^2 - 2,0071 \cdot T + 11,793 \text{ wenn } T > 4,5^\circ\text{C}; T \leq 11^\circ\text{C}$$

$$N_{i(T)} = 0,5 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ a}^{-1}, \text{ wenn } T > 11^\circ\text{C}$$

Mit dieser Funktion wurde die Immobilisierungsrate für den CFD2016/2017 berechnet.

4.2.3.2 Ergebnisse

Die Ergebnisse der Berechnung der temperaturabhängigen Immobilisierungsrate für die deutschen Rezeptorflächen zeigen die in Tabelle 21 angegebene statistische Verteilung, wobei die hohen Werte sich in subalpinen Regionen finden, während die niedrigsten Werte in der Oberrheinebene anzutreffen sind.

Tabelle 21: Statistische Verteilung der für die deutschen Rezeptorflächen ermittelten der temperaturabhängigen Immobilisierungsrate (N_i)

	N_i [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]
5er Perz	0,65
25er Perz	0,85
Median	1,05
75er Perz	1,34
95 Perz	2,27
Avg	1,20

Diskussion der Ergebnisse

Die exakte Quantifizierung der Netto-Immobilisierungsrate aus der Vorratsänderung in der Humusdecke von Waldböden auf experimenteller Basis ist ein bisher unzureichend geklärtes Problem. Brutversuche liefern lediglich qualitative Aussagen (Runge 1970). Die Bestimmung der Akkumulationsrate mittels Lysimetern ergab im Solling im Vergleich mit den Ergebnissen der Humusinventuren lediglich für den Buchenbestand ein realistisches Bild der Veränderungen (Matzner 1988). Hier wurde über einen Zeitraum von ca. 15 Jahren durch Messung von Vorratsänderungen eine Stickstoffimmobilisierung von 27 kg ha⁻¹ a⁻¹ unter Buche und 82 kg ha⁻¹ a⁻¹ unter Fichte nachgewiesen. Die Immobilisierung führte während dieser Zeit vor allem unter dem Fichtenbestand zu einer Verdoppelung der Stickstoffvorräte und war somit im Untersuchungszeitraum die größte Senke für den deponierten Stickstoff in diesem Gebiet.

Andere Forschungsansätze schätzen die Raten der Vorratsänderung mit Hilfe von Ein- und Austragsbilanzen ab. Feger (1993) ermittelte auf diese Weise für Stickstoff Vorratsänderungen von 1,7 kg ha⁻¹ a⁻¹ auf Podsol, 18,3 kg ha⁻¹ a⁻¹ auf Braunerde und 7,3 kg ha⁻¹ a⁻¹ auf einem Stagnogley. Schulte-Bisping und Beese (2016) ermittelten eine Eintrags-/Austrags-Differenz von 1,82 kg ha⁻¹ a⁻¹ am Standort Neuglobsow des Integrating Monitoring-Programms auf Sand-Braunerde unter niedrigem atmosphärischem N-Einfluss bei einer Jahresmitteltemperatur von 7,9°C.

Hornung et al. (1995) geben für boreale Wälder eine Spanne von 4 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (kalte Region) bis 1 kg ha⁻¹ a⁻¹ (warme Region) und für temperate Wälder eine Spanne von 3 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (kalte Region) bis 1 kg ha⁻¹ a⁻¹ (warme Region) an. Für Grasland wird eine Spanne von 2 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (kalte Region) bis 0,5 kg ha⁻¹ a⁻¹ (warme Region) angegeben (ebenda).

Diese Ergebnisse beinhalten aber sowohl die vegetationsabhängige, als auch die temperaturabhängige Komponente der Immobilisierung. Da die Immobilisierung/Mineralisierung nicht nur temperaturabhängig ist, sondern außerdem im hohen Maße von der Zersetzbarkeit der Streu bestimmt wird, müsste auch ein vegetationstypabhängiger Anteil an der Immobilisierung berücksichtigt werden. Schmidt et al. (2011) belegen, dass die Persistenz von organischer Substanz im Oberboden, und damit gleichzeitig die Immobilisierung von Stickstoff in der organischen Substanz, im Mittel bei 50 Jahren, im 75er Perzentil bei 110 Jahren, in Abhängigkeit von den jeweiligen Standortbedingungen, liegt. Gundersen (1992, S. 88) weist darauf hin, dass das C/N-Verhältnis der organischen Substanz ein bedeutender Parameter für das N-Akkumulationspotential eines Bodenprofils und ein praktikabler Parameter für die Ermittlung dieses Terms ist.

Templer et al. (2012) untersuchten die Senken von Stickstoff-Einträgen in terrestrische Ökosysteme anhand von ¹⁵N-tracer-Feldstudien an 48 Untersuchungsflächen über die Welt verteilt. Insgesamt

konnte festgestellt werden, dass mehr ^{15}N -tracer im Boden und Streufall verbleiben als in der Vegetation, unabhängig von der Länge der Beobachtungszeit. Langzeitige Studien (3->18 Monate) ergaben, dass 35,5% ^{15}N -tracer im organischen Oberboden der Wälder, ca. 8% ^{15}N -tracer im organischen Oberboden von Grasland, 20% ^{15}N -tracer im mineralischen Boden der Wälder, ca. 12% ^{15}N -tracer im mineralischen Boden von Grasland, 20% ^{15}N -tracer in der Streu von Wäldern, 25,5% ^{15}N -tracer in der Streu von Grasland, 33,8% ^{15}N -tracer in der Streu von Gebüsch und 34,1% ^{15}N -tracer in der Streu von Moorvegetation verbleiben. Die Festlegung von ^{15}N -tracer in der mikrobiellen Biomasse des Bodens ist dagegen mit ca. 1% (Grasland) bis 5% (Wald) sehr viel geringer. Die Erholung der Ökosysteme vom ^{15}N -tracer-Eintrag ist signifikant positiv korreliert mit dem C/N-Verhältnis im mineralischen Oberboden. Die N-Rückhaltung im Boden wird meistens von den Pflanzen aufgrund des Einflusses ihrer Streu auf das C/N-Verhältnis kontrolliert. Je niedriger das C/N-Verhältnis im Boden, desto geringer die N-Immobilisierung, folglich desto höher die Auswaschungsrate von Nitrat (Lovett et al. 2002, zit. in Templer et al. 2012). So schlussfolgern Templer et al. (2012), dass Böden zwar die dominanten Senken für Stickstoffeinträge sind, dass aber Pflanzen einen starken Einfluss auf die Intensität der Senke aufgrund der Rückwirkung des Streufalls auf das C/N-Verhältnis im Boden ausüben.

Untersuchungen in der Weser-Ems-Region zeigen eine nach Baumart und Alter differenzierte Stickstoffspeicherung in der Humusaufgabe (Horvath et al. 2010, 2011). So wurden Immobilisierungsraten in der Humusaufgabe von $21 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in jungen Kiefern-, $26 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in Douglasien- und $24 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in Eichen-Beständen bei einem N-Eintrag von $>43 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gemessen (Horvath et al. 2011). Diese Rate sinkt auch mit zunehmendem Alter nicht. Allerdings nimmt das Verhältnis des N-Vorrates von Humusaufgabe zu Mineralboden mit zunehmendem Baumalter zu. Von dem erfassten Stickstoff im Auflagehumus und im oberen Mineralboden befanden sich bei den Jungbeständen 80 – 90 % im Mineralboden, bei den Altbeständen waren es 45 – 50 % (Horvath et al. 2010). Meiwes et al. (2002), Brinkmann u. Nieder (2002) sowie Nieder et al. (2003) ermittelten Immobilisierungsraten von 21 bis $40 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in geschlossenen Buchen- und Fichtenaltbeständen (Meiwes et al. 2002). Es wurde festgestellt, dass die jährliche Akkumulation von Stickstoff in der Humusaufgabe in ungesättigten Systemen in der Größenordnung der Stickstoffeinträge liegt.

Die für die Modellierung der Critical Loads zum CFD2016/2017 angesetzten Immobilisierungsraten liegen im unteren Bereich der Spanne von Messwerten und sind daher konservativ.

Rihm (2016) hat 2010 in der Schweiz erhobene Messwerte ($n=307$) der Gesamtmenge an N im Boden bis in eine Tiefe von 1 m ins Verhältnis zur Temperatur gesetzt. Rihm hat dann die Vorräte durch 8000 Jahre dividiert (angenommene Akkumulationszeit seit der letzten Eiszeit) und kommt so auf jährliche N-Anreicherungsrate von $0,34$ bis $1,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Diese Methodik wurde auch von Höhle et al. (2017) anhand der entsprechenden Daten aus der 2. Bodenzustandserhebung in Deutschland angewandt und die Ergebnisse zur Verwendung für die CL-Berechnung empfohlen. Diese Methode der Umrechnung von Vorräten in jährliche Anreicherungsrate lässt aber noch folgende Fragen offen:

- Kann man ungeachtet des Einflusses der Nutzungsarten und -intensitäten (Kahlschlag, Waldweidenutzung, Streunutzung u.a.) vom späten Mittelalter bis ins 20. Jh. tatsächlich davon ausgehen, dass der N-Pool seit 8000 Jahren an den Messstandorten kontinuierlich anwuchs? Mitteleuropa und insbesondere das Territorium des heutigen Deutschland war im Mittelalter außer auf Extremstandorten waldfrei. Die Entwaldung stellt eine drastische Störung der Bodenentwicklung dar. Kahlschläge haben bekanntlich eine Überschussmineralisierung zur Folge, die vor allem zu einem weitestgehenden Humusabbau geführt hat. Eine neuerliche Humusakkumulation begann erst nach Wiederaufforstung Ende des 19. und Anfang des 20. Jh. Aber auch seit Wiederaufforstung fanden weitere Störungen der Humusakkumulation durch menschliche Tätigkeit statt. Glatzl (1990) ermittelte N-Austragsraten auf Waldstandorten in Österreich von $20-40 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ durch Brennholzsammlung, $30-60 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ durch Waldweidenutzung und $40-80 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ durch Streunutzung.

- Auch die Frage, inwieweit die Temperatur im Boden unterhalb 30 cm Tiefe noch signifikanten Einfluss auf die Immobilisierungsrate hat, ist zu prüfen. Zwar unterscheidet sich die Jahresmitteltemperatur in der Luft und im Boden an einem Standort kaum, aber die Aktivität der Destruenten beschränkt sich weitestgehend auf die humosen Oberbodenhorizonte (Oh, Ah), während die N-Gehalte in den (tieferen) Mineralbodenhorizonten aus der N-Auswaschung mit dem Sickerwasser resultieren, also vorrangig mit der Niederschlagssumme korrelieren.

Weiterhin besteht eine Unsicherheit bei der Auswertung der hier zitierten Messwerte darin, dass sie unter dem Einfluss der früheren und teilweise sehr hohen Stickstoffdepositionen ermittelt wurden und somit mit den für die CL-Ermittlung verwendeten Referenzwerten für die Stickstoffimmobilisierungsraten unter mehr oder weniger unbelasteten Standortbedingungen nur eingeschränkt vergleichbar sind.

Um die jährliche Zuwachsrate des N-Pools, d. h. um die jährliche Immobilisierungsrate im unbelasteten Zustand bestimmen zu können, bedarf es weiterer Forschungen.

Seitens des NFC der Schweiz wurde daher zu einem Expertenworkshop eingeladen, der am 23./24.02.2017 in Olten (Schweiz) stattfand. In dessen Ergebnis wurden eher die nach Rosén et al. (1992) in das Mapping Manual aufgenommenen Werte von 0,2 bis 0,5 kg N ha⁻¹ a⁻¹ als akzeptable jährliche Netto-Immobilisierungsrate bestätigt. Es wurde klargestellt, dass sich diese Werte auf die mikrobielle N-Inkorporation beziehen und nicht auch die N-Anreicherung aus noch nicht mineralisierten Streukompartimenten in der Humusaufgabe beinhalten. Ähnliche Werte fanden auch Höhle et al. (2017).

Bei dem Workshop in Olten wurden folgende Vorschläge diskutiert: Zur Abschätzung der langfristigen maximalen Netto-Immobilisierung sollten die Messwerte der N-Vorräte, beispielsweise aus dem ICP Forest-Netzwerk, verwendet werden. Dafür würden gemessene Vorräte auf den Zeitraum seit Beginn der Bodenentwicklung linear verteilt (Höhle et al. 2017) werden können. Es ist dabei aber zu berücksichtigen, dass die N-Akkumulierung im Verlauf der Bodenentwicklung nicht linear verläuft und die meiste Nettoimmobilisierung im Frühstadium der Bodenentwicklung stattfindet (Egli et al. 2012), welche in vielen Böden bereits abgeschlossen ist. Bei Böden, welche sich im langfristigen Gleichgewichtszustand befinden, z.B. mit A-B-C-Horizonten, ist von einer Netto-Stickstoffimmobilisierung auszugehen, die gegen Null geht.

Diese Vorschläge wurden beim Task Force Meeting in Oxford im April 2017 zur Kenntnis genommen, aber nicht als Richtlinie für die Anwendung empfohlen, da ein Konsens hierzu nicht erzielt wurde. So soll es weiterhin den National Focal Centern überlassen bleiben, auch höhere Netto-Immobilisierungsraten anzunehmen.

4.2.4 Tolerierbare N-Auswaschungsrate mit dem Sickerwasser

4.2.4.1 Methoden und Datengrundlagen

Die Berechnung des tolerierbaren Stickstoffaustrags (N_{le}) erfolgt durch Multiplikation der Sickerwasserrate (vgl. Kapitel 2.2.4) mit einer gesetzten Grenzkonzentration von Stickstoff im Sickerwasser wie folgt:

$$N_{le(acc)} = PS \cdot [N]_{crit}$$

wobei:

$N_{le(acc)}$	= tolerierbare Stickstoffaustragsrate mit dem Sickerwasser [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]
PS	= Sickerwasserrate [m ³ ha ⁻¹ a ⁻¹]
$[N]_{crit}$	= Grenzkonzentration in Abhängigkeit von der Empfindlichkeit des jeweils betrachteten Schutzgutes [kg N m ⁻³]

Die Sickerwasserrate wird der Karte der Sickerwasserrate der BGR (2014b) entnommen. Beträgt die Sickerwasserrate <5% der Jahresniederschlagssumme, wird die Sickerwasserrate =5% der Jahresniederschlagssumme entsprechend der Empfehlung im Manual (CLRTAP 2016) gesetzt.

Die Bestimmung von $[N]_{crit}$ wurde für die Critical Load-Berechnung zum CFD2016/2017 entsprechend der Empfehlung im Mapping Manual (CLRTAP 2016) durchgeführt. Das Mapping Manual enthält eine Zusammenstellung der kritischen Stickstoffkonzentrationen in der Bodenlösung für einzelne besonders empfindliche Pflanzen und ansonsten für verschiedene Vegetationskomplexe (UBA 2004, Tabelle 5.7, CLRTAP 2016 Tab. V.5). Da die kritischen N-Konzentrationen dort als Wertespanssen aufgelistet sind, erfolgte für die Critical Load-Berechnung eine eindeutige Zuordnung, wie in Tabelle 22 angegeben. Die im Manual angegebenen Spannen basieren auf unterschiedlichen Ergebnissen mehrerer qualitativ abgesicherter Studien zu Dosis-Wirkungs-Experimenten an gleichen Arten bzw. Vegetationstypen. Man könnte daher den Standpunkt vertreten, dass die obere Spanhengrenze offensichtlich noch verträglich ist. Vorsorglich wird aber für den CFD 2016/2017 unterstellt, dass die Ergebnisse der Studien mit weiteren in der Studie unberücksichtigten nicht quantifizierbaren Unsicherheiten behaftet sind, und deshalb wird konservativ der Mittelwert der Spanne angesetzt.

Tabelle 22: Kritische N-Konzentrationen in der Bodenlösung ($[N]_{crit}$) zur Berechnung von Critical Loads für den CFD2016/2017 nach Mapping Manual (CLRTAP 2016), ergänzt nach BMVBS 2013 (*) und CCE 2015 (**)

Sensitive Arten der Vegetationstypen	$[N]_{crit}$ [mg N/l]
Flechten	0,3
Preiselbeere	0,5
Blaubeere	1
Baumarten mit hoher Sensitivität der Feinwurzeln, mit hoher Frostempfindlichkeit und Anfälligkeit gegenüber Pilzkrankheiten	3
wenig sensitive Nadelbaum-Arten **	4
wenig sensitive Laubbaum-Arten **	5
Nährstoffreiche Sümpfe und Moore *	2
Flutrasen *	5
sonstige Grasarten	3
Heide	4
sonstige Krautarten	5

Gleichzeitig wird mit diesen $[N]_{crit}$ -Werten auch das Grundwasser geschützt. Der höchste verwendete kritische Grenzwert von 5 mg N l⁻¹ ist deutlich strenger als der EU-Grenzwert für Trinkwasser von 50 mg Nitrat pro Liter (= 11 mg N l⁻¹).

4.2.4.2 Ergebnisse

Die Ergebnisse der Berechnung der akzeptablen Stickstoff-Auswaschungsrate für die deutschen Rezeptorflächen zeigen folgende statistische Verteilung (vgl. Tabelle 23):

Tabelle 23: Statistische Verteilung der für die deutschen Rezeptorflächen ermittelten akzeptablen Stickstoff-Auswaschungsrate ($N_{le(acc)}$)

	$N_{le(acc)} [kg\ N\ ha^{-1}\ a^{-1}]$
5er Perz	0,29
25er Perz	1,19
Median	3,76
75er Perz	9,04
95 Perz	18,98
Avg	6,05

Die hohen Werte entfallen auf nicht stickstoffempfindliche Salzwiesen in regenreichen Regionen. Die niedrigen Werte weisen beispielsweise abflussarme Moore auf. Bei den Wäldern beträgt das Minimum $0,4\ kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$ und das Maximum $7,3\ kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$.

Diskussion der Ergebnisse

Die Auswaschung von Stickstoffverbindungen mit dem Sickerwasser sollte bei stabilen Ökosystemen im Gleichgewichtszustand von Mineralisierung und Immobilisierung nur sehr gering sein. In intakten, nicht Stickstoff übersättigten naturnahen Ökosystemen mit geschlossenem Kreislauf dürfte in der Regel kein Austrag ins Grundwasser erfolgen bzw. nicht mehr als $1\ kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$ ausgewaschen werden (Matzner 1988).

Ein hoher Stickstoffaustrag ins Grundwasser ist zumeist gleichbedeutend mit einer Störung des Gleichgewichts, mit Stickstoffübersättigung (Beese 1986) oder mit der Entkopplung des Stickstoffkreislaufs, z. B. durch Überschussnitrifikation (Matzner 1988; Türk 1992). So belegen beispielsweise Untersuchungsergebnisse von Weber et al. (1993), dass trotz geringerer Stickstoffvorräte unter einem ca. 100jährigen Fichtenbestand 3fach höhere Nitratfrachten zu ermitteln waren, als unter einem Dauerwald aus Nadel- und Laubbaumarten auf vergleichbarem Standort mit höheren Einträgen. Als Ursache für die verstärkten Nitratausträge unter Fichtenreinbeständen wird neben der höheren Interzeptionsdeposition von Stickstoffverbindungen eine selektive NH_4^+ -Aufnahme der Fichte gegenüber anderen Bestockungstypen vermutet (Kreutzer et al. 1986; Matzner 1988). Hinzu kommt, dass NH_4^+ als austauschbares Kation im Boden Sorptionsprozessen unterliegt, die trotz guter Wasserlöslichkeit seine Mobilität verringern. Dadurch verbleibt NH_4^+ im Gegensatz zu NO_3^- länger im durchwurzelten Bereich, was die selektive Aufnahme begünstigt.

Bei reinen Fichtenbeständen auf Flächen, die ehemals eine Laubholzbestockung trugen, wurden stark erhöhte Nitratausträge ermittelt, welche einerseits auf die veränderte Eintragungssituation (höhere Bestandesdeposition) und andererseits auf den Abbau des über lange Zeiträume im Mineralboden entstandenen Humusvorrats zurückgeführt wurden (Block 1994). Die wesentlich flacher wurzelnde Fichte kann die in tieferen Bodenschichten freiwerdenden Nährstoffe nicht aufnehmen, so dass diese der Auswaschung unterliegen.

Das Risiko der Nitratauswaschung unter Laub- und Mischbaumbeständen kann also aufgrund mehrerer, die Tiefenverlagerung hemmender Einflussgrößen (tiefere Durchwurzelung, keine erhöhte NH_4^{+} -Aufnahme, Mineralbodenhumus statt Bildung einer Humusauflage) und der geringeren Interzeptionsdeposition generell als niedriger angesehen werden als unter Fichtenforsten.

Schulte-Bisping und Beese (2016) ermittelten eine Stickstoff-Auswaschungsrate von $2,38 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ am Standort Neuglobsow in einem Kiefern-Buchen-Mischwald auf Sand-Braunerde unter niedrigem atmosphärischem N-Einfluss.

Das BMVEL (Eichhorn 2000) geht von signifikanten N-Auswaschungsraten ab $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in gesättigten Ökosystemen aus. Bei Sickerwasserraten von 58-274 mm/a entspricht diese Flussrate einer Konzentration von 1 bis 8 mg N l^{-1} .

Im Mapping Manual wird jedoch auch darauf hingewiesen, dass keine direkte Abhängigkeit von N-Auswaschungsrate und Vegetationswandel nachweisbar ist. Wirkungsbasierte Messwerte von kritischen Schwellenwerten der N-Konzentrationen im Wurzelraum liegen auch gegenwärtig nicht vor (De Vries et al. 2007, CLRTAP 2016). Die Daten aus den Niederlanden (UBA 2004, CLRTAP 2016) wurden aus Modellierungen mit SMART entnommen. Diese liegen in der Spanne von 2,5 bis $6,5 \text{ mg N l}^{-1}$. Die Grenzkonzentrationen aus Schweden wurden empirisch ermittelt (de Vries et al. 2007, S.86), indem der empirisch ermittelte Critical Load (nach Achermann u. Bobbink 2003) nach Abzug der Immobilisierungs-, Denitrifikations- und N-Aufnahmerate in die Erntemasse durch die standortspezifische Sickerwasserrate dividiert wurde. Diese rangieren von 0,2 bis 5 mg N l^{-1} .

Die für die Modellierung der Critical Load zum CFD2016/2017 angesetzten kritischen N-Konzentrationen im Sickerwasser liegen im Bereich der als akzeptabel angesehenen Spannen und deutlich unter den Grenzwerten zum Schutz des Trinkwassers.

4.3 Ergebnisse der Critical Load-Berechnung für eutrophierenden Stickstoff

Für den Call for Data 2016/2017 wird den einzelnen NFC der beteiligten Länder überlassen, wie der Critical Load für eutrophierenden Stickstoff berechnet wird. Eine Möglichkeit ist die Verwendung der empirischen Critical Load (CL_{empN}) nach Bobbink und Hettelingh (2011) und CLRTAP (2016). Eine andere Option ist die Modellierung der Critical Load nach der Massenbilanzmethode, wie im Mapping Manual beschrieben (CL_{nutN}). In die europäische Datenbank des CCE gehen die von den Ländern übermittelten Werte dann als Critical Load für eutrophierenden Stickstoff (CL_{eutN}) ein. Die deutschen Daten für den CFD2016/2017 sind nach der Massenbilanzmethode bestimmt worden und werden an das CCE übermittelt. In diesem Falle gilt $\text{CL}_{\text{nutN}} = \text{CL}_{\text{eutN}}$. Die regionalisierten Ergebnisse der Ermittlung der CL_{eutN} zeigt Abbildung 13.

Etwa ein Drittel des **Waldes** der Bundesrepublik weist besonders schutzbedürftige ökologische Rezeptoren (unter $7,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) auf, darunter sind etwa 20 % der Rezeptorfläche mit Belastbarkeitsgrenzen für Stickstoffeinträge bis $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, wobei das 5er Perzentil bei $3,8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ liegt. Diese Ökosysteme sind extrem eutrophierungsgefährdet, da sie nur über ein sehr geringes N-Bindungsvermögen verfügen. 1,6 % der Ökosysteme weisen berechnete Werte von 2- $3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf und liegen damit unterhalb des niedrigsten Wertes der empirischen Critical Loads nach Bobbink u. Hettelingh (2011). Weiter regional differenziert zeigt das Ergebnis der Abschätzung der kritischen Belastbarkeitsgrenzwerte in Deutschland, dass die niedrigsten Belastbarkeitsgrenzen - und damit die höchste Empfindlichkeit gegenüber anthropogenen Stickstoff-Einträgen - auf den trockenen nährstoffarmen Sanden der Sanderflächen am Rande des Spreeurstromtals, des Baruther Urstromtals, der Dahmeseenkette und in der Prignitz mit Belastbarkeitsgrenzen von unter $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ liegen. Dies resultiert aus der hier sehr niedrigen Sorptionsfähigkeit (Immobilisierungsrate) der sorptionsschwachen armen und

sauren Podsole und Podsol-Braunerden in Verbindung mit der wuchsschwachen Kiefer als Hauptbaumart. Der Entzug von Stickstoffverbindungen aus dem Boden bei der Holzernte ist aufgrund relativ geringer Produktivität der nährstoffarmen trockenen Böden in der subkontinentalen trockenen Klimazone ebenfalls nur gering. Diese Extremstandorte sind eingebettet in ein Band sehr empfindlicher Standorte ($5 - 7,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), das sich über die gesamte nordostdeutsche Tiefebene von der Niederlausitz und der Düben-Dahlener Heide über den Barnim, Fläming, Havelland, Prignitz und Altmark bis zur Lüneburger Heide erstreckt. Von dieser sehr geringen Belastbarkeit ist besonders das Land Brandenburg betroffen, das neben den ärmsten Standorten außerdem noch deutschlandweit die geringsten Niederschläge aufweist. Der Pfälzer Wald, der Odenwald, das Regnitz-Einzugsgebiet um Nürnberg, das Gebiet zwischen Bayreuth und Regensburg sind ebenfalls von armen Sandstein-Böden geprägt.

Zur nächst höheren CL-Klasse ($7,5 - 10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) gehören das Münsterland, Ostfriesland und Mecklenburg-Vorpommern, das Erzgebirge, Voigtland, Frankenwald, die Oberrheinebene sowie das Donau-Einzugsgebiet im bayerischen Moränengebiet mit mittlerer Bodenfruchtbarkeit.

Große Teile der Wälder in den deutschen Mittelgebirgen (Rheinisches Schiefergebirge, Sauerland, Harz, Thüringer Wald, Bayrischer Wald, Schwarzwald, Alpenvorland) weisen Belastbarkeitsgrenzen von $10 - 15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf, auf den Kammlagen sogar bis zu $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ aufgrund der klimabedingten hohen Immobilisierungsrate bei gleichzeitig hohen Niederschlägen, die größere akzeptable Auswaschungsraten bedingen.

In den küstennahen Bereichen von Mecklenburg, Holstein und Ostfriesland wirken sich die maritimen Klimaeinflüsse günstig auf das Pflanzenwachstum und damit auf die Stickstoffentzüge aus, so dass hier teilweise $10 - 15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ verkräftet werden.

In den anderen bisher nicht genannten Gebieten Deutschlands, insbesondere im Gebiet der Schwäbischen Alb, Fränkischen Alb, Bauland, Kraichgau, Frankenhöhe, Steigerwald und der Weser-Else-Tiefebene zwischen Göttingen und Osnabrück wirkt sich der höhere Anteil an Laub- und Mischwäldern auf basenreicheren Braunerde-Rendzina, -Terra fusca, -Pelosol aus Kalk-, Mergel und Dolomitgesteinen signifikant auf den Belastbarkeitsgrenzwert aus, da damit ein hoher Entzug von Stickstoff aus dem Boden im Zusammenwirken mit guter Basen- und Wasserversorgung der fruchtbaren Böden verbunden ist. Insgesamt ergibt sich, dass der Belastungsgrenzwert hier $15 - 20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ liegt. Hohe Belastbarkeitsgrenzen treffen auf die Hochgebirgslagen der Alpen, des Schwarzwaldes und des Bayrischen Waldes zu, da hier aufgrund der hohen Niederschläge und niedrigen Temperaturen die Immobilisierung und die Auswaschungsrate besonders hoch sein dürfen.

Für die waldfreien naturnahen Rezeptorflächen lassen sich folgende regionale Differenzierungen feststellen:

Die Grünmasseerträge (ausgewiesen in Trockenmasse) auf **natürlichem Grünland** schwanken stärker als die Holzerträge (Trockenmasse) in Abhängigkeit von den Standortbedingungen. Während auf reichen hydromorphen Böden bei mittleren Wasserständen von 5-10 dm unter Geländeoberfläche (u. GOF) die Trockenmasseerträge von Grasland höher sind als die Holz-Trockenmasseerträge eines standortgerechten Baumbestandes, sind die Graserträge auf sehr armen und trockenen Standorten wesentlich niedriger als entsprechende Holzerträge auf gleichem Standort. Grasbestände haben aber grundsätzlich einen höheren Stickstoffgehalt in der Erntemasse als Holz. Daraus resultiert bei annähernd gleichen Phytomasse-Trockensubstanz-Erträgen ein höherer N-Entzug mit i. d. R. das Doppelte. So liegen die empfindlichsten Grünlandstandorte mit Critical Loads von $5 - 10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf grundwasserfernen armen Sand- und Eisenpodsolböden im norddeutschen Flachland (Brandenburg, Colbitz-Letzlinger Heide, Lüneburger Heide, Münsterland).

Die Grünlandstandorte in den Gebirgen mit basenreichen Böden (Schwäbische Alb, Alpen) sind sowohl durch gute Nährstoffversorgung, als auch durch höhere Jahresniederschläge begünstigt und weisen eine gute Grünmasseentwicklung auf. Die Critical Loads liegen hier deshalb im oberen Bereich ($15\text{--}20\text{ kg N ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$). Die nährstoffarmen, aber grundwasserbeeinflussten Sand-Grundgleye z. B. in der Niederlausitz weisen ebenfalls einen mittleren Ertrag, das bedeutet mittlere Critical Loads ($5\text{--}15\text{ kg N ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$), auf. Die höchsten Erträge (höher als die der entsprechenden Eichen-Eschen-Bestände) können auf grundwassernahen Auenböden mit Graslandbewirtschaftung erzielt werden, so ergeben sich sehr hohe Critical Loads ($>20\text{ kg N ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$) in den Auen, insbesondere der Elbe, der Weser und der Oder.

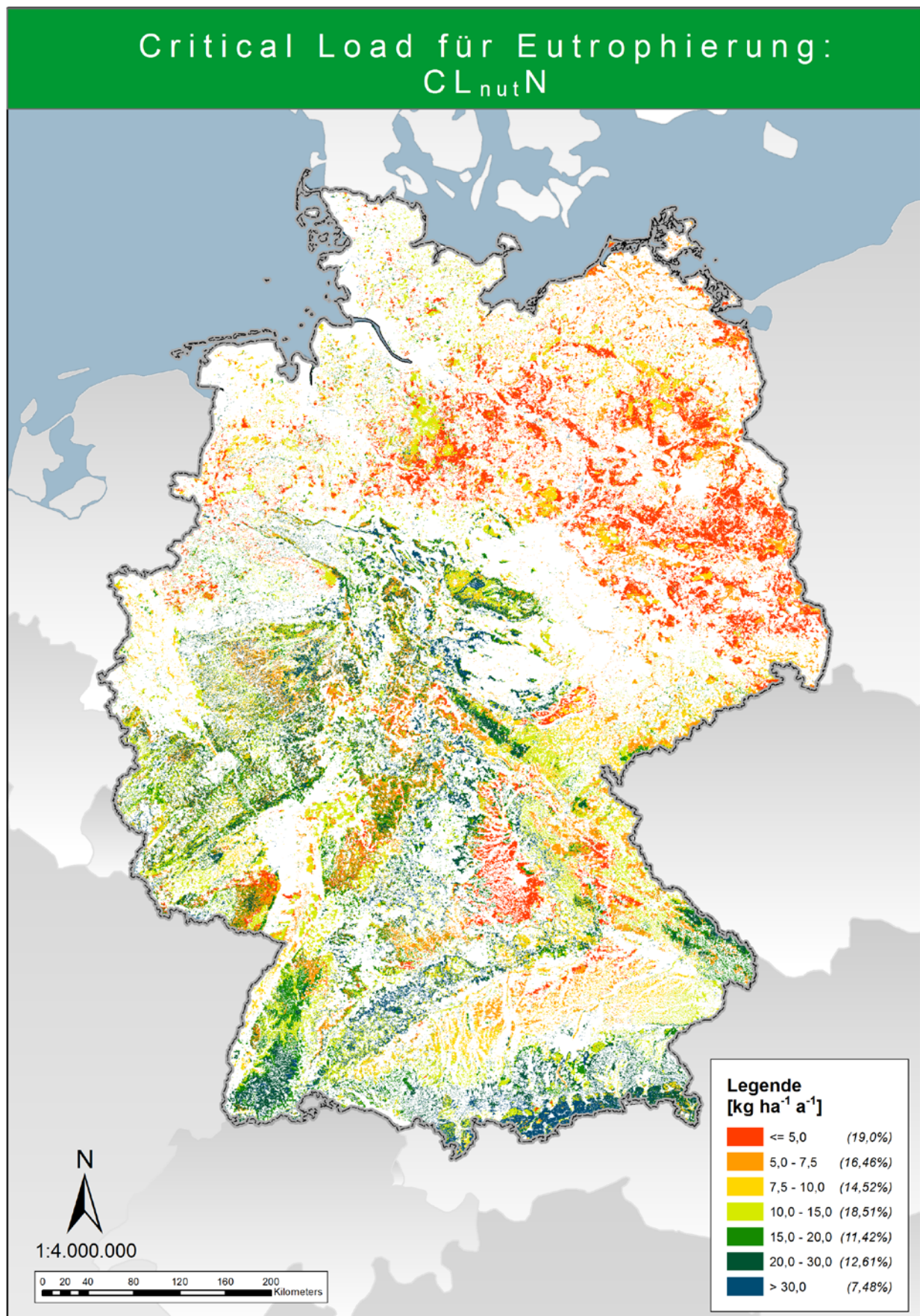
Zwergstrauchheiden und Borstgrasrasen, die bestimmenden Vegetationsgesellschaften in **Heiden und Moorheiden**, kommen nur auf Böden vor, die im natürlichen Zustand sauer bis subneutral und nährstoffarm bis mäßig nährstoffversorgt sind. Demzufolge sind alle Heiden und Moorheiden empfindlich gegenüber Stickstoffeinträgen. Die Critical Loads für Heiden und Moorheiden sind also generell in allen Bodenregionen relativ niedrig mit $5\text{--}10\text{ kg N ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$ (Niederlausitz, Lüneburger Heide, Colbitz-Letzlinger Heide, Wittstocker Heide).

Da **Sümpfe** nur relativ selten (maximal alle 3 Jahre) zu Streuzwecken, zur Reetgewinnung u. a. genutzt werden, ist der Entzug in Sümpfen wesentlich geringer als bei natürlichem Grünland. Andererseits ist die Denitrifikationsrate in den nassen Sümpfen höher als auf anhydromorphen Böden. Die regionale Differenzierung der Critical Loads entspricht der für Grünlandökosysteme, der Critical Load ist aber generell etwa $5\text{ kg N ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$ tiefer anzusetzen. So weist die große Sumpffläche bei Berchtesgaden einen Critical Load von $10\text{--}15\text{ kg N ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$ auf.

Torfmoore, auch Regenarmmoore genannt, entstehen grundsätzlich nur in sehr saurem, sehr nährstoffarmem Milieu. Unabhängig von der ausgewiesenen Leitbodenassoziation handelt es sich an diesen Standorten immer um sehr nährstoffarme Substrate. Demzufolge sind Torfmoore immer die empfindlichsten Ökosystemtypen gegenüber Stickstoffeinträgen. Torfmoore können maximal $3\text{--}5\text{ kg N ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$ durch Denitrifikation kompensieren, dem einzigen wirksamen Senkenprozess im Stoffkreislauf. Ein Entzug über Biomasse findet i. d. R. fast nicht oder nur sehr selten statt. So sind die großflächigen Torfmoore im Nordwesten des Landes Niedersachsen (Ostfriesland, Emsland, Bourtanger Moor) durch Critical Loads unter $5\text{ kg N ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$ gekennzeichnet.

Generell ist im Vergleich zu früheren Datenlieferungen der Critical Loads, wie z.B. im Abschlussbericht zu PINETI² dokumentiert (Schlutow et al. 2017), ein Zuwachs an sensitiven Ökosystemen zu verzeichnen. Critical Loads im Bereich bis $10\text{ kg N ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$ werden nun für annähernd die Hälfte der Rezeptorfläche ausgewiesen, zuvor lag dieser Wert bei 36 %. Diese Veränderung beruht überwiegend darauf, dass bei den Landnutzungsdaten der Wechsel von CORINE 2006 zu den hochaufgelösten Daten von CORINE 2012 erfolgte. Die Gesamtheit der Daten zur Ableitung der Critical Load wurde dem UBA im Rahmen dieses Projektes in einer umfangreichen Datenbank digital übergeben.

Abbildung 13: Critical Loads zum Schutz vor Eutrophierung, dabei $CL_{nutN} = CL_{eutN}$



Mai 2017

5 Critical Load nach Massenbilanzmethode zum Schutz vor Versauerung

5.1 Methodischer Ansatz und allgemeine Grundlagen

Der Critical Load für den aktuellen Säureeintrag wird in Anlehnung an die Massenbilanzmethode berechnet, wie sie im Mapping Manual (UBA 2004 und CLRTAP 2016) beschrieben ist. Mit nachfolgender Gleichung werden die wichtigsten Säurequellen und -senken berücksichtigt:

$$CL(S + N) = CL(S) + CL(N) = BC_{dep}^* - Cl_{dep}^* + BC_w - BC_u + N_i + N_u + N_{de} - ANC_{le(crit)}$$

wobei:

CL = Critical Load (Belastungsgrenzwert) [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

S = Schwefelverbindungen

N = Stickstoffverbindungen

BC_{dep}^* = seesalzkorrigierte Rate der Deposition basischer Kationen $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+ + \text{Na}^+$ [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

Cl_{dep}^* = seesalzkorrigierte Rate der Deposition von Cloridionen [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

BC_w = Freisetzungsrates basischer Kationen durch die Verwitterung, $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+ + \text{Na}^+$ [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

BC_u = Nettoaufnahmerate basischer Kationen durch die Vegetation, $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+$ [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

N_i = Stickstoff-Immobilisierungsrate [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

N_u = Nettoaufnahmerate von Stickstoff durch die Vegetation [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

N_{de} = Denitrifikationsrate von Stickstoff [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

$ANC_{le(crit)}$ = Kritische Austragsrate der Säureneutralisationskapazität mit dem Sickerwasser [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]

In die Critical Load-Berechnung gehen zwei verschiedene Summationen für die basischen Kationen ein:

Gesamtsumme der basischen Kationen $BC = \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+ + \text{Na}^+$

Summe der essentiellen basischen Nährkationen für Pflanzen $Bc = \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+$

Zu den maßgeblichen Prozessen, die den Säureeinträgen gegenüber stehen, gehören die Verwitterung und die Deposition basischer Kationen, die wiederum jedoch vermindert werden durch den Stoffentzug mit der Biomasse sowie durch die Auswaschung von Säureneutralitätskapazität mit dem Sickerwasser.

Da einige Senkenprozesse aus der Massenbilanz nur für den Stickstoff gelten (N-Pflanzenaufnahme und N-Immobilisierung), muss die maximal zulässige Deposition von Schwefelverbindungen ohne diese formuliert werden (CL_{maxS}):

$$CL_{maxS} = BC_{dep}^* - Cl_{dep}^* + BC_w - BC_u - ANC_{le(crit)}$$

Unter Berücksichtigung der für den Stickstoff zusätzlich zur Verfügung stehenden Senkenprozesse kann als Belastungsgrenze für Versauerung auch der maximal zulässige Stickstoffeintrag ermittelt werden. Dabei ist aber zu beachten, dass ein Mindestanspruch an Stickstoff Ökosystemen besteht (CL_{minN}), der als Nährstoff zur Verfügung stehen muss und nicht unterschritten werden darf.

$$CL_{maxN} = CL_{minN} + \frac{CL_{maxS}}{1 - f_{de}}$$

mit:

$$CL_{minN} = N_i + N_u$$

$$f_{de} = \text{Denitrifikations-Faktor}$$

Analog dazu ergibt sich $CL_{\min}S$ wie folgt:

$$CL_{\min}S = CL_{\max}S \cdot \frac{CL_{\max}N - CL_{nut}N}{CL_{\max}N - CL_{\min}N}$$

Ermittlung der kritischen Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität $ANC_{le(crit)}$

Ausgangspunkt für die Berechnung des Critical Loads für Versauerung ist die Ladungsbilanz der Bodenlösung (wobei u.a. die Konzentration von HO^- und CO_3^{2-} vernachlässigt wird):

$$[H]^+ + [Al]^{3+} + [Bc]^+ + [NH_4]^+ = [SO_4]^{2-} + [NO_3]^- + [HCO_3]^- + [RCOO]^-$$

$[RCOO]^-$ = Konzentration organischer Anionen [$eq\ m^{-3}$]

$[HCO_3]^-$ = Konzentration von Hydrogencarbonationen [$eq\ m^{-3}$]

Die ANC errechnet sich dann gemäß folgender Gleichung:

$$[ANC]_{le} = +[HCO_3]_{le}^- + [RCOO]_{le}^- - [H]_{le}^+ - [Al]_{le}^{3+}$$

Entsprechend Mapping Manual (UBA 2004 und CLRTAP 2016) wird der Empfehlung gefolgt, OH und CO_3 vereinfachend auf null zu setzen. Auch $[RCOO]_{le}$ wird auf null gesetzt und im Folgenden nicht mehr in den Formeln erwähnt.

Somit ergibt sich die kritische Auswaschungsrate von ANC nach starker Vereinfachung ($[HCO_3]_{le}$:

$$ANC_{le(crit)} = -Al_{le(crit)} - H_{le(crit)} = -PS \cdot ([Al]_{crit} + [H]_{crit})$$

wobei:

$[H]_{crit}^+$ = Kritische Konzentration H^+ -Ionen [$eq\ m^{-3}$]

$[Al]_{crit}^{3+}$ = Kritische Konzentration von Al^{3+} -Ionen [$eq\ m^{-3}$]

PS = Sickerwasserrate [$m^3\ a^{-1}$]

Das Verhältnis von H und Al wird als Gibbssit-Gleichgewicht wie folgt bestimmt:

$$[Al] = K_{gibb} \cdot [H]^3 \text{ oder } [H] = \left(\frac{[Al]}{K_{gibb}} \right)^{1/3}$$

wobei K_{gibb} die Gibbssit-Gleichgewichts-Konstante ist.

Bei der Erstellung der CL-Daten für den CFD2016/2017 wird

für anhydromorphe humusarme (<15% OM) mineralische Böden $K_{gibb} = 300\ m^6\ eq^{-2}$,

für anhydromorphe humusreiche (15-30 % OM) mineralische Böden $K_{gibb} = 100\ m^6\ eq^{-2}$ und

für Torfböden (>70% OM) $K_{gibb} = 9,5\ m^6\ eq^{-2}$ angewendet.

Somit ist nun nur noch die Auswaschungsrate von $[H]_{le}^+$ und $[Al]_{le}^{3+}$ zu berechnen. Diese sauren Kationen sind im engeren Sinne für die versauernden Wirkungen in den Ökosystemen verantwortlich. Ihre Konzentrationen in der Bodenlösung können kritische Werte annehmen, die bei der Berechnung der Critical Loads einbezogen werden müssen. Diese werden daher durch die Setzung von Critical Limits, also nach kritischen chemischen Kriterien begrenzt, wie nachfolgend beschrieben.

Um $ANC_{le(crit)}$ für die CL Versauerung zum CFD2016/2017 zu berechnen, gibt es 4 Ansätze, die verschiedene Kriterien auf Basis der Massenbilanz berücksichtigen (vgl. UBA 2004 und CLRTAP 2016):

- Kriterium 1: Schutz der Pflanzen (Critical Limits: Bc/Al_{crit} bzw. Bc/H_{crit})
- Kriterium 2: Erhaltung des bodentypischen Pufferbereiches (Critical Limit: pH_{crit})
- Kriterium 3: Erhaltung der Boden-Stabilität (Critical Limit: $Al_{le(crit)}$)
- Kriterium 4: Erhaltung des bodentypischen Basenpools (Critical Limit: $BS_{crit(geo)}$).

Variantenvergleich

Der Critical Load zum Schutz vor Versauerung wird nach allen 4 Kriterien gesondert für den gesamten Datensatz Deutschlands berechnet. Um die jeweils empfindlichste Komponente des Ökosystems wirksam mit Hilfe des Critical Loads zu schützen, ist nun ein Vergleich der Ergebnisse der 4 CL-Varianten notwendig.

Als Critical Load für Versauerung ($CL_{\max S}$) wird der niedrigste Wert, der sich für ein Ökosystem aus den Variantenrechnungen ergibt, übernommen:

$$CL_{\max S} = \min\{CL_{\max S}(1); CL_{\max S}(2); CL_{\max S}(3); CL_{\max S}(4)\}$$

5.2 Erhebung und Berechnung der Eingangsdaten

5.2.1 Deposition basischer Kationen und Chlorid-Ionen

5.2.1.1 Methoden und Datengrundlagen

Zu den Eingangsdaten für die Modellierung der Critical Load für Versauerung zählen Angaben zur Deposition von basischen Kationen und Chlor. Diese wurden im Rahmen des UBA-Projektes „Ermittlung und Bewertung der Einträge von versauernden und eutrophierenden Luftschadstoffen in terrestrische Ökosysteme (PINETI², FKZ 3712 63 240 1) für den Zeitraum 2009 bis 2011 ermittelt. Um zu vermeiden, dass Extremjahre die Critical Load Modellierung verfälschen, wurden die basischen Kationen für die drei Jahre der zur Verfügung stehenden Zeitperiode gemittelt.

Im Mapping Manual wird empfohlen, bei der Berechnung des $CL_{\max S}$ nur die seesalzkorrigierte Deposition der basischen Kationen Ca, K, Mg und Na und die seesalzkorrigierte Cl-Deposition sowie in die Ermittlung der Überschreitung durch aktuelle Schwefeleinträge ebenfalls nur die seesalzkorrigierte SO_x -Deposition einfließen zu lassen. Im Manual werden zwar auch Varianten unter Einbeziehung von Seesalz diskutiert, diese werden aber deshalb nicht als Standardmethode empfohlen, weil nur auf die seesalzkorrigierten Schwefelverbindungen durch Maßnahmen zur Luftreinhaltung bzw. Emissionsminderung Einfluss genommen werden kann. Auch sollten hohe Einträge basischer Kationen aus dem Seesalz in küstennahen Regionen nicht als Argument für den Verzicht auf Reduktionsmaßnahmen versauernder Einträge geltend gemacht werden dürfen.

Für den CFD2016/2017 konnten allerdings nur auf die seesalzkorrigierten Depositionen der basischen Kationen Kalzium, Kalium und Magnesium zurückgegriffen werden, da die Seesalzkorrektur unter der Annahme erfolgte, dass alles Natrium aus dem Seesalz kommt, demnach $Na^*=0$.

Bei den Chloriden stehen ausschließlich Daten für die nasse und die okkulte Deposition zur Verfügung, beide nicht seesalzkorrigiert. Konsequenterweise muss dann auch hier die Annahme gelten, dass nur meerbürtige Quellen eine Rolle spielen. Vereinfachend wird daher angenommen $Cl^*=0$. Da die trockene Cl-Deposition nicht ermittelt wurde, besteht auch keine Möglichkeit, aus dem Verhältnis von Chlorid zu Natrium im Seesalz auf die Seesalz-Deposition, mithin auch auf die seesalzkorrigierte Deposition von Natrium zu schließen. Natrium kann demnach nicht in die Summe der seesalzkorrigierten Deposition basischer Kationen eingestellt werden. Dies führt zu einer Unterschätzung der Säureneutralisationskapazität, nicht nur in küstennahen Gebieten, sondern auch in geringerem Maße im Binnenland, da die anthropogene wie auch die natürliche Natrium-Deposition aus dem Sahara-Staub und anderen Quellen ebenso vernachlässigt wird.

Dem Mapping Manual folgend und vorsorglich konservativ wurde beim CFD2016/2017 angenommen, dass der gesamte Natrium-Eintrag und sämtliche Chlorid-Einträge aus dem Meersalz stammen und daher in der CL-Berechnung zu vernachlässigen sind.

Es gilt daher:

$$\text{Na}^*_{\text{dep}} = \text{Cl}^*_{\text{dep}} = 0$$

und

$$\text{BC}^*_{\text{dep}} = \text{Bc}^*_{\text{dep}} = \text{Ca}^*_{\text{dep}} + \text{K}^*_{\text{dep}} + \text{Mg}^*_{\text{dep}}$$

5.2.1.2 Ergebnisse

Die Berechnung der seesalzkorrigierten Depositionsrates basischer Kationen für den CFD2016/2017 zeigt folgende statistische Verteilung (vgl. Tabelle 24):

Tabelle 24: Statistische Verteilung der seesalzkorrigierten Depositionsrates basischer Kationen (BC^*_{dep})

	$\text{BC}^*_{\text{dep}} [\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}]$
5er Perz	90
25er Perz	109
Median	124
75er Perz	142
95 Perz	186
Avg	129

Diskussion

Betrachtet man die regionale Verteilung der basischen Kationen, wird der Einfluss der marinen Einträge in Küstennähe deutlich. Allerdings ist dies noch kein Beweis für die Ausschließlichkeit von meerbürtigen Quellen, da zu den eher gleichmäßig verteilten anderweitigen Einträgen die des Meersalzes aufaddiert werden und so den Gradienten von Küste zum Binnenland erzeugen.

Seesalz wird genauso wie Einträge von Ca, K, Mg, Na und Cl aus anderen Quellen nach der Deposition im Boden dissoziiert. Natriumchlorid aus dem Seesalz wird im Bodenwasser gelöst, so dass chemisch zwischen Natriumionen aus Seesalz und aus anderen Quellen im Bodenwasser kein Unterschied mehr besteht. Die Chlorid-Ionen führen im Wurzelraum des Bodens zur Versauerung, während die Natrium-Ionen neutralisierend wirken, unabhängig von ihrer Herkunft und Bindung in der Atmosphäre. Dabei ist die neutralisierende Wirkung des Natriums nachhaltiger⁴ als die versauernde Wirkung des Chlors⁵. Aus diesem Grund wäre es aus naturwissenschaftlicher Sicht sinnvoll, die Einflüsse von basischen Kationen und Chlorid aus dem Seesalz in die Bewertung der Empfindlichkeit der Rezeptoren gegenüber Versauerung einzubeziehen. Zu diesen offenen Fragen besteht sowohl Forschungsbedarf hinsichtlich des Verhaltens von Seesalz im Boden als auch Diskussionsbedarf hinsichtlich der Auswertung der Forschungsergebnisse für die Politikberatung.

⁴ Zitat aus dem Lehrbuch der Bodenkunde (Scheffer und Schachtschabel 1998, S. 391: „Nach Auswaschung der Na-Salze (...) verbleibt oft ein hoher Na-Anteil an den Austauschern.“

⁵ Zitat aus ICP-Manual 2004-2014, S. V-15 (eigene Übersetzung): „Es wird angenommen, dass Chlorid als Tracer dient, d. h. es gibt keine Quellen und Senken von Cl innerhalb des Bodenkompartmentes und die Chlorid-Auswaschung ist daher gleich der Chlorid-Deposition.“

5.2.2 Freisetzungsrates basischer Kationen durch Verwitterung

5.2.2.1 Methoden und Datengrundlagen

Die Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung (BC_w), im Folgenden auch kurz als Verwitterungsrate bezeichnet, wird entsprechend Mapping Manual (CLRTAP 2004, 2016) im ersten Schritt anhand der Verknüpfung von Ausgangssubstrat und Tongehalt (Texturklasse) bestimmt, wie im Folgenden dargestellt.

Die Zuordnung der Ausgangssubstrate zu den Substratklassen erfolgte aus den originalen Angaben der nutzungsbezogenen Boden-Legenden der BÜK 1000N (BGR 2014a) (vgl. Tabelle 25).

Tabelle 25: Zuordnung der in Deutschland typischen Ausgangssubstrate (entsprechend Legenden zur BÜK1000N) zu den Substratklassen

Bodenausgangsgestein	Substratklasse
Niedermoor-Torf	0
Hochmoor-Torf	0
Sande und mächtige Sand-Deckschichten	1
(Fluviatile) Sande und mächtige Sand-Deckschichten	1
Sandlöss	1
Saure Magmatite und Metamorphite	1
Sandsteine	1
Sedimente im Gezeitenbereich (Wattboden)	2
Sedimente im Gezeitenbereich (Wattboden, brackige Ablagerungen)	2
Sedimente im Gezeitenbereich (Wattboden, fluviatile Ablagerungen)	2
Sandlöss/Terrassen- und Schotterablagerungen	2
Löss und Lössderivate	2
Sande und mächtige Sand-Deckschichten/Geschiebemergel u.-lehme	2
Geschiebemergel u.-lehme im Wechsel mit geringmächtigen Sand-Deckschichten	2
Löss/Tonsubstrate	2
Sandlöss/Löss	2
Sandlöss/Löss und Lössderivate	2
Tonsubstrate	2
Löss/ Saure Magmatite und Metamorphite/Sandstein	2
Löss/Sandsteine	2
Sandsteine, Schluffe	2
Fersiallitische und ferrallitische Paläoböden	2
Anthrosol (anthropogen veränderte Flächen)	2
Auensedimente	3
Terrassen- und Schotterablagerungen	3
Geschiebemergel u.-lehme	3
Geschiebemergel u.-lehme/Löss	3
Löss und Lössderivate/Geschiebemergel u.-lehme	3

Bodenausgangsgestein	Substratklasse
Silikatsubstrate	3
Löss und Lössderivate/Basische Magmatite und Metamorphite	3
Basische Magmatite und Metamorphite	3
Bimstuff	3
Silikatsubstrate, Carbonatsubstrate (Kalk- und Mergelsubstrate)	3
Auensedimente	4
Löss und Lössderivate/ Carbonatsubstrate (Kalk- und Mergelsubstrate)	4
Carbonatsubstrate (Kalk- und Mergelsubstrate)	4
Carbonatsubstrate (Kalk- und Mergelsubstrate)/ Tonsubstrate	4
Carbonatsubstrate (Kalk- und Mergelsubstrate), Löß	4
Tonstein, Carbonatsubstrate (Kalk- und Mergelsubstrate)	4
Kalkmarsch	4

Neben dem Ausgangssubstrat wird die Höhe der Verwitterung basischer Kationen entscheidend durch die Textur des Bodens bestimmt, die die verwitterungswirksame Oberfläche des Ausgangsmaterials charakterisiert. So ermittelte Sverdrup (1990) einen linearen Zusammenhang zwischen dem Ton- und Sandgehalt eines Bodens, welche als Indikatoren für dessen Textur dienen, und der Verwitterungsrate.

Da in der BÜK1000N-Datenbank die Ton- und Sandanteile nicht explizit ausgewiesen sind, musste zunächst der Ton- und Sandgehalt indirekt aus der Bodenart des Horizontes mit Hilfe der Bodenkundlichen Kartieranleitung KA5 (AG Boden, S. 142, Abbildung 17) ermittelt werden (vgl. Tabelle 26).

Tabelle 26: Ton- Schluff- und Sandgehalte der Bodenarten nach Bodenkundlicher Kartieranleitung KA5 (AG Boden 2005, S. 142, Abbildung 17), daraus abgeleitet die Texturklasse entsprechend Mapping Manual (UBA 2004, Tabelle 5.12)

Bodenart	Tongehalt [%]	Schluffgehalt [%]	Sandgehalt [%]	Texturklasse
Ss	3	5	92	1
Sl2	7	16	77	1
Sl3	10	25	65	1
Sl4	15	25	60	2
Slu	13	45	42	2
St2	11	5	84	1
St3	21	8	71	2
Su2	3	16	81	1
Su3	4	33	63	2
Su4	4	45	51	2
Ls2	21	45	34	2
Ls3	21	35	44	2
Ls4	21	23	56	2
Lt2	30	40	30	2
Lt3	40	40	20	4
Lts	35	23	42	4
Lu	24	58	18	3
Uu	4	90	6	3
Uls	13	58	29	3
Us	4	65	31	2
Ut2	10	87	3	3
Ut3	14	75	11	3
Ut4	21	70	9	3
Tt	75	15	10	5
Tl	55	23	22	4
Tu2	52	42	6	4
Tu3	36	58	6	4
Tu4	28	69	3	3
Ts2	55	8	37	4
Ts3	40	8	52	4
Ts4	30	8	62	2

Für jedes Referenzprofil der BÜK1000N wurde horizontweise aus dem Ton- und Sandgehalt die entsprechende Texturklasse des Horizonts abgeleitet.

Die Bestimmung der Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung erfolgte nun anhand der Verknüpfung von Ausgangssubstrat (Substratklassen, vgl. Tabelle 25) und Tongehalt (Texturklasse, vgl. Tabelle 26) durch Zuordnung zu einer Verwitterungsklasse.

Ausgehend von lokalen Untersuchungen haben de Vries (1991), de Vries et al. (1993) sowie Sverdrup und Warfvinge (1988) auf der Basis von Modellierungen Matrizen zur Bestimmung der Verwitterungsrate bzw. -klasse aus den zuvor erläuterten Parametern Substratklasse und Texturklasse erstellt (vgl. Tabelle 27). Die Im Mapping Manual (CLRTAP 2016) hierzu enthaltene Tabelle V.16 wird jedoch für den deutschen CL-Datensatz erweitert um die Verwitterungsklasse 20 für Kalkböden.

Tabelle 27: Bestimmung der Verwitterungsklasse

Substratklassen	Texturklasse	Verwitterungsklasse
0	1	0
1	1	1
2	1	2
3	1	2
4	1	20
0	>1 ...<1,25	0
1	>1 ...<1,25	2
2	>1 ...<1,25	3
3	>1 ...<1,25	3
4	>1 ...<1,25	20
0	1,25...<1,5	0
1	1,25...<1,5	3
2	1,25...<1,5	4
3	1,25...<1,5	4
4	1,25...<1,5	20
0	1,5 ...<1,75	0
1	1,5 ...<1,75	3
2	1,5 ...<1,75	4
3	1,5 ...<1,75	4
4	1,5 ...<1,75	20
0	1,75...<2	0
1	1,75...<2	3
2	1,75...<2	4
3	1,75...<2	5
4	1,75...<2	20
0	2...2,33	0
1	2...2,33	4
2	2...2,33	5
3	2...2,33	6

Substratklassen	Texturklasse	Verwitterungsklasse
4	2...2,33	20
0	>2,33...2,66	0
1	>2,33...2,66	4
2	>2,33...2,66	5
3	>2,33...2,66	6
4	>2,33...2,66	20
0	>2,66...3	0
1	>2,66...3	5
2	>2,66...3	6
3	>2,66...3	6
4	>2,66...3	20
0	>3...3,5	0
1	>3...3,5	5
2	>3...3,5	6
3	>3...3,5	6
4	>3...3,5	20
0	>3,5...4	0
1	>3,5...4	6
2	>3,5...4	6
3	>3,5...4	6
4	> 3,5...4	20
0	> 4...5	0
1	> 4...5	6
2	> 4...5	6
3	> 4...5	6
4	> 4...5	20

De Vries et al. (1993) haben für die Ableitung der Verwitterungsrate als Parameter der Critical Loads eine Bodenschicht von 0,5 m zugrunde gelegt. Die von der Hauptwurzeltracht eines Vegetationstyps durchwurzelte Tiefe kann aber in Deutschland (z. B. bei Eichen-, Kiefern- oder Großseggenbeständen) bis zu 1,80 m tief oder im Falle von trockenen Heiden auch nur 0,2 m tief sein. Deshalb wurden die Verwitterungsraten in diesem Projekt über die Horizonte berechnet und gemittelt, die real vegetations- und bodenspezifisch durchwurzelt werden.

Eine weitere Modifizierung ergibt sich aus der Abhängigkeit der Verwitterungsrate von der Differenz der lokalen Temperatur zur Durchschnittstemperatur, die den Verwitterungsraten nach de Vries et al. (1993) zugrunde lag ($8\text{ °C} = 281\text{ K}$). Die temperaturkorrigierte Verwitterungsrate wird unter Einbeziehung der tatsächlichen Durchwurzelungstiefe nach folgender Gleichung berechnet:

$$BC_w(T) = z \cdot 500 \cdot (WR_c - 0,5) \cdot 10^{\frac{A}{281} - \frac{A}{273+T}}$$

wobei:

$BC_w(T)$	=	temperaturkorrigierte Verwitterungsrate [$\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
z	=	durchwurzelte Tiefe [m]
WR_c	=	Verwitterungsklasse (entsprechend Tabelle 27)
T	=	mittlere lokale Temperatur im 30-jährigen Mittel 1981 - 2010 nach DWD 2011 [K] (vgl. Kap. 1.2.1)
A	=	Quotient aus Aktivierungsenergie und idealer Gaskonstante (= 3600 K)

Ergibt die Berechnung eine Verwitterungsrate kleiner $250 \text{ eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$, wird die Verwitterungsrate auf $250 \text{ eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ gesetzt, da ein Pflanzenwachstum mit weniger als $250 \text{ eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ nicht möglich wäre und daher rein rechnerisch ermittelte kleinere Werte nur theoretisch, aber nicht praktisch vorkommen können.

Bestimmung der Verwitterungsrate der pflanzenverfügbaren basischen Kationen (BC_w)

Dem Mapping Manual (UBA 2004 und CLRTAP 2016) entsprechend, wurde die Verwitterungsrate basischer Kationen zunächst als Summe über alle vorkommenden basischen Kationen bestimmt (BC_w). Die konkrete Ausweisung der einzelnen Anteile der Ionen des Kalziums, des Magnesiums, des Kaliums und des Natriums ist nach dieser Methode nicht möglich und auch anderweitig nicht verfügbar. Deshalb wird als Voraussetzung für die Berechnung der kritischen Austragsrate von Säureneutralisationskapazität der Anteil der pflanzenverfügbaren Kationen Ca, Mg und K an der Gesamtsumme der Verwitterungsrate wie folgt abgeschätzt. Der Anteil der pflanzenverfügbaren basischen Kationen Ca+Mg+K (BC_w) beträgt laut Mapping Manual (UBA 2004 und CLRTAP 2016) ca. 70 % bei nährstoffarmen Böden und bis zu 85 % bei nährstoffreichen Böden. Um die Verwitterungsrate für Ca+Mg+K regional zuordnen zu können, wird eine Abschätzung des natriumfreien Anteils durchgeführt, für den zunächst die Abschätzung der Nährkraft, d. h. der standortspezifischen Ertragspotenziale notwendig ist (vgl. Kapitel 4.2). Der Anteil der pflanzenverfügbaren Ca+Mg+K-Ionen an der Gesamtmenge verwitternder basischer Kationen, der sich aus

$$BC_w = f_{CaMgK} BC_w$$

ergibt und dessen Berechnungsfaktor f_{CaMgK} im Mapping Manual (UBA 2004 und CLRTAP 2016) mit 0,7 bis 0,85 angegeben wird, wurde nun mit Hilfe des standortspezifischen Ertragspotenzials aufgeschlüsselt (vgl. Tabelle 28).

Tabelle 28: Berechnungsfaktor f_{CaMgK} für den Anteil der pflanzenverfügbaren Ca+Mg+K-Ionen an der Gesamtmenge verwitternder basischer Kationen

Standortspezifisches Ertragspotenzial	f_{CaMgK}
1	0,70
2	0,74
3	0,78
4	0,82
5	0,85

5.2.2.2 Ergebnisse

Die Ergebnisse der Berechnung der Freisetzungsrates basischer Kationen durch Verwitterung für die deutschen Rezeptorflächen zeigen folgende statistische Verteilung (vgl. Tabelle 29)

Tabelle 29: Statistische Verteilung der ermittelten Freisetzungsrates basischer Kationen durch Verwitterung (BC_w)

	BC_w [eq (Ca+K+Mg+Na) $ha^{-1} a^{-1}$]
5er Perz	295
25er Perz	870
Median	1297
75er Perz	1916
95 Perz	4267
Avg	1579

Erwartungsgemäß sind die hohen Werte auf den Kalkböden zu finden (Maximum: $5670 \text{ eq } ha^{-1} a^{-1}$), während die niedrigen Werte in den Torfmooren und armen Sandböden auftreten.

Diskussion

Eine Validierung der Modellierungsergebnisse der Freisetzungsrates basischer Kationen durch Verwitterung für Referenz-Standorttypen im guten ökologischen Zustand wurde an 10 Level II- und 498 BZE-Standorten in Nordrhein-Westfalen mit dem Modell PROFILE durchgeführt (Becker 2003, Becker et al. 2004). Dabei zeigte sich, dass es keinen deutlichen Zusammenhang zwischen den Verwitterungsrates – sei es mit oder ohne Hinzuziehung der Freisetzung von Natrium – gibt. Die Freisetzungsrates nach PROFILE dürften 2004 an den Beispielstandorten die tatsächlichen Basenverwitterungsrates am besten widerspiegeln haben, da PROFILE die für die Verwitterung relevanten Prozesse abbildet und der Detaillierungsgrad der Eingangsdaten sehr hoch ist – PROFILE benötigt die verwitterbaren Minerale mit ihren Anteilen sowie ihrer Zusammensetzung und Verwitterbarkeit.

Die Ergebnisse zeigen, dass mit beiden Methoden durchaus vergleichbare Verwitterungsrates erzielt werden, wenngleich die PROFILE-Modellierung die tatsächlichen Prozesse besser widerspiegelt. Allerdings stehen für eine deutschlandweite Anwendung nicht die notwendigen Eingangsdaten zur Verfügung, so dass mit den Näherungswerten nach Mapping Manual (CLRTAP 2016) anwendbare und genügend konservative Werte für die Basenverwitterung in die Critical Load-Berechnung einfließen.

5.2.3 Netto-Aufnahmerates basischer Kationen in Biomasse und Entzug durch Ernte

5.2.3.1 Methoden und Datengrundlagen

Der Entzug basischer Kationen (Bc_u) für genutzte Wälder ergibt sich aus dem geschätzten Biomasse-entzug durch den Jahreszuwachs an Derbholz und Rinde der Haupt- und Nebenbaumarten der aktuellen Bestockung am Standort (vgl. Tabelle 7), multipliziert mit den Durchschnittsgehalten an Nährelementen in Derbholz und Rinde (vgl. Tabelle 30).

Tabelle 30: Netto-Stoffgehalte in Derbholz mit Rinde der Hauptbaumarten (Jacobsen et al. 2002, De Vries et al. 1990)

Baumart	Ca	Mg	K
	[eq t ⁻¹ TS ⁻¹]		
Kiefer	53,89	19,8	16,6
Fichte	70,36	14,8	19,7
Rotbuche, Hainbuche	89,82	21,4	35,8
Eichen	123,3	14,8	26,9
Erle	84,83	24,7	33,3
Birke	59,88	16,5	19,2
Bergkiefer	47,9	18,1	15,6
Weide	149,7	19,8	25,6
Sonst. Laubbaumarten	84,83	24,7	33,3

B_u für genutzte Grünlandbiotope wird aus der Zuwachsrates oberirdischer Grünmasse im Jahr (vgl. Tabelle 9) und den Stoffgehalten in der Erntemasse entsprechend Tabelle 31 berechnet. Für die CL-Modellierung wurde vorsorglich der Mittelwert aus recherchierten Literaturwerten angesetzt.

Tabelle 31: Netto-Stoffgehalte durch die verschiedenen Vegetationstypen der waldfreien naturnahen Ökosysteme (BMVBS 2013)

Vegetationstyp des Offenlandes	B _c (Ca+Mg+K) [eq t ⁻¹ TS ⁻¹]		
	0,05-Quantil	0,25-Quantil	Mittelwert
Magerrasen	450	510	582
Heiden	332	413	488
Kalktrockenrasen	743	927	1.328
Nass- und Feuchtwiesen	371	544	809
Flutrasen und Auenwiesen	1.286	1.310	1.516
Frischwiesen/ Frischweiden	517	613	765

Abgeleitet aus Luthardt et al. (2008), Quade (1993), Stein-Bachinger et al. (2004), Ruhr-Stickstoff-Aktiengesellschaft (Hrsg.) (1988), Brünner und Schöllhorn (1972), Briemle et al. (1991), Klapp (1954), Böhner et al. (2007), Petersen (1981), Bolte (2006), Brenner et al. (2004), Tischew (2011), Elsässer (2007), Dierschke und Briemle (2008), Keienburg und Prüter (2004).

Die Ermittlung des Biomasseertrages ist bereits in Kapitel 4.2 dargestellt.

Da nicht mehr basische Kationen von den Pflanzen aufgenommen werden können, als durch Verwitterung des Substrats freigesetzt und durch Depositionen eingetragen, muss folgende Einschränkung gelten:

wenn $B_{c_u} > B_{c_w} + B_{c_{dep}}^*$, dann $B_{c_{u(korrigiert)}} = B_{c_w} + B_{c_{dep}}^*$ und

wenn $B_{c_w} + B_{c_{dep}}^* - Cl_{dep}^* - B_{c_{u(korrigiert)}} < 0$, dann $B_{c_w} + B_{c_{dep}}^* - Cl_{dep}^* - B_{c_{u(korrigiert)}} = 0$

Da eine Minimum-Konzentration an basischen Kationen im Bodenwasser erforderlich ist, damit Pflanzenwurzeln sie aufnehmen können, muss weiterhin folgende Einschränkung beachtet werden:

wenn $(B_{Cw} + B_{Cdep} - B_{Cu(korrigiert)}) < 0,01 \cdot PS$, dann $B_{Cle} = 0,01 \cdot PS$ [eq m⁻³], ansonsten $B_{Cle} = B_{Cw} + B_{Cdep} - B_{Cu(korrigiert)}$.

5.2.3.2 Ergebnisse

Die Ergebnisse der Berechnung der Aufnahme rate basischer Kationen in die erntbare Biomasse für die Datenlieferung zum CFD2016/2017 zeigen folgende statistische Verteilung (vgl. Tabelle 32):

Tabelle 32: Statistische Verteilung der für die deutschen Rezeptorflächen ermittelten Aufnahme rate basischer Kationen in die erntbare Biomasse (B_{Cu})

	B_{Cu} [eq (Ca+K+Mg) ha ⁻¹ a ⁻¹]
5er Perz	110
25er Perz	217
Median	276
75er Perz	469
95 Perz	549
Avg	329

Hohe Aufnahme rates basischer Kationen sind in Buchenwäldern des Tieflandes auf Geschiebelehm Böden zu verzeichnen, während die niedrigen Aufnahme rates auf natürliche Kiefernwälder trockener nährstoffarmer Standorte entfallen.

Diskussion

Die veröffentlichten Messwerte von Gehalten basischer Kationen im Mahd gut des Graslandes zeigen eine ziemlich große Schwankungsbreite (vgl. Tabelle 31). So beträgt bei Kalk trockenrasen sowie Nass- und Feuchtwiesen die Abweichung des Mittelwertes vom 5er Perzentil bereits annähernd 100%. Bei den anderen Offenland-Vegetationstypen ist die Abweichung etwas geringer.

Für die Waldökosysteme veröffentlichten DeVries et al. (1990), Kimmins et al. (1985) und Trüby (1994) Messwerte von Stoffgehalten, deren Mittelwerte in Tabelle 33 wiedergegeben werden.

Tabelle 33: Netto-Stoffgehalte in Derbholz und Rinde der Hauptbaumarten nach de Vries et al. (1990), Kimmings u. a. (1985), Trüby (1994)

Baumart	Ca [eq t ⁻¹ TS ⁻¹]	Mg	K
Kiefer	75,37	24,55	23,92
Fichte	98,80	30,02	36,08
Rotbuche, Hainbuche	170,63	30,21	36,96
Eichen	182,52	26,42	49,01
Erle	149,87	35,16	39,84
Birke	225,63	32,56	28,75
Bergkiefer	118,30	36,90	34,23
Weide	153,86	35,06	32,94

Diese Werte aus den 80er Jahren des vorigen Jahrhunderts (Tabelle 33) sind deutlich höher als die von Jacobsen et al. (2002) ermittelten Durchschnittswerte (Tabelle 30). So sind die Kalzium-Gehalte für Kiefer, Fichte und Eichen um 40-48% höher, für Buchen um 90% höher und für Birken sogar um 276% höher.

Eine stichprobenartige Sensitivitätsanalyse ergab eine Minderung des $CL_{\max}S$ um 10% bei einer Erhöhung des Gehaltes an basischen Kationen im Derbholz und Rinde um 75%.

Aktuell werden tendenziell niedrigere Basen-Entzugsraten gemessen, als die für die CL-Berechnung angesetzten Referenzwerte. Da diese aktuellen Werte den $CL_{\max}S$ erhöhen würden, entspricht die Verwendung der Referenzwerte dem Vorsorgeprinzip und stellt einen konservativen Ansatz dar.

5.2.4 Kritische Austragsrate der Säureneutralisationskapazität mit dem Sickerwasser ($ANC_{le(crit)}$)

5.2.4.1 Methoden und Datengrundlagen

Kriterium 1: Schutz der Pflanzen (Critical Limits: Bc/Al_{crit} bzw. Bc/H_{crit})

Eine zu hohe Al^{3+} -Konzentration **im Mineralboden** kann toxisch auf die Pflanzen des Ökosystems wirken, wenn nicht gleichzeitig genügend basische Kationen für die Pflanzen in der Bodenlösung alternativ zur Verfügung stehen. Grenzkriterium für den Verlust an Säureneutralisationskapazität ist deshalb das Verhältnis der durch Verwitterung freigesetzten bzw. aus Depositionen pflanzenverfügbaren basischen Kationen $Bc = Ca + Mg + K$ zu den Al^{3+} -Ionen. Diese Schwelle zur Schädigung ist pflanzenartsspezifisch unterschiedlich hoch. Die kritische Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität, die sich ergibt, wenn ein kritisches (beginnend toxisch zu wirkendes) Bc/Al -Verhältnis in der den Vegetationstyp beherrschenden Pflanzenart erreicht ist, lässt sich nach dem Mapping Manual wie folgt ermitteln (UBA 2004 und CLRTAP 2016):

$$-ANC_{le(crit)} = PS^{2/3} \cdot \left(1,5 \cdot \frac{Bc_{dep} + Bc_w - Bc_u}{K_{gibb} \cdot (Bc/Al)_{crit}}\right)^{1/3} + 1,5 \cdot \frac{Bc_{dep} + Bc_w - Bc_u}{(Bc/Al)_{crit}}$$

wobei:

$ANC_{le(crit)}$ = kritische Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität [$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$]

PS = Sickerwasserrate ($m^3\ a^{-1}$)

Bc_{dep} = Rate der natürlichen Deposition pflanzenphysiologisch wirksamer basischer Kationen (Ca, Mg, K) [$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$]

Bc_w = Freisetzungsrates pflanzenphysiologisch wirksamer basischer Kationen durch Verwitterung [$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$]

Bc_u = Netto-Aufnahmerate basischer Kationen durch die Vegetation [$eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$]

Bc/Al_{crit} = Verhältnis der durch Verwitterung freigesetzten bzw. aus Depositionen pflanzenverfügbaren basischen Kationen $Bc = Ca + Mg + K$ zu den Al^{3+} -Ionen

K_{gibb} = Gibbss-Gleichgewichts-Konstante

Die Ermittlung der Verwitterungsrate basischer Kationen (Bc_w) und der Entzug basischer Kationen (Bc_u) wurden bereits erläutert (Kapitel 5.2.2 und 5.2.3). K_{gibb} wird auf $950\ m^6\ eq^{-2}$ für Mineralböden (<5% OM), auf $300\ m^6\ eq^{-2}$ für humusarme Oberböden (5-15% OM), auf $100\ m^6\ eq^{-2}$ für humusreichere Böden (15-30% OM) und auf $9,5\ m^6\ eq^{-2}$ für organische Böden (>70% OM) gesetzt.

In organischen Böden, die aluminiumarm bzw. -frei sind, d. h. in mächtigen Torfschichten, wirkt ein zu niedriges Verhältnis von basischen Kationen zu freien Protonen toxisch.

In diesen Fällen wird die kritische Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität bestimmt durch:

$$-ANC_{le(crit)} = 0,5 \left(\frac{Bc_w + Bc_{dep} - Bc_u}{(Bc/H)_{crit}} \right)$$

Wobei der Faktor 0,5 sich aus der Umrechnung der Maßeinheiten mol in eq ergibt.

Untersuchungen von Sverdrup und Warfvinge (1993) haben für die üblichen Hauptbaumarten in Europa und Nordamerika Referenzdaten ergeben, von denen die mittleren kritischen Werte abgeleitet wurden. In Mischwäldern gilt der jeweils höchste Wert aller vorhandenen Mischbaumarten.

Tabelle 34: Vegetationsabhängige kritische Verhältnisse von Basischen Nährkationen zu Aluminium und Protonen (Sverdrup und Warfvinge, 1993)

Name	Bc/Al _{crit}	Bc/H _{crit}	Name	Bc/Al _{crit}	Bc/H _{crit}
Magerrasen	0,8	0,24	Espe	6	1,8
Heiden	0,8	0,24	Hainbuche	1	0,18
Kalktrockenrasen	0,8	0,24	Sandbirke	0,8	0,24
Salzrasen	0,8	0,24	Silberweide	5	1,5
Naß- und Feuchtwiesen	0,8	0,24	Tanne	1,4	1,4
Flutrasen	0,8	0,24	Traubeneiche	0,6	0,18
Frischwiesen/Frischweiden	0,8	0,24	Eberesche	1	1,5
Dauergrünland	0,8	0,24	Flaumeiche	0,6	0,18
Waldkiefer	1,2	1,2	Spitzahorn	0,6	0,18
Fichte	1,2	1,2	Feldahorn	0,6	0,18
Eur. Lärche	2	2	Moorbirke	0,8	0,24
Jap. Lärche	2	2	Karpatenbirke	0,8	0,24
Douglasie	0,3	0,3	Bergkiefer	1	1,2
Rotbuche	0,6	0,18	Schwarzkiefer	1	1,2
Stieleiche	0,6	0,18	Korbweide	5	1,5
Roteiche	0,6	0,18	Bruchweide	5	1,5
Erle	2	1,05	Karpateneberesche	1	1,5
Esche	2	1,05	Elsbeere	1	1,5
Robinie	1,2	0,36	Sommerlinde	1,4	0,42
Winterlinde	1,4	0,42	Feldulme	0,6	0,18
Flutterulme	0,6	0,18	Bergulme	0,6	0,18
Bergahorn	0,6	0,18	Pappel	6	1,8

Kriterium 2: Erhaltung des bodentypischen Pufferbereiches (Critical Limit: pH_{crit})

Versauernden Luftschadstoffeinträgen werden im Boden verschiedene Puffermechanismen entgegengesetzt. Die verschiedenen Puffermechanismen unterscheiden sich hinsichtlich der Puffersubstanzen, die für die Neutralisation von Säuren zur Verfügung stehen und sie unterscheiden sich hinsichtlich der Pufferkapazität. Zur Kennzeichnung der Puffermechanismen und Pufferkapazität erfolgte die Zuordnung der in der BÜK1000N klassifizierten Bodenformen zu Pufferbereichen nach Ulrich (1981, 1987). Das Konzept der Pufferbereiche ist ein in Deutschland in der Ökosystem- bzw. Waldschadensforschung weithin angewandter Ansatz. Die angegebenen pH-Grenzen sind dabei nicht als strenge Grenzen aufzufassen. Der pH-Wert ist eine Intensitätsgröße. Die Abnahme des Vorrats an basischen Kationen, d.h. an Pufferkapazität kann auch bei konstantem pH-Wert erfolgen.

Erst bei Über- bzw. Unterschreitung des Grenzwertes des Pufferbereiches reagiert der pH-Wert signifikant. Der natürliche Pufferbereich würde dabei verlassen werden, was eine Degradierung des Bodens zur Folge hat. Ein Austrag von Säureneutralisationskapazität darf also bei allen Böden nur bis zur Erreichung der unteren Grenze des pH-Wertes des natürlichen Pufferbereiches zugelassen werden, zu dem die Bodenform nach Bodenart, Muttersubstrat und Horizontfolge im unbelasteten Zustand gehört.

Da gilt:

$$pH = -\log_{10}([H]_{crit})$$

wobei:

$$[H]_{crit} = \text{kritische Protonenkonzentration in der Bodenlösung [eq l}^{-1}\text{]}$$

ergibt sich:

$$-ANC_{le(crit)} = PS \cdot (K_{gibb} \cdot [H]_{crit}^3 + [H]_{crit})$$

Der kritische pH-Wert zum Schutz des Bodens wurde aus der unteren Spannungsgrenze der pH-Referenz-Werte der Pufferbereiche der Böden nach Ulrich (1981, 1987; vgl. AG Boden 2005: KA5, S. 368) abgeleitet (vgl. Tabelle 35).

Tabelle 35: Pufferbereiche und kritische untere Spannungsgrenze des pH-Wertes für die Pufferbereiche der Böden (nach Ulrich 1981 und 1987)

Puffersubstanz	pH-Bereich	Niedrigster akzeptabler pH-Wert pH_{crit}
Karbonat-Pufferbereich	8,6-6,2	6,2
Silikat-Pufferbereich	6,2-5,0	5,0
Austauscher-Pufferbereich	5,0-4,2	4,2
Aluminium-Puffer	4,2-3,8	3,8
Aluminium-Eisen-Puffer	3,8-3,2	3,2
Eisen-Puffer	< 3,2	2,8

Die Zuordnung der BÜK-Legenden-Einheiten zu den Pufferbereichen erfolgte in Auswertung der nutzungsdifferenzierten Bodenübersichtskarte BÜK 1000N.

In der Datenbank zu den Referenzbodenprofilen sind für die Profile des Nutzungstyps Grünland pH-Stufen horizontweise angegeben. Entsprechend Bodenkundlicher Kartieranleitung KA5 (AG Boden 2005, S. 367) lassen sich diese Stufen in $pH(CaCl_2)$ -Spannen einordnen, woraus der Mittelwert jedem Horizont zugeordnet werden kann (vgl. Tabelle 36). Anschließend wurde der tiefenstufengewichtete Mittelwert bis zur real durchwurzelten Tiefe (vgl. Kapitel 4.2) berechnet.

In der Datenbank zu den Referenzbodenprofilen sind für die Profile des Nutzungstyps Wälder keine pH-Angaben enthalten, dafür aber die Konzentrationen der austauschbaren Kationen, woraus sich entsprechend KA5 (AG Boden 2005, S. 371) die Basensättigung berechnen lässt. Aus der Basensättigung konnte wiederum die pH(CaCl₂)-Spanne abgeleitet werden (vgl. Tabelle 36), so dass dann wie für Grünland-Profile verfahren werden konnte. Anschließend wurden den über das Referenzbodenprofil gemittelten pH-Werte der Pufferbereich nach Tabelle 35 zugeordnet und dessen unterer Spannenwert kritischer pH-Wert in die obigen Formeln eingesetzt.

Tabelle 36: Zuordnungs-Matrix von Basensättigung und pH-Stufe aus der BÜK1000N zu einem mittleren pH-Wert pro Horizont der Referenzbodenprofile nach KA5 (AG Boden 2005, S. 367, 371)

BS [%] von	BS [%] bis	pH(CaCl ₂) von	pH pH(CaCl ₂) bis	pH(CaCl ₂) Mitte
0,1	5	2,8	3,3	3,05
6	20	3,3	3,8	3,55
21	50	3,8	4,8	4,3
51	80	4,8	6	5,4
81	100	6	8	7

Kriterium 3: Erhaltung der Boden-Stabilität (Critical Limit: $Al_{le(crit)}$)

Der $ANC_{le(crit)}$ nach diesem Kriterium hat keine Bedeutung für Boden- oder Vegetationsformen, deren durchwurzelter Bereich überwiegend aus organischer Substanz besteht, d. h. natürlicherweise kein Aluminium enthält (z. B. nicht entwässerte Torfmoore, Heiden mit mächtigen Rohhumusauflagen).

Bei den Mineral-Böden wird als Kriterium für die Bestimmung eines kritischen Aluminium-Austrages mit dem Sickerwasser auch der notwendige Mindest-Gehalt an sekundären Aluminium-Phasen und -Komplexen benutzt, da diese Komponenten wichtige Strukturelemente des Bodens darstellen und die Bodenstabilität von der Stabilität dieses Reservoirs an Substanzen abhängt. Eine Verminderung des Aluminium-Gehaltes findet statt, wenn Säureeinträge zu einer übermäßigen Auswaschung von Aluminium führen, das durch Verwitterung primärer Mineralien im Aluminium-Pufferbereich freigesetzt wurde. Verliert der Boden durch fortschreitende Versauerung zu viele Aluminium-Ionen und geht in den Eisen-Pufferbereich über, geht die typische Kolloid-Struktur der Bodenfestphase verloren und ist auch nicht mehr wieder herstellbar. Der Boden wird bei Überschreitung der zulässigen Al-Auswaschungsrate irreversibel in seiner Struktur degradiert. Deshalb wird im Mapping Manual festgelegt (CLRTAP 2004, 2016), dass die kritische Auswaschungsrate von Al mit dem Sickerwasser ($Al_{le(crit)}$) nicht höher sein darf als die Freisetzungsrates von Al durch Verwitterung der primären Mineralien (Al_w), d. h. ein ständiger Nachschub von Al in die Bodenlösung gewährleistet sein muss. Der Schwellenwert für die Ermittlung des Critical Loads wird demnach festgesetzt mit:

$$Al_{le(crit)} = Al_w$$

Die Freisetzung von Al steht in Relation zur Verwitterungsrate basischer Kationen (BC_w), so dass man unter Berücksichtigung der Stöchiometrie einen Faktor p bestimmen kann, der dieses Verhältnis angibt:

$$Al_w = p \cdot BC_w$$

Der Critical Load für den Säureeintrag ergibt sich unter Berücksichtigung des notwendigen sekundären Al-Komplex-Gehaltes im Boden als Voraussetzung für dessen Stabilität wie folgt:

$$-ANC_{le(crit)} = p \cdot BC_w + PS^{\frac{2}{3}} \left(\frac{p \cdot BC_w}{K_{gibb}} \right)^{\frac{1}{3}}$$

wobei:

p = Verhältnis von BC_w zu Al_w , wobei in Mitteleuropa nach Mapping Manual $p = 2$ gesetzt wird (UBA 2004 und CLRTAP 2016)

Kriterium 4: Erhaltung des bodentypischen Basenpools (Critical Limit: $BS_{crit(geo)}$)

Die Basensättigung ist ein Indikator für den Säure-Basen-Status des Bodens. Sie soll das bodentypische Maß nicht unterschreiten. Bodentypische Basensättigungswerte ($BS_{crit(geo)}$) sind im steady state-Zustand des Bodens eng korreliert mit dem pH-Wert.

Aus der Bodenkundlichen Kartieranleitung KA5 (AG Boden, S. 371, Tab. 96) ergibt sich eine empirische Funktion zur näherungsweisen Ableitung der kritischen Basensättigung aus dem kritischen pH-Wert wie folgt:

$$BS_{crit(geo)} = 5,2647 \cdot pH_{crit}^3 - 75,657 \cdot pH_{crit}^2 + 367,82 \cdot pH_{crit} - 579,52$$

wobei:

wenn $BS_{crit(geo)} > 100$, dann $BS_{crit(geo)} = 100$

wenn $BS_{crit(geo)} < 3$, dann $BS_{crit(geo)} = 3$

Der Wert für pH_{crit} entspricht dem pH_{crit} , der entsprechend dem 2. Kriterium (Erhaltung des bodentypischen pH-Wertes) ermittelt wurde.

Um den Zusammenhang zwischen dem Schwellenwert (Critical Limit) für die Basensättigung [BS_{crit}] im Oberboden und einem Grenzwert für den Eintrag von Säurebildnern herzustellen, muss in das Massenbilanzmodell ein Schwellenwert für den Austrag von Säureneutralisationskapazität aufgenommen werden, der sich über empirisch ermittelte GAPON-Austausch-Koeffizienten und das ebenfalls empirisch festgelegte Verhältnis von H^+ -Ionen zu Al^{3+} -Ionen errechnen lässt.

$$[H]_{crit} = K_{Gap} \cdot \sqrt{[Bc]} \cdot \left(\frac{1}{E_{BC(crit)}} - 1 \right) \text{ mit } K_{Gap} = \frac{1}{k_{HBc} + k_{AlBc} \cdot K_{gibb}^{\frac{1}{3}}}$$

wobei:

k_{AlBc} = GAPON-Austausch-Koeffizient Al zu Ca+Mg+K

k_{HBc} = GAPON-Austausch-Koeffizient H zu Ca+Mg+K

$E_{BC(crit)}$ = $BS_{crit} / 100$

$[Bc]$ = Konzentration basischer Kationen Ca+Mg+K in der Bodenlösung

Die Konzentration basischer Kationen in der Bodenlösung wird ermittelt nach:

$$[Bc] = BC_{le} / PS$$

Die kritische Austragsrate von Säureneutralisationskapazität ANC_{le} ergibt sich damit wie folgt:

$$-ANC_{le(crit)} = H_{le(crit)} + Al_{le(crit)} = PS \cdot ([H]_{crit} + [Al]_{crit})$$

K_{gibb} wird auf $950 \text{ m}^6 \text{ eq}^{-2}$ für Mineralböden (<5% OM), auf $300 \text{ m}^6 \text{ eq}^{-2}$ für humusarme Oberböden (5-15% OM), auf $100 \text{ m}^6 \text{ eq}^{-2}$ für humusreichere Böden (15-30% OM) und auf $9,5 \text{ m}^6 \text{ eq}^{-2}$ für organische Böden (>70% OM) gesetzt.

Für die GAPON-Austausch-Koeffizienten Al bzw. H zu Ca+Mg+K stehen derzeit nur Referenzwerte aus den Niederlanden zur Verfügung (vgl. Tabelle 37). Eine Verifizierung an deutschen Referenzstandorten steht noch aus.

Für die in Deutschland repräsentativen Bodentypen wurden die GAPON-Koeffizienten anhand der Angaben zum Sand-, Schluff- und Tongehalt anhand der Datenbank zur BÜK 1000 (BGR 2008) berechnet, wobei davon ausgegangen wird, dass Löss im Wesentlichen aus Schluff besteht (AG BODEN 2005). Die Werte für Torf werden für Hoch- und Niedermoore angewendet.

Tabelle 37: Logarithmischer GAPON-Austausch-Koeffizient Al bzw. H zu Ca+Mg+K [eq m^{-3}]^{-1/2} (DeVries und Posch 2003)

	Sand	Löss	Ton	Torf
kHBc	3,296	3,193	3,616	2,809
kAlBc	0,503	0,292	-0,595	-0,497

5.2.4.2 Ergebnisse

Die Ergebnisse der Berechnung der akzeptablen Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität nach 4 Kriterien für die deutschen Rezeptorflächen zeigen folgende statistische Verteilung (vgl. Tabelle 38):

Tabelle 38: Statistische Verteilung der für die deutschen Rezeptorflächen ermittelten akzeptablen Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität nach 4 Kriterien (-ANC_{le(crit)})

	-ANC _{le crit1} Critical Limit: Bc/Al _{crit} bzw. Bc/H	-ANC _{le crit2} Critical Limit: Al _{le(crit)} pH _{crit}	-ANC _{le crit3} Critical Limit: pH _{crit}	-ANC _{le crit4} Critical Limit: BS _{(crit)geo}
	[eq ha ⁻¹ a ⁻¹]			
5er Perz	258,4	1107,4	1,5	4,8
25er Perz	1135,2	2305,2	9,9	16,4
Median	1701,6	3213,0	2733,0	33,6
75er Perz	2584,2	4342,4	77204,0	132,8
95 Perz	4984,5	8951,2	2281751,83	874,7
Avg	2045,6	3668,9	339608,1	525,9

Eine Diskussion dieser Ergebnisse ist mangels vergleichbarer Literaturangaben nicht möglich.

5.3 Ergebnisse der Critical Load-Berechnungen für Säureeinträge

Die Belastungsgrenzwerte für den Säureeintrag, der dem Vorsorgeprinzip entsprechend die nur für Stickstoff geltenden Senkenprozesse nicht berücksichtigt und daher als $CL_{\max}S$ ausgewiesen wird, ergeben in Deutschland die in Abbildung 14 dargestellte regionale Verteilung.

Da 95,8 % der untersuchten Rezeptorflächen mit Wald bestanden sind, gibt Abbildung 14 überwiegend die regionale Verteilung der Belastbarkeitsklassen der **Wälder** wieder. Besonders basenarm und daher neutralisationsschwach sind die diluvialen Sand- und Tieflermböden der norddeutschen Tiefebene von Brandenburg, über Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen bis Schleswig. Das Rheinische Schiefergebirge, der Bayrische, Oberpfälzer und Frankenwald, Thüringer Wald, Erzgebirge, Sauerland, Schwarzwald, Harz, Steigerwald und Frankenhöhe weisen natürlich saure Böden auf, die nur wenig basische Kationen verwittern und deshalb ebenfalls nur eine geringe Neutralisationskapazität besitzen.

Mittlere Critical Loads können den basenreichen Mergel- und Tonböden der Schwäbischen und Fränkischen Alp, der Alpen sowie des Alpenvorlandes, im Bauland und Kraichgau zugeordnet werden. Hohe Verwitterungsraten basischer Kationen bei mittlerem Critical Limit für den pH-Wert (4,5) erlauben relativ hohe Säureeinträge.

Auch die Mergel-Pararendzinen der Endmoränen im nordostdeutschen Tief- und Hügelland haben eine hohe Säureneutralisationskapazität, ohne dass eine Degradierung der lehmreichen Böden zu befürchten ist. Auch die alluvialen Böden der Oberrheinebene, des Donautals, des Elbtals und des Oderbruchs sind durch ton- und damit basenreiche Böden geprägt.

Natürliches Grünland ist von unterschiedlicher Empfindlichkeit gegenüber Säureeinträgen: Auf basenreichen anhydromorphen Böden entwickeln sich halbnatürliche Grünland-Vegetationsgesellschaften, die in Deutschland zu den geschützten Biotopen (BNatSchG § 20c) gehören (Kalktrockenrasen). Auch auf frischen und feuchten basenreichen Böden bis zu Kalkzwischenmooren bzw. Niedermooren auf Kalkmudde entwickeln sich z. B. schutzwürdige Traubentrespen- und Kalkbinsenrasen. Diese wertvollen Vegetationstypen sind gegenüber Säureeinträgen sehr empfindlich, wenn auch der Boden selbst weniger empfindlich ist. Eine Degradierung dieser Standorte durch Verminderung des Basengehaltes sollte zum Schutz der naturschutzfachlich wertvollen Vegetation nicht zugelassen werden.

Natürlich neutrale und saure Böden, deren potenzielle Basensättigung unter 30 % liegt, entwickeln spontan säureverträgliche Grünland-Pflanzengesellschaften. Diese sind gegenüber weiteren Säureeinträgen relativ unempfindlich. Wenn die Säureeinträge aber zu einem erheblichen Teil aus Stickstoffverbindungen bestehen, führt die gleichzeitig eutrophierende Wirkung zu Nährstoffungleichgewichten und dadurch zu mehr oder weniger starken naturfremden Veränderungen der Vegetationsstruktur, so dass Wirkungen infolge von Versauerungen überlagert werden und nicht mehr eindeutig versauerungsbedingt nachweisbar sind.

Sehr niedrige Critical Loads von unter $1000 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ weisen die basenarmen stark podsolierten Standorte der nordostdeutschen Tiefebene (Land Brandenburg) auf, die eine sehr niedrige Basen-Verwitterungsrate des Substrats zu verzeichnen haben.

In den basenarmen, podsolierten Standorten der nordwestdeutschen Tiefebene und in der Altmark (z. B. Lüneburger Heide, Colbitz-Letzlinger Heide, ganz Schleswig-Holstein und im Westen Niedersachsens) stellen sich die Critical Loads für natürliches Grünland im mittleren Bereich zwischen 1000 und $1500 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ein. Obwohl die Basenverwitterungsraten denen der Sandböden der nordostdeutschen Tiefebene entsprechen, dürfen höhere Auswaschungsraten zugelassen werden, da im Durchschnitt viel höhere Niederschlagsmengen in der subatlantischen Klimazone fallen. Auf den basen- und niederschlagsreichen Standorten der Schwäbischen Alb und in den Alpen bewegen sich die Critical Loads in den höheren Bereichen zwischen 1500 und $2500 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Hohe Critical Loads über $3000 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$

kommen nicht vor, weil die bodentypische Basensättigung als kritischer Schwellenwert berücksichtigt wird.

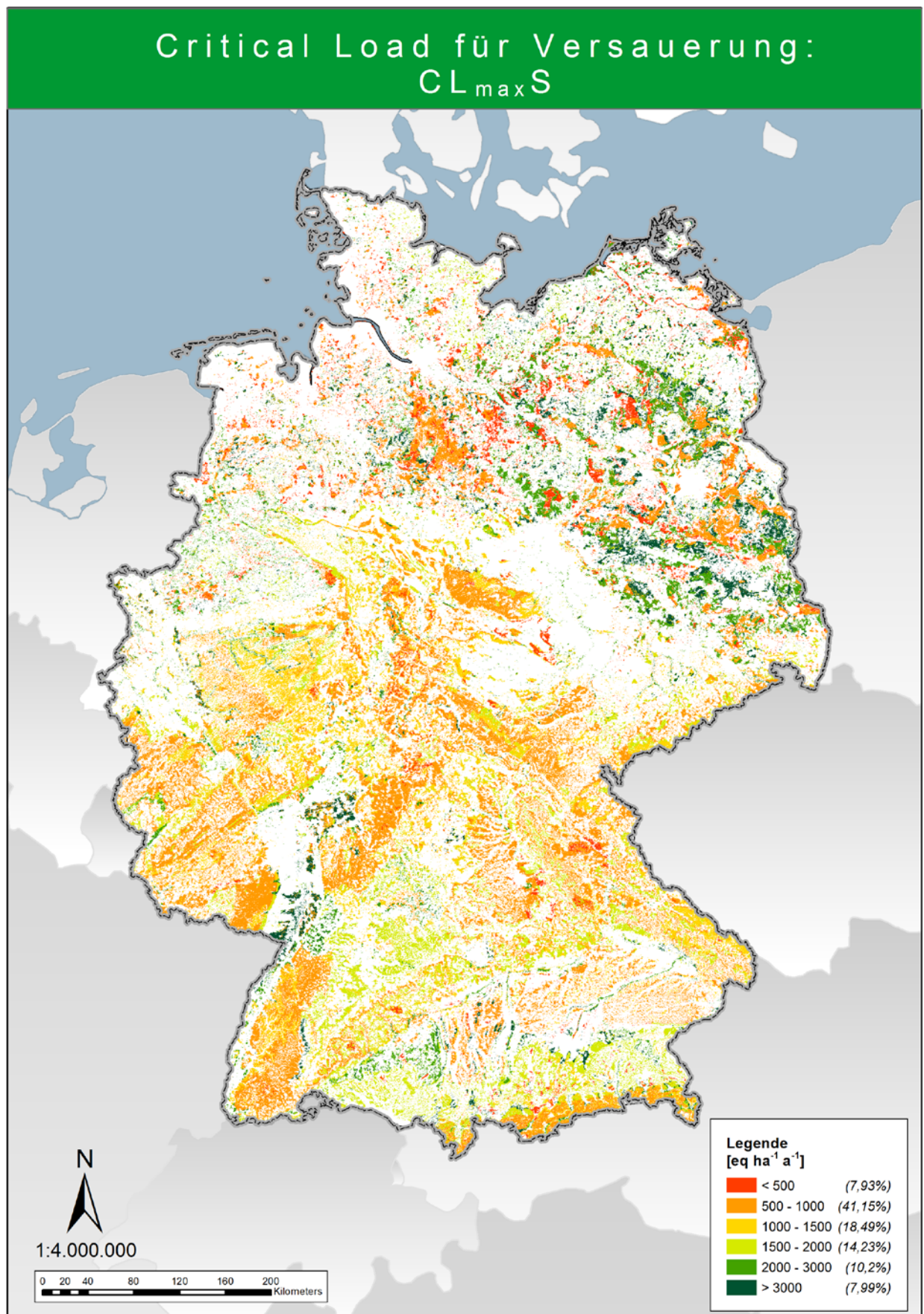
Heiden- und Moorheiden-Vegetationskomplexe sind relativ unempfindlich gegenüber Säureeinträgen. Zwergstrauchheiden und Borstgrasrasen, die bestimmenden Vegetationsgesellschaften in Heiden und Moorheiden, kommen nur auf Böden vor, die im natürlichen Zustand sauer bis subneutral sind. Da eine Heidevegetation an saure bis maximal subneutrale Böden angepasst ist, vertragen die Arten dieser Gesellschaften weitere Säureeinträge ohne Probleme, die Belastbarkeitsgrenzen zum Schutz der Vegetation können relativ hoch angesetzt werden, da das kritische Bc/Al-Verhältnis niedrig ist. Der Critical Load wird in diesen Fällen in der Regel von der kritischen ANC-Auswaschungsrate in Abhängigkeit von der Mindest-Verwitterungsrate des Aluminiums als notwendige Voraussetzung für die Erhaltung der Bodenstruktur bestimmt. Da es sich bei Heiden um saure Böden handelt, ist dieses Grenzkriterium allerdings relativ niedrig.

Die Critical Loads der großen Heideflächen in der Lüneburger Heide und in der Niederlausitz weisen Critical Loads von 500-1000 eq ha⁻¹ a⁻¹ auf.

Wie bei Grünland muss man hinsichtlich der Empfindlichkeit gegenüber Säureeinträgen auch bei **Sümpfen** in natürlich basenreiche Kalkzwischenmoore bzw. Niedermoore auf Kalkmudde und in natürlich subneutrale bis saure Sümpfe unterscheiden. Die basenreichen Sümpfe sind besonders schützenswert mit relativ niedrigen Belastbarkeitsgrenzen. Höhere Belastungsgrenzen als für Wald kann man für saure und subneutrale waldfreie Sümpfe zulassen, deren Vegetation an saure Verhältnisse angepasst ist und auf weitere Säureeinträge flexibel reagiert. Auch das Critical Limit Al_{le(crit)} ist bei Mooren nicht relevant. Große Sümpfe wie der bei Berchtesgaden weisen demzufolge mittlere Critical Loads im Bereich von 1000-1500 eq ha⁻¹ a⁻¹ auf.

Vegetationsgesellschaften der **Torfmoore** sind an ein saures Milieu angepasst. Man kann sagen, je saurer (und stickstoffärmer) ein Regenarmmoor wird, desto stabiler ist das Ökosystem gegenüber Säureeinträgen. Aluminium wird zur Stabilisierung des Bodens nicht benötigt, da der Boden aus aluminiumfreiem Hochmoortorf besteht.

Abbildung 14: Critical Loads zum Schutz vor Versauerung durch Schwefeleinträge, CL_{maxS}



Mai 2017

6 Critical Load zum Schutz der Biodiversität

6.1 Bewertungsmaßstäbe für den Schutzstatus der Biodiversität

Die im Call for Data (CFD) 2016/2017 abgerufenen „Critical Load Biodiversity“ sollen dazu beitragen, die natürliche Biodiversität zu schützen bzw. wieder herzustellen. Dazu musste zuerst der Indikator bestimmt werden, der den Maßstab für den schützenswerten Zustand der Biodiversität vorgibt.

Für die Definition von Indikatoren des Schutzgutes „Biodiversität“ gibt es in der fachwissenschaftlichen Literatur unterschiedliche Ansätze:

1. Artenvielfalt
 - ▶ Indikator: Species Number, Artenzahl pro Standort
 - ▶ Annahme: „Je höher die Artenzahl, desto besser der Zustand des Standortes“
2. Artenmächtigkeit
 - ▶ Indikator: Simpson-Index, Shannon-Index
 - ▶ Annahme: „Wenn alle Arten die gleiche Artmächtigkeit aufweisen, ist der Zustand des Standortes optimal“
3. Ähnlichkeitsgrad
 - ▶ Indikator: Similarity-Index (Sörensen, Czekanowski), Grad der Übereinstimmung von Arten und Artmächtigkeiten mit einer Referenz-Artenkombination und -struktur im günstigen ökologischen Zustand
 - ▶ Annahme: „Je ähnlicher die aktuelle Artenstruktur dem Referenz-Vegetationstyp ist, desto besser ist der Zustand des Standortes“

Wie zahlreiche Studien (z. B. Callaway 1995) nachgewiesen haben, gibt es keinen statistisch signifikanten Zusammenhang zwischen Artenanzahl und Grad der Beeinträchtigung eines Standortes. So ist z.B. die Artenvielfalt auf bestimmten Ausprägungsformen von Sukzessionsstadien sehr hoch. Da Sukzessionsflächen i.d.R. nach massiven Eingriffen des Menschen in die Bodenstruktur entstehen, kann eine hohe Artenzahl nicht als Indikator eines günstigen ökologischen Zustands gewertet werden. Aber auch an Standorten, die sich aufgrund von eutrophierenden Einträgen im Übergangsstadium von einem stickstoffarmen in einen mäßig stickstoffhaltigen Standort befinden, kann oft eine überdurchschnittlich hohe Artenanzahl festgestellt werden, obwohl gleichzeitig einige sehr seltene Arten verschwinden. Auf der anderen Seite gibt es Waldökosysteme, die artenarm sind und dennoch in einem hervorragenden ökologischen Zustand, wie z.B. Buchenwälder mittlerer Trophie. Hier verhindert der hohe Deckungsgrad der Buchenkronen die Ansiedlung lichtbedürftiger Arten. Die Artenzahl für sich genommen nach dem ersten Ansatz ist also kein hinreichender Indikator für den Schutzstatus der Biodiversität.

Die zweite These, dass ein günstiger ökologischer Zustand besteht, wenn ein Konkurrenzgleichgewicht der Arten besteht, hält ebenfalls einer genaueren Analyse nicht stand. In einem naturnahen Ökosystem bestehen die Interaktionen der Arten nicht nur aus Konkurrenzbeziehungen, sondern ebenfalls aus Kooperations- oder Koexistenzverhältnissen (Dierschke 1994). So weist eine naturnahe selbstregenerierungsfähige Artenkombination an einem Standort nicht nur eine typische Artenzusammensetzung, sondern auch eine typische Struktur auf, in der es Arten mit höherer Abundanz als die der anderen Arten gibt und auch geben muss. So sind beispielsweise viele Waldarten im Jugendstadium auf die Schattenspende dominanter höher wüchsiger Arten oder auf die Nährstoffanreicherung über den Streufall dominanter tiefwurzelnder Arten („Basenpumpe“) angewiesen.

Für den deutschen Beitrag zum CFD2016/2017 wird daher dem dritten Ansatz gefolgt, den Ähnlichkeitsgrad eines Ökosystems bzw. einer Vegetationsgesellschaft zu einem Referenzzustand als Kriterium für den Erhalt der Biodiversität einzusetzen. Dazu dienen als Referenz die Artenkombination und -struktur im günstigen ökologischen Zustand von Pflanzengesellschaften, die an wenig oder nicht belasteten Standorten kartiert und beschrieben worden sind.

Die gesellschaftsbestimmenden Arten mit ihren gesellschaftstypischen Artmächtigkeiten im günstigen ökologischen Zustand sind der Maßstab für die Bewertung des Schutzgutes Biodiversität. Die Erhaltung oder Wiederherstellung dieser qualitativen Merkmale eines Rezeptors sind daher das Ziel für die Bestimmung der Critical Loads für Biodiversität.

Die methodischen Ansätze und allgemeinen Grundsätze der Modellierung von Critical Loads (CL) für das Schutzgut Biodiversität sind identisch denen für die „klassischen Critical Loads“ zum Schutz vor Versauerung (vgl. Kap. 5) und Eutrophierung (vgl. Kap. 4). Auch die CL für Biodiversität werden nach der Einfachen Massenbilanzmethode (SMB) modelliert, verwenden aber wo nötig diesem Schutzgut angepasste Eingangsdaten. Viele der Eingangsdaten sind jedoch identisch, weil auch bei den klassischen CL der Bezug zum ökologischen Rezeptor, also dem am Standort vorhandenen Ökosystem besteht.

Der Critical Load für den Stickstoffeintrag, der zum Schutz der Biodiversität nicht überschritten werden darf, wird im Call for Data (CFD) 2016/2017 als $CLN_{\max}$ bezeichnet.

Für Schwefeleinträge erfolgt die Bestimmung der Critical Loads zum Schutz der Biodiversität ebenfalls nach der in Kapitel 5 beschriebenen Massenbilanzmethode. Im CFD2016/2017 wird der Grenzwert zum Schutz der Biodiversität gegenüber Schwefeleinträgen als $CLS_{\max}$ bezeichnet.

Im Unterschied zu den in Kapitel 4 und Kapitel 5 beschriebenen klassischen Critical Loads werden jedoch für das Schutzgut Biodiversität andere Verfahren zur Bestimmung von kritischen Schwellenwerten (Critical Limits) eingesetzt. Es werden solche Critical Limits eingesetzt, die sich aus der ökologischen Nische von Pflanzenarten bzw. deren Kombinationen ergeben, die einem konkreten Standorttyp als Referenz-Pflanzengesellschaft zugeordnet werden können. Diese Zuordnung erfolgte mit Hilfe des bei ÖKO-DATA entwickelten BERN-Modells. BERN steht dabei für „Bioindication for Ecosystem Regeneration towards Natural conditions“. So werden die „kritische N-Konzentration im Sickerwasser $[N]_{\text{crit}}$ “ und die „kritische Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität $ANC_{\text{le(crit)}}$ “ für das Schutzziel Biodiversität mit Hilfe des BERN-Modells ermittelt. Die verwendeten Modellansätze sind in den nachfolgenden Kapiteln beschrieben.

6.2 Modellansatz für die Ermittlung der Critical Loads für den Stickstoffeintrag zum Schutz der Biodiversität ($CLN_{\max}$)

Die aus der Berechnung von CL für Eutrophierung bekannte SMB-Gleichung wird dahingehend abgewandelt, dass nun eine spezifische kritische N-Konzentration zum Schutz der Biodiversität $[N]_{\text{crit(biodiv)}}$ in die Formel für den Critical Load eingesetzt wird, die dann wie folgt lautet:

$$CLN_{\max} = N_u + N_i + N_{de} + (PS \cdot [N]_{\text{crit(bdiv)}})$$

wobei:

$CLN_{\max}$	=	Critical Load für Stickstoffeintrag zum Schutz der Biodiversität [$\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
N_u	=	Netto-Stickstoff-Aufnahmerate durch die Vegetation [$\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
N_i	=	Netto-Stickstoff-Immobilisierungsrate [$\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
N_{de}	=	Denitrifikation von Stickstoff [$\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
PS	=	Sickerwasserrate [$\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]
$[N]_{\text{crit(bdiv)}}$	=	Kritische N-Konzentration im Sickerwasser (kg m^{-3})

Der Stickstoff-Entzug, die Denitrifikationsrate und die Immobilisierungsrate werden unverändert wie in Kapitel 4.2 beschrieben berechnet.

6.3 Modellansatz für die Ermittlung der Critical Loads für den Schwefeleintrag zum Schutz der Biodiversität ($CLS_{\max}$)

Für das Schutzgut Biodiversität bleiben die folgenden Terme der in Kapitel 5 beschriebenen Massenbilanzgleichung unverändert:

- ▶ Deposition basischer Kationen und Chloridionen (vgl. Kap. 5.2.1)
- ▶ Netto-Aufnahmerate basischer Kationen in Biomasse (vgl. Kap. 5.2.3)
- ▶ Freisetzungsrates basischer Kationen durch Verwitterung (vgl. Kap. 5.2.2)
- ▶ Sickerwasserrate (vgl. Kap. 5.2.4)

Des Weiteren wird auch die kritische Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität $ANC_{le(crit)}$ zunächst nach den folgenden 4 Kriterien des klassischen Critical Load-Ansatzes berechnet (vgl. Kap. 5.2.4), da diese die abiotischen Standortbedingungen als Voraussetzung für den Schutz der Biodiversität bieten müssen:

- ▶ Kriterium 1: Schutz der Pflanzen (Critical Limits: Bc/Al_{crit} bzw. Bc/H_{crit})
- ▶ Kriterium 2: Erhaltung des bodentypischen Pufferbereiches (Critical Limit: pH_{crit})
- ▶ Kriterium 3: Erhaltung der Boden-Stabilität (Critical Limit: $Al_{le(crit)}$)
- ▶ Kriterium 4: Erhaltung des bodentypischen Basenpools (Critical Limit: $BS_{crit(geo)}$).

Mit dem Schutzziel Biodiversität wird dann für die Ermittlung von $CLS_{\max}$ ein zusätzliches Kriterium für die Bestimmung der kritischen Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität mit dem Sickerwasser eingeführt:

Kriterium 5: Erhaltung einer vegetationsspezifischen akzeptablen Basensättigung (Critical Limit: $BS_{crit(bdiv)}$)

Um den Zusammenhang zwischen dem hier mit Hilfe des BERN-Modells als fünftes Kriterium ermittelten pflanzengesellschaftsspezifischen Schwellenwert (Critical Limit) für die Basensättigung $[BS_{crit(bdiv)}]$ im durchwurzelten Boden und einem Grenzwert für den Eintrag von Säure herzustellen, muss der Austrag von Säureneutralisationskapazität wie folgt berechnet werden:

$$-ANC_{le(crit)} = PS \cdot ([H]_{crit} + K_{gibb} \cdot [H]_{crit}^3)$$

und:

$$[H]_{crit} = K_{Gap} \cdot \sqrt{[Bc]} \cdot \left(\frac{1}{E_{Bc(crit)}} - 1 \right) \quad \text{mit} \quad K_{gap} = \frac{1}{k_{HBc} + k_{Albc} \cdot K_{gibb}^{\frac{1}{3}}}$$

wobei:

k_{AlBc}	=	GAPON-Austausch-Koeffizient Al zu Ca+Mg+K
k_{HBc}	=	GAPON- Austausch-Koeffizient H zu Ca+Mg+K
$E_{BC(crit)}$	=	$BS_{crit(bdiv)} / 100$ (vgl. Kap. 6.4.7.1)
$[Bc]$	=	Konzentration basischer Kationen Ca+Mg+K in der Bodenlösung.

Die Konzentration basischer Kationen Ca+Mg+K in der Bodenlösung wird ermittelt nach:

$$[Bc] = Bc_{le} / PS$$

mit $Bc_{le} = Bc_{dep} + Bc_w - Bc_u$

Für BC_{dep} siehe Kap. 5.2.1; für BC_w siehe Kap. 5.2.2; für BC_u siehe Kap. 5.2.3)

K_{gibb} = Gibbsite-Gleichgewicht

Für die GAPON-Austausch-Koeffizienten Al bzw. H zu Ca+Mg+K stehen derzeit nur Referenzwerte aus den Niederlanden zur Verfügung (Tabelle 37).

Nach der schon aus Kapitel 5 bekannten SMB-Gleichung, nun für CLS_{max} formuliert

$$CLS_{max} = BC_{dep}^* - CI_{dep}^* + BC_w - BC_u - ANC_{le(crit)}$$

wird nach allen 5 Kriterien ein Wert für den Critical Load berechnet.

Der CLS_{max} ergibt sich dann aus dem Vergleich :

$$CLS_{max} = \min\{ CL_{max}S (1); CL_{max}S (2); CL_{max}S (3); CL_{max}S (4); CLS_{max} (5) \}$$

6.4 Das BERN-Modell – Grundlagen und Modellansatz

Das BERN-Modell baut auf folgenden Grundsätzen auf:

Nach Tüxen (1957) ist *„eine Pflanzengesellschaft eine in ihrer Artenverbindung durch den Standort ausgelesene Arbeitsgemeinschaft, die als sich selbst regulierendes und regenerierendes Wirkungsgefüge im Wettbewerb um Raum, Nährstoffe, Wasser und Energie sich in einem soziologisch-dynamischen Gleichgewicht befindet, in dem jedes auf alles wirkt, und das durch die Harmonie zwischen Standort und Produktion und aller Lebenserscheinungen und ihren zeitlichen Ablauf gekennzeichnet ist“*.

Dieses höhere Organisationsniveau einer Pflanzengesellschaft im Wirkungsgefüge mit den Standortfaktoren „ergibt strukturelle und funktionale Eigenschaften, die sich nicht aus den Teilen des Ökosystems herleiten lassen. Dabei führen komplizierte Ausgleichsvorgänge innerhalb der Gemeinschaft zu einem relativ stabilen Gleichgewicht (=“Homöostase“; vgl. Dierschke 1994).

Die Pflanzengesellschaft *„besitzt einen Merkmalskern gemeinsamer Pflanzensippen, die charakteristische Artenkombination“* (Dierschke 1994). Pflanzengesellschaften *„zeigen bestimmte Umweltbedingungen des jeweiligen Wuchsortes an“* (ebenda). Aus dieser Erkenntnis resultiert das Gesetz der relativen Standortskonstanz (Dierschke 1994).

Auch wenn die Hypothese der Pflanzengesellschaft im „ausbalancierten Gleichgewicht mit den abiotischen Standortfaktoren“ nicht mehr ohne Einschränkungen dem Stand der neuesten vegetationskundlichen Forschung entspricht, da nunmehr anthropogene Standortveränderungen als manifest betrachtet werden müssen, sind für die Aufgabenstellung der standortbezogenen Modellierung von Critical Loads auf Basis der BERN-Datenbank die oben genannten Definitionen von Tüxen (1957) und Dierschke (1994) im Modellansatz zugrunde gelegt, sie gelten daher als Annahmen zu Modellierungszwecken.

Die Datenbasis beruht auf empirischen Erhebungen von Standort-Pflanzen-Paaren. Die BERN-Datenbank wurde stetig weiterentwickelt. Der jeweilige Stand der Entwicklungen wurde publiziert (BERN1: Schlutow in Achermann u. Bobbink (2003); Schlutow u. Hübener in UBA-Texte 22/2004; BERN2: Schlutow in deVries et al. (2007), Nagel et al. in UBA-Texte 08/2010; BERN3: Schlutow et al. in BMVBS (2013), Schlutow et al. in deVries et al. (2015)). Nunmehr liegt die Datenbank in der Version 4.0 vor, die nachfolgend dokumentiert wird. Die Berechnung der Critical Limits zum Schutz der Biodiversität für den CFD2016/2017 erfolgt mit dem BERN-Modell.

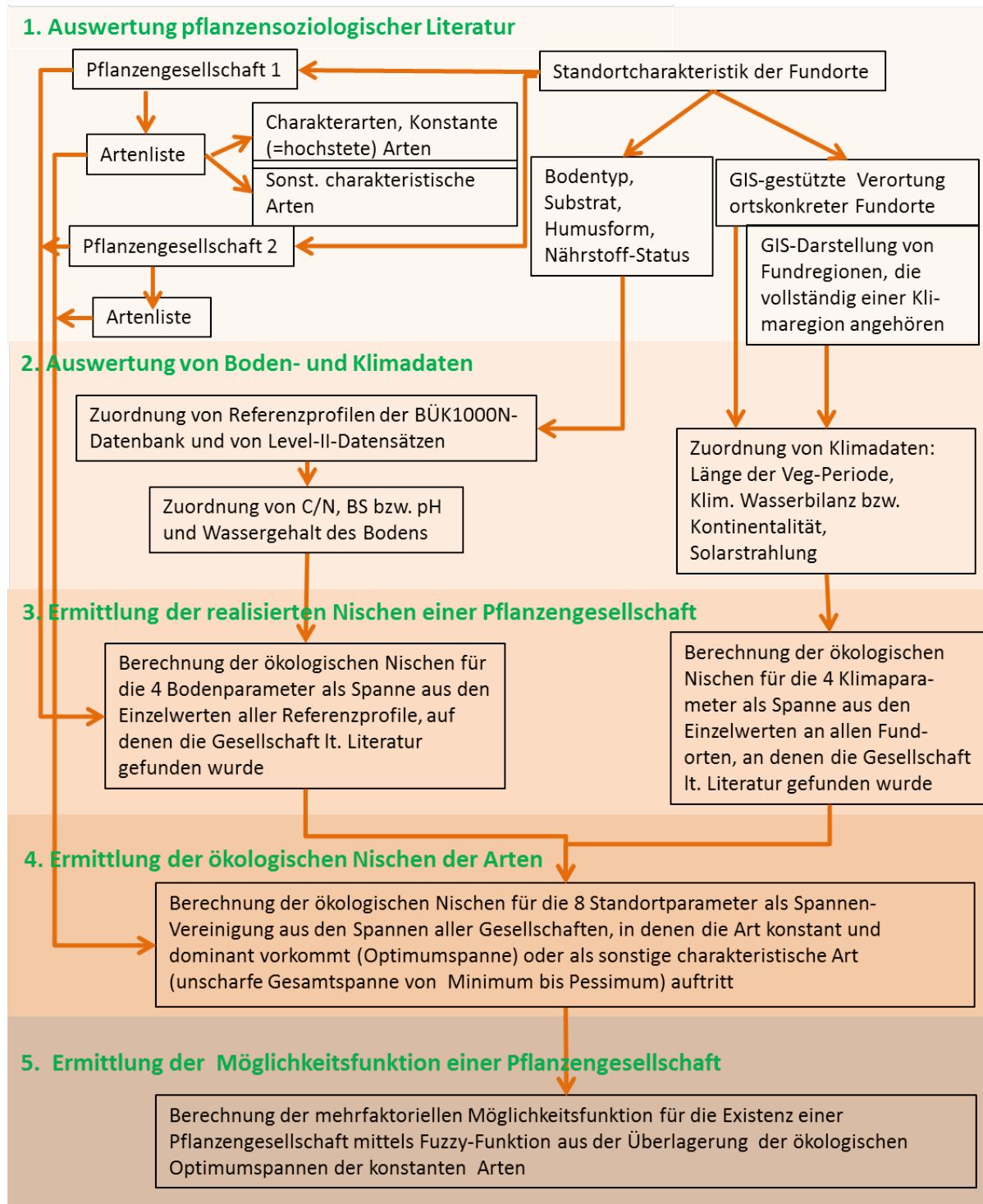
In der Datenbank des BERN-Modells werden die Pflanzengesellschaften mit eindeutig abgrenzbarer Standortkonstanz aufgenommen, woraus sich die Notwendigkeit ergab, mitunter Assoziationen auch in regionale Subassoziationen zu untergliedern. Während die ökologischen Nischen von Gesellschaften

sich in den Randbereichen (Ökotonen) weit überlappen können, sind doch die Optimumbereiche deutlich voneinander abgegrenzt.

6.4.1 Übersicht der Arbeitsschritte zur Erstellung der BERN4-Datenbank

Die Arbeitsschritte, nach denen die BERN4-Datenbank generiert wurde, sind im folgenden Fluss-schema in zusammengefasster Form dargestellt (vgl. Abbildung 15).

Abbildung 15: Flussschema für die Erstellung der BERN4-Datenbank und die Modellierung der Möglichkeitsfunktion für die Existenz von Pflanzengesellschaften auf dieser Grundlage



6.4.2 Pflanzensoziologische Daten

Es existiert eine Fülle von Aufnahmen natürlicher und sekundär-natürlicher Pflanzengesellschaften mit überwiegend verbalen Angaben zu Standort- und Klimafaktoren. Aus diesen Aufnahmen wurden die Datenbanken für das BERN-Modell entwickelt. So wurde die Struktur der Pflanzengesellschaften (Deckungsgrade der Vegetationsschichten, Charakterarten, hochstete Arten und deren Deckungsgrade innerhalb der Vegetationsschichten, regionale Trennarten sowie weitere typische geschützte Arten) aus den veröffentlichten Stetigkeitstabellen der pflanzensoziologischen Fachliteratur entnommen.

Dabei wurden ausschließlich bereits aggregierte Stetigkeitstabellen verwendet und auch nur dann, wenn zu ihnen ausreichende Informationen zu den Standorteigenschaften der Fundorte beigefügt wurden. Enthalten sind die spontan vorkommenden Pflanzengesellschaften aus Datensammlungen, die an weitgehend unbelasteten oder an bereits beeinflussten Standorten mit dennoch vorliegendem Gleichgewicht der Standortfaktoren aufgenommen worden waren. So wurden insbesondere sehr frühe Aufnahmen verwendet, vorzugsweise solche, die vor 1960 datiert waren. Es wurden nur die Gesellschaften der Wälder, Weiden (einschließlich Trocken- und Feuchtheiden), der Wiesen (nur extensives Grasland), Moore und Sümpfe in die Datenbank übernommen, die längerfristig (ggf. unter Berücksichtigung bestandserhaltender Pflege) erhalten werden können.

Es wurden immer nur die Stetigkeitstabellen für eine (Sub-)Assoziation jeweils nur aus einer Region ausgewertet, um zu vermeiden, dass Vegetationsaufnahmen aggregiert werden könnten, die zwar unter dem gleichen Gesellschaftsnamen, einschließlich gleicher Autorenschaft veröffentlicht wurden, aber jeweils deutlich verschiedene charakteristische Artenkombinationen in verschiedenen Regionen enthalten. Diese Vorgehensweise hat sich bewährt, weil hiermit unter Einbeziehung der Fundortangaben der Standortbezug eindeutig nachvollziehbar bleibt. Aufgrund des Datenmaterials aus der Zeit überwiegend vor 1960 wurden teilweise heute unübliche Gesellschaftsnamen verwendet.

Für Deutschland wurden aus 32 Standardwerken der Pflanzensoziologie die dort dokumentierten Stetigkeitstabellen ausgewertet, die insgesamt auf rund 20.000 Vegetationsaufnahmen beruhen (siehe Anhang 1).

Nicht für alle in Deutschland auftretenden Gesellschaften sind quantifizierte Stetigkeitstabellen veröffentlicht. Um die betreffenden 11 Gesellschaften dennoch in die BERN-Datenbank aufnehmen zu können, wurden vorerst bis zur Veröffentlichung von Stetigkeitstabellen folgende Quellen ausgewertet: Pott (1992) und Schubert et al. (1995) zählen Charakterarten und hochstete Begleiter ohne eine Stetigkeitstabelle auf. Diese Angaben wurden vorläufig hilfsweise übernommen. Einige der in Grabherr und Mucina (1993) sowie in Mucina et al. (1993) enthaltenen Gesellschaften wurden mit den hier genannten Charakterarten und hochsteten Begleiter (ohne Stetigkeitstabelle) ebenfalls vorläufig übernommen, sofern keine entsprechende Stetigkeitstabelle in Willner u. Grabherr (2007) zu diesen Gesellschaften enthalten waren. Diese Angaben sind in den österreichischen Alpen erhoben worden, es werden dort aber auch weitere Fundorte bzw. -regionen in Deutschland benannt.

Außerhalb Deutschlands wurden weitere Stetigkeitstabellen von rund 25.000 Vegetationsaufnahmen ausgewertet und die entsprechenden gewonnenen Daten aus den Aufnahmen in die BERN-Datenbank übernommen. Besonderes Augenmerk wurde dabei auf Vegetationsaufnahmen aus Südost-Europa wie der Slowakei (Michalko 1986), aus Tschechien (Neuhäusl et al. 1965, Knollová und Chytrý 2004, Rolecek 2005), aus Ungarn (Jakucs 1961; Kevay und Borhidi 2005), aus Österreich (Grabherr u. Mucina 1993, Willner u. Grabherr 2007), aus der Schweiz und Slowenien (Willner 2002) sowie aus dem Balkan (Horvat et al. 1974, Soó 1964) gelegt. Diese Aufnahmen ermöglichen eine Abschätzung der potentiell möglichen natürlichen und halbnatürlichen Pflanzengesellschaften, die im Zuge der Klimaerwärmung nach Deutschland einwandern könnten (vgl. Schlutow u. Gemballa 2008; Schlutow et al. 2005, 2007, 2009, 2014).

Die Standardwerke der pflanzensoziologischen Fachliteratur, die für die Erstellung der BERN-Datenbanken ausgewertet wurden (vgl. Schlutow et al. in deVries et al. 2015, S. 386) enthalten neben Stetigkeitstabellen für eine Pflanzengesellschaft (vgl. Abbildung 17) auch immer die Beschreibungen der Fundorte hinsichtlich der Standortfaktoren (vgl. Abbildung 16) und Auflistungen der Ortsbezeichnungen der Aufnahmen, die in die Stetigkeitstabelle eingegangen sind.

Abbildung 16: Ausschnitt aus der textlichen Beschreibung der Pflanzengesellschaft *Asperulo-Fagetum sylvatici* (typ. Subass.) Mayer 1964 em. Scamoni 1967 in Passarge u. Hofmann (1968, S. 103) mit Angaben zu den Standortfaktoren an den Fundorten der Gesellschaft

2. Ass.: *Asperulo-Fagetum silvaticae* Mayer 64 em. Scam. 67
Arme Waldmeister-Eichen-Buchenwälder
 (s. Tab. 15)

Auch hier bildet die Buche meist noch gutwüchsige Bestände, die, arm an strau-
 chigem Unterwuchs, eine ca. 50–70% der Fläche deckende Bodenvegetation auf-
 weisen. In ihr sind die Arten der *Asperula*- und *Galeobdolon*-Gruppe nur mit
 25% beteiligt und die anspruchsvolleren Vertreter wie *Melica uniflora*, *Lamium*
galeobdolon fehlen nahezu. Stattdessen treten Arten der *Majanthemum*- und
Calamagrostis arundinacea-Gruppe stärker in Erscheinung. – Diese schwächere
 Ausbildung innerhalb der *Asperulo-Fagion*-Wälder besiedelt im Gebiet vor-
 nehmlich kräftige Sande sowie sandige bzw. sandüberlagerte Lehme (K 2);
 Braunerden bis podsolige Braunerden mit meist noch mullartigen Humusverhält-
 nissen sind die Regel. Derartige Standortbedingungen herrschen vornehmlich
 im Bereich der wellig-kuppigen End- und Staumoränen. – Kleinstandörtliche
 Unterschiede verursachen eine typische sowie eine *Polytrichum*-Unterges., in der
 schon moderartige Humusaufgaben vorkommen. Anspruchsvollere Arten der
Urtica- und *Stachys*-Gruppe beschränken sich meist auf eine günstigere *Urtica*-
 Variante, seltener kennzeichnen sie eine anspruchsvollere *Stachys*-Unterges. (z.
 B. beim Waldgersten- und Farn-Buchenwald). In anderen Fällen kann man
 hangfrische *Dryopteris*-Varianten abgrenzen. – Sieben Elementarges. wurden
 bisher nachgewiesen, zunächst die Normalformen des Waldmeister-Eichen-Bu-
 chenwaldes, das *Centro-Asperulo-Fagetum* (s. Tab. 15 a, b) in ebener bis schwach

Die Stetigkeitstabellen enthalten Informationen über die Häufigkeit des Vorkommens der Arten in den Aufnahmen, d. h. den Anteil an Aufnahmen mit dieser Art an der Anzahl der Aufnahmen der Gesell-
 schaft insgesamt in Prozent-Klassen (=Stetigkeit). Weiterhin werden die Charakterarten der Gesell-
 schaft als erste der gebildeten Artengruppen genannt, die regionalen Differenzialarten sind mit D bzw.
 d gekennzeichnet.

Die Beispieltabelle des *Asperulo-Fagetum sylvatici* (typ. Subass.) Mayer 1964 em. Scamoni 1967 in
 Passarge u. Hofmann (1968, Tab. 15a) enthält in der Kopfzeile die Anzahl der in der Stetigkeitstabelle
 zusammengefassten Aufnahmen, die gefundenen Arten in dieser Gesellschaft mit der Stetigkeitsan-
 gabe in Klassen (rechte Zahl der 2-stelligen Zahl hinter der Art) und dem typischen Deckungsgrad der
 Art (linke Zahl der 2-stelligen Zahl hinter der Art) in der Klassifizierung nach Braun-Blanquet (1964)
 (vgl. Abbildung 17).

In die Artenliste der BERN-Datenbank werden die Arten mit einer hohen Stetigkeit von 70 % oder
 mehr aufgenommen, weiterhin die Charakterarten, wenn sie eine Stetigkeit von 40 % oder mehr auf-
 weisen, dazu die regionalen Differenzialarten sowie die geschützten Arten, die typischerweise, wenn
 auch nicht hochstet in der Gesellschaft vorkommen. Zu allen Arten wurden die gesellschaftstypischen
 Deckungsgrade in der jeweiligen Vegetationsschicht übernommen (vgl. auch Abbildung 19).

Abbildung 17: Ausschnitt aus der Stetigkeitstabelle der Pflanzengesellschaft *Asperulo-Fagetum sylvatici* (typ. Subass.) Mayer 1964 em. Scamoni 1967 in Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 15a mit Angaben zur Stetigkeit (rechte Ziffer der 2-stelligen Zahl hinter dem Artnamen) und Deckungsgarden (linke Ziffer der 2-stelligen Zahl hinter dem Artnamen) in der Klassifizierung nach Braun-Blanquet (1964)

Spalte Zahl der Aufnahmen mittlere Artenzahl	a 29 14	Spalte Zahl der Aufnahmen mittlere Artenzahl	a 29 14	Spalte Zahl der Aufnahmen mittlere Artenzahl	a 29 14
B: <i>Fagus sylvatica</i>	55	<i>Poa nemoralis</i>	52	<i>Carex pilulifera</i>	D
<i>Quercus petraea</i>	31	<i>Mycelis muralis</i>	40	<i>Deschampsia flexuosa</i>	D
<i>Quercus robur</i>	10	<i>Hieracium murorum</i>	20	<i>Melampyrum pratense</i>	
<i>Carpinus betulus</i>	10	<i>Viola riviniana</i>		<i>Vaccinium myrtillus</i>	
<i>Tilia cordata</i>					
<i>Betula pendula</i>		<i>Luzula pilosa</i>	40	<i>Veronica officinalis</i>	D
		<i>Majanthemum bifolium</i>	20	<i>Agrostis tenuis</i>	W
S: <i>Fagus sylvatica</i>	51	<i>Hepatica nobilis</i>		<i>Poa pratensis</i>	
<i>Sorbus aucuparia</i>	20	<i>Lathyrus vernus</i>		<i>Hieracium laevigatum</i>	
<i>Acer pseudoplatanus</i>	00	<i>Vicia silvatica</i>		<i>Dryopteris spinulosa</i>	10
<i>Fraxinus excelsior</i>				<i>Pteridium aquilinum</i>	
<i>Carpinus betulus</i>	00	<i>Carex digitata</i>	30	<i>Lonicera periclymenum</i>	
<i>Tilia cordata</i>		<i>Melica nutans</i>	00	<i>Rubus idaeus</i>	00
<i>Acer platanoides</i>	00	<i>Convallaria majalis</i>		<i>Galeopsis tetrahit</i>	
<i>Quercus petraea</i>					
<i>Crataegus spec.</i>		<i>Calamagrostis arundinacea</i>	00	<i>Elymus europaeus</i>	
		<i>Festuca heterophylla</i>	00	<i>Brachypodium silvaticum</i>	s
K: <i>Asperula odorata</i>	52	<i>Lathyrus montanus</i>		(<i>Festuca gigantea</i>)	s
<i>Melica uniflora</i>		<i>Dryopteris linnaeana</i>	00	<i>Bromus ramosus</i>	
<i>Epilobium montanum</i>	00	<i>Dryopteris filix-mas</i>	10	<i>Luzula campestris</i> coll.	D
<i>Phyteuma spicatum</i>		<i>Athyrium filix-femina</i>	d	<i>Festuca ovina</i>	W
(<i>Festuca altissima</i>)		<i>Dryopteris dilatata</i>		<i>Campanula rotundifolia</i>	
<i>Viola silvatica</i>	50	<i>Deschampsia caespitosa</i>	d	<i>Solidago virg-aurea</i>	
<i>Lamium galicobdolon</i>	20	<i>Carex silvatica</i>	d	<i>Lathyrus niger</i>	
<i>Polygonatum multiflorum</i>	00	<i>Carex remota</i>	d	<i>Carex montana</i>	
<i>Vicia sepium</i>				<i>Campanula persicifolia</i>	
<i>Veronica chamaedrys</i>	30	<i>Stachys silvatica</i>	s	<i>Vicia cassubica et tenuifolia</i>	
<i>Dactylis glomerata</i> coll.	10	<i>Circaea lutetiana</i>	s	<i>Hypericum montanum</i>	
<i>Taraxacum officinale</i>				(<i>Astragalus glycyphyllos</i>)	
<i>Oxalis acetosella</i>	52	<i>Urtica dioica</i>	s	<i>Catherinea undulata</i>	30
<i>Milium effusum</i>	52	<i>Geranium robertianum</i>	s	<i>Eurhynchium striatum</i>	
<i>Stellaria holostea</i>	00	<i>Impatiens noli-tangere</i>	s	<i>Brachythecium rutabulum</i>	
<i>Scrophularia nodosa</i>	30	<i>Impatiens parviflora</i>	s		
<i>Anemone nemorosa</i>	32	<i>Ranunculus ficaria</i>	00	<i>Dicranella heteromalla</i>	D
<i>Moehringia trinervia</i>	40	<i>Anemone ranunculoides</i>		(<i>Mnium hornum</i>)	
<i>Hedera helix</i>		<i>Adoxa moschatellina</i>		<i>Polytrichum formosum</i>	D
				<i>Webera nutans</i>	W

Weitere Informationen, wie die typische Nutzungsform, der Vegetationstyp des Offenlandes oder die Hauptbaumart, die typischen Deckungsgrade der Vegetationsschichten, die Naturnähe der Gesellschaft sowie die Einordnung der Gesellschaft in die Liste der FFH-Lebensraumtypen und in die EUNIS-Klassifikation sind ebenfalls in das Formular aufgenommen worden (s. Abbildung 19), diese haben jedoch für die weiteren Arbeitsschritte zur Bestimmung der Möglichkeitsfunktion der Gesellschaft keine Bedeutung.

In das Formular für den Übertrag der Literaturangaben zu den Standortfaktoren und der Vegetation in die BERN-Datenbank wurden in allen BERN-Versionen nur Arten aus Stetigkeitstabellen übernommen. Dies ist deshalb notwendig, weil die Gesellschaften nur anhand ihrer steten Charakterarten und hochsteten Begleitarten diagnostiziert werden können. In Einzelaufnahmen sind aber naturgemäß keine Stetigkeitsangaben enthalten, weshalb sie in der BERN-Datenbank nur insofern berücksichtigt wurden, als ihre Fundortangabe kartographisch erfasst und hinsichtlich der Angaben zu den Standortfaktoren mit den Angaben zu den Stetigkeitstabellen verglichen wurde (siehe im Quellenverzeichnis unter „weiterführende Literatur“). Die Fundortangaben dieser Einzelaufnahmen wurden ebenfalls ins GIS übertragen und bei der Ermittlung der Klimaparameter berücksichtigt.

Mit Stand Mai 2017 enthält die BERN-Datenbank folgende Datensätze

Tabelle 39: Anzahl von Datensätzen in der BERN-Datenbank mit Stand Mai 2017

Stand	BERN4 (2017)
Anzahl der Vegetationsaufnahmen, die zu Stetigkeitstabellen zusammengefasst wurden (Europa)	45.157
davon für in Deutschland vorkommende Gesellschaften	20.535
Standort-Pflanzen-Paare mit standortoriginalen Messwerten der Bodenchemie (europaweit)	879
davon Level II-Standorte in Deutschland, die im BERN-Modell integriert sind	85
davon Level II-Standorte in den Nachbarregionen Deutschlands, die im BERN-Modell integriert sind	134
davon sonstige Standort-Pflanzen-Paare aus Deutschland, die nicht im BERN-Modell integriert sind (zur Validierung verwendet)	194
davon Level II-Standorte für Gesellschaften, die aktuell nicht in Deutschland vorkommen, die im BERN-Modell integriert sind	466
Anzahl Referenzbodenprofile der BÜK1000N mit standorttypischen Messwerten der Bodenchemie, die im BERN-Modell den Pflanzengesellschaften gutachterlich zugeordnet sind	674
Pflanzenarten mit artspezifischen ökologischen Nischen für 8 Standortparameter (vgl. Kap. 6.4.2), u.a. C/N und BS	1970
Pflanzengesellschaften mit gesellschaftsspezifischen Möglichkeitsfunktionen für 8 Standortparameter, u.a. C/N und BS	692

6.4.3 Zuordnung klimaökologischer Daten zu Pflanzengesellschaften

Die textliche Beschreibung der Pflanzengesellschaften in den pflanzensoziologischen Standardwerken enthält immer Angaben zu den Fundorten bzw. -regionen⁶. Die Angabe nicht ortskonkreter Fundregionen anstelle konkreter Ortsangaben war und ist üblich, weil damit vermieden werden soll, dass Pflanzensammler die Populationen seltener Arten dezimieren. Die bis heute aus der Fachliteratur entnommenen 7642 Fundortangaben zu den Vegetationsaufnahmen in der pflanzensoziologischen Fachliteratur wurden ins Geographische Informationssystem ArcGIS übertragen und so die Klimawerte der Rasterdatensätze des Deutschen Wetterdienstes (DWD 2012) bzw. der europäischen Klimakarte ermittelt, die in einer Auflösung von 1x1km² vorliegen. Nicht ortskonkrete Fundortangaben, z.B. jene die nur eine Region benennen, wurden nur dann in das GIS-Projekt aufgenommen, wenn die benannte Region kleiner ist als die Fläche des entsprechenden Klimaregionaltyps, in der die Region liegt (vgl. BMVBS 2013, S. 153). Zu jeder Gesellschaft gibt es sowohl ortskonkrete Fundortangaben als auch Angaben zur Region. Die ortskonkreten Angaben erlauben die Bestimmung von Spannen der Klimawerte. Fundortregionen wurden mit jeweils einem Punkt im GIS so verortet, dass der Punkt innerhalb der Spannen aus den ortskonkreten Fundortangaben liegt sowie auf der genannten Bodenform und auf der angegebenen Relief- und Expositionsform. Diese wurden anhand der topographischen Karte und der Karte der BÜK1000N bestimmt. Weitere 548 Fundortangaben waren zu unkonkret, um sie verorten zu können.

⁶ Weiterhin werden im Begleittext zur Stetigkeitstabelle Angaben zur Bodenform, zum Ausgangsgestein, oder zum Trophie- und Säure-Basen-Status gemacht. Die Auswertung dieser Angaben erfolgt nicht anhand der GIS-technischen Verortung, sondern entsprechend Kap. 6.4.4.

Für die eindeutig zugeordneten Fundorte konnten damit der Bezug zu den 30jährigen Monats-Mittelwerten 1981-2010 von Temperatur, Niederschlag und Sonnenscheindauer (DWD 2012⁷) hergestellt werden. Folgende ökoklimatisch bedeutsamen Parameter wurden ermittelt (vgl. Schlutow et al. in De Vries et al. 2015, S. 382):

- ▶ Vegetationszeitlänge [d a^{-1}]
- ▶ Kontinentalitätsindex nach deMartonne [-]
- ▶ Temperaturspanne [$^{\circ}\text{C}$]
- ▶ Klimatische Wasserbilanz in der Vegetationszeit [mm]
- ▶ Nutzbare Solarstrahlung [$\text{kWh m}^{-2} \text{a}^{-1}$]

Die Ermittlung der Spannen der Klimawerte erfolgt mit dem BERN4-Modell automatisiert auf Basis der GIS-Verortung der Fundorte.

6.4.4 Zuordnung der Bodenparameter zu Pflanzengesellschaften

Anders als bei den Klimadaten wurden die Bodendaten nicht anhand der Fundorte aus einer Bodenkarte ausgelesen. Alle Bodenkarten, auch sehr großmaßstäbige, können nicht die realen Bodenbedingungen wiedergeben. Der Wechsel von Bodentypen ist meist so kleinräumig, dass er auch in großmaßstäbigen Boden-Karten nicht darstellbar ist. Außerdem sind die Fundortangaben in der Vegetationsbeschreibung oft nicht punktgenau. Zu jeder Vegetationsaufnahme werden aber punktgenau der Bodentyp, die Feuchte, das Substrat und die Nährstoffverhältnisse am Fundort in der Beschreibung angegeben. Zuordnung von Bodenparametern zu Standort-Pflanzen-Paaren der Level II-Datenbank

Eine Erweiterung gegenüber den früheren Versionen erfolgte für die BERN4-Datenbank durch die Übernahme von bodenchemischen Parametern der Level II-Standorte des Europäischen Forstlichen Monitoring-Programms (www.icp-forests.net/page/level-ii). Diese Parameter wurden an den Level II-Standorten gemessen, an denen gleichzeitig über etliche Jahre (meist seit 1994/1995) Vegetationsaufnahmen erhoben wurden.

Das intensive forstliche Monitoring (Level II) umfasste in Deutschland 85 Flächen⁸ (BMELF 1997). Für alle diese Flächen liegen u. a. Informationen vor

- ▶ zum Wuchsgebiet,
- ▶ zur Höhenlage,
- ▶ zur Exposition,
- ▶ zum Jahresniederschlag, Niederschlag in der Vegetationsperiode,
- ▶ zur mittlere Lufttemperatur im Jahr und in der Vegetationsperiode,
- ▶ zur Anzahl der Tage mit mind. 10°C Tagesmitteltemperatur,
- ▶ zum Substrat,
- ▶ zum Bodentyp,
- ▶ zum Humusform,
- ▶ zur potentiell natürlichen Vegetation,
- ▶ zu den Haupt- und Nebenbaumarten mit Anteil und Alter,
- ▶ zu den C/N-Verhältnissen in der Humusaufgabe,
- ▶ zu den $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ -Werten in der Humusaufgabe,
- ▶ zu den $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ -Werten, AKe und der Basensättigung jeweils in den Mineralbodenschichten 0-5 cm und 20-40 cm.

⁷ In den Vorgängerversionen der BERN4-Datenbank waren den Fundorten jeder Pflanzengesellschaft die Klimadaten der Serie 1961-1990 zugeordnet. Aber damit die Klimadaten nun zeitlich zu den Bodenerhebungen der BÜK1000N und der Level II-Messwerte passen, wird nunmehr bei BERN4 auf die Daten 1981-2010 zurückgegriffen.

⁸ Seit 2014 werden davon noch 66 Flächen betrieben.

Für 78 (von insgesamt 85) deutsche Level II-Standorte sind Artenlisten der Baum-, Strauch-, Kraut- und Moosschicht vorhanden. Für 7 (von 85) Level II-Standorten sind nur Artenlisten der Baumschicht verfügbar. Darüber hinaus stehen Artenlisten für weitere 600 europäische Level II-Standorte zur Verfügung, wovon 134 auch als typisch für Deutschland gelten können, jedoch 466 nicht vergleichbar mit in Deutschland vorkommenden Standorttypen sind.

Die jüngsten Aufnahmen an den Level II-Standorten in Deutschland zeigen eine deutliche Erholung der Vegetation und der Bodenparameter gegenüber den Aufnahmen aus den 1990er Jahren aufgrund des massiven Rückgangs insbesondere von Schwefel-, aber auch von Stickstoffeinträgen aus der Luft. Die Vegetationsaufnahmen der Level II-Standorte zeigen um 2010 eine weitgehende Entwicklung zu einem ökologischen Gleichgewicht der Standortfaktoren an. Aufgrund dessen werden nunmehr zur Ermittlung von Referenzzuständen die Level II-Aufnahmen als originale Standort-Pflanzen-Paare zur Bestimmung der ökologischen Nischen der Arten und Gesellschaften genutzt. In den früheren Versionen von BERN wurde die Integration der Level II-Daten abgelehnt, weil viele der Vegetations- und Bodendaten der Level II-Standorte stark anthropogen beeinträchtigte Standortverhältnisse anzeigten und daher nicht zur Bestimmung von Referenzparametern für naturnahe und halbnatürliche Gesellschaften geeignet waren. Anhand der jüngsten Vegetationsaufnahmen wurden die Waldgesellschaften der BERN4-Datenbank nunmehr zu Level II-Standorten zugeordnet.

Neben den 85 deutschen wurden auch 134 weitere Level II-Standorte der benachbarten Länder zu Waldgesellschaften, die zwar in Deutschland vorkommen, deren Verbreitungsschwerpunkt aber außerhalb Deutschlands liegt, zugeordnet. Beispielsweise erhielten alpine Waldgesellschaften immer auch Zuordnungen von Level II-Standorten in Österreich, Tschechien, der Slowakei und/oder der Schweiz, sofern entsprechende Fundortangaben in der Literatur zu den Gesellschaften enthalten waren. Für die subkontinental geprägten Waldgesellschaften Deutschlands standen in Deutschland nicht ausreichend repräsentative Level II-Aufnahmen zur Verfügung, jedoch eine Vielzahl von entsprechenden Aufnahmen in der subkontinentalen Klimazone Polens. Gleiches gilt auch für die subatlantisch getönten Standorte in Frankreich und Belgien. Deshalb werden auch diese Level II-Datensätze für den deutschen CL-Datensatz genutzt.

Im Folgenden werden nur die 219 Standort-Pflanzen-Paare der Wälder aus Deutschland (85) und den Grenzregionen der Nachbarländer Deutschlands (134) beschrieben, die im deutschen Critical Load-Datensatz als Schutzgut betrachtet werden:

Die Zuordnung einer Pflanzengesellschaft erfolgte nach den folgenden drei Kriterien in der Rangfolge ihrer Aufzählung:

1. Beste, jedoch mindestens 50%ige Übereinstimmung der aktuellen Kraut- und Moosvegetation und 100%ige Übereinstimmung der Hauptbaumart(en) mit einer BERN-Gesellschaft hinsichtlich der Artenzusammensetzung (78 Level II-Standorte in Deutschland, 2 in Österreich, 6 in Belgien, 2 in Tschechien, 3 in Dänemark, 2 in Frankreich).
2. Übereinstimmung der angegebenen Pflanzengesellschaft mit der BERN-Gesellschaft (unter Berücksichtigung von Synonymen und Inklusionen) (49 Level II-Standorte in Polen).
3. Übereinstimmung des Wuchsgebietes mit den Fundorten der Gesellschaft und Übereinstimmung der Bodenform (Bodentyp und Substrat) und Übereinstimmung der Baumarten an Standorten ohne Aufnahmen der Krautschicht (7 Level II-Standorte in Deutschland, 19 Level II-Standorte in Österreich, 30 Level II-Standorte in Frankreich, 6 Level II-Standorte in der Slowakei, 15 Level II-Standorte in der Schweiz).

Jeder in Deutschland vorkommenden Waldgesellschaft (Ausnahme: 3 Erlen-Waldgesellschaften auf sehr nassen Böden) konnte so mindestens 1 Level II-Profil mit den entsprechenden Parameterwerten zugeordnet werden, meistens jedoch mehrere.

Für die Ermittlung der ökologischen Nischen der Arten werden folgende Angaben aus der Level II-Datenbank genutzt. Dabei werden die Parameterwerte jeweils tiefenstufengewichtet über die durchwurzelte Tiefe des Profils gemittelt.

- ▶ pH(H₂O): aus pH(CaCl₂) umgerechnet durch Addition von 0,5 entsprechend KA 5 (AG Boden 2005, S. 367)
- ▶ Basensättigung: BS(HN₄Cl) unverändert aus Level II-Datenbank; BS(Kappen-Adrian) errechnet mit:
- ▶ BS(Kappen-Adrian) = $0,5 \cdot \text{BS}(\text{NH}_4\text{Cl}) + 2$ für $\text{BS}(\text{NH}_4\text{Cl}) \leq 80$
- ▶ BS(Kappen-Adrian) = $0,3657 \cdot \text{BS}(\text{NH}_4\text{Cl}) + 64,312$ für $\text{BS}(\text{NH}_4\text{Cl}) > 80$
- ▶ C/N-Verhältnis: aus Level II-Datenbank unverändert übernommen
- ▶ Bodenwassergehalt bei Saugspannung pF 0,5 - 4,2: aus Bodenart entsprechend KA 5 (AG Boden 2005, S. 350)

6.4.4.1 Zuordnung der Bodenparameter aus den Referenzprofilen der BÜK1000N-Datenbank

In der Level II-Profil-Datenbank sind nicht alle Parameter enthalten, die zur Berechnung von Critical Loads mit der Massenbilanzmethode (Simple Mass Balance, SMB) erforderlich sind. Deshalb und auch weil einige Waldgesellschaften nur unzureichend und insbesondere die Offenlandgesellschaften gar nicht durch Level II-Standorte repräsentiert sind, wird als eine weitere Datenquelle für bodenchemische Parameter die Datenbank der Referenzprofile der nutzungsdifferenzierten Bodenübersichtskarte BÜK1000N (BGR 2014a) durch Integration in die BERN4-Datenbank genutzt.

Die Datenbank der Referenzprofile der BÜK1000N-Datenbank basiert auf einer Vielzahl von Messungen an vergleichbaren Bodenformen unter gleichen Klima- und Nutzungsbedingungen. Die Parameterwerte sind auf Repräsentativität und Signifikanz geprüft (BGR 2014a). Sie stellen somit eine qualitätsgesicherte repräsentative Datenbasis für die typischen Böden in Deutschland dar.

Mit der Veröffentlichung der BÜK1000N 2.3.1 stand eine Bodendatenbank zur Verfügung, die für bis zu 71 Bodeneinheiten in 4 verschiedenen Klimagebieten jeweils ein Referenzprofil für Grünland und eines für Wald (und weitere hier nicht relevante Profile) enthält mit den entsprechenden Parameterwerten für jeden Horizont (vgl. Abbildung 18).

Die Nutzungsklassifizierung der BÜK1000N folgt dabei der CORINE-Klassifizierung 2. Ordnung (21=Acker, 23=Grünland, 31=Wald). Die Klimagebiete sind anhand des Kontinentalitätseinflusses oder anhand von Höhenstufen klassifiziert (33: Gemäßigtes subozeanisches Klima, 34: Gemäßigtes subozeanisches bis gemäßigtes subkontinentales Klima, teilweise Gebirgsklima, 35: Gemäßigtes subkontinentales Klima, 38: Gemäßigtes Gebirgsklima).

Abbildung 18: Auszug aus der Bodendatenbank mit klima- und nutzungsdifferenzierten Referenzprofilen der BÜK1000N (BGR 2014a)

1_Klima	3_Boden	6_Landnutz	14_Referenzprofil	15_Humusform	22_Horizont	23_Horizont_O	24_Horizont_U	35_FK	42_pH_CaCl2	51_Ake
34	60	31	BBn	MOM	L	-4	-2			
34	60	31	BBn	MOM	Of	-2	-1			
34	60	31	BBn	MOM	Oh	-1	0			
34	60	31	BBn	MOM	Ah	0	10	39	3,5489	7,5
34	60	31	BBn	MOM	Bv	10	25	29	3,3735615385	5,2
34	60	31	BBn	MOM	Cv-Bv	25	35	21	4,8173413793	2,9
34	60	31	BBn	MOM	Cv	35	50	14	4,8173413793	2,9
34	60	31	BBn	MOM	mC	50	200			

Die Bodenparameter-Wertespannen, die für das Vorkommen der einzelnen Pflanzengesellschaften typisch sind, werden in BERN4 – wie auch in allen Vorgängerversionen – nicht aus der Verortung der Fundorte auf einer Bodenkarte abgeleitet. Das ist deshalb nicht sinnvoll, weil Bodenformen sehr kleinräumig wechseln können und selbst sehr großmaßstäbige Bodenkarten keine ausreichend genaue Dif-

ferenzierung der Bodenformen abbilden können. Die Unterschiede zwischen benachbarten Bodenformen können aber in der Realität einen abrupten starken Wandel der Parameterwerte bedingen, so dass auch eine Interpolation oder ein Kriging (wie bei den Klimadaten) nicht zielführend wäre. Deshalb ist es notwendig, die Informationen zu Bodeneigenschaften direkt am Ort der Vegetationsaufnahme auszuwerten. Jeder BERN-Gesellschaft mit konkreter Standortbeschreibung (vgl. Abbildung 16) wurden nun gutachterlich die Referenzprofile der BÜK1000N zugeordnet (vgl. Abbildung 19), die der Beschreibung der Standorteigenschaften im Begleittext zur Stetigkeitstabelle entsprechen (vgl. Abbildung 16).

Die Klimagebiete aus der BÜK1000N wurden nicht übernommen, da sie nicht nach pflanzengeographischen Aspekten erhoben wurden (vgl. Kap. 2.3.1). Anstelle dessen wurden die Klimabereiche, in denen die Gesellschaft gefunden wurde, nach der Legende der Forstlichen Standortserkundung benannt. Der Großbuchstabe bezeichnet die Höhenstufe (M=mittleres Bergland, U=unteres Bergland), der Kleinbuchstabe bezeichnet die Klimafeuchte (m=mäßig feucht, f=feucht, ff=sehr feucht). Diese forstlichen Klimabereiche können eindeutig zu den Klimabereichen nach BAST (vgl. Kapitel 2.3.1) zusammengefasst werden.

Der Code für die Humusform(en) entspricht Tabelle 41. Die Angabe des Bodentyps folgt der Klassifizierung der KA 5 (AG Boden 2005). Die Angabe des Bedeckungsgrades erfolgt in % der Grundfläche.

Abbildung 19: Formular für den Übertrag der Literatur-Informationen in die BERN4-Datenbank am Beispiel des *Asperulo-Fagetum sylvatici* (typ. Subass.) Mayer 1964 em. Scamoni 1967 mit Zuordnung der Bodenformen zu 674 Referenzbodenprofilen der BÜK1000N (BGR 2014a)

Gesellschaft

ID: 2081 Naturnähe: natürlich

Erste Nutzungsart: naturnahe Waldbewirtschaftung (Einzelstammennah)

Zweite Nutzungsart:

Dritte Nutzungsart:

Asperulo-Fagetum sylvatici (typ. Subass.) MAYER 1

Anzahl der Aufnahmen: 1276 Anzeigen

Veg.-Typ: Rotbuche

Natura 2000: 9130

EUNISCode: G1.63

Klima: sonnig eben schattig

Mm ☒ ☒ ☒

Uf ☒ ☒ ☒

Uff ☒ ☒ ☒

Uk ☒ ☒ ☒

Um ☒ ☒ ☒

* ☐ ☐ ☐

Humusform

4 ☐ 5 ☐ 7 ☐ 9 ☐ *

Bedeckungsgrad:

ID: 2081

B1 Dg min: 76

B1 Dg max: 100

B2 Dg min: 5

B2 Dg max: 15

S Dg min: 10

S Dg max: 25

K Dg min: 40

Referenzbodenprofil:

RefID	Bodenbe	CORINE
380	BÜK 60	311
381	BÜK 60	312
382	BÜK 60	313
383	BÜK 61	211
384	BÜK 61	231
385	BÜK 61	311
386	BÜK 61	312
387	BÜK 61	313
388	BÜK 61	321
389	BÜK 61	322
390	BÜK 62	231
391	BÜK 62	311
392	BÜK 62	312
393	BÜK 62	313
394	BÜK 63	211

Bodentyp (KA5):

BBn ☐ BBp ☐ *

Anzahl der Arten: 25 char. höchst Bedeckung:

Species	char.	höchst	Bedeckung
Luzula campestris	☐	☐	1
Deschampsia cespitosa	☐	☐	
Oxalis acetosella	☐	☒	15
Galium odoratum	☐	☒	15
Poa nemoralis	☐	☒	15
Moehringia trinervia	☐	☒	1
Fagus sylvatica	☐	☒	90
Quercus petraea	☐	☒	5
Melica nutans	☐	☒	5
Avenella flexuosa	☐	☒	1
Athyrium filix-femina	☐	☒	
Milium effusum	☐	☒	15
Anemone nemorosa	☐	☒	15
Luzula pilosa	☐	☒	2
Carex pilulifera	☐	☒	
Polytrichum formosum	☐	☒	1
Phyteuma spicatum	☐	☒	
Veronica officinalis	☐	☒	
Dicranella heteromalla	☐	☒	
Polygonatum multiflorum	☐	☒	
Carex remota	☐	☒	
Mycelis muralis	☐	☒	1
Atrichum undulatum	☐	☒	1
Viola reichenbachiana	☐	☒	1
Carex digitata	☐	☒	2

Fagetum sylvatici (typ. Subass.) MAYER 1964

Änderungen dokumentieren En

Kein Filter Suchen

Aus der entsprechenden BÜK1000N-Referenzprofildatenbank können nun die Bodenparameterwerte entnommen werden, die an den typischen Standorten einer Pflanzengesellschaft im Analogieschluss sehr wahrscheinlich anzutreffen sind. Dieses Vorgehen wurde in allen BERN-Versionen angewandt, BERN4 steht aber nunmehr auf einer weitaus breiteren und differenzierten Datenbasis als alle Versionen zuvor.

Ein bodenchemischer Parameterwert für ein Referenzprofil wird aus den horizontweisen Messwertangaben durch Mittelwertbildung unter Wichtung der jeweiligen Horizontmächtigkeit berechnet. Die Anzahl der zu berücksichtigenden Horizonte wird bestimmt von der Durchwurzelungstiefe der Vegetation. Da Pflanzen ihre Hauptwurzeltracht über mehrere Bodenhorizonte verteilen, ist der jeweilige Mittelwert der meisten Bodenparameter aller durchwurzelten Horizonte (gewichtet entsprechend der Horizontdicke) bis in die tatsächlich durchwurzelte Tiefe von Bedeutung. Eine Ausnahme hiervon bildet das C/N-Verhältnis, das als Mittelwert nur aus der Humusaufgabe + 10 cm mineralischem Oberboden von Bedeutung für die Existenz der Pflanzen ist.

Um die durchwurzelte Tiefe bestimmen zu können, reicht die Nutzungsdifferenzierung der BÜK1000N nach CORINE 2. Ordnung für die Standortcharakteristik anhand der horizontbezogenen Parameterwerte aus den Profildatensätzen nicht aus. Deshalb wurde eine weitere Differenzierung bis zur 3. Ordnung der CORINE-Landnutzungsklassifikation durchgeführt. Ein Referenzprofil z. B. für Wald (CORINE 31) wird unterteilt in CORINE 311 (Laubwald); 312 (Nadelwald) und CORINE 313 (Mischwald) (vgl. Kap. 2.3.3). Der Vorteil der Klassifikation 3. Ordnung ergibt sich daraus, dass bei der Auswertung ein und desselben Profils unterschiedliche Hauptwurzellängen der Hauptbaumart(en) bzw. dominanten Offenlandarten berücksichtigt werden können. Beispielsweise werden zur Berechnung des mittleren pH-Wertes in der Wurzelzone die Horizontwerte eines Wald-Profils für eine Kiefernwaldgesellschaft bis zu einer Tiefe von 160 cm in die Mittelwertbildung einbezogen, für eine Buchenwaldgesellschaft wird der pH-Wert aus demselben Wald-Profil nur über die Horizonte bis zu 80 cm Tiefe gemittelt. Für einen Kiefern-Buchen-Mischwald wird die Wurzeltiefe der am tiefsten wurzelnden Mischbaumart (Kiefer) berücksichtigt.

Die durchschnittliche von Pflanzen durchwurzelte Tiefe wird, wie in Kapitel 4.2.1.3 beschrieben, in Abhängigkeit von der potenziellen Hauptwurzellänge der Vegetation und der oberen Tiefe eines nicht mehr durchwurzelbaren Bodenhorizonts abgeschätzt.

6.4.4.2 Referenzwerte für die Basensättigung (BS) und den pH-Wert

Die Basensättigung konnte aus den Referenzprofilen der BÜK1000N, die den Waldgesellschaften der BERN4-Datenbank zugeordnet sind, direkt abgeleitet werden: In den Referenzprofilen der BÜK1000N sind für die Horizonte der Profile die Konzentrationen der austauschbaren Kationen angegeben, woraus sich die Basensättigung berechnen lässt (AG Boden 2005, S. 371). Anschließend wurde der tiefenstufengewichtete Mittelwert bis zur real durchwurzelten Tiefe, die sich aus den Hauptbaumart(en) ergibt, berechnet.

Für die Profile des Nutzungstyps Grünland sind in der Datenbank zu den Referenzprofilen der BÜK1000N keine Angaben zu austauschbaren Kationen enthalten, stattdessen sind pH-Stufen horizontweise angegeben. Entsprechend Bodenkundlicher Kartieranleitung KA5 lassen sich diese Stufen in $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ -Spannen einordnen (AG Boden 2005, S. 367), woraus der Mittelwert jedem Horizont zugeordnet wurde (vgl. Tabelle 40). Anschließend erfolgte die Berechnung der tiefenstufengewichtete Mittelwert bis zur real durchwurzelten Tiefe, die sich aus den dominanten Arten ergibt.

Die pH-Mittelwerte lassen sich nach KA5 (AG Boden 2005, S. 371) in Basensättigungswerte (sowohl in die BS-Werte aus der HN_4Cl -Analysemethode als auch in die BS-Werte der Kappen-Adrian-Methode) umrechnen mittels folgender empirischer Gleichungen:

$$\begin{aligned}\text{BS}(\text{HN}_4\text{Cl}) &= -2,4463\text{pH}^2 + 50,435\text{pH} - 135,12 \quad (R^2=0,9998) \\ \text{BS}(\text{Kappen-Adrian}) &= 3, \text{ wenn } \text{pH} \leq 3,3\end{aligned}$$

$$= 5,2647\text{pH}^3 - 75,657\text{pH}^2 + 367,82\text{pH} - 579,52 \quad (R^2=0,9865), \text{ wenn } 3,3 < \text{pH} < 7,1$$

$$= 100, \text{ wenn } \text{pH} \geq 7,1$$

Der pH-Mittelwert wurde dann einer Spanne der Basensättigung zugeordnet (vgl. Tabelle 40).

Tabelle 40: Zuordnungs-Matrix der pH-Stufen aus der BÜK1000N zu einem mittleren pH- und BS-Wert pro Horizont der Referenzprofile nach KA5 (AG Boden 2005, S. 367)

pH-Stufe	pH(CaCl ₂) von	pH(CaCl ₂) bis	pH(CaCl ₂) Mitte	BS(Kappen- Adrian) von	BS(Kappen- Adrian) bis	BS(Kappen- Adrian) Mitte
a0/s0	6,8	7,2	7	79	100	94
a1	7,2	7,9	7,55	100	100	100
s1	6,1	6,8	6,45	44	79	58
s2	5,4	6,1	5,75	30	44	35
s3	4,7	5,4	5,05	25	30	27
s4	4	4,7	4,35	18	25	22
s5	3,3	4	3,65	3	18	11

In den folgenden Kapiteln werden die BS(Kappen-Adrian) angegeben, da das Kappen-Adrian-Analyseverfahren den gesamten Gehalt an pflanzenverfügbaren Kationen erfasst, also sowohl die gelösten als auch die leicht löslichen, während mit der HN_4Cl -Analysemethode nur die gelösten Kationen gemessen werden.

6.4.4.3 Referenzwerte für das C/N-Verhältnis

Für die **Grünländer** der verschiedenen Kombinationen von Klima- und Bodenformen sind in der BÜK1000N-Datenbank C/N-Verhältnisse im Ah-Horizont angegeben.

Für die **Wälder** sind keine C/N-Verhältnisse in der BÜK1000N-Datenbank ausgewiesen. Die typischen Spannen des C/N-Verhältnisses für die Wald-Pflanzengesellschaften der BERN-Datenbank ergeben sich daher über einen Zwischenschritt aus den Angaben der Humusform zu den zugeordneten Referenzprofilen der Wälder der BÜK1000N und der Level II-Standorte.

Die Ermittlung der humusformtypischen C/N-Spannen erfolgte in Auswertung der Messwerte der Level II-Standorte in Deutschland sowie in den Nachbarländern (BMELF 1997), der 2. Bodenzustandserhebung in den Wäldern Deutschlands (Wellbrock et al. 2016) und der Spannen für Grünland aus der BÜK1000N. Die 10er und 90er Perzentile wurden gemittelt unter Wichtung der Anzahl der Plots, die in die Berechnung der Perzentile eingingen.

In der BÜK1000N-Profil-Datenbank sind die Humusformen der Feucht- und Naßstandorte nicht ausreichend differenziert. Deshalb wurden für die BERN4-Datenbank die C/N-Spannen für unterschiedliche Torfe aus den Angaben von Succow und Joosten (2001) entnommen (siehe Tabelle 41).

Jenssen et al. (2013) haben eine weitere Humusform – den Mager-Rohhumus mit einer C/N-Spanne von 35-40 ausgewiesen. An verhagerten Standorten ist diese Humusform durchaus relevant und wird daher ergänzend auch in die BERN4-Modellierung aufgenommen.

Tabelle 41: Zuordnungs-Matrix von C/N-Spannen zu den Humusformen der BÜK1000N- Referenzprofile (Zusammenfassung aus Referenzwerten der Level II-Datenbank), ergänzt nach Succow und Joosten (2001) sowie Jenssen et al. (2013)

ID in BERN4	Humusform in BÜK1000N-Datenbank		C/N-Verhältnis	
			von	bis
1	TA	Tangel	20	26
2	MUT	typischer Mull (L-Mull); Ah basenreich	8	12
3	MU	Mull	12	15
4	MUO	F-Mull	15	22
5	MOM	mullartiger Moder	15	22
6	MO	Moder	18	26
7	MOA	typischer Moder - feinhumusarm (Oh < 2 cm)	18	26
8	MOR	typischer Moder - feinhumusreich (Oh >= 2 cm)	18	26
9	MR	rohhumusartiger Moder (Oh unscharf brechbar)	22	31
10	MRA	rohhumusartiger Moder - feinhumusarm (Oh < 3 cm)	22	31
11	MRR	rohhumusartiger Moder - feinhumusreich (Oh >= 3 cm)	22	31
12	ROA	typischer Rohhumus - feinhumusarm (Oh < 4 cm)	23	31
13	ROR	typischer Rohhumus - feinhumusreich (Oh >= 4 cm)	23	31
14	MOF	Feuchtmoder	20	28
15	MUF	Feuchtmull	16	26
16	ROF	Feuchtrohhumus	26	32
17	AMO	Anmoor	19	26
18		Torf, oligotroph	33	60
19		Torf, mesotroph	20	33
20		Torf, eutroph	10	20
21		Torf, polytroph	7	10
22	ROM	Mager-Rohhumus	31	40

6.4.4.4 Ermittlung der realisierten Nischen einer Pflanzengesellschaft

Die Pflanzengesellschaften treten i. d. R. an mehreren Level II-Standorten auf und können auch mehreren typischen Referenzprofilen der BÜK1000N zugeordnet werden (vgl. Abbildung 20, 3. Spalte). Somit ergeben sich für eine Pflanzengesellschaft mehr oder weniger viele Mess- bzw. Referenzwerte für jeden Boden-Parameter (vgl. Abbildung 20, Spalten 6-9).

Abbildung 20: Auszug aus der BERN4-Datenbank mit der Beispielgesellschaft *Asperulo-Fagetum sylvatici* (typ. Subass.) Mayer 1964 em. Scamoni 1967. Dargestellt ist die Zuordnung von Referenzprofilen der BÜK1000N und der Level II-Standorte (3. Spalte) mit den über die durchwurzelte Tiefe gemittelten Referenzwerten für die Basensättigung (9. Spalte) und den pH-Wert (6. Spalte) sowie die anhand der Humusformen abgeleiteten C/N-Spannen (7. u. 8. Spalte)

BERN-ID	Name	ID	K	B	Humr	pH	CN_von	CN_bis	BS
2081	Asperulo-Fagetum sylvatici (typ. Subass.) MAYER 1964	309	34	47	MUO	5,505	15	22	37
2081	Asperulo-Fagetum sylvatici (typ. Subass.) MAYER 1964	342	34	53	MOA	6,100	18	26	56
2081	Asperulo-Fagetum sylvatici (typ. Subass.) MAYER 1964	380	34	60	MUO	4,047	15	22	17
2081	Asperulo-Fagetum sylvatici (typ. Subass.) MAYER 1964	653	38	21	MOA	3,988	18	26	16
2081	Asperulo-Fagetum sylvatici (typ. Subass.) MAYER 1964	2001117		530	MOM	4,6	15	22	37
2081	Asperulo-Fagetum sylvatici (typ. Subass.) MAYER 1964	2002102	611	MR		4,2	22	31	32

Die jeweilige Spanne des C/N-Verhältnisses und der Basensättigung bzw. des pH-Wertes für jede Pflanzengesellschaft wird nun aus dem Minimum und dem Maximum aller gesellschaftstypischen Referenzprofile und Level II-Daten gebildet (vgl. Abbildung 21).

Abbildung 21: Auszug aus der BERN4-Datenbank mit der Beispielgesellschaft *Asperulo-Fagetum sylvatici* (typ. Subass.) Mayer 1964 em. Scamoni 1967 mit den Spannen für pH (3.-4. Spalte), für Basensättigung (5.-6. Spalte), C/N (7.-8. Spalte) aus den zugeordneten gesellschaftstypischen Referenzprofilen sowie 3 weitere Standortparameter (Volumetrischer Wassergehalt, Vegetationszeitlänge und Klimatische Wasserbilanz in der Vegetationszeit),

ID	Name	MaxvonpHmin	MinvonpHmax	MaxvonBSmin	MinvonBSmax	MaxvonCNmin	MinvonCNmax	MaxFZmin	MinFZmax	MaxVZmin	MinVZmax	maxKWB_VZmin	minKWB_VZmax
2475	Asperulo-Abieti-Fagetum sylvatici (Ca)	4,0471	5,8567	17	45	15	31	0,24	0,4	115	155	14,12	59,3
2477	Asperulo-Abieti-Fagetum sylvatici (Dr)	3,8167	6,1003	14	56	15	31	0,25	0,42	115	155	-16,82	59,3
2474	Asperulo-Abieti-Fagetum sylvatici (ty)	3,8167	6,1003	14	56	15	31	0,24	0,42	115	155	14,12	59,3
2083	Asperulo-Fagetum sylvatici (Dryopter)	3,9016	6,1003	12	60	15	31	0,25	0,38	115	190	-38,87	201,2
2370	Asperulo-Fagetum sylvatici (Lathyrus)	3,8167	6,1003	12	60	15	31	0,24	0,38	115	170	-38,87	100,
2081	Asperulo-Fagetum sylvatici (typ. Suba)	3,9883	6,1003	16	56	15	31	0,24	0,38	115	190	-38,87	201,2

Vergleich und Diskussion der Ergebnisse

Die auf Basis der BÜK1000N- und Level II-Datensätze ermittelten ökologischen Nischen der Gesellschaften wurden mit 194 Standort-Pflanzen-Paaren aus historischen Aufnahmen verglichen (Succow 1974, 1988, Hofmann in Anders et al. 2002, Klapp 1965, Mahn 1965, Schubert 1960, Krieger 1937, Succow u. Joosten 2001, Wolfram 1996, Volk 1937, Hartmann u. Jahn 1967). Die Boden-Parameter dieser Standort-Pflanzen-Paare sind nicht in das BERN4-Modell zur Bestimmung der ökologischen Nischen und Critical Limits eingespeist, weil ihre Anzahl zu gering ist, um repräsentativ zu sein. Sie sollen vielmehr der Validierung der Modellergebnisse der BERN4-Datenbank dienen (vgl. Tabelle 42).

Zu allen Standort-Pflanzen-Paaren sind in den genannten Quellen Angaben zum Bodentyp, zum Ausgangsgestein, zur Vegetationsgesellschaft und ihrer Struktur gemacht worden. Für alle 194 Standort-Pflanzen-Paare liegen pH-Werte bzw. pH-Wert-Spannen vor. Für 67 Standort-Pflanzen-Paare sind außerdem auch Werte oder Werte-Spannen zur Basensättigung, für 131 Standort-Pflanzen-Paare sind weiterhin Werte oder Werte-Spannen zum C/N-Verhältnis, für 25 Standort-Pflanzen-Paare sind zusätzlich Werte oder Werte-Spannen zur KAK angegeben, so dass Doppelzählungen auftreten.

Tabelle 42: Gegenüberstellung von Parameterwerten anderer Quellen mit den Modellierungsergebnissen aus BERN4 (incl. Standort-Pflanzen-Paare der Level II-Datenbank)

Benennung der Gesellschaft in der Quelle (Synonyme)	Quelle	pH-Wert (Min)	pH-Wert (Max)	Basen-sättigung (Min)	Basen-sättigung (Max)	C/N (Min)	C/N (Max)
Filipenduletum ulmarae	Succow 1974	4,8	6,4	46	70	10	17
Valeriano-Filipenduletum Sissingh in Westhoff et al. 1946	BERN4	5,5	6,6	37	100	12	22
Crepido-Juncetum subnudolosi	Klapp 1965	4,9	5,6	26	26		
Crepido-Juncetum subnudolosi	Succow u. Joosten 2001	4,8	6,4			13	20
Crepido-Juncetum subnudolosi Tx. 1937	BERN4	4,7	6,4	27	90	15	22
Lolio-Cynosuretum cristati (typ.-Subass.)	Klapp 1965	6,7	6,7	70	70		
Lolio-Cynosuretum cristati	Succow 1974	4,8	6,4	46	70	10	17
Lolio-Cynosuretum cristati (typ.-Subass.) Tx. 1937	BERN4	4,2	6,6	19	100	12	26
Arrhenatheretum medioeuropaeum, typ.	Klapp 1965	6,2	6,2	56	56		
Dauco-Arrhenatheretum	Succow 1974, Succow u. Joosten 2001	4,8	6,4	46	70	10	17
Dauco-Arrhenatheretum elatioris (typ. Subass.) Tx. 1937	BERN4	4,6	6,5	25	98	12	26
Cladonio-Pinetum sylvestris (typ. Subass.) Pass. 1956	Hofmann in Anders et al. 2002	3,2	3,6			34	37
Pinus sylvestris-Cladonia sylvatica-rangiferina-Ass	Krieger 1937	3,1	4,8				
Cladonio-Pinetum sylvestris (typ. Subass.) Pass. 1956	BERN4	3,3	4,5	4	13	31	40
Ranunculo- Alopecuretum geniculati	Klapp 1965	5,2	7,3				
Alopecuretum geniculati	Succow 1974	4,8	6,4	46	70	13	20
Ranunculo-Alopecuretum geniculati Tx. 1937	BERN4	4,6	6,4	25	90	12	22
Carici remotae-Fraxinetum excelsi W. Koch 1926 ex Fab. 1936	Succow u. Joosten 2001, S. 163	3	8			10	20
Carici remotae-Fraxinetum excelsi W. Koch 1926 ex Fab. 1936	Hartmann u. Jahn 1967; S. 359	4	4,7				
Carici remotae-Fraxinetum excelsi W. Koch 1926 ex Fab. 1936	BERN4	4,4	7,6	23	93	10	26
Carici-Fagetum sylvatici (typ. Subass.) Moor 1952 em. Lohm 1953	Hartmann u. Jahn 1967; S. 339	5,9	7,3			14	23

Benennung der Gesellschaft in der Quelle (Synonyme)	Quelle	pH-Wert (Min)	pH-Wert (Max)	Basen-sättigung (Min)	Basen-sättigung (Max)	C/N (Min)	C/N (Max)
Carici-Fagetum sylvatici (typ. Sub-ass.) Moor 1952 em. Lohm 1953	BERN4	6,0	7,4	54	94	12	22
Carici-Fagetum sylvatici (Lithospermum-Subass.) Hartmann 1967	Hartmann u. Jahn 1967; S. 339	7,2	7,2			15	15
Carici-Fagetum sylvatici (Lithospermum-Subass.) Hartmann 1967	BERN4	4,7	7,8	47	99	12	26
Brometum racemosi	Succow 1974	4,8	6,4	46	70	20	26
Loto-Brometum racemosae Oberd. 1957	BERN4	4,6	6,3	24	70	15	26

Der Vergleich muss unter Berücksichtigung der Rahmenbedingungen der Messungen und der unterschiedlichen Darstellung der Ergebnisse erfolgen: Succow (1974) und Succow u. Joosten (2001) geben ihre Messergebnisse bereits klassifiziert wider. Für den Vergleich mit den BERN4-Ergebnissen gilt daher als Bewertungskriterium, ob die BERN4-Ergebnisse innerhalb der Succow-Spannen liegen. Anders verhält es sich mit den Messergebnissen von Hartmann und Jahn (1967) sowie von Klapp (1965). Aus der Anzahl der Messstandorte ergibt sich hier eine Spanne oder nur ein Wert bei nur einer Messung. Demzufolge sollten diese Werte idealerweise innerhalb der BERN4-Spannen liegen oder nur wenig darüber hinausgehen. Unter Beachtung dieser Rahmenbedingungen ergeben sich aus dem Vergleich der Werte bzw. Wertespannen folgende Schlussfolgerungen:

Festzustellen ist, dass die gemessenen C/N-Werte in den feuchten Offenlandgesellschaften von Succow etwas niedriger angegeben sind als dies bei den BERN4-Ergebnissen der Fall ist (meist 10-17 statt 12-22). Es wäre zu prüfen, ob 1974 die Feuchtstandorte bereits schon signifikant eutrophiert waren, möglicherweise durch Entwässerung und dem damit verbundenen Mineralisierungsschub. Anderenfalls wäre die Zuordnungsmatrix von C/N-Spannen zu Humusformen (vgl. Tabelle 41) separat für Offenland und Wald zu erstellen, was noch weiterer Diskussion bedarf. Die unteren Basensättigungs-Spannengrenzen der Offenland-Gesellschaften sind bei BERN4 deutlich niedriger als die Messwerte. Die oberen Spannengrenzen stimmen gut überein. Auch hier wäre zu hinterfragen, ob die Wiesen ggf. vor der Messung bereits gekalkt wurden.

Bei den Waldgesellschaften gibt es durchgehend eine gute Übereinstimmung der BERN4-Ergebnisse mit den verfügbaren Messwerten.

6.4.5 Ermittlung der ökologischen Nischen einer Art

Da jede Art in der Regel in mehreren Pflanzengesellschaften vorkommt, werden jeder Art die realen Nischen der Pflanzengesellschaften zugeordnet, in denen sie vorkommt (vgl. Abbildung 22).

Abbildung 22: Datenbank-Tabelle aus BERN4 (Auszug) mit der Zuordnung aller Pflanzengesellschaften und ihrer ökologischen Nischen, in denen eine Art vorkommt, am Beispiel der Art *Polytrichum formosum* (Schönes Frauenhaarmoos)

Art	Gesell	pHmin	pHmax	BSmin	BSmax	CNmin	CNmax	FZmin	FZmax	Kimin	Kimax	VZmin	VZmax	KWB_VZ	KWB_VZ	Tempmin	Tempmax
Polytrichum form Dactylido-Quercetum roboris Pj		3,6256	5,5431	10	37	13	26	0,17	0,37	8	21	140	220	-49,5	53,26	-41	53
Polytrichum form Agrostio-Quercetum roboris (Dr		4,0471	4,8151	17	28	18	36	0,17	0,3	8	18	165	215	-34,97	9,41	-41	53
Polytrichum form Agrostio-Quercetum roboris (Fe		4,0471	4,8151	17	28	18	36	0,17	0,3	8	18	165	215	-34,97	9,41	-41	53
Polytrichum form Betulo-Quercetum petraeae (M		3,3208	3,9883	4	16	18	30	0,28	0,38	12	21	140	190	-43,45	60,25	-41	53
Polytrichum form Betulo-Quercetum petraeae (Gi		3,4443	4,0768	6	18	18	26	0,2	0,32	16	21	140	195	4,16	60,25	-41	53
Polytrichum form Vaccinio-Abietetum (Leucobryu		3,2967	4,0768	3	18	18	50	0,04	0,42	12	25	115	155	-23,67	59,31	-41	53
Polytrichum form Luzulo-Abietetum (typ. Subass.		3,2967	4,0768	3	18	18	30	0,1	0,42	14	30	115	155	-16,82	59,31	-41	53
Polytrichum form Luzulo-Abietetum (Athyrum-Su		3,2967	4,0768	3	18	18	30	0,32	0,5	14	30	110	155	-16,82	59,31	-41	53
Polytrichum form Galio rotundifolii-Abietetum V		4,7128	6,1003	26	56	11	30	0,25	0,38	18	28	110	155	23,53	59,31	-41	53
Polytrichum form Adenostylo glabrae-Abietetum		5,6203	6,3936	38	85	11	30	0,25	0,39	12	26	115	145	-23,67	59,31	-41	53
Polytrichum form Homogyno alpinae-Piceetum Zi		3,6256	5,5816	10	38	18	26	0,2	0,39	18	26	90	145	19,77	104,23	-41	53
Polytrichum form Betulo carpaticeae-Piceetum STC		3,3208	4,3848	4	22	26	36	0,32	0,45	12	23	90	165	-23,67	59,18	-41	53
Polytrichum form Betulo carpaticeae-Sorbetum au		3,2967	4,7128	3	26	22	30	0,32	0,39	12	18	110	140	-20,71	29,18	-41	53
Polytrichum form Arundo-Aceretum pseudoplatar		4,1671	6,5223	19	98	8	30	0,25	0,42	9	45	110	220	-68,06	260,39	-41	53
Polytrichum form Mnio-Fagetum PASSARGE 1966		3,3208	3,8448	4	14	18	36	0,11	0,37	11	30	115	190	-38,87	201,21	-41	53
Polytrichum form Asperulo-Fagetum sylvatici (typ		3,6523	6,1003	11	56	11	30	0,24	0,38	11	28	115	190	-38,87	201,21	-41	53
Polytrichum form Asperulo-Fagetum sylvatici (Dr		3,6523	6,1003	11	56	11	30	0,25	0,38	10	28	115	190	-38,87	201,21	-41	53
Polytrichum form Athyrio-Alnetum glutinosae TX.		3,7611	6,3088	12	70	11	26	0,38	0,6	8	16	140	190	-49,5	2,15	-41	53
Polytrichum form Lysimachio-Quercetum roboris		3,3451	5,7771	4	42	13	50	0,28	0,5	10	21	120	190	-54,88	60,25	-41	53
Polytrichum form Maianthemo-Fagetum sylvatici		3,2967	3,9883	3	16	13	30	0,22	0,38	11	23	150	190	-26,36	23,67	-41	53
Polytrichum form Maianthemo-Fagetum sylvatici		3,2967	3,9883	3	16	13	30	0,22	0,38	11	23	150	190	-26,36	23,67	-41	53
Polytrichum form Maianthemo-Fagetum sylvatici		3,2967	3,9883	3	16	13	30	0,07	0,38	11	23	150	190	-26,36	23,67	-41	53
Polytrichum form Carici piluliferae-Fagetum sylv		3,2967	4,0768	3	18	18	36	0,04	0,38	10	23	115	190	-38,87	73,97	-41	53
Polytrichum form Carici piluliferae-Fagetum sylv		3,2967	3,8448	3	14	18	36	0,04	0,38	10	23	115	190	-38,87	73,97	-41	53
Polytrichum form Vaccinio myrtilli-Fagetum sylv		3,2967	4,0768	3	18	26	36	0,04	0,38	11	23	115	165	-37,66	59,18	-41	53
Polytrichum form Vaccinio myrtilli-Fagetum sylv		3,2967	3,8448	3	14	26	36	0,04	0,38	11	23	115	165	-37,66	59,18	-41	53
Polytrichum form Dicrano-Fagetum sylvatici PASS		3,2967	3,8448	3	14	18	36	0,04	0,42	10	23	115	190	-38,87	106,52	-41	53
Polytrichum form Quercu roboris-Pinetum sylvest		3,6792	4,5792	11	25	18	30	0,22	0,37	8	21	140	170	-49,5	47,34	-41	53
Polytrichum form Luzulo luzuloides-Fagetum (typ		3,2967	4,7128	3	26	18	36	0,1	0,38	10	40	145	170	-38,87	186,55	-41	53
Polytrichum form Luzulo-Fagetum (Carex brizoides		3,4443	4,7128	6	26	18	30	0,33	0,42	12	28	115	165	-28,11	86,75	-41	53
Polytrichum form Luzulo-Fagetum sylvatici (Convi		3,2967	4,7128	3	26	18	36	0,1	0,38	11	40	145	165	-37,66	186,55	-41	53
Polytrichum form Luzulo-Fagetum sylvatici (Athy		3,2967	4,7128	3	26	18	30	0,33	0,38	12	28	145	190	-28,11	94,55	-41	53
Polytrichum form Luzulo-Abieto-Fagetum (typ. Su		3,2967	4,7128	3	26	18	36	0,1	0,42	12	32	115	155	-23,67	59,31	-41	53
Polytrichum form Luzulo-Abieto-Fagetum sylvatic		3,2967	4,7128	3	26	18	36	0,1	0,42	12	32	115	155	-23,67	59,31	-41	53
Polytrichum form Luzulo-Abieto-Fagetum sylvatic		3,2967	4,7128	3	26	18	36	0,32	0,42	14	32	115	155	-20,85	59,31	-41	53
Polytrichum form Calamagrostio arundinaceae-Ak		3,2967	4,7128	3	26	18	30	0,1	0,4	12	23	115	140	-23,67	59,31	-41	53
Polytrichum form Fago-Piceetum REINHOLD 1939		3,2967	4,3848	3	22	26	30	0,32	0,42	12	23	115	140	-23,67	59,31	-41	53
Polytrichum form Calamagrostio arundinaceae-Qt		3,3208	4,0768	4	18	18	36	0,13	0,32	10	21	145	170	-43,45	44,38	-41	53

Dabei werden die ökologischen Nischen der Arten als unscharfe Mengen gebildet, indem als untere Spanngrenze (Minimum) das 10er Perzentil aller unteren Spannenwerte und als obere Spanngrenze (Pessimum) das 90er Perzentil aller oberen Spanngrenzen der Gesellschaften, in denen die Art vorkommt, angesetzt wird.

Der Grad der unscharfen Relation wird bestimmt durch eine Möglichkeits-Verteilungsfunktion des Pflanzenvorkommens in Abhängigkeit von einem oder mehreren Standortfaktoren in einem relativen Wertebereich von 0 bis 1 wie folgt:

$$\mu_I(x) \in \mathbb{R}; x \in \mathbb{R}^n$$

$$x \in G \text{ wenn } (x_1 \in G_1) \wedge (x_2 \in G_2) \wedge (x_3 \in G_3) \wedge \dots \wedge (x_n \in G_n)$$

wobei:

- μ_I = Möglichkeitswert der Existenz einer Pflanzenart
- x = Vektor der Standortfaktoren ($x_1, \dots, x_n$)
- G = Menge der für eine Pflanzenart geeigneten Standorte
- x_i = ein Standortfaktor
- G_i = Menge der für eine Pflanzenart geeigneten Werte des Standortfaktors x_i
- n = Anzahl der Standorteigenschaften.

Diese Definition entspricht der Definition der ökologischen Nische nach Hutchinson (in: Burrows 1990 und Shugart 1984), der die ökologische Nische als n–dimensionales Hypervolumen im funktionalen Raum der Standortfaktoren sieht. Whittaker (in Ellenberg 1996) und Burrows (1990) unterschieden zwischen der fundamentalen und der realisierten Nische.

Die fundamentale Nische entspricht dem Hypervolumen, d. h. einer mehrdimensionalen Nische, das durch die unscharfen Bedingungen der Anpassung einer Art an exogene Faktoren definiert ist, ohne die Einschränkungen, die durch Konkurrenz mit anderen Arten entstehen. Die fundamentale Nische ist somit durch die physiologischen und genetisch festgelegten Eigenschaften der Art bestimmt und nur sehr langsam im Rahmen der Evolution veränderbar.

Die realisierte (=ökologische) Nische ergibt sich aus den sozialen Eigenschaften der Arten und wird nicht nur von der Konkurrenzstärke einer Art, sondern auch durch ihre Reproduktionsbedingungen im Vergleich mit anderen Arten, durch Kooperations- und Koexistenzverhältnisse in der Pflanzengesellschaft bestimmt.

Während die ökologische Nische von den meisten Autoren mit einer Art Glockenkurve gekennzeichnet wird, hat die Erfahrung bei der Auswertung von Standort- und Vegetationskartierungen gezeigt, dass Pflanzenarten ein Optimum-Plateau aufweisen und nicht nur einen Optimum-Punkt. Deshalb verwendet das BERN-Modell zur Beschreibung der ökologischen Nischen eine Trapezform mit den 4 Eckpunkten: Minimum (10er Perzentil aller Messdaten), Minimum des Optimumplateaus, Maximum des Optimumplateaus, Pessimum (90er Perzentil). Bei Aufnahme neuer Standort-Pflanzen-Paare in die Datenbank kann sich die Nische einer Art aufweiten, wenn die neuen Daten außerhalb der schon existierenden Spanne aus Standort-Pflanzen-Paaren und Referenzwerten der BÜK1000N liegen. Dieser Vorgang erfolgt datenbanktechnisch automatisiert, sobald ein neues Standort-Pflanzen-Paar eingegeben wird. Auch alle anderen resultierenden Parameter (z.B. $BS_{crit(bdiv)}$, $CN_{crit(bdiv)}$, $[N]_{crit(bdiv)}$) berechnen sich automatisch neu.

Für die Bestimmung der Spannengrenzen des Optimumplateaus werden nur die Nischenspannen der Gesellschaften einbezogen, in denen die Art höchstens und/oder als Charakterart sowie mit einem Deckungsgrad über 1% vorkommt (vgl. Abbildung 23). Somit ergibt sich die Optimum-Spanne für die Art aus dem kleinsten unteren Spannenwert (Optimum-Minimum) und dem höchsten oberen Spannenwert (Optimum-Maximum) dieser Gesellschaften (vgl. Abbildung 24).

Abbildung 23: Datenbank-Tabelle aus BERN4 (Auszug) mit der Zuordnung einer Art zu allen sie enthaltenden Pflanzengesellschaften, mit der Angabe des Deckungsgrades (%) und ob die Art in der Gesellschaft hochstet oder als Charakterart vorkommt (am Beispiel der Art *Polytrichum formosum*)

Ges_Name	Art_Name	Charakterart	Ist_hochstet	Bedeckungs
Betulo-Quercetum petraeae (GAUME 1924) TX. 1937	Polytrichum formosum	Falsch	Wahr	5
Blechno-Fagetum moesiaceum HORVÁT 1950	Polytrichum formosum	Falsch	Wahr	5
Calamagrostio arundinaceae-Quercetum petraeae SCAM	Polytrichum formosum	Falsch	Wahr	5
Calamagrostio villosae-(Abieto-)Fagetum sylvatici Mikus	Polytrichum formosum	Falsch	Wahr	5
Calamagrostio villosae-Piceetum (Barbilophozia-Subass	Polytrichum formosum	Falsch	Wahr	5
Calamagrostio villosae-Piceetum (typ. Subass.) VOLK 19	Polytrichum formosum	Falsch	Wahr	5
Calamagrostio villosae-Piceetum (Vacc. vitis-idaea-Suba	Polytrichum formosum	Falsch	Wahr	5
Carici piluliferae-Fagetum sylvatici (Mnium-Subass.) PA	Polytrichum formosum	Falsch	Wahr	5
Carici piluliferae-Fagetum sylvatici (typ. Subass.) PASS.	Polytrichum formosum	Falsch	Wahr	5
Castaneo-Fagetum sylvatici MARINCEK 1980	Polytrichum formosum	Falsch	Wahr	5
Dactylido-Quercetum roboris PASS. 1962	Polytrichum formosum	Falsch	Wahr	5
Homogyno alpinae-Piceetum ZUKRIGL 1973	Polytrichum formosum	Falsch	Wahr	5
Luzulo-Abieto-Fagetum sylvatici (Vaccinio myrtillus-Sub	Polytrichum formosum	Falsch	Wahr	5
Lysimachio-Quercetum roboris SCAM. et PASSARGE 1959	Polytrichum formosum	Falsch	Wahr	5
Maianthemo-Fagetum sylvatici (Calamagrostis-Subass.)	Polytrichum formosum	Falsch	Wahr	5
Maianthemo-Fagetum sylvatici (Poa nemoralis-Subass.)	Polytrichum formosum	Falsch	Wahr	5
Maianthemo-Fagetum sylvatici (typ. Subass.) PASS. 1959	Polytrichum formosum	Falsch	Wahr	5
Mnio-Fagetum PASSARGE 1966	Polytrichum formosum	Falsch	Wahr	5
Vaccinio myrtilli-Fagetum sylvatici (Mnium-Subass.) PA	Polytrichum formosum	Falsch	Wahr	5
Vaccinio myrtilli-Fagetum sylvatici (typ. Subass.) PASS. 1	Polytrichum formosum	Falsch	Wahr	5
Vaccinio myrtilli-Piceetum TX. 1955	Polytrichum formosum	Falsch	Wahr	5
Vaccinio-Abietetum (Leucobryum-Subass.) OBERD. 1957	Polytrichum formosum	Falsch	Wahr	5
Vaccinio-Abietetum (typ. Subass.) OBERDORFER 1957	Polytrichum formosum	Falsch	Wahr	5
Luzulo-Abietetum (Athyrum-Subass.) OBERD. 1957	Polytrichum formosum	Falsch	Wahr	10
Betulo-Quercetum petraeae (Molinia-Subass.) TÜXEN 19	Polytrichum formosum	Falsch	Wahr	15
Dicrano-Fagetum sylvatici PASS. et HOFM. 1965	Polytrichum formosum	Falsch	Wahr	15
Fago-Piceetum REINHOLD 1939	Polytrichum formosum	Falsch	Wahr	15
Luzulo-Abieto-Fagetum (typ. Subass.) HARTM. et JAHN 1	Polytrichum formosum	Falsch	Wahr	25
Illici-Fagetum sylvatici BR.-BL. 1967	Polytrichum formosum	Falsch	Wahr	30
Luzulo-Fagetum sylvatici (Athyrum filix-femina-Subass.	Polytrichum formosum	Falsch	Wahr	30
Luzulo luzuloides-Fagetum (typ. Subass.) MEUSEL 1937	Polytrichum formosum	Wahr	Wahr	35
Luzulo-Fagetum (Carex brizoides-Subass.) MEUSEL 1937	Polytrichum formosum	Falsch	Wahr	35
Galio rotundifolii-Abietetum WRABER 1959	Polytrichum formosum	Falsch	Wahr	40
Luzulo-Abietetum (typ. Subass.) OBERD. 1957	Polytrichum formosum	Falsch	Wahr	40
Luzulo-Fagetum sylvatici (Convallaria majalis-Subass.) N	Polytrichum formosum	Falsch	Wahr	40
Molinio-Fagetum sylvatici SCAM. 1959	Polytrichum formosum	Falsch	Wahr	40
Luzulo-Abieto-Fagetum sylvatici (Dryopteris-Subass.) H	Polytrichum formosum	Falsch	Wahr	50
Genisto tinctoriae-Quercetum (petraea) KLIKA 1932	Polytrichum formosum	Falsch	Wahr	70

Abbildung 24: Datenbank-Tabelle aus BERN4 (Auszug) mit den Optimum-Spannen für die Nischen des pH-Wertes, der Basensättigung und des C/N-Verhältnisses der Arten (am Beispiel der Art *Polytrichum formosum*)

Art	Name	pHoptmin	pHoptmax	BSoptmin	BSoptmax	CNoptmin	CNoptmax
332	Polytrichum commune	3,2967	4,7	3	39	22	32
174	Polytrichum formosum	3,2967	6,0183	3	60	15	32
377	Polytrichum piliferum	3,2967	4,8151	3	28	18	31

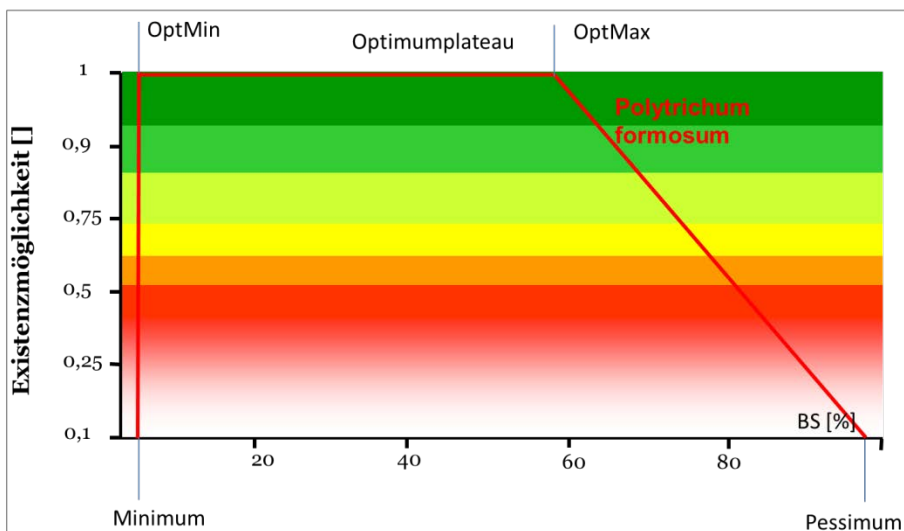
Die gesamte unscharfe ökologische Nische einer Art ergibt sich aus der Gesamtspanne (von Minimum bis Pessimum), ergänzt mit der Optimum-Spanne (Optimum-Minimum bis Optimum-Maximum) (vgl. Abbildung 25).

Abbildung 25: Datenbank-Tabelle aus BERN4 (Auszug) mit den (unscharfen) Gesamtspannen sowie den Optimum-Spannen für die Nischen des pH-Wertes, der Basensättigung und des C/N-Verhältnisses der Arten (am Beispiel der Art *Polytrichum formosum*)

Art	Name	pH_min	pH_Opt_mil	pH_Opt_ma	pH_max	BS_min	BS_Opt_mil	BS_Opt_ma	BS_max	CN_min	CN_Opt_mil	CN_Opt_ma	CN_max
332	<i>Polytrichum commune</i>	3,2967	3,2967	4,7	5,2	3	3	39	48	22	22	32	60
174	<i>Polytrichum formosum</i>	3,2967	3,2967	6,0183	7,8	3	3	60	99	15	15	32	60
377	<i>Polytrichum piliferum</i>	3,2967	3,2967	4,8151	6,0592	3	3	28	54	15	18	31	31

Die ökologische Nische einer Art lässt sich nun als Möglichkeitsfunktion für ihre Existenz in Abhängigkeit von den Standortparametern darstellen (vgl. Abbildung 26).

Abbildung 26: Diagramm der Möglichkeitsfunktion einer Art hinsichtlich eines Standortfaktors am Beispiel der Basensättigung für die Art *Polytrichum formosum*



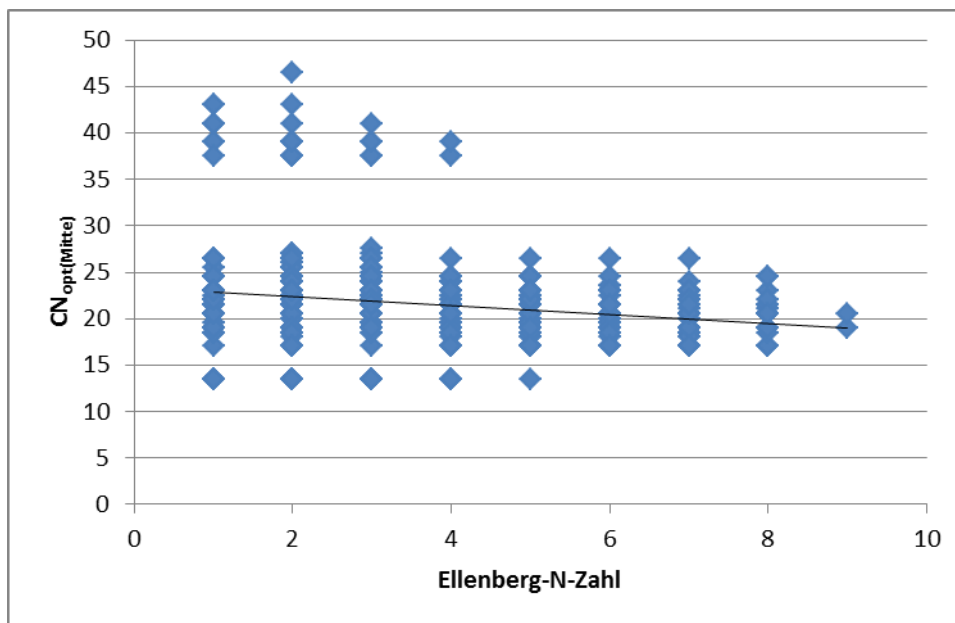
Vergleich der ökologischen Nischen mit Ellenberg-Zeigerwerten

Ellenberg-Zeigerwerte (Ellenberg et al. 2001) für die Mineralstickstoffversorgung während der Vegetationszeit (im Folgenden: „N-Zahl“) und für die Bodenreaktion (im Folgenden: „R-Zahl“) sind für Pflanzenarten angegeben, nicht für Pflanzengesellschaften. Deshalb mussten in diesen Vergleich die hochsteten und Charakterarten der Pflanzengesellschaften, für die Critical Loads ermittelt worden sind, eingestellt werden. Davon haben aber nicht alle Arten konkrete N-Zahlen bzw. konkrete R-Zahlen. Den übrigen Arten ist von Ellenberg ein X zugewiesen, was „indifferent“ bedeutet, so dass diese Arten nicht in den Vergleich einbezogen werden konnten.

Die Ellenberg-Zahlen stellen den Vorkommensschwerpunkt einer Art innerhalb der ökologischen Nische der Art dar.

Die Gegenüberstellung von N-Zahlen und den Mittelwerten des Optimumbereiches der ökologischen Nische hinsichtlich des C/N-Verhältnisses der vergleichbaren Arten ergibt eine breite Streuung (vgl. Abbildung 27). Ein Trend zunehmender N-Zahlen bei abnehmendem $C/N_{\text{opt(Mitte)}}$ ist zwar erkennbar, der Korrelationskoeffizient beträgt aber nur -0,23 und ist damit als gering signifikant einzustufen.

Abbildung 27: C/N-Mittelwert des Optimumplateaus der ökologischen Nische der Arten (aus BERN4) versus N-Zahl (Ellenberg et al. 2001)



Dieses Ergebnis war zu erwarten und wird bestätigt durch eine Vielzahl diesbezüglicher Vergleichsstudien. So weisen Thomson et al. (1993), Hill u. Carey (1997) und andere nach, dass bisher keine Entsprechung der Skalenwerte für die N-Zahl in messbaren Standortparametern gefunden wurde. Schaffers u. Sykora (2000) konnten nur eine schwache Korrelation mittlerer N-Zahlen verschiedener Bestände mit entsprechenden Bodenparametern feststellen.

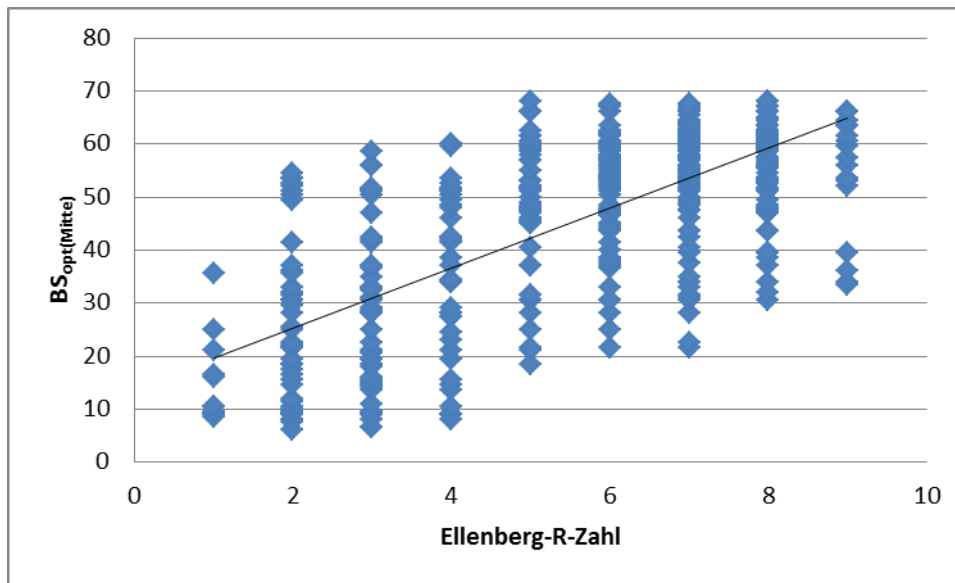
De Vries et al. (2007, S. 49f) verglichen die Stickstoffverfügbarkeit im Boden mit den Ellenberg-Stickstoff-Zahlen auf einem indirekten Weg (n=266). Sie kommen zu der Schlussfolgerung: „Based on direct measurements such as C/N and N concentration in soil solution no satisfactory relation could be found“ (sinngemäße Übersetzung: Auf Grundlage direkter Messungen des C/N-Verhältnisses und der Stickstoffkonzentration in der Bodenlösung konnte keine zufrieden stellende Beziehung (zu den Ellenbergzahlen) gefunden werden).

Ellenberg selbst sieht die Zuordnung von Stickstoffzahlen auch weiterhin als einen „Versuch“ an (in Ellenberg et al. 2001, S. 18). Er weist darauf hin, dass man die N-Zahlen als Ausdruck für die allgemeinen Ernährungsbedingungen werten darf, soweit diese durch die Intensität des Abbaus organischer Substanzen im Boden gegeben sind. Zum Beispiel in organogenen beziehungsweise humusreichen Böden kennzeichnet die N-Zahl nicht den Gehalt an Stickstoff, der im Humus besonders hoch ist, sondern die allgemeine Verfügbarkeit aller essentiellen Nährstoffe.

Auch bestehen z. T. deutliche multiple Korrelationen mehrerer Standortfaktoren auf die ökologische N-Nische einer Art. Zum Beispiel treten viele Arten mit hohen N-Zahlen zugleich vermehrt an lichtbegünstigten Standorten auf. Sie können so die mittleren N-Zahlen erhöhen, ohne dass dies den realen Nährstoffverhältnissen entsprechen würde (Karrer 1992).

Die Gegenüberstellung von R-Zahlen mit den Mittelwerten der ökologischen Nischen hinsichtlich Basensättigung fällt mit einem Korrelationskoeffizienten von 0,72 deutlich signifikant aus (vgl. Abbildung 28).

Abbildung 28: BS-Mittelwert des Optimumplateaus der ökologischen Nische der Arten (aus BERN4) versus R-Zahl (Ellenberg et al. 2001)



De Vries et al. (2007, S. 49) haben die Korrelation des pH-Wertes mit der R-Zahl getestet ($n=2759$) und ein Bestimmtheitsmaß von 0,54 ermittelt. Da zwischen Basensättigung und pH-Wert an Standorten im harmonischen Fließgleichgewicht eine hoch signifikante Korrelation besteht, ist dieser Zusammenhang zwischen pH-Wert und R-Zahl auch auf den Zusammenhang zwischen Basensättigung und R-Zahl übertragbar.

6.4.6 Ermittlung der Möglichkeitsfunktion einer Pflanzengesellschaft

Es ist schier unmöglich, jemals alle Fundorte einer Pflanzengesellschaft zu erfassen. Aber selbst wenn dies gelänge, ist immer noch nicht die Gewähr dafür gegeben, dass diese Fundortsammlung dann alle Standorttypen enthält, auf denen die Gesellschaft möglicherweise vorkommen könnte. So sind wahrscheinlich heute typische Standorte z. B. einer naturnahen Laubwaldgesellschaft weitestgehend durch standortfremde Nadelforsten ersetzt worden und daher als Fundort der Laubwaldgesellschaft nicht mehr identifizierbar. Während also die Ermittlung der realisierten Nische einer Gesellschaft nur die Standortparameter ihrer bereits bekannten Fundorte widerspiegelt, kann der Bereich der Existenzmöglichkeit der Gesellschaft darüber hinausgehen.

Die Möglichkeitsfunktion wird aus dem Vorkommen ihrer hochsteten und Charakter-Arten, die einen Deckungsgrad über 1% in der Gesellschaft aufweisen, hergeleitet. Da die Arten zumeist in mehreren Gesellschaften vorkommen, wird ihr Standortspektrum auf der Basis von weit mehr Fundorten erfasst. Dementsprechend breit sind ihre mit dem BERN-Modell ermittelten ökologischen Nischen. Erst aus dem Verschnitt der ökologischen Nischen der dominanten hochsteten und Charakter-Arten ergibt sich dann die Möglichkeitsfunktion einer Pflanzengesellschaft.

Die Möglichkeitsfunktion für Pflanzengesellschaften in ihrer Abhängigkeit von den Standortfaktoren wurde wie folgt berechnet: Zunächst mussten die Zugehörigkeitsfunktionen ihrer dominanten hochsteten und Charakterarten miteinander verknüpft werden.

Die Verknüpfung der Zugehörigkeitsfunktionen der Arten wurde so gewählt, dass das Möglichkeitsfeld der Pflanzengesellschaft dort die höchsten Werte annimmt, wo die meisten der diagnostischen Arten der Pflanzengesellschaft ihre höchsten Möglichkeitswerte haben. Vereinzelt niedrige Werte sollen die Möglichkeit der Pflanzengesellschaft nur geringfügig verringern. Dies ist deshalb sinnvoll, weil es eine Vielzahl von Pflanzengesellschaften z. B. auf Extremstandorten gibt, deren hochstete Arten in dieser Gesellschaft keine 100%ige Existenzmöglichkeit haben, aber dennoch ist die Gesellschaft an dem für sie typischen Standort diejenige Gesellschaft mit der höchsten Existenzmöglichkeit.

Ein Beispiel hierfür ist das *Empetro nigri-Pinetum sylvestris*, eine lückige Kiefernwaldgesellschaft auf Küstendünen mit wuchsschwachen windflüchtigen Kiefern und schütterer Heidekraut-Schicht.

Da aber solche Verknüpfungen für unscharfe Mengen sinnvoll sind, die zu hohen Existenzmöglichkeitsgraden einer Gesellschaft führen, auch wenn nicht alle ihrer hochsteten Arten ihr Optimum an dem typischen Standort der Gesellschaft entfalten können, wurde ein sogenannter kompensatorischer Operator, und zwar der nicht-konvexe algebraische Gamma-Operator A_γ ausgewählt (Nagel et al. in UBA-Texte 08/2010).

$$A_\gamma(x_1, x_2, \dots, x_n) = \left(\prod_{i=1}^n x_i \right)^\gamma \left(1 - \prod_{i=1}^n (1 - x_i) \right)^{1-\gamma}$$

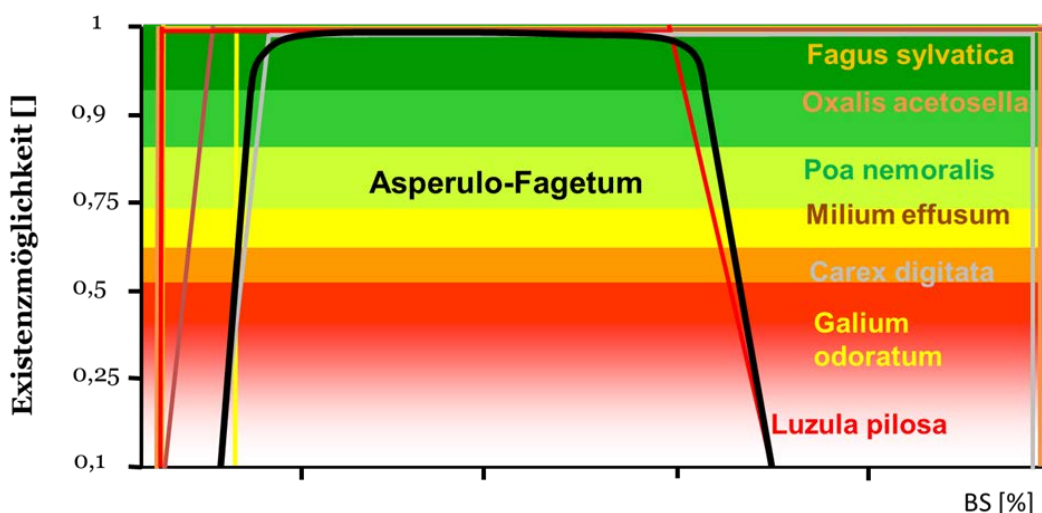
Für diesen Operator sprachen die folgenden Gründe:

- ▶ Der Operator ist, im Gegensatz zu vielen anderen, auf mehr als zwei unscharfe Bedingungen anwendbar.
- ▶ Wenn eine unscharfe Menge den Wert 0 annimmt, ist das Ergebnis 0. Das heißt, wenn eine konstante Art der Pflanzengesellschaft nicht existieren kann, kann, per definitionem auch die Pflanzengesellschaft nicht existieren.
- ▶ Die Verknüpfung konvexer Fuzzymengen ergibt wieder eine konvexe Fuzzymenge.
- ▶ Durch den Parameter A_γ ist die Stärke der Abhängigkeit der Gesellschaft von dem Möglichkeitswert einer konstanten Art einstellbar. Für die BERN-Modellierung wurde er auf 0,9 gesetzt.

Für die Berechnung der Möglichkeitsfunktion der Pflanzengesellschaft in Abhängigkeit von einem Standortparameter werden alle anderen Standortfaktoren, die zur Berechnung der Möglichkeitsfunktion der Pflanzengesellschaften einbezogen werden (Vegetationszeitlänge, Kontinentalitätsindex, Feuchtegehalt, Strahlungsenergie, Temperatur), auf Optimum gesetzt (vgl. Abbildung 29).

Für die Existenzmöglichkeit einer Gesellschaft in Abhängigkeit von allen 8 hochsignifikanten Standortparametern wird eine multiple Möglichkeitsfunktion angewendet.

Abbildung 29: Prinzipskizze der Möglichkeitsfunktionen der dominanten hochsteten und Charakter-Arten (farbige Trapeze) und der resultierenden Möglichkeitsfunktion der Pflanzengesellschaft in Abhängigkeit von einem Standortparameter (schwarze Kurve), hier am Beispiel des *Asperulo-Fagetum sylvatici* (typ. Subass.) Mayer 1964 em. Scamoni 1967 in Beziehung zur Basensättigung



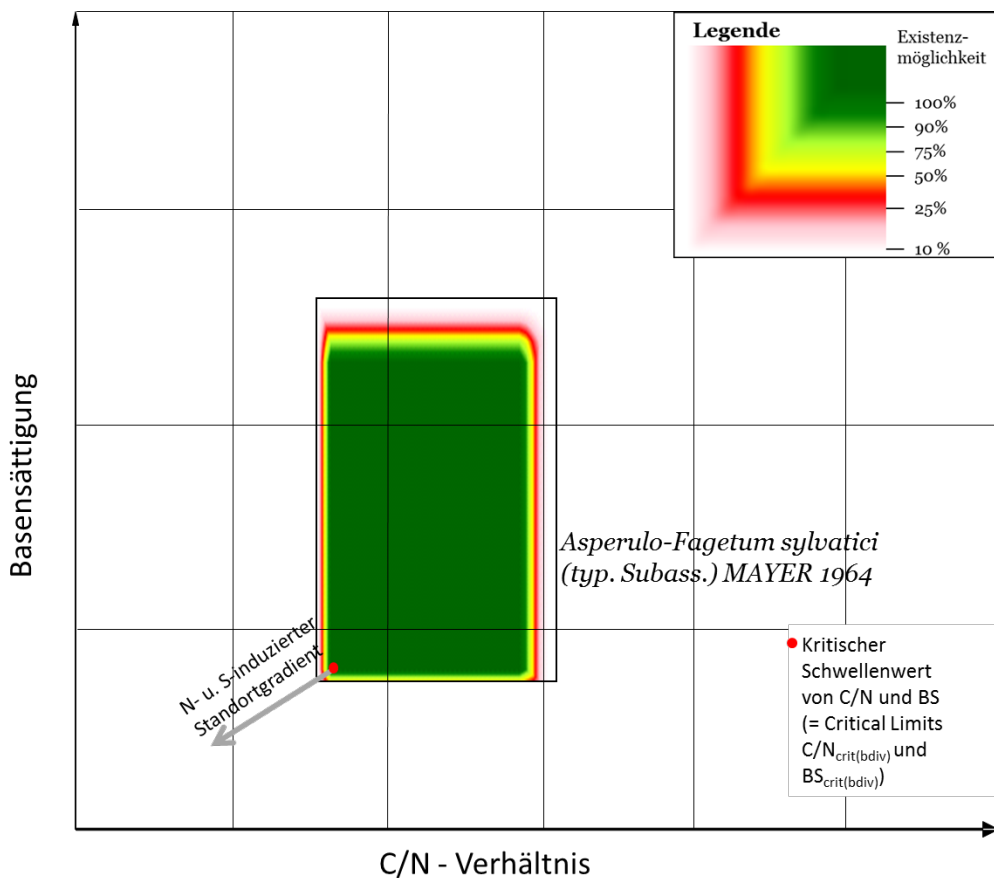
6.4.7 Ableitung von vegetationsspezifischen Critical Limits aus den Möglichkeitsfunktionen der Pflanzengesellschaften mit dem BERN4-Modell

6.4.7.1 Biodiversitätsbezogene Limits $C/N_{crit(bdiv)}$ und $BS_{crit(bdiv)}$

Für die Ermittlung von Critical Loads für Stickstoff- und Schwefelverbindungen, die für den Erhalt bzw. Wiederherstellung der potenziell möglichen Biodiversität zumindest eingehalten werden sollten, sind die Standortparameter C/N und Basensättigung von besonderem Interesse. Da die Stickstoff- und Schwefeldepositionen sich verändernd auf diese Bodenparameter auswirken, werden als vegetations-spezifische Schwellenwerte das kritische C/N-Verhältnis ($C/N_{crit(bdiv)}$) und die kritische Basensättigung ($BS_{crit(bdiv)}$) für jede Pflanzengesellschaft bestimmt, bei dem die Pflanzengesellschaft gerade noch ohne Verlust der typischen Biodiversität existieren kann. Als typische Biodiversität wird die Artenliste der diagnostischen Arten der Gesellschaft, d. h. die Charakter- und hochsteten Begleitarten definiert, wie sie in der BERN4-Datenbank in Auswertung der veröffentlichten Stetigkeitstabellen enthalten sind.

$C/N_{crit(bdiv)}$ und $BS_{crit(bdiv)}$ der Pflanzengesellschaften werden dort angesetzt, wo der stickstoff- und schwefelinduzierte Standortgradient den Optimumbereich der Pflanzengesellschaft verlässt (vgl. Abbildung 30). Dieser Gradient weist unterhalb des Optimumbereichs auf ein zunehmendes Nährstoffungleichgewicht hin. Beide Critical Limits ergeben sich aus dem höchsten unteren Optimumwert aller diagnostischen Arten der Gesellschaft mit >1% Deckung. Das heißt, die empfindlichste diagnostische Art bestimmt mit ihrer (engen) ökologischen Nische die Critical Limits der Gesellschaft.

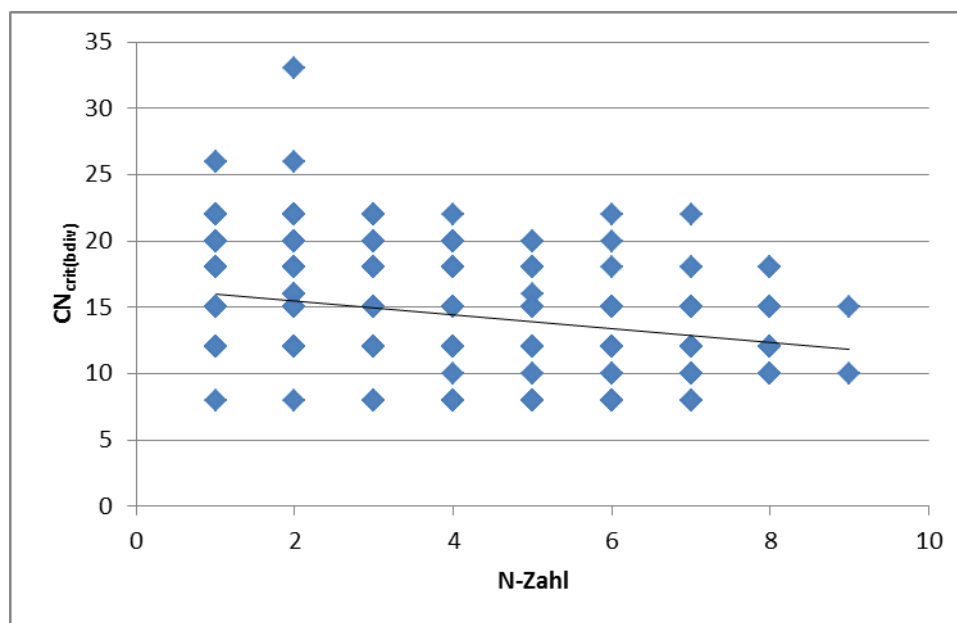
Abbildung 30: Prinzipskizze für die Berechnung von Critical Limits aus der Möglichkeitsfunktion der Pflanzengesellschaft, hier am Beispiel der Critical Limits $C/N_{crit(bdiv)}$ und $BS_{crit(bdiv)}$ des *Asperulo-Fagetum sylvatici* (typ. Subass.) Mayer 1964 em. Scamoni 1967



Vergleich von $C/N_{crit(bdiv)}$ mit den Ellenberg-N-Zahlen

Die Gegenüberstellung von N-Zahlen und unteren Optimum-Spannungsgrenzen der C/N-Nischen ($=C/N_{crit(bdiv)}$) der vergleichbaren Arten ergibt eine breite Streuung (vgl. Abbildung 31). Ein Trend zunehmender N-Zahlen bei abnehmendem $C/N_{crit(bdiv)}$ ist zwar erkennbar, der Korrelationskoeffizient beträgt aber nur -0,31 und ist damit als gering signifikant einzustufen.

Abbildung 31: $C/N_{crit(bdiv)}$ versus N-Zahl (Ellenberg et al. 2001)

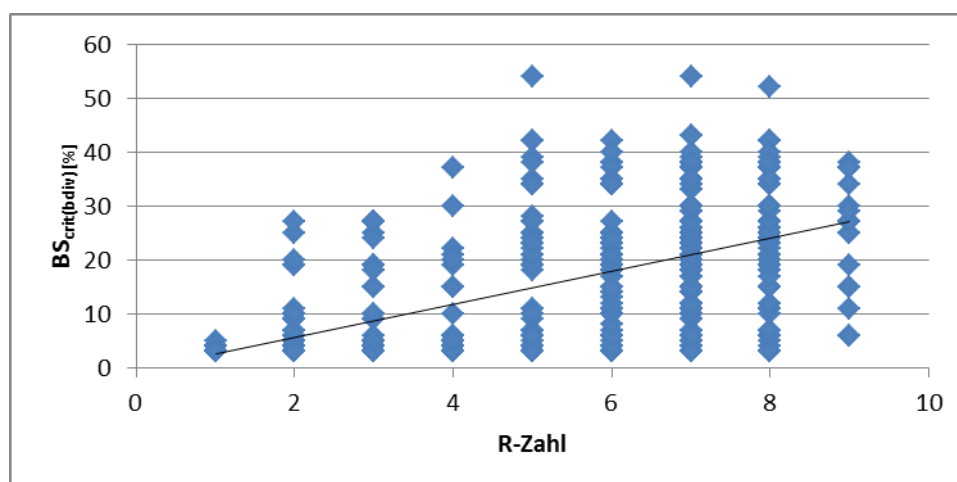


Wie beim Vergleich der C/N-Mittelwerte des Optimumplateaus war dieses Ergebnis auch für die unteren C/N-Optimumsgrenzen zu erwarten, denn die Ellenberg-N-Zahlen sind keine verlässlichen Zeigerwerte für den Stickstoff-Status.

Vergleich von $BS_{crit(bdiv)}$ mit den Ellenberg-R-Zahlen

Die Gegenüberstellung von R-Zahlen und unteren BS-Optimum-Spannungsgrenzen ($=BS_{crit(bdiv)}$) der vergleichbaren Arten ergibt ebenfalls eine breite Streuung (vgl. Abbildung 32). Ein Trend zunehmender R-Zahlen bei zunehmendem $BS_{crit(bdiv)}$ ist deutlich erkennbar, der Korrelationskoeffizient ist mit 0,56 als ausreichend signifikant einzustufen.

Abbildung 32: $BS_{crit(bdiv)}$ versus R-Zahl (Ellenberg et al. 2001)



6.4.7.2 Biodiversitätsbezogenes Limit $[N]_{crit(bdiv)}$

In die Massenbilanzgleichung (SMB) des Critical Loads für Biodiversität zur Begrenzung des N-Eintrags geht die für die Vegetation kritische N-Konzentration im Bodenwasser des durchwurzelten Bodens ($[N]_{crit(bdiv)}$) ein (vgl. Kap. 6.4.7). Entsprechend der neuen Aufgabenstellung des Call for Data 2016/17 wurde auf der Basis repräsentativer originaler Messdaten aus der BÜK1000N-Profildatenbank (BGR 2014a) ein neues Verfahren für die Ermittlung der kritischen N-Konzentration zum Schutz der Biodiversität entwickelt.

Die untere Spannungsgrenze der Nische des C/N-Verhältnisses für die Gesellschaft bezeichnet den Wert, an dem alle diagnostischen (=gesellschaftsbestimmenden) Arten gerade noch eine 100%ige Existenzmöglichkeit haben (vgl. Kap. 6.4.7.1). Jedoch ist dieses kritische C/N-Verhältnis kein Term der SMB-Formeln für N-Einträge. Aber aus der kritischen unteren Spannungsgrenze des gesellschaftstypischen C/N-Verhältnisses kann eine kritische N-Konzentration im Sickerwasser wie folgt abgeleitet werden:

$$[N]_{crit(bdiv)} = \frac{N_{min(crit)}}{\theta \cdot z}$$

mit:

$[N]_{crit(bdiv)}$ = kritische Konzentration von Stickstoff im Bodenwasser des Wurzelraumes im langfristigen Jahresdurchschnitt [kg N m^{-3} Wasser]

$N_{min(crit)}$ = kritischer Gehalt an mineralischem N am Standort der Pflanzengesellschaft ($\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N}$) im langfristigen Jahresdurchschnitt [kg N m^{-2}]

θ = Wassergehalt im Wurzelraum [m^3 Wasser m^{-3} Boden] (ergibt sich aus dem bodenartabhängigen Wassergehalt bei einer Saugspannung von 4,2 in jedem Horizont des Referenzbodenprofils der BÜK1000N (nach KA 5, S. 350), gemittelt über die Horizonte bis zur realen Tiefe des Wurzelraumes z)

z = reale Tiefe des Wurzelraums [m] (Minimum aus durchwurzelbarer Tiefe des Referenzbodenprofils der BÜK1000N und potenzieller Länge des Hauptwurzelbereiches der Dominanzarten der Gesellschaft)

$$N_{min(crit)} = N_{t(crit)} + N_{dep} - N_u - N_{de} - N_{org}$$

mit:

$N_{t(crit)}$ = kritischer Gesamtgehalt an Stickstoff in Boden und Wasser im langfristigen Jahresdurchschnitt [kg N m^{-2}]

N_{org} = Gehalt an organisch gebundenem Stickstoff im langfristigen Jahresdurchschnitt [kg N m^{-2}]

N_{dep} = N-Eintrag durch Deposition aus der Atmosphäre in der langfristigen Summe über 100 Jahre [kg N m^{-2}]

N_u = Aufnahme von Stickstoff in der erntbaren Biomasse in der langfristigen Summe über 100 Jahre [kg N m^{-2}]

N_{de} = N-Austrag durch Denitrifikation in der langfristigen Summe über 100 Jahre [kg N m^{-2}]

Zum Schutz der Biodiversität ist die Erhaltung eines Ökosystems im Gleichgewicht von Nährstoff-, Wasser- und Energiehaushalt notwendig, der die Existenz einer naturnahen Pflanzengesellschaft im Konkurrenzgleichgewicht der Populationen untereinander im ausgereiften Entwicklungsstadium ermöglicht. Unter Critical Load-Bedingungen soll der Gehalt an mineralisiertem N im langfristigen Mittel stabil auf dem ökosystemspezifischen idealtypischen Niveau bleiben. Unter Critical Load-Bedingungen darf aber auch ein unschädlicher N-Eintrag aus der Atmosphäre zugelassen werden. Allerdings darf

dieser Eintrag nur solange zu einer Akkumulation von N im Ökosystem führen, bis sich ein Gleichgewicht von N-Mineralisierungsrate und N-Austragsrate auf Dauer in den Gesellschaften eingestellt hat. Gleichzeitig sollte in naturnahen Ökosystemen auch der N-Entzug durch Biomasseernte und die Denitrifikation nicht zu einer Verknappung der N-Verfügbarkeit führen. Auch ein N-Mangel verändert das Ökosystem erheblich, was z.B. im Falle von Natura 2000-Lebensräumen nicht zulässig ist. Das heißt, im langjährigen Mittel (ca. über 100 Jahre) soll folgende Bedingung für naturnahe Ökosysteme gelten:

$$N_{dep} - N_u - N_{de} \rightarrow 0$$

Somit kann man die vorherige Formel wie folgt vereinfachen:

$$N_{\min(crit)} = N_{t(crit)} - N_{org}$$

mit:

$$N_{t(crit)} = \frac{C_{org}}{(C_{org} / N_t)_{crit}}$$

mit:

C_{org} = Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff im langfristigen Jahresdurchschnitt [kg C m⁻²]

$(C_{org}/N_t)_{crit}$ = kritisches C:N-Verhältnis, bei dem die Pflanzengesellschaft gerade noch optimal existieren kann; entspricht der unteren Spannungsgrenze $C/N_{crit(bdiv)}$ der ökologischen Nische für C/N aus der BERN4-Datenbank der Pflanzengesellschaften

$$C_{org} = \frac{OM \cdot \rho \cdot z}{f_{C/OM}}$$

mit:

OM = Anteil an organischer Substanz [%], (ergibt sich aus dem tiefenstufengewichteten Mittel der OM-Anteile in den Horizonten des Referenzbodenprofils der BÜK1000N)

$f_{C/OM}$ = Umrechnungsfaktor (entsprechend KA 5, S. 111 kann näherungsweise $f_{C/OM} \approx 1,72$ für mineralische Oberboden-Horizonte und $f_{C/OM} \approx 2$ für Torfe und Humusauflagen gesetzt werden)

ρ = Dichte des Bodens [g cm⁻³ = 1000 kg m⁻³], (ergibt sich aus dem tiefenstufengewichteten Mittel der Trocken-Rohdichte des Referenzbodenprofils der BÜK1000N in Verbindung mit KA 5, Tab. 21 u. 22)

$$N_{org} = N_{t(crit)} \cdot (1 - f_{min})$$

f_{min} = Faktor für den Anteil von N_{min} an N_t (abhängig vom Tongehalt des Bodens, N_{min} beträgt 5% von N_t bei hohem Tongehalt und 0,1% bei Tongehalt=0%; der Tongehalt ergibt sich als tiefenstufengewichtetes Mittel des Referenzbodenprofils der BÜK1000N, wobei die mittleren Tongehalte der Horizonte aus der Bodenart nach KA 5 Abbildung 17 auf S. 142 abgeleitet werden)

⁹ Der maximale Tongehalt liegt bei den Referenzbodenprofilen der BÜK1000N bei 72,5% ($f_{min}=0,05$). Der niedrigste Tongehalt liegt bei 0,1% ($f_{min}=0,00007$), dazwischen wird interpoliert.

Es ergeben sich für jede Pflanzengesellschaft oftmals mehrere Werte für $[N]_{crit(bdiv)}$, da die Gesellschaften auf mehreren Bodenformen vorkommen können. Deshalb wird für die CL-Berechnung das 90er Perzentil der Werte für diese Gesellschaft als zu verwendendes $[N]_{crit(bdiv)}$ festgesetzt. Mit dem 90er Perzentil können Unsicherheiten der Daten, die zu unrealistischen Extremwerten führen könnten, ausgeglichen werden.

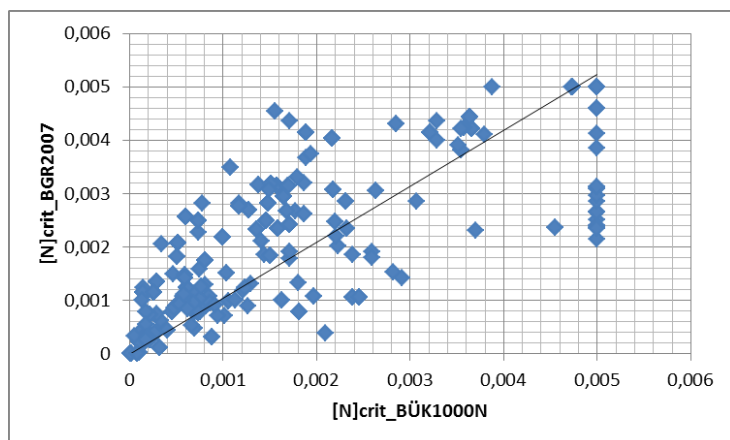
Die Berechnungsergebnisse von $[N]_{crit(bdiv)}$ für die 622 naturnahen bzw. halbnatürlichen Pflanzengesellschaften der BERN-Datenbank liegen zwischen $0,18 \text{ mg l}^{-1}$ (5-er Perzentil), $0,9 \text{ mg l}^{-1}$ (25-er Perzentil), $2,1 \text{ mg l}^{-1}$ (Median), $4,77 \text{ mg l}^{-1}$ (75-er Perzentil) und $7,88 \text{ mg l}^{-1}$ (95-er Perzentil).

Vergleich von $[N]_{crit(bdiv)}$ auf Basis der BÜK1000N (BGR 2014a) und nach BGR (2007)

Getestet wurde auch eine andere Möglichkeit der Berechnung. C_{org} kann auch direkt aus den Ergebnissen der deutschlandweiten Messkampagne der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR 2007) abgeleitet werden. Anhand der publizierten statistischen Kennwerte, differenziert nach Klimagebieten, Bodenausgangsgesteinsgruppe und Nutzung (BGR 2007, S. A10-A14) wurde eine Zuordnung der C_{org} -Median-Werte zu den entsprechenden Referenzstandortformen der 622 BERN-Gesellschaften durchgeführt.

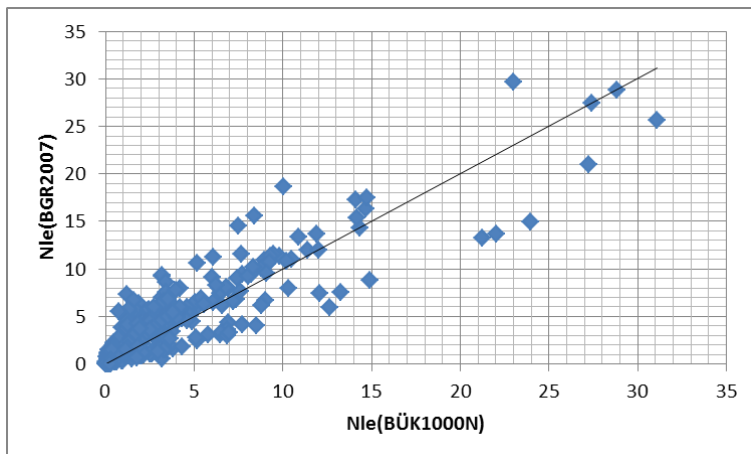
Die C_{org} -Gehalte aus beiden Quellen unterscheiden sich deutlich. So sind auch die Unterschiede der jeweils resultierenden $[N]_{crit(bdiv)}$ signifikant (vgl. Abbildung 33 und Tabelle 43). Dennoch besteht eine gute positive Korrelation. Die relativen Abweichungen betragen zwischen -77% (5er Perzentil) und +184% (95er Perzentil).

Abbildung 33: Vergleich der berechneten $[N]_{crit(bdiv)}$ auf Basis der Referenzprofil-Daten der BÜK1000N (BGR 2014a) und auf Basis der statistisch ausgewerteten Messdaten aus BGR (2007)



Der Einfluss der unterschiedlichen $[N]_{crit(bdiv)}$ auf die akzeptable Auswaschungsrate $N_{le(acc)}$ wird etwas nivelliert durch den Niederschlag, der in beiden Rechnungsvarianten gleich hoch eingeht (vgl. Abbildung 34 und Tabelle 43). Die positive Korrelation ist bereits sehr gut. Dennoch sind die Unterschiede noch signifikant.

Abbildung 34: Vergleich der berechneten $N_{le(acc)}$ auf Basis der Referenzprofil-Daten der BÜK1000N (BGR 2014a) und auf Basis der statistisch ausgewerteten Messdaten aus BGR (2007)



Der sich aus der Gesamtberechnung ergebende Critical Load für Stickstoff zum Schutz der Biodiversität, CLN_{max} , weist keine signifikanten Unterschiede mehr auf (vgl. Abbildung 35 und Tabelle 43). Die positive Korrelation ist hervorragend.

Abbildung 35: Vergleich der berechneten CLN_{max} auf Basis der Referenzprofil-Daten der BÜK1000N (BGR 2014a) und auf Basis der statistisch ausgewerteten Messdaten aus BGR (2007)

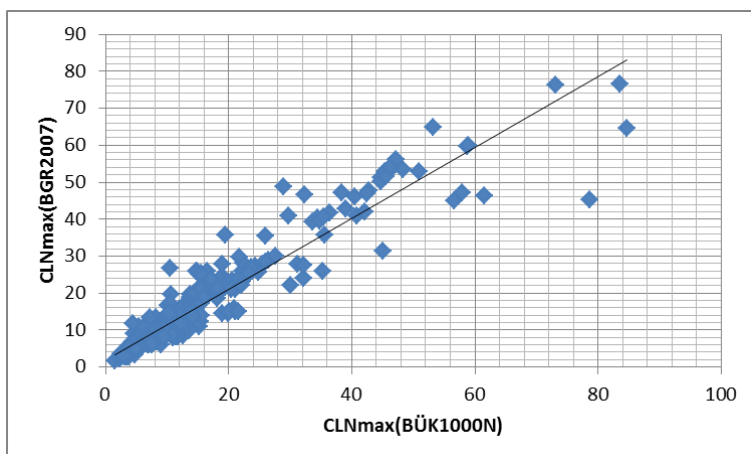


Tabelle 43: statistischer Vergleich der $[N]_{crit(bdiv)}$, der $N_{le(acc)}$ und der Critical Loads für den eutrophierenden N-Eintrag $CLN_{max(bdiv)}$, jeweils einerseits unter Berücksichtigung der C_{org} -Werte aus der BÜK1000N (BGR 2014a) oder andererseits aus den C_{org} -Messungen (BGR 2007) (n=423)

	$[N]_{crit_}$ BÜK1000N	$[N]_{crit_}$ BGR2007	$N_{le(acc)_}$ BÜK1000N	$N_{le(acc)_}$ BGR2007	$CLN_{max(bdiv)_}$ BÜK1000N	$CLN_{max(bdiv)_}$ BGR2007
	kg N ha ⁻¹ a ⁻¹					
5er Perz	0,0001	0,0001	0,1247	0,1768	3,14	3,32
25er Perz	0,0005	0,0009	0,5376	0,9884	5,59	6,30
Mittelwert	0,0015	0,0020	3,0648	3,8580	13,30	14,64
50er Perz	0,0012	0,0019	1,6832	2,6494	9,21	10,26
75er Perz	0,0019	0,0029	3,2582	5,3025	15,17	18,28
95er Perz	0,0050	0,0044	10,4535	11,5551	42,37	46,17
Standardabweichung	0,0014	0,0013	4,3507	4,2687	12,76	12,88
Pearson-Korrelationskoeffizient	0,74		0,89		0,95	
p-Wert (1-faktorelle ANOVA)	<0,001		0,008		0,129	
t-Wert	-14,543		-2,68		-1,52	

Die Verwendung der C_{org} -Werte nach BGR (2007) für die Berechnung von $[N]_{crit(bdiv)}$ führte zu deutlich höheren CLN_{max} . Im Sinne des konservativen Herangehens für den vorsorgenden Umweltschutz wurden die C_{org} (BGR2007)-Werte für die Berechnung von $[N]_{crit(bdiv)}$ deshalb nicht verwendet.

Vergleich von $[N]_{crit(bdiv)}$ mit $[N]_{crit_Manual}$ und $[N]_{crit_BAST}$

Die kritische N-Konzentration im Sickerwasser der durchwurzelten Bodenzone wurde für die Berechnung der Critical Loads zum Schutz der Biodiversität (CLN_{max}) im deutschen Datensatz 2016/17 erstmalig auf Basis der BERN4-Datenbank ermittelt, im Vergleich als $[N]_{crit(bdiv)}$ BERN4 bezeichnet.

Für die Berechnung des „klassischen“ Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge, im CFD 2016/2017 als $CL_{eut}N$ bezeichnet, wurden für $[N]_{crit}$ wie in den früheren deutschen CL-Datensätzen auch, die in der Tabelle V.5 des Mapping-Manuals (CLRTAP 2016) aufgelisteten Werte verwendet, in der Gegenüberstellung als $[N]_{crit_Manual}$ ausgewiesen.

Auch im Rahmen des Forschungsprojektes der Bundesanstalt für Straßenwesen (BAST) zur Bestimmung von Critical Loads für FFH-Lebensraumtypen (BMVBS 2013) wurden $[N]_{crit}$ nach dem Mapping-Manual (CLRTAP 2016) verwendet. Allerdings wurden diese dann in einem zweiten Schritt vegetationspezifisch gutachterlich überprüft und an die Lebensraumtypen angepasst, dann als $[N]_{crit(bdiv)}$ ausgewiesen. Des Weiteren wurde anhand der erforderlichen Nährstoffverhältnisse von basischen Nährkationen zu Stickstoffionen in den von der Pflanzengesellschaft typischerweise besiedelten Bodenformen ein darauf bezogener Wert als $[N]_{crit(geo)}$ berücksichtigt. Anschließend wurde das Minimum aus

$[N]_{crit(bdiv)}$ und $[N]_{crit(geo)}$ ermittelt. Wenn die resultierenden Critical Loads für die FFH-LRT deutlich und ohne ökologisch erklärbare Ursache von den empirischen Critical Load-Spannen (Bobbink u. Hettingh 2011) abwichen, wurde das $[N]_{crit}$ für jede Pflanzengesellschaft als gutachterliche Schätzung so angepasst, dass das CL-Ergebnis mit den empirischen CL-Spannen weitgehend kompatibel war. Die so auf unterschiedliche Art und Weise erzielten Werte für $[N]_{crit}$ wurden nach Abschluss des Forschungsvorhabens veröffentlicht (vgl. ARGE Stickstoff BW 2014), im hier geführten Vergleich als $[N]_{crit}BAST$ benannt.

Den statistischen Vergleich der Anwendung der o.g. unterschiedlichen Methoden zeigt Tabelle 44.

Tabelle 44: statistischer Vergleich der Critical Limits $[N]_{crit}$ auf Basis der aktuellen BERN4-Datenbank (BERN4) mit den $[N]_{crit}$ nach Mapping Manual (CLRTAP 2016, Tab. V.5) (n=239) und nach BAST (ARGE Stickstoff BW 2014) (n=185)

	$[N]_{crit}$ Manual	$[N]_{crit(bdiv)}$ BERN4 kg N m ⁻³	$[N]_{crit}$ BAST
5erPerz	0,0003	0,000086	0,0004
25erPerz	0,0010	0,00054	0,0010
Mittelwert	0,0021	0,0020	0,0015
50erPerz	0,0020	0,0014	0,0011
75erPerz	0,0030	0,0034	0,0020
95erPerz	0,0050	0,0050	0,0032
Standardabweichung	0,0014	0,0015	0,0010
Pearson-Korrelationskoeffizient		0,4	
		0,6	
p-Wert (1-faktorelle ANOVA)		<0,001	
		1,000	
t-Wert		10	
		0,000	

Die Spanne der $[N]_{crit(bdiv)}$ aus der BERN4-Modellierung reicht bei den 239 Pflanzengesellschaften des deutschen Critical Load-Datensatzes für den CFD2016/17 deutlich tiefer als die der $[N]_{crit}$ nach dem Mapping Manual für die gleichen Gesellschaften. Die Unterschiede sind hochsignifikant, die positive Korrelation mäßig. Der doppelte t-Test zeigt deutliche Abweichungen.

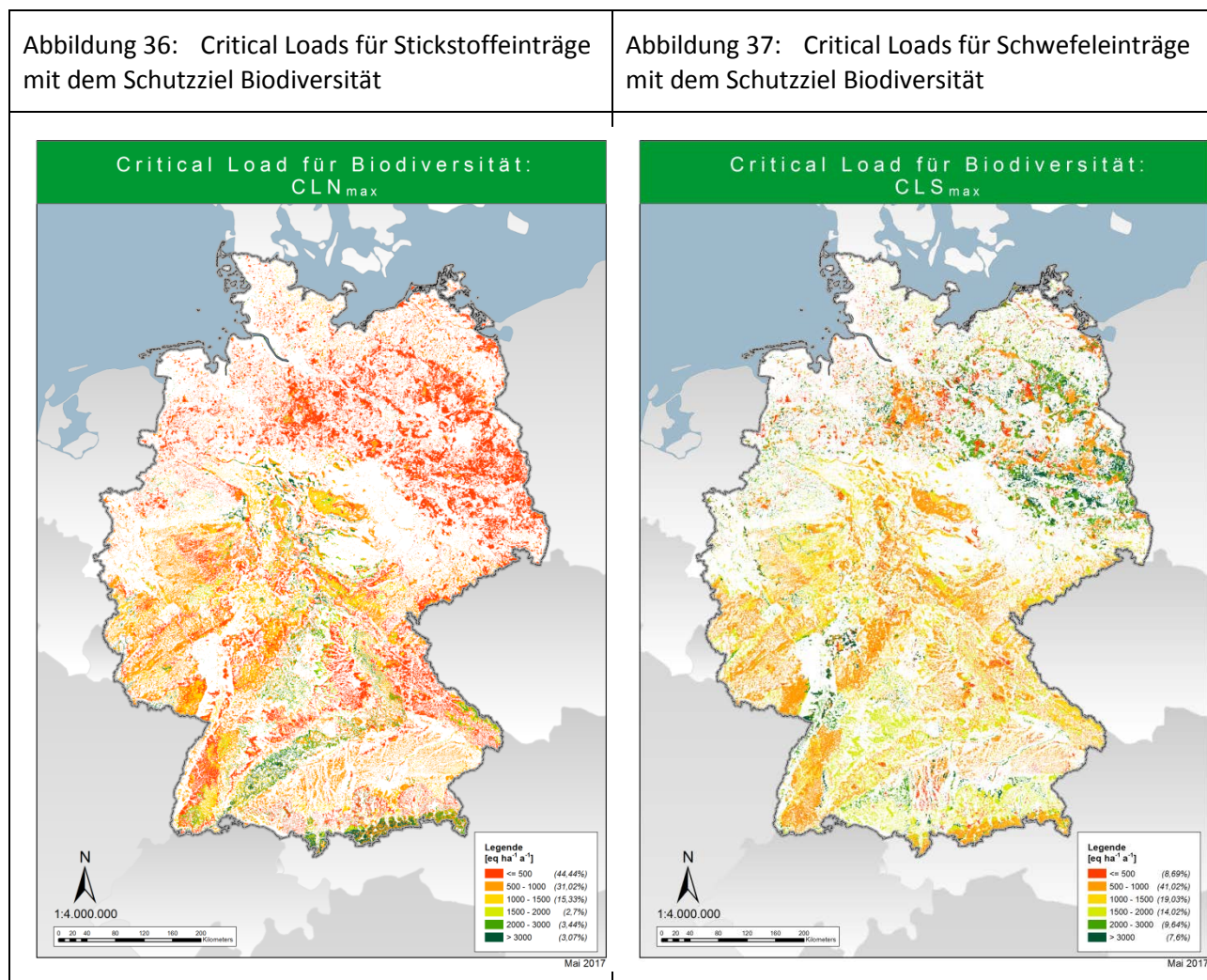
Die $[N]_{crit(bdiv)}$ nach BERN4 für die 185 Pflanzengesellschaften des deutschen Datensatzes, die gleichzeitig FFH-Lebensraumtypen entsprechen, sind sowohl nach unten als auch nach oben weiter aufgespannt als die $[N]_{crit}$ aus dem BAST-Projekt. Die Unterschiede sind nicht signifikant. Der doppelte t-Test zeigt keine signifikanten Abweichungen. Die Korrelation ist gut. Die hohen relativen Abweichungen bei den 5er Perzentilen ergeben sich insbesondere bei den Gesellschaften mit Flechten, die nach Manual mit dem niedrigsten $[N]_{crit}$ belegt werden. Die Analyse der Flechtenvorkommen an Level II-Standorten zeigt aber eine starke Differenzierung der Empfindlichkeit zwischen den verschiedenen Flechtenarten, so dass aus BERN4 für einige Gesellschaften mit Flechten auch deutlich höhere $[N]_{crit(bdiv)}$ hervor gehen.

Insgesamt kann eingeschätzt werden, dass eine gute Übereinstimmung der nach 3 verschiedenen Methoden ermittelten $[N]_{crit}$ besteht. Insbesondere ist die hohe Übereinstimmung der Werte $[N]_{crit(bdiv)}BERN4$ und $[N]_{crit(bdiv)}BAST$ hervorzuheben.

Die für die CL-Ermittlung eingesetzten $[N]_{crit(bdiv)BERN4}$ von 0,1 bis 5 mg N l⁻¹ liegen damit im unteren Bereich der akzeptablen Konzentrationen nach Eichhorn (2000) sowie nach dem Mapping Manual (UBA 2004, CLRTAP 2016) und stellen eine vorsorglich konservative Eingangswertespanne für die Critical Load-Berechnung dar.

6.5 Ergebnisse der CL-Berechnungen zum Schutz der Biodiversität

Die regionalisierten Ergebnisse der Ermittlung der Critical Load (Biodiversität) für den CFD 2016/2017 zeigen für Stickstoff (CLN_{max}) Abbildung 36 und für Schwefel (CLS_{max}) Abbildung 37.



Ein Vergleich der nach der „klassischen“ Massenbilanz-Methode berechneten Critical Load (vgl. Kap. 4) mit denen, die um das Schutzziel Biodiversität erweitert wurden, zeigt Tabelle 45. Bei den Belastungsgrenzen für Säureeinträge, CL_{maxS} , als Ergebnis nach Massenbilanz und CLS_{max} für den Ansatz unter Einbeziehung der Biodiversität, sind kaum Unterschiede feststellbar. Die im Mapping Manual formulierten Berechnungsmethoden sind demnach bereits so sensitiv, dass bei ihrer Einhaltung auch vom Erhalt der Artenvielfalt in den Ökosystemen ausgegangen werden kann.

Anders verhält es sich bei den auf Stickstoff bezogenen Critical Loads. Hier liegen die CL für Biodiversität (CLN_{max}) etwas niedriger als die nach Massenbilanz berechneten (CL_{eutN}). Die Ökosysteme reagie-

ren also noch empfindlicher auf Stickstoffeinträge, wenn als Schutzziel der Erhalt der Biodiversität angesetzt wird. Fast 45 % der Rezeptorflächen weisen CL bis zu 500 eq ha⁻¹ a⁻¹ auf, das entspricht etwa 7 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Allerdings sind, wie auf der 33. Tagung der Task Force des ICP Modelling & Mapping (03. – 06.04.2017) übereinstimmend festgestellt wurde, die methodischen Ansätze zur Bestimmung eines CL für Biodiversität noch nicht so weit ausgereift, dass diese Werte zur Ableitung von Maßnahmen für die Luftreinhaltung oder zur Anwendung in der Politikberatung bzw. in Genehmigungsverfahren Verwendung finden sollten. Auf weiteren Forschungsbedarf wurde hingewiesen.

Tabelle 45: Vergleich der nach Massenbilanzmethode aus dem Mapping Manual berechneten Critical Loads mit denen unter Einbeziehung des Schutzguts Biodiversität durch Limits, abgeleitet aus dem BERN4- Modell

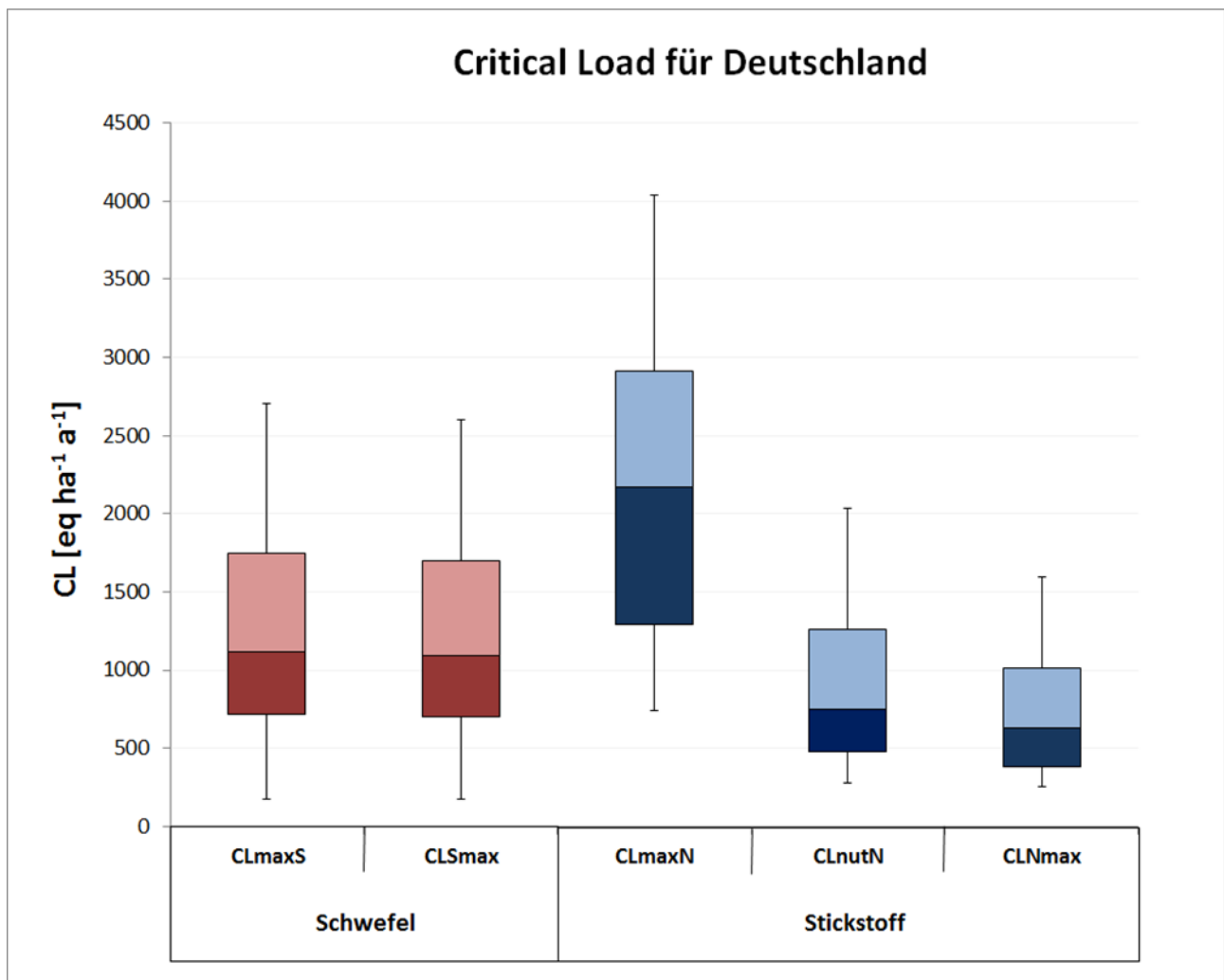
Bereich eq N ha ⁻¹ a ⁻¹	CL _{max} S (1) % der Rezep- torfläche	CLS _{max} (2) % der Rezep- torfläche	CL _{max} N (1) % der Rezep- torfläche	CL _{eut} N (1) % der Rezep- torfläche	CLN _{max} (2) % der Rezep- torfläche
< 500	7,93%	8,69%	1,61%	32,53%	44,44%
500 - 1000	41,15%	41,02%	10,04%	33,53%	31,02%
1000 - 1500	18,49%	19,03%	29,22%	15,75%	15,33%
1500 - 2000	14,23%	14,02%	7,29%	9,17%	2,7%
2000 - 3000	10,2%	9,64%	31,21%	6,29%	3,44%
3000 - 5000	7,99%	7,6%	20,64%	2,74%	3,07%

(1) "Klassische" Critical Load nach SMB Methode aus dem Mapping Manual

(2) Ergebnisse aus der Critical Load Berechnung mit dem Schutzziel Biodiversität

Die Box bei den statistischen Auswertungen in Form von Boxplots wird durch das untere und obere Quartil (25. und 75. Perzentil) begrenzt und beinhaltet somit 50 % der Daten. Eine Teilung der Box erfolgt beim Medianwert. Die Länge der Box entspricht dem Interquartilsabstand, die Linien repräsentieren den 1,5 fachen Interquartilsabstand der Daten.

Abbildung 38: Vergleich der Critical Load Daten, die nach unterschiedlichen Verfahren und mit verschiedenen Schutzziele berechnet wurden



6.6 Bestimmung des Habitat Suitability Index (HSI)

Wie in Kapitel 6.4.6 begründet, wird das Optimumplateau der ökologischen Nische einer Pflanzengesellschaft auf 1 normiert. Somit führen die Verknüpfungen der unscharfen ökologischen Nischen der charakterischen Arten auch dann zum höchsten Existenzmöglichkeitsgrad einer Gesellschaft, wenn nicht alle ihrer charakterischen Arten ihr Optimum an dem typischen Standort der Gesellschaft entfalten können.

Da nun die Critical Limits für die Berechnung der Critical Loads zum Schutz der Biodiversität am Optimumplateau der standorttypischen Pflanzengesellschaft des Rezeptor-Ökosystemtyps abgegriffen werden, beträgt der HSI für alle Rezeptorflächen des $\text{CL}_{(\text{bdiv})}$ -Datensatzes Deutschlands gleich 1. Das heißt, alle Rezeptorflächen Deutschlands haben bei Einhaltung der CLN_{max} und der CLS_{max} einen hervorragenden Erhaltungszustand bzw. können diesen nach einer gewissen Erholungszeit wieder erreichen.

7 Vergleich der Critical Load mit den Depositionen

7.1 Berechnung der Überschreitungen der Critical Loads

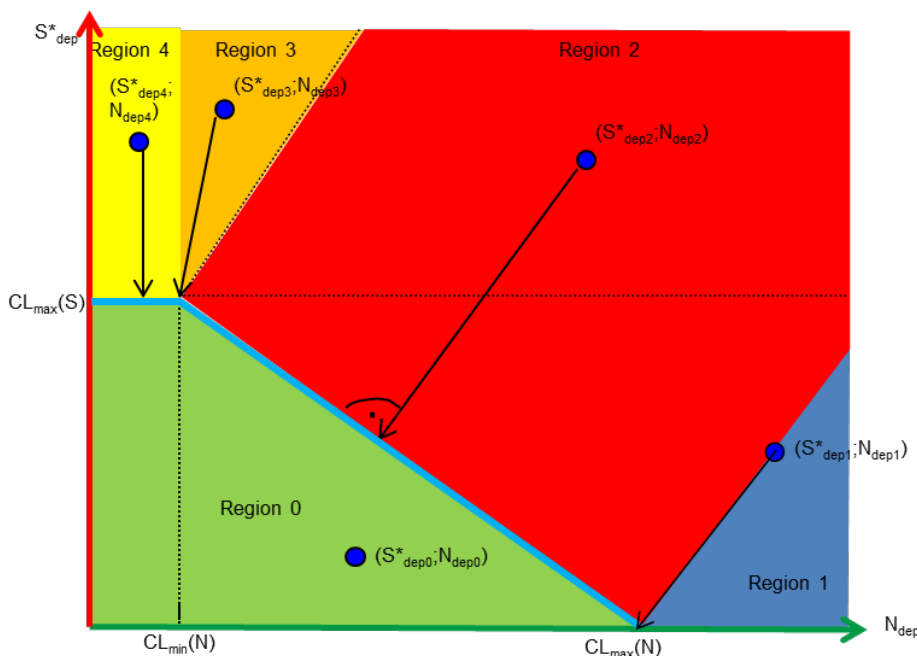
7.1.1 Überschreitungen der Critical Loads für Versauerung durch die Schwefel- und Stickstoff-Depositionen

Da sowohl Schwefel- als auch Stickstoff-Depositionen versauernd wirken, wird für jedes Polygon des deutschen Datensatzes eine Critical Load-Funktion (CLF) bestimmt, die sich aus den Werten für $CL_{\max}S$, $CL_{\max}N$ und $CL_{\min}N$ ergibt (vgl. Abbildung 39). Die CLF beschreibt also einen Bereich, innerhalb dessen die ökologischen Belastungsgrenzen eingehalten sind. Die flächenkonkreten aktuellen Depositionswerte von Schwefel- und Stickstoffverbindungen ergeben den Depositionspunkt $(S^*_{\text{dep}}; N_{\text{dep}})$. Aus dem Abstand dieses Punktes zur Critical Load-Funktion ergibt sich die Einhaltung oder Überschreitung von ökologischen Belastungsgrenzen. Zudem wird deutlich, bei welchem Schadstoff und in welchem Umfang Maßnahmen zur Emissionsreduzierung getroffen werden müssen.

Für die Berechnung der Überschreitungsrate wurde festgelegt (CLRTAP 2015), dass die kürzeste Distanz zwischen dem Depositionspunkt und dem Schnittpunkt mit der äußeren Begrenzungslinie der Critical Load-Funktion als Grundlage für die Berechnung dient. Der Schnittpunkt dieser kürzesten Verbindung des Depositionspunktes mit der Critical Load-Funktion ist der Zielpunkt für die Reduktion von Depositionen.

Der aktuelle Depositionspunkt $(S^*_{\text{dep}}; N_{\text{dep}})$ kann sich in 5 zu unterscheidenden Regionen in Relation zur Funktion der Critical Loads für Säure-Einträge befinden (vgl. Abbildung 39). Diese Regionen müssen für die Berechnung der Überschreitungen gesondert voneinander betrachtet werden.

Abbildung 39: Critical Load-Funktion für versauernde Schwefel- und Stickstoffeinträge (blaue Linie) sowie die beispielhafte Darstellung möglicher Fälle der Lage von Depositionspunkten $(S^*_{\text{dep}}; N_{\text{dep}})$ in Bezug zur Critical Loads-Funktion für Versauerung (Regionen)



Die Überschreitungsrate der Critical Load für Versauerung durch Schwefel- und Stickstoffeinträge, $Ex(S^*_{\text{dep}}; N_{\text{dep}})$, ergibt sich je nach Lage des Depositionspunktes nach folgenden Formeln:

$$\begin{aligned}
 Ex(S^*_{\text{dep}}; N_{\text{dep}}) &= 0 && \text{wenn } (S^*_{\text{dep}}; N_{\text{dep}}) \in \text{Region 0} \\
 Ex(S^*_{\text{dep1}}; N_{\text{dep1}}) &= N_{\text{dep1}} - CL_{\max}N + S_{\text{dep1}} && \text{wenn } (S^*_{\text{dep}}; N_{\text{dep}}) \in \text{Region 1}
 \end{aligned}$$

$$\text{Ex}(S_{\text{dep}2}^*; N_{\text{dep}2}) = S_{\text{dep}2}^* - S_{\text{CL}2} + N_{\text{dep}2} - N_{\text{CL}2} \quad \text{wenn } (S_{\text{dep}}^*; N_{\text{dep}}) \in \text{Region 2}$$

$$\text{Ex}(S_{\text{dep}3}^*; N_{\text{dep}3}) = S_{\text{dep}3}^* - \text{CL}_{\text{max}}(S) + N_{\text{dep}3} - \text{CL}_{\text{min}}(N) \quad \text{wenn } (S_{\text{dep}}^*; N_{\text{dep}}) \in \text{Region 3}$$

$$\text{Ex}(S_{\text{dep}4}^*; N_{\text{dep}4}) = S_{\text{dep}4}^* - \text{CL}_{\text{max}}(S) \quad \text{wenn } (S_{\text{dep}}^*; N_{\text{dep}}) \in \text{Region 4}$$

7.1.2 Überschreitungen der Critical Loads für Eutrophierung durch die Stickstoff-Depositionen

Die Überschreitungsrate des Critical Loads für den eutrophierenden Stickstoff-Eintrag ergibt sich in jedem Grid des deutschen Datensatzes nach folgender Formel:

$$\text{Ex}(N_{\text{dep}}) = N_{\text{dep}} - \text{CL}_{\text{nut}}N$$

mit $\text{Ex}(N_{\text{dep}}) = 0$, wenn $N_{\text{dep}} < \text{CL}_{\text{nut}}N$

7.2 Bewertung der Überschreitungen 2009-2011 in Deutschland

Die Einhaltung oder Überschreitung des Critical Loads wird als ein Indikator für die Belastung der Ökosysteme durch Luftschadstoffe gesehen. Critical Load-Überschreitungen (Exceedance) werden als Jahreswerte kartiert sowie im zeitlichen Trend dargestellt. Dabei werden dem vorhandenen Ökosystem (Rezeptor) die diesem Landnutzungstyp entsprechenden Depositionswerte zugeordnet. Eine ausführliche Beschreibung der Berechnung von landnutzungsabhängigen Stofffrachten ist dem Teilbericht I zu diesem Vorhaben zu entnehmen.

Im Vergleich der Critical Loads mit den Depositionsdaten der Jahre 2009 bis 2011 zeigt sich, dass die Critical Loads für Versauerung in Deutschland für die große Mehrheit der Rezeptorflächen nicht mehr überschritten werden (vgl. Abbildung 40). In den Jahren 2009 bis 2011 werden zumeist die Critical Loads eingehalten und die Ökosysteme sind keinem weiteren Versauerungsrisiko ausgesetzt. Das trifft auf 60 (2009) bis 70 % (2011) der Rezeptorflächen zu. Etwa 10 % der Ökosysteme sind zudem bereits nahe der CL und zeigen nur noch eine geringe Überschreitung (bis $250 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Bei den verbleibenden 20 % ist jedoch zukünftig die Verminderung von Säureeinträgen geboten. Die Ergebnisse dieses Projektes zeigen, dass die Zielstellung der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (NBS), nach der bis zum Jahr 2020 alle Critical Loads eingehalten werden sollen (BMU 2007 und BMUB 2015), erreicht werden kann. Anzumerken ist jedoch auch, dass die in vergangenen Jahrzehnten eingetragene Säurefracht durchaus noch wirksam ist und eine Erholung der Ökosysteme von dieser Belastung längere Zeiträume erfordert. Auch zeichnet sich ab, dass zukünftig die Einbeziehung des Schutzgutes Biodiversität in die Critical Load-Berechnung die Empfindlichkeit von Ökosystemen gegenüber Säureeinträgen erhöhen kann.

Die Belastungsgrenzen für Eutrophierung werden hingegen nur auf etwa einem Drittel aller Rezeptorflächen nicht überschritten (vgl. Abbildung 41). Die Flächenanteile mit Stickstoffeinträgen bis zu den Critical Loads betragen ca. 30 % (in den Jahren 2009 und 2010) sowie 35 % im Jahr 2011. Mit ungefähr 40 % liegt zwar ein großer Teil von Critical Load-Überschreitungen im Bereich bis $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, allerdings entfallen auf ca. 30% der Rezeptorflächen (2009 und 2010) bzw. 23 % (2011) auch deutlich höhere Einträge. Doch sind nur noch an wenigen Standorten so extrem hohe Überschreitungen der Belastbarkeitsgrenzen anzutreffen, wie es Anfang dieses Jahrhunderts noch der Regelfall war. Auch hier sei darauf hingewiesen, dass die Zielstellung der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (NBS) für das Jahr 2020 die Einhaltung der Critical Loads fordert (BMU 2007 und BMUB 2015). Die Ergebnisse dieses Vorhabens machen die erreichten Fortschritte wie den verbleibenden Handlungsbedarf deutlich, die Reduzierung der Stickstoffeinträge bleibt ein dringendes Problem (SRU 2015). Da zukünftig auch der Erhalt der Biodiversität als ein Schutzgut betrachtet werden soll, kann sich die Empfindlichkeit der Ökosysteme gegenüber Stickstoffeinträgen noch erhöhen und dadurch der Anteil von Flächen geringer werden, auf denen die Critical Loads eingehalten werden.

Abbildung 40: Überschreitung der Critical Loads für Versauerung durch Schwefel- und Stickstoffeinträge in den Jahren 2009 bis 2011

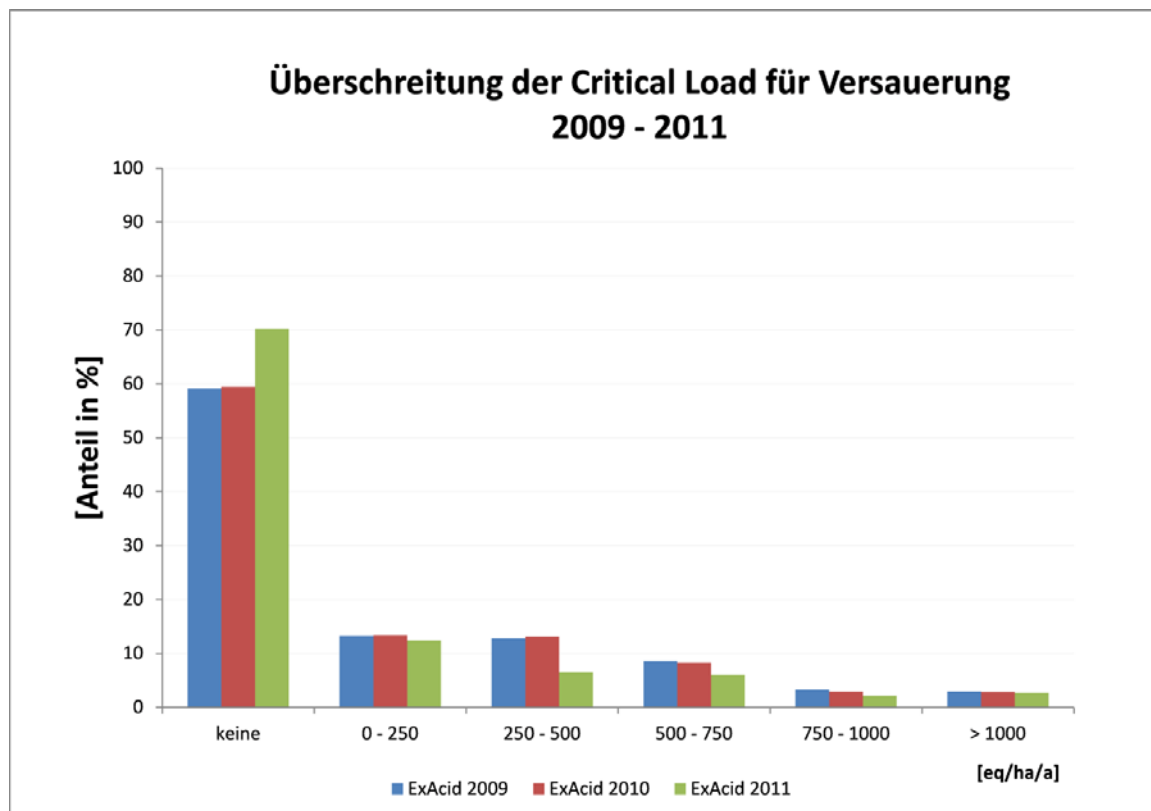
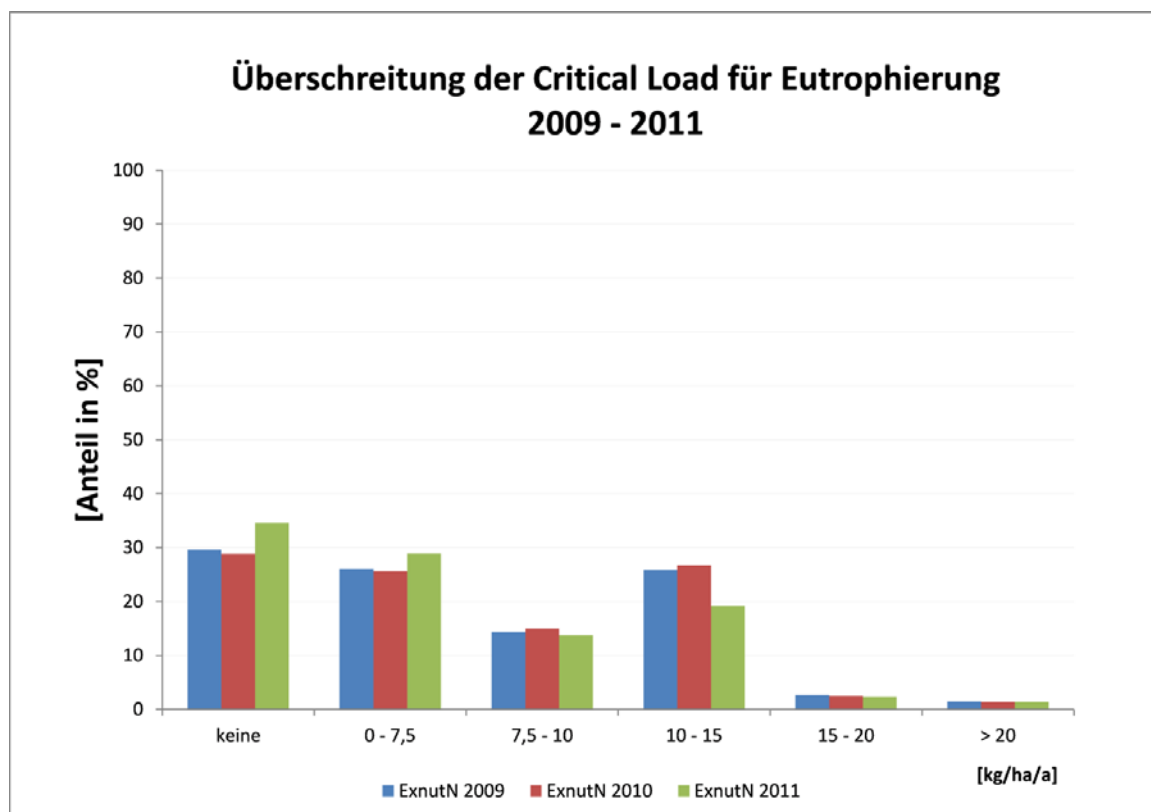


Abbildung 41: Überschreitung der Critical Loads für Eutrophierung durch Stickstoffeinträge in den Jahren 2009 bis 2011



8 Quellenverzeichnis

- Aber, J. D., Nadelhoffer, K. J., Steudler, P., Melillo, J. M. (1989): Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *Bioscience*, 39:378-386.
- Achermann, B., Bobbink, R. (eds.) (2003): Empirical Critical Loads for Nitrogen. Proceedings of the Expert workshop in Berne 11-13 November 2002. Environmental Documentation No. 164 - Air (Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape SAEFL).
- AG Boden - Arbeitsgruppe Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Auflage, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und den Geologischen Landesämtern der Bundesrepublik Deutschland (Hrsg.), Hannover.
- Anders, S., Beck, W., Bolte, A., Hofmann, G., Jenssen, M., Krakau, U.-K., Müller, J. (2002): Ökologie und Vegetation der Wälder Nordostdeutschlands – Einfluss von Niederschlagsarmut und erhöhtem Stickstoffeintrag auf Kiefern-, Eichen-, und Buchen-Wald- und Forstökosysteme des nordostdeutschen Tieflandes. Eberswalde. Verlag Dr. Kessel Oberwinter, 283 S.
- ARGE Stickstoff BW (Hrsg.) (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.
- Augustin, J., Käding, H., Merbach, W., Schmidt, W. (1994): Lachgasemission aus degradierten Niedermoorstandorten Nordostdeutschlands. *Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges.* 73 (95-98)
- Bauer, F. (1953): Die Roteiche. D. Sauerländer'scher Verlag. Frankfurt a. M.
- Becker, R. (2003): Simulation des Stoffhaushaltes für 10 Level II- und 498 BZE-Standorte in Nordrhein-Westfalen mittels eines dynamischen Modells im Hinblick auf den Einfluß der Luftschadstoffbelastung und der Waldbewirtschaftung. Abschlussbericht zum Werkvertrag, bearbeitet durch ÖKO-DATA im Auftrag der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten Nordrhein-Westfalen.
- Becker, R., Hübener, P., Nagel, H.-D., Schlutow, A., Schütze, G., Weigelt-Kirchner, R. (2004): Bewertung von Emissionsminderungsszenarien mittels dynamischer Modellierung, Ergänzung der Dokumentation um die aktuellen, nationalen Beiträge Deutschlands zu UNECE Umweltbeobachtungsprogrammen. Bearbeitet durch ÖKO-DATA im Auftrag des Umweltbundesamtes. 218 S. Manuskriptdruck.
- Beese, F. (1986): Parameter des Stickstoffumsatzes in Ökosystemen mit Böden unterschiedlicher Acidität. *Göttinger Bodenkdl Ber* 90:1–344
- Beisecker, R., Evers, J. (eds.) (2012): Diffuse Stoffausträge aus Wald und naturnahen Nutzungen. Abschlussbericht. Im Auftrag der LAWA – Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser. Kassel/Göttingen
- Belyazid, S. (2006): Dynamic modelling of biogeochemical processes in forest ecosystems. Doctoral thesis. Reports in Ecology and Environmental Engineering 2006:1. Department of Chemical Engineering, Lund University, Sweden.
- BFN (Bundesamt für Naturschutz) (Hrsg.) (2003) Karte der potenziell natürlichen Vegetation von Deutschland und Umgebung. Deutschland. Online im Internet: URL: www.floraweb.de/pnv/index.htm.
- BGR (Bundesanstalt für Geologie und Rohstoffe) (Hrsg.) (2007): Nutzungsdifferenzierte Bodenübersichtskarte 1 : 1 000 000 (BÜK1000N) für Deutschland (Wald, Grünland, Acker).
- BGR (Bundesanstalt für Geologie und Rohstoffe) (Hrsg.) (2008): Parameter der nutzungsdifferenzierten Bodenübersichtskarte 1 : 1 000 000 für Deutschland (Wald, Grünland, Acker).
- BGR (Bundesanstalt für Geologie und Rohstoffe) (Hrsg.) (2014a): Nutzungsdifferenzierte Bodenübersichtskarte 1 : 1 000 000 (BÜK1000N) für Deutschland (Wald, Grünland, Acker).
- BGR (Bundesanstalt für Geologie und Rohstoffe) (Hrsg.) (2014b): Landnutzungsdifferenzierte mittlere jährliche Sickerwasserrate aus dem Boden. Bereitstellung digitaler Daten.
- Block, J. (1994): Stickstoffausträge mit dem Sickerwasser aus Waldökosystemen, Wirkungskomplex Stickstoff und Wald. IMA-Querschnittseminar, UBA Berlin

BMFL (1997): Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten der Bundesrepublik Deutschland 1994. Hrsg.: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Abt. 2 „Allgemeine Angelegenheiten der Agrarpolitik“, Landwirtschaftsverlag GmbH Münster-Hiltrup

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2007): Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt (vom Bundeskabinett am 07.11.2007 beschlossen), Oktober 2007

BMUB (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit) (2015): Naturschutz-Offensive 2020. Für biologische Vielfalt, Oktober 2015. Priorisierte Ziele der NBS, S. 13

BMVBS – Bundesministerium für Verkehr, Bauwesen und Städtebau (2013): Untersuchung und Bewertung von straßenverkehrsbedingten Nährstoffeinträgen in empfindliche Biotope. Endbericht zum FE-Vorhaben 84.0102/2009 im Auftrag der Bundesanstalt für Straßenwesen, verfasst von Balla, S., Uhl, R., Schlutow, A., Lorentz, H., Förster, M., Becker, C., Scheuschner, Th., Kiebel, A., Herzog, W., Düring, I., Lüttmann, J., Müller-Pfannenstiel, K. = Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 1099, BMVBS Abteilung Straßenbau, Bonn. 362 S.

Bobbink, R., Hettelingh, J.-P. (Hrsg.) (2011): Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23 - 25 June 2010. Coordination Centre for Effects, RIVM, NL.

Online im Internet: [_revision_of_empirical_critical_loads_and_dose_response_relationships_Proceedings_of_an_expert_workshop_Noordwijkerhout_23_25_June_2010](#) [Stand: April 2015].

Böckmann, T. (1990): Wachstum und Ertrag der Winterlinde (*Tilia cordata* Mill) in Nordwestdeutschland. Dissertation Univ. Göttingen.

Bohner, A., Eder, G., Schink, M. (2007): Nährstoffkreislauf und Stoffflüsse in einem Grünland-Ökosystem. 12. Gumpensteiner Lysimetertagung, Bericht HBLFA Raumberg-Gumpenstein, 91-99.

Bolte, A. (2006): Biomasse- und Elementvorräte der Bodenvegetation auf Flächen des forstlichen Umweltmonitorings in Rheinland-Pfalz. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B, Bd. 72, Göttingen, 29 S. + Anhänge.

Braun-Blanquet, J. (1964): Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. Springer-Verlag Berlin 1928 = Biologische Studienbücher Bd. 7; 2. umgearb. u. verm. Aufl. Springer-Verlag Wien u. New York 1951; 3. neubearb. und wesentlich verm. Aufl. ebd. 1964.

Brenner, S., Pfeffer, E., Schumacher, W. (2004): Extensive Schafbeweidung von Magerrasen im Hinblick auf Nährstoffentzug und Futterselektion. *Natur und Landschaft* 4: 167-174.

Briemle, G., Eickhoff, D., Wolf, R. (1991): Mindestpflege und Mindestnutzung unterschiedlicher Grünlandtypen aus landschaftsökologischer und landeskultureller Sicht. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg und Staatliche Lehr- und Versuchsanstalt für Viehhaltung und Grünlandwirtschaft (LVVG) (Hrsg.). Beiheft 60 zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg. Karlsruhe, 160 S.

Brinkmann, S., Nieder, R. (2002): Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff - Weiterentwicklung des Ansatzes unter besonderer Berücksichtigung der Umsetzung im Boden (Humusschicht). UBA-Forschungsbericht FB 201 72 207, 115 S.

Brumme, R., Meesenburg, H., Bredemeier, M., Jacobsen, C. Schönfelder, E., Meiwes, K.-J., Eichhorn, J. (2009): Changes in Soil Solution Chemistry, Seepage Losses, and Input-Output Budgets at Three Beech Forests in Response to Atmospheric Depositions. In: Brumme, R., Khanna, P.K. (eds.): *Functioning and Management of European Beech Forest Ecosystems*, *Ecological Studies* 208:303-336

Brünner, F., Schöllhorn, J. (1972): Bewirtschaftung von Wiesen und Weiden. 2., umgearb. u. erw. Aufl.. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 166 S.

Bundesamt für Naturschutz (1996): CORINE-Biotop-Projekt, Datensätze auf Diskette

Burrows, C. J. (1990): *Processes of vegetation change*. Unwin Hyman, London.

Butterbach-Bahl, K., Gasche, R., Willibald, G., Papen, H. (2002): Exchange of N-Gases at the Höglwald Forest – A Summary. *Plant and Soil* 240:117-123

Callaway, R. M. (1995): Positive interactions among plants. *Bot. Rev.* 61: 306-349.

CCE – Coordination Centre for Effects (1995): Calculation and Mapping of Critical Loads for Europe. Coordination center for Effects, Status Report 1995. National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven (The Netherlands).

CCE – Coordination Centre for Effects (2001): Calculation and Mapping of Critical Thresholds in Europe, CCE- Status Report 2001, Coordination Centre for Effects, RIVM, Bilthoven, The Netherlands. National Report Germany, S.140 ff.

CCE - Coordination Centre for Effects (2008): Critical Load, Dynamic Modelling and Impact Assessment in Europe, CCE-Status Report 2008, Coordination Centre for Effects, RIVM Bilthoven, The Netherlands. Eds.: Hettelingh, J. P., Posch, M., Slootweg, J., Report No. 500090003 ISBN No. 978-90-6960-211-0.

CCE – Coordination Centre for Effects (2011): Status Report 2011. Eds.: Posch, M., Slootweg, J., Hettelingh, J. P., Report No. 680359003 ISBN No. 978-90-6960-254-7.

CCE – Coordination Centre for Effects (2015): Modelling and Mapping the Impacts of Atmospheric Deposition of Nitrogen and Sulphur, CCE Status Report 2015, Coordination Centre for Effects, RIVM, Bilthoven, The Netherlands.

CLRTAP, 2004: Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads and Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. Druckversion in UBA-Texte 52/2004

CLRTAP, 2015: Exceedance calculations, Chapter VII 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 on 04.05.2017 on Web at www.icpmapping.org (last update 16.02.2015)

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 on 04.05.2017 on Web at www.icpmapping.org (last update 13.01.2017)

De Vries W, J Kros, G J Reinds, W Wamelink, J Mol, H van Dobben, R Bobbink, B Emmett, S Smart, C Evans, A Schlutow, P Kraft, S Belyazid, HU Sverdrup, A van Hinsberg, M Posch and JP Hettelingh, 2007: Developments in modelling critical nitrogen loads for terrestrial ecosystems in Europe. Wageningen, the Netherlands, Alterra Green World Research, Report 1382, 206 pp.

De Vries, W. (1991): Methodologies for the assessment and mapping of the Critical Loads and of the impact of abatement strategies on forest soils. 46, Wageningen.

De Vries, W. and Posch, M. (2003): Derivation of cation exchange constants for sand, loess, clay and peat soils on the basis of field measurements in the Netherlands. Alterra-rapport 701, 49 S.

De Vries, W., A. Hol, S. Tjalma und J.C. Voogd (1990): Amounts and turnover rates of elements in forest ecosystems: A literature study. Winand Staring Center Report, Wageningen, the Netherlands.

De Vries, W., Kros, H., Reinds, G. J., van Dobben, H., Hinsberg, A., Schlutow, A., Sverdrup, H., Butterbach-Bahl, K., Posch, M., Hettelingh, J. P. (2007): Developments in deriving critical limits and modelling critical loads of nitrogen for terrestrial ecosystems in Europe. Alterra Report 1382 [Alterra-rapport 1382]. Wageningen, The Netherlands: Wageningen University, Alterra. 206 p..

De Vries, W., Posch, M., Reinds, G. J., Kämäri, J. (1993): Critical Loads and their exceedance on forest soils in Europe. The Winand Staring Centre for Integrated Land, Soil and Water Research, Wageningen, The Netherlands.

De Vries, W.; Hol, A.; Tjalma, S.; Voogd, J. C. (1990): Amounts and turnover rates of elements in forest ecosystems: A literature study. Winand Staring Center Report. Wageningen, the Netherlands.

De Vries, W.; Kros, J.; Reinds, G.J.; Wamelink, W.; Mol, J.; van Dobben, H.; Bobbink, R.; Emmett, B.; Smart, S.; Evans, C.; Schlutow, A.; Kraft, P.; Belyazid, S.; Sverdrup, H. U.; van Hinsberg, A.; Posch, M.; Hettelingh, J.-P. (2007): Developments in deriving critical limits and modelling critical loads of nitrogen for terrestrial ecosystems in Europe. Wageningen, the Netherlands, Alterra Green World Research, Report 1382, 206 S.

De Wit, H.A., Hettelingh, J.-P., Harmens, H (eds.) 2015: Trends in ecosystem health responses to long-range transported atmospheric pollutants. NIVA Report No. 6946-2015, Oslo, Norway

Deutscher Wetterdienst (DWD) (2012): Mittlere Tagesmitteltemperatur und Jahresniederschlagssummen der Referenzperiode 1981 - 2010 für Sommer und Winter. Rasterdatei.

Dierschke, H. (1994): Pflanzensoziologie, Ulmer, Stuttgart., 683 S.

Dierschke, H. und Briemle, G. (2008): Kulturgrasland. Wiesen, Weiden und verwandte Staudenfluren. - Ulmer-Verlag, Stuttgart, 239 S.

EEA (2014): Effects of air pollution on European ecosystems. Past and future exposure of European freshwater and terrestrial habitats to acidifying and eutrophying air pollutants, EEA Technical report No 11/2014

Egli, M., et al. (2012): Soil organic carbon and nitrogen accumulation rates in cold and alpine environments over 1Ma. *Geoderma* 183. 109-123.

Eichhorn, J. (2000): Kennwerte zur Beurteilung eines möglichen Humusvorratsabbaus. In: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.): Kennwerte zur Charakterisierung des ökochemischen Bodenzustandes und des Gefährdungspotentials durch Bodenversauerung und Stickstoffsättigung an Level II-Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen. 81-93

Ellenberg, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht, 5. stark verändert. und verb. Aufl., Ulmer, Stuttgart., 1096 S.

Ellenberg, H. (2001): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. *Scripta Botanica* (Göttingen), 3. Durchgesehene Aufl. 262 S.

Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. (2001): Zeigerwerte der Pflanzen von Mitteleuropa. 3. durchgesehene Auflage. Verlag Erich Goltze Göttingen. 262 S.

Elsäßer, M. (2007): Düngung von Wiesen und Weiden. In: Bildungs- und Wissenszentrum für Viehhaltung, Grünlandwirtschaft, Wild und Fischerei, Aulendorf (Hrsg.) (2008): Merkblätter für die umweltgerechte Landbewirtschaftung Nr. 13, 4. Auflage.

Erteld, W. (1952): Die Robinie und ihr Holz. Dt. Bauernverlag, Berlin.

Feger K H (1993) Bedeutung von ökosysteminternen Umsätzen und Nutzungseingriffen für den Stoffhaushalt von Waldlandschaften. *Freiburger Bodenkdl Abhandl* 31

Finanzierungsprotokoll EMEP (1984): The 1984 Geneva Protocol on Long-term Financing of the Cooperative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe (EMEP), URL: https://www.unece.org/env/lrtap/emep_h1.html

Foster, N. W. (1989): Influences of seasonal temperature on nitrogen and sulfur mineralization/Immobilization in a maple-birch forest floor in central Ontario. In: *Can. J. Soil Science* 69:501-514.

Glatzl, G. (1990): The nitrogen status of Austrian forest ecosystems as influenced by atmospheric deposition, biomass harvesting and lateral organomass exchange. *Plant Soil* 128:67-74

Grabherr, G., Mucina, L. (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs, Teil II: Natürliche waldfreie Vegetation. Gustav-Fischer-Verlag Jena. Stuttgart, New York. 524 S.

Gundersen, P. (1992): Mass Balance Approaches for Establishing Critical Loads for Nitrogen in Terrestrial Ecosystems. In: Grennfelt, P., Thörnelöf (Hrsg.) (1992): Critical Loads for Nitrogen – a workshop report held at Lökeberg, Sweden 6-10 April 1992

Hartmann, F. K., Jahn, G. (1967): Waldgesellschaften des mitteleuropäischen Gebirgsraumes nördlich der Alpen, Jena, 636 S.

Hill, M.O., Carey, P.D. (1997): Prediction of Yield in the Rthamsted Park Grass Experiment by Ellenberg Indicator Values. *J. Veg. Sci.* 8:579-586. Uppsala

Höhle, J., Wellbrock, N. (2017): Background paper - Immobilisation of nitrogen: Literature review and analysis of German, French and Swiss soil data. Workshop 23./24.2.2017 Olten (Schweiz), UBA Texte 71/2017

Hornung, M., Sutton, M.A., Wilson, R.B. (Hrsg.) (1995): Mapping and modelling of critical loads for nitrogen – a workshop report. Report of a workshop held at Grange-over-Sands, Cumbria, UK under the auspices of the UN-ECE Convention on Long Range Transboundary Air Pollution, Working Group for Effects, 24-26 October 1994, 207 S.

Horvat, I., Glavac, V., Ellenberg, H. (1974): Vegetation Südosteuropas. Gustav-Fischer-Verlag, Jena, Stuttgart, New York., 768 S.

Horvath, B., Meiwes, K.-J., Meesenburg, H., Ackermann, J. (2010): Nitratausträge unter Wald - Untersuchungen auf Standorten mit hohen luftbürtigen Stickstoffeinträgen. Herausgeber: Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN): Grundwasser Bd. 9. 33 S., URL: http://www.nlwkn.niedersachsen.de/download/70795/NLWKN_2010_Nitrataustraege_unter_Wald._Untersuchungen_auf_Standorten_mit_hohen_luftbuertigen_Stickstoffeintraegen.pdf

Horvath, B, Meiwes, K.-J., Meesenburg, H. (2011): Stickstoffaustrag und Stickstoffspeicherung in Waldböden bei hohem luftbürtigen Eintrag. NW-FVA Göttingen. AFZ-Der Wald 66. Jg., 17, 22-24

ICP Modelling & Mapping (2004 - 2010): Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends, Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt) Berlin, UBA-Texte 52/2004, revised version of 2010 (download via internet: URL: www.icpmapping.org [Stand: April 2015].

ICP Modelling & Mapping (2015): draft revision of Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends, Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt) Berlin, draft revised version of 2010 (download via internet: URL: <http://www.icpmapping.org>) [Stand: April 2015].

ICP Modelling and Mapping (ed.) (2004): Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects: Risks and Trends. In: UBA-Texte 52/04. Berlin, Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt). (www.icpmapping.org)

Jacobsen, C., Rademacher, P., Meesenburg, H., Meiwes, K. J. (2002): Element-Gehalte in Baum-Kompartimenten: Literatur-Studie und Datensammlung. Göttingen: Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt, Report, 80 S.

Jacobsen, C., Rademacher, P., Meesenburg, H., Meiwes, K.J. (2003): Gehalte chemischer Elemente in Baumkronenkompartimenten. Literaturstudie und Datensammlung. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen B 69

Jakucs, P. (1961): Die phytozoologischen Verhältnisse der Flaumeichen – Buschwälder Südostmitteleuropas, Verlag der Ungarischen Akademie der Wissenschaften, Budapest 1961, 313 p.

Jenssen, M., Hofmann, G., Nickel, S., Pesch, R., Riediger, J., Schröder, W. (2013): Bewertungskonzept für die Gefährdung der Ökosystemintegrität durch die Wirkungen des Klimawandels in Kombination mit Stoffeinträgen unter Beachtung von Ökosystemfunktionen und –dienstleistungen - Anhang A3 zum Abschnitt 3: Ökosystemtypisierung. UBA-FB 001834, Forschungskennzahl 3710 83 214, UBA-Texte 87/2013, 27 S.

Kaiser E.-A., Eiland, F., Germon, J.C., Gispert, M.A., Heinemeyer, O., Henault, C., Lind, A. M., Maag, M., Saguer, E., Van Cleemput, O., Vermoesen, A., Webster, C. (1996): What predicts nitrous oxide emission and denitrification N-loss from European soils?. Z. Pflanzenernährung und Bodenkunde 159 (541-547)

Karrer, G. (1992): Österreichische Waldboden-Zustandsinventur. Teil VII: Vegetationsökologische Analysen. Mitt. Forstl. Bundesversuchsanstalt Wien 168:193-242. Wien

Keienburg, T. und Prüter, J. (Hrsg.) (2004): Feuer und Beweidung als Instrumente zur Erhaltung magerer Offenlandschaften in Nordwestdeutschland – Ökologische und sozioökonomische Grundlagen des Heidemanagements auf Sand- und Hochmoorstandorten. NNA-Berichte (17) Heft 2 Schneverdingen 221 S.

Kevey, B., Borhidi, A. (2005). The acidophilous forests of the Mecsek and their relationship with the Balkan-Pannonian acidophilous forests. Acta Botanica Hungarica 47(3-4): 273-368.

Kimmins, J.P. (1987): Forest Ecology.

Klapp, E. (1954): Wiesen und Weiden. 2., völlig neu gestaltete Aufl., Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg. 519 S.

Klapp, E. (1965): Grünlandvegetation und Standort – nach Beispielen aus West-, Mittel- und Süddeutschland. Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg. 384 S.

Knapp, E. (1973): Ertragstabellen für Schwarzpappelsorten. Forschungsbericht d. Instituts f. Rohholzerzeugung Abt. Waldbau/Ertragskunde. Eberswalde.

Knollová, I., Chytrý, M. (2004). Oak-hornbeam forests of the Czech Republic: geographical and ecological approaches to vegetation classification. Preslia, Praha 76: 291-311.

Koch, W. (1926): Die Vegetationseinheiten der Linthebene unter Berücksichtigung der Verhältnisse in der Nordostschweiz.. Jb. Naturwiss. Ges. St. Gallen 61, 144 S., St. Gallen.

Köstler, J. N., Brückner, E. Bibelriether, H. (1968): Die Wurzeln der Waldbäume. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin . 284 Seiten

Kreutzer, K., Deschu, E., Hösl, G. (1986): Vergleichende Untersuchungen über den Einfluß von Fichte (*Picea abies* (L.) Karst.) und Buche (*Fagus sylvatica* L.) auf die Sickerwasserqualität. Forstw Cb 1

- Krieger, H. (1937): Die flechtenreichen Pflanzengesellschaften der Mark Brandenburg. Beih. Bot. Centrbl., 57 (1937), S. 1-76
- Limmer, C. (1996): N₂-Fixierung in Waldböden. Diss. am Institut für Ökologische Mikrobiologie (BITÖK) der Universität Bayreuth. Bayreuther Forum Ökologie, Bd. 35 (1996), 80 S.
- Lohmeyer, W. (1957): Der Hainmieren-Schwarzerlenwald [Stellario-Alnetum glutinosae (Kästner 1938)]. Mitt. flor.-soz. Arb.gem. N. F. 6/7, S. 247-257, Stolzenau/W.
- Luthardt, V., Brauner, O., Hoffmann, C., Haggmüller, K. (2008): Lebensräume im Wandel. Jahresbericht der ökosystemaren Umweltbeobachtung (ÖUB) zum Offenland des Biosphärenreservates Flusslandschaft Elbe und des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin: Zeitreihenuntersuchungen des Mineralischen Graslandes und des entwässerten, landwirtschaftlich genutzten und aufgelassenen Moorgraslandes (zzgl. 3-jährige Parameter der naturnahen Moore im BR SC). Fachhochschule Eberswalde – Fachbereich Landschaftsnutzung und Naturschutz.
- Maas, R., Grennfelt, P. (eds.) 2016: Towards Cleaner Air, Scientific Assessment Report 2016. EMEP Steering Body and Working Group on Effects of the Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, Oslo
- Mahn, E.-G. (1959): Vegetations- und standortkundliche Untersuchungen an Felsfluren, Trocken- und Halbrocken rasen Mitteldeutschlands. Diss. Uni Halle, 215 S.
- Mahn, E.-G. (1965): Vegetationsaufbau und Standortverhältnisse der kontinental beeinflussten Xerothermrasengesellschaften Mitteldeutschlands, in: Abhandlungen der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, Akademie-Verlag, Berlin, 138 p.
- Matuszkiewicz, W. (1962): Zur Systematik der natürlichen Kiefernwälder des mittel- und osteuropäischen Flachlandes. In: Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. N. F. 9:145-186. Stolzenau/Weser.
- Matzner E (1988) Der Stoffumsatz zweier Waldökosysteme im Solling. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Rh. A, 40
- Meesenburg, H., Meiwes, K.-J., Fortmann, H., Scheler, B., Eichhorn, J. (2008): Nährstoffhaushalt von Buchenbeständen auf Muschelkalk, Basalt und Buntsandstein. Beiträge aus der NW-FVA, Band 3:1-19
- Meiwes, K.-J., Meisenburg, H., Bartens, H., Rademacher, P., Khanna, P.K. (2002): Akkumulation von Auflagehumus im Solling. Mögliche Ursachen und Bedeutung für den Nährstoffkreislauf. Forst und Holz 57:428-433
- Michalko, J. (1986): Geobotanická Mapa CSSR, Vydavatel'stvo Slovenskej Akadémie Vied, Bratislava, 263 S.
- Mucina, L., Grabherr, G., Wallnhöfer, S. (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs, Teil III, Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Multikomponenten-Protokoll (1999): Protocol to the 1979 Convention on Long - range Transboundary Air Pollution to Abate Acidification, Eutrophication and Ground- Level Ozone. Hrsg.: UNECE URL: <http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/lrtap/full%20text/Informal document no 17 No23 Consolidated text checked DB 10Dec2012 - YT - 10.12.2012.pdf>
- Nagel, H.-D., Schlutow, A., Schütze, G., Becker, R., Kunze, F., Eitner, H. (2000): Berechnung und Kartierung der deutschen Critical Load-Datensätze 2000 für ratifizierte UN/ECE-Protokolle. Abschlussbericht zum F/E-Vorhaben 297 73 011 des Umweltbundesamtes Dessau
- Nagel, H.-D., Schlutow, A., Kraft, Ph., Scheuschner, T. Weigelt-Kirchner, R. (2010): Modellierung und Kartierung räumlich differenzierter Wirkungen von Stickstoffeinträgen in Ökosysteme im Rahmen der UNECE-Luftreinhaltekonvention. Teilbericht II: Das BERN-Modell – ein Bewertungsmodell für die oberirdische Biodiversität. UBA-Texte 08/2010
- Neuhäusl, R., Neuhäuslová-Novotná, Z. (1965): Syntaxonomische Revision der azidophilen Eichen- und Eichenmischwälder im westlichen Teile der Tschechoslowakei. © ACADEMIA, nakladatelství Československé akademie věd 1967. Springer Netherlands. ISSN 0015-5551
- NHS (2016): Bundesregierung - Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie 2016, Indikatornummer 15.2
- Nieder, R., Brinkmann, S., Böttcher, J. (2003): C and N sequestration and depletion in Pine Forest floors: Impact on drainage water quality? Mitt. d. Inst. f. Grundwasserwirtschaft 3:335-340
- Oberdorfer, E. (1957): Süddeutsche Vegetationsgesellschaften. Pflanzensoziologie 10, 564 S. Jena.

- Oberdorfer, E. (Hrsg.) (1992-1998): Süddeutsche Vegetationsgesellschaften. Teil I 4. Aufl. 1998, Teil II 3. Aufl. 1993, Teil III 3. Aufl. 1993, Teil IV 1992, Gustav-Fischer-Verlag, Jena Stuttgart New York, Teile I-IV in 5 Bänden.
- Passarge, H. (1964): Vegetationsgesellschaften des nordostdeutschen Flachlandes I. Pflanzensoziologie 13. Jena., 324 S.
- Passarge, H., Hofmann, G. (1968): Vegetationsgesellschaften des nordostdeutschen Flachlandes. II. Pflanzensoziologie 16, Jena, 298 S. + Anhang.
- Petersen, A. (1981): Die Gräser als Kulturpflanzen und Unkräuter auf Wiese, Weide und Acker. 5., bearb. Aufl., Akademie-Verlag, Berlin, 280 S.
- POP-Protokoll (1989): Protocol on Persistent Organic Pollutants (POPs). Protocol on Persistent Organic Pollutants (POPs) - The 1998 Aarhus Protocol on Persistent Organic Pollutants (POPs). URL: http://www.unece.org/env/lrtap/pops_h1.html
- Pott, R. (1992): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands, Ulmer, Stuttgart, 427 p.
- Quade, J. (1993): Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau. Hydro Agri Dülmen GmbH (Hrsg.), 12. überarb., erg. und erw. Aufl. Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag. 618 S.
- Reinds, G.J., Posch, M., De Vries, W. (2001): A semi-empirical dynamic soil acidification model for use in spatially explicit integrated assessment models for Europe. Alterra Report 084, Alterra Green World Research, Wageningen, The Netherlands, 55 S.
- Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (FFH-Richtlinie), Abl. EG L 206/7 vom 22.07.1992, geändert durch Richtlinie 97/62/EG des Rates vom 27.10.1997, Abl. EG L 305/42.
- Rihm, B. (2016): schriftl. Mitteilung per Email vom 4.4.2016
- Rolecek, J. (2005): Vegetation types of dry-mesic oak forests in Slovakia. Preslia, Praha 77: 241-261
- Rosén, K., Gundersen, P., Tegnhammar, L., Johanson, M., Frogner, T. (1992): Nitrogen enrichment in Nordic forest ecosystems – The concept of Critical Loads. Ambio 21:364-368
- Ruhr-Stickstoff-Aktiengesellschaft (Hrsg.) (1988): Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau. 11., überarb., erg. u. erw. Aufl.. Bochum, 587 S.
- Runge, M. (1970): Untersuchungen zur Bestimmung der Mineralstickstoff-Nachlieferung am Standort. Flora, 159, 233-257.
- Schaap M., Wichink Kruit R., Hendriks C., Kranenburg R., Segers A., Bultjes P., Banzhaf S. (2017): Modelling and assessment of acidifying and eutrophying atmospheric deposition to terrestrial ecosystems (PINETI-2). Part I: Atmospheric deposition to German natural and semi-natural ecosystems during 2009, 2010 and 2011, UBA-Texte 62/2017
- Schachtschabel P, Auerswald K, Brümmer G, Hartke K H, Schwertmann U (1998) Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde, Verlag Ferdinand Enke, Stuttgart
- Schaffers, A.P., Sykora, K.V. (2000): Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction: a comparison with field measurements. J. Veg. Sci. 11:225-244. Uppsala
- Schlutow A, Hübener P (2004): The BERN Model: Bioindication for Ecosystem Regeneration towards Natural conditions. UBA-Texte 22/04. Umweltbundesamt Berlin, 50 S.
- Schlutow, A. (2003): Entwicklungspotenziale für eine naturschutzfachlich bedeutsame Grünlandvegetation nach Auflassung von ackerbaulicher Intensivnutzung. Arch. f. Naturschutz und Landschaftsforschung. Band 42, Heft 3, Dez. 2003.
- Schlutow, A., Scheuschner, T., Heinzel, L., Schlutow, M. (2014): Anpassung von Klimagliederung und Leitwaldgesellschaften an den Klimawandel in Mecklenburg-Vorpommern. Projekt im Auftrag von Landesforst Mecklenburg – Vorpommern. 114 S.
- Schlutow, A., Profft, I., Frischbier, N. (2009): Das BERN-Modell als Instrument zur Einschätzung der Angepasstheit von Waldgesellschaften und Baumarten an den Klimawandel in Thüringen. Forst und Holz 64: 31-37.
- Schlutow, A., Gemballa, R. (2008): Sachsens Leitwaldgesellschaften – Anpassung in Bezug auf den prognostizierten Klimawandel. AFZ - Der Wald 1/2008: 28-31.
- Schlutow, A., Kraft, P., Weigelt-Kirchner, R. (2007): Veränderungen der potenziell natürlichen Vegetation im Zuge des Klimawandels im Freistaat Sachsen. Endbericht zum Forschungsvorhaben Nr. 40200317 im Auftrag des Staatsbetriebes Sachsenforst. Graupa. Manuskriptdruck.

- Schlutow, A., Becker, R., Hübener, P. (2005): KlistWa - Einfluss regionalisierter Klimaprognosen und Stoffhaushaltssimulationen (dynamische Modellierung) auf den Stoffhaushalt repräsentativer Standorts- und Waldbestandstypen im Freistaat Sachsen.
- Schlutow, A., Profft, I., Frischbier, N. (2009): Das BERN-Modell als Instrument zur Einschätzung der Angepasstheit von Waldgesellschaften und Baumarten an den Klimawandel in Thüringen. *J. Forst und Holz* 64(Heft 4):31-37
- Schlutow, A. (2013): Beurteilungsmaßstäbe für Stickstoffeinträge (Critical Loads und Critical Levels). In: Balla, S., Uhl, R., Schlutow, A., Lorentz, H., Förster, M., Becker, C., Scheuschner, Th., Kiebel, A., Herzog, W., Düring, I., Lüttmann, J., Müller-Pfannenstiel, K. (2013). Untersuchung und Bewertung von straßenverkehrsbedingten Nährstoffeinträgen in empfindliche Biotope“, Research and development study FE 84.0102/200. on behalf of the German Federal Highway Research Institute (BASt), Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 1099, BMVBS Abteilung Straßenbau, Bonn. 362 S.
- Schlutow, A., Dirnböck, T., Pecka, T., Scheuschner, T. (2015): Use of an empirical model approach for modelling trends of ecological sustainability (Chapter 14). In: De Vries, W., Hettelingh, J.-P., Posch, M. (eds). *Critical Loads and Dynamic Risk Assessments: Nitrogen, Acidity and Metals in Terrestrial and Aquatic Ecosystems*. Springer, 662 S.
- Schlutow, A., Bouwer, Y., Scheuschner, T., Nagel, H.-D. (2017): Ermittlung und Bewertung der Einträge von versauernden und eutrophierenden Luftschadstoffen in terrestrische Ökosysteme (PINETI-2). Teilbericht II: Critical Load, Exceedance und Belastungsbewertung, UBA-Texte 63/2017
- Schmidt, M.W.I., Torn, M.S., Abiven, S., Dittmar, T., Guggenberger, G., Janssens, I.A., Kleber, M., Kögel-Knabner, I., Lehemann, J., Manning, D.A.C., Nannipieri, P., Rasse, D.P., Weiner, S., Trumbore, S.E. (2011): *NATURE* Vol. 478:49-56
- Schmidt, P. A., Hempel, W., Denner, M., Döring, N., Gnüchtel, B., Walter, B., Wendel, D. (2002): Potentielle natürliche Vegetation Sachsens mit Karte 1:200.000. Hrsg.: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden, 230 S.
- Schober, R. (1975): Ertragstabeln wichtiger Baumarten bei verschiedenen Durchforstungen. J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt/M.
- Schober, R. (1987): Ertragstabeln wichtiger Baumarten. J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt/M.
- Schubert, R. (1960): Die zwergstrauchreichen azidiphilen Pflanzengesellschaften Mitteldeutschlands, VEB Gustav Fischer, Jena, 235 p.
- Schubert, R., Kotz, W. & Hilbig, S. (1995): Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Mittel- und Nordostdeutschlands. Fischer, Jena, 403 S.
- Schulte-Bisping, H., Beese, F. (2016): N-Fluxes and N-turnover in a mixed beech-pine forest under low N-inputs. *European Journal of Forest Research*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, URL: https://www.researchgate.net/publication/289706545_N-fluxes_and_N-turnover_in_a_mixed_beech-pine_forest_under_low_N-inputs
- Schwappach, H. (1912): Ertrags-Schätztafeln für Forstbestände. Archiv der Forstwissenschaft Eberswalde, unveröffentlicht
- Schwermetallprotokoll (1989): The 1998 Protocol on Heavy Metals and its 2012 amended version. URL: http://www.unece.org/env/lrtap/status/lrtap_s.html
- Shugart, H. H. (1984): *A Theory of Forest Dynamics*, Springer, New York.
- Schwefel-Protokoll, Helsinki 1985: The 1985 Protocol on the Reduction of Sulphur Emissions or their Transboundary Fluxes by at least 30 per cent. URL: http://www.unece.org/env/lrtap/status/lrtap_s.html
- Schwefel-Protokoll (1994): The 1994 Oslo Protocol on Further Reduction of Sulphur Emissions. URL: http://www.unece.org/env/lrtap/status/lrtap_s.html
- Soó, R. (1964): Die regionalen Fagion-Verbände und Gesellschaften Südosteuropas. Verlag der Ungarischen Akademie der Wissenschaften Budapest.
- SRU - Sachverständigenrat für Umweltfragen (2015): Stickstoff: Lösungsstrategien für ein drängendes Umweltproblem, Berlin 2015
- Stanford, G., Frere, M.H., Swaninger D.H. (1973): Temperature coefficient of soil nitrogen mineralization. In: *Soil science* 115(4):321-323.
- Stein-Bachinger, K., Bachinger, J., Schmitt, L. (2004): Nährstoffmanagement im Ökologischen Landbau. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL) (Hrsg.). Darmstadt, 136 S.

Stickstoffprotokoll (1988): The 1988 Protocol concerning the Control of Nitrogen Oxides or their Transboundary Fluxes. URL: http://www.unece.org/env/lrtap/status/lrtap_s.html

Stuhrmann, M. (2000): Verbleib eingetragenen Stickstoffs in Waldböden entlang eines klimatischen Transektes durch Europa. In: Bayreuther Forum Ökologie, Band 79, 2000. 154 S.

Succow, M. (1974): Vorschlag einer systematischen Neugliederung der mineralbodenwasserbeeinflussten wachsenden Moorvegetation Mitteleuropas unter Ausklammerung des Gebirgsraumes. In: Feddes Repertorium, Band 85, Heft 1-2:57-113. Berlin.

Succow, M. (1988): Landschaftsökologische Moorkunde. Gustav-Fischer-Verlag, Jena, 126 S.

Succow, M., Joosten, H. (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. 2. Aufl. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Stuttgart, 622 S.

Sverdrup H, Warfvinge P (1993) The effect of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the (Ca+Mg+K)/Al ratio. Reports in Ecology and Environmental Engineering, 1993:2.

Sverdrup, H. (1990): The kinetics base of cation release due to chemical weathering. Lund University Press, Lund, Sweden.

Sverdrup, H. und Warfvinge, P. (1988): Weathering of primary minerals in the natural soil environment in relation to a chemical weathering model. Water, Air Soil Pollut., 38, 387-408.

Sverdrup, H., de Vries, W. und Henriksen, A. (1990): Mapping Critical Loads: A Guidance Manual to Criteria, Calculation, Data Collection and Mapping, Nordic Council of Ministers, Miljørapport 14, Copenhagen.

Sverdrup, H., Warfvinge, P. (1993): Calculating Field Weathering Rates Using a Mechanistic Geochemical Model PROFILE. In: Applied Geochemistry 8(3):273-283.

Sverdrup, H. u. Ineson, P. (1993): Kinetics of denitrification in forest soils. Unpublished manuscript

Templer, P.H., Mack, M.C., Chapin, F.S., Christenson, L.M., Compton, J.E., Crock, H.D., Currie, W.S., Curtis, C.J., Dail, D.B., D'Antonio, C.M., Emmett, B.A., Epstein, H.E., Goodale, C.L., Gundersen, P., Hobbie, S.H., Holland, K., Hooper, D.U., Hungate, B.A., Lamontagne, S., Nadelhoffer, K.J., Osenberg, C.W., Perakis, S.S., Schleppi, P., Schimel, J., Schmidt, I.K., Sommerkorn, M., Spoelstra, J., Tietema, A., Wessel, W.W., Zak, D.R. (2012): Sinks for nitrogen inputs in terrestrial ecosystems: a meta-analysis of 15N tracer field studies. Ecology 93(8):1816-1829

Thomson, K., Hodgson, J.G., Grime, J.P., Rorison, I.H., Band, S.R., Spenger, R.E. (1993): Ellenberg numbers revised. Phytocoenologia 23:277-289, Stuttgart

Tischew, S. (2011): Management von Offenland-Lebensräumen an pflegeproblematischen Steilhängen durch Ziegenstandweiden. Beschreibung des laufenden Forschungsprojekts

Trüby (1994): Trüby, P. (1994): Zum Schwermetallhaushalt von Waldbäumen. Freiburg/Breisgau. Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen 33

Türk T (1992) Die Wasser- und Stoffdynamik in zwei unterschiedlich geschädigten Fichtenstandorten im Fichtelgebirge. Bayreuther Bodenkdl Ber 22 Wageningen

Tüxen, R. (1937): Die Pflanzengesellschaften Nordwestdeutschlands. Mitt. flor.-soz. Arb.gem. Niedersachsen 3:1-170. Hannover.

Tüxen, R. (1957): Entwurf einer Definition der Pflanzengesellschaft (Lebensgemeinschaft). Mitteilungen der Floristisch-Soziologischen Arbeitsgemeinschaft (6/7):151.

UBA - Umweltbundesamt (1996): Manual on methodologies and criteria for mapping critical levels / loads and geographical areas where they are exceeded. Coordination center for Effects and the Secretariat of the United Nations Economic Commission for Europe. UBA-Texte71/96.

UBA - Umweltbundesamt (2004): Manual on methodologies and criteria for modeling and mapping critical loads & levels. UBA-Texte 52/04 (im Internet unter: <http://www.icpmapping.org>)

UBA – Umweltbundesamt (2015): Bodenbedeckungsdaten für Deutschland CORINE 2012, hochaufgelöste Version LBM-DE2012 © BKG/Geobasis-DE

UBA, DLR-DFG (2009): Bodenbedeckungsdaten für Deutschland – CORINE Landcover (CLC 2006), Umweltbundesamt (UBA), Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt (DLR), Deutsches Fernerkundungszentrum (DFG), digitale Datenlieferung Mai 2010.

- Ulrich, B. (1981): Theoretische Betrachtung des Ionenkreislaufs in Waldökosystemen. *Z. Pflanzenernährung Bodenkunde* 144, 647 – 659.
- Ulrich, B. (1987): Stabilität, Elastizität und Resilienz von Waldökosystemen unter dem Einfluss saurer Deposition, *Forstarchiv* 58: 232-239.
- UN ECE (1979): UN Convention on Long Range Transboundary Air Pollution. Genf. URL: http://www.unece.org/env/lrtap/status/lrtap_s.html
- UNECE (2017): 1999 Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone to the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, as amended on 4 May 2012 and Annex II and III updated as of 1 April 2017
http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2017/AIR/Gothenburg_Protocol/Annex_II_and_III_updated_clean.pdf
- Van Donselaar, J. (1961): On the vegetation of former river beds in the Netherlands. *Wentia* 5, 1-85.
- VOC-Protokoll (1991): The 1991 Protocol concerning the Control of Emissions of Volatile Organic Compounds or their Transboundary Fluxes. 29 September 1997. URL: http://www.unece.org/env/lrtap/status/lrtap_s.html
- Volk, O. H. (1937): Über einige Trockenrasengesellschaften des Wörzburger Wellenkalkgebietes. *Beih. Bot. Cbl.*, 57 (1937), pp. 577-598 Abt. B
- Walse, C., Berg, B., Sverdrup, H. (1998): Review and synthesis of experimental data on organic matter decomposition with respect to the effect of temperature, moisture and acidity. *Environ Review* 6(1):25-40
- Weber G, Rehfuess K E, Kreutzer K (1993) Über den Einfluß naturnaher Waldwirtschaft auf den chemischen Bodenzustand. In Block J (Hrsg.) Stickstoffausträge mit dem Sickerwasser aus Waldökosystemen: Wirkungskomplex Stickstoff und Wald. IMA-Querschnittseminar, UBA Berlin
- Wellbrock, N., Bolte, A., Flessa, H. (eds) 2016: Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland. Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008. Thünen-Institut, Braunschweig, Thünen Report 43
- Westhoff, V., Dijk, J. W., Passchier, H. (1946): Overzicht der Plantengemeenschappen in Nederland. 118 S., Amsterdam.
- Wett, N. (2003): Aspekte des Prozesses der N-Freisetzung aus Humusvorratsabbau. Diss. Uni Kassel. Online im Internet: URL: https://kobra.bibliothek.uni-kassel.de/bitstream/urn:nbn:de:hebis:34-648/1/dis1376_06.pdf [Stand April 2015].
- Wiedemann, F. (1936): Ertragstabeln der Fichte. In: Schober (1975) Ertragstabeln wichtiger Baumarten bei verschiedenen Durchforschungen. Frankfurt a. M.: Verlag Sauerländer.
- Wiedemann, F. (1943): Ertragstabeln der Kiefer. In: Schober (1975) Ertragstabeln wichtiger Baumarten bei verschiedenen Durchforschungen. Frankfurt a. M.: Verlag Sauerländer.
- Willner, W. (2002): Syntaxonomische Revision der südmitteleuropäischen Buchenwälder, in: *Phytocoenologia* 32 (3), Berlin-Stuttgart, S. 337-453.
- Willner, W., Grabherr, G. (Hrsg.) 2007: Die Wälder und Gebüsche Österreichs. Elsevier, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, München., Textband 302 S., Tabellenband 290 S.
- Wimmenauer, K. (1919): Wachstum und Ertrag der Esche. *AFJZ* S. 9-17 und S. 37-40.
- Wolfram, C. (1996): Die Vegetation des Bottsandes. *Mitt. der AG Geobotanik in Schlesw-Holst. und Hamburg*, Kiel, Heft 51, 111 S.

Anhang 1: Literaturquellen der Stetigkeitstabellen und Standortbeschreibungen der in Deutschland vorkommenden naturnahen und halbnatürlichen Pflanzengesellschaften, für die im deutschen Datensatz zum CFD2017 Critical Loads ermittelt wurden

Name der Pflanzengesellschaft	Quellen der Stetigkeitstabellen, Standortbeschreibungen und Fundortangaben
Adenostylo glabrae-Abietetum Mayer 1969	Oberdorfer (1992) Teil IV, Tab. 339/2B und Textband S. 236
Adenostylo glabrae-Abieti-Fagetum sylvatici Mayer 1974	Willner (2002) Tab. 6/20
Adenostylo glabrae-Piceetum Mayer 1969	Oberdorfer (1992) Teil IV, Tab. 271/12a und Textband S. 73
Adonido-Brachypodietum pinnati Straus 1936	Passarge (1964) Tab. 86a-e (auch Oberdorfer (1993) Teil II, Tab. 95/3a)
Agrostietum coarctatae Kobendza 1930 (Cladonia-Subass.)	Schubert, Hilbig, Klotz (1995) S. 262
Agrostio-Populetum tremulae PASS. u. Hofmann 1964	Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 42h
Agrostio-Quercetum roboris (Deschampsia flexuosa-Subass.) Pass. 1953 em. Schub. 1995	Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 30b
Airo-Agrostietum tenuis BÜKER 1939	Passarge (1964) Tab. 82f
Alchemillo-Arrhenatheretum (Salvia pratensis-Subass.) Sougn. 1963	Klapp (1965) Tab. 52II (auch Oberdorfer (1993) Teil III, Tab. 234/2)
Alnetum incanae Lüdi 1921	Oberdorfer (1992) Teil IV, Tab. 303/1Ad und Textband S. 140 (auch Tüxen (1937) S. 151; Matuszkiewicz et Borowik (1957) Tab. 1)
Angelico-Cirsietum oleracei Oberd. 1967	Passarge (1964) Tab. 59a-c (auch Oberdorfer (1993) Teil III, Tab. 223/6a)
Armerio-Agrostidetum tenuis Hueck 1931	Passarge (1964) Tab. 82g
Armerio-Festucetum ovinae Knapp 1942	Passarge (1964) Tab. 82c-e
Armerio-Festucetum trachyphyllae (Libb. 1933) R. KNAPP 1948 ex Hohenester 1960	Oberdorfer (1993) Teil II, Tab. 103/12a
Arrhenathero-Cultopinetum Hofmann 2002	Anders et al. (2002) Tab. 3-32
Arunco-Aceretum pseudoplatani Moor 1952	Willner u. Grabherr (2007) Teil 1 S. 133 u. Tab. 19/11 (auch Mucina et al. (1993) Teil III, S. 118)
Asperulo-Abieti-Fagetum sylvatici (Carex flacca-Subass.) Th. Müller 1966	Hartmann u. Jahn (1967) Tab. IVb/8
Asperulo-Abieti-Fagetum sylvatici (Dryopteris-Subass.) TH. MÜLLER 1966	Hartmann u. Jahn (1967) Tab. IVb/6
Asperulo-Abieti-Fagetum sylvatici (typ. Subass.) Th. Müller 1964	Hartmann u. Jahn (1967) Tab. IVb/3 (auch Willner u. Grabherr (2007) Teil 1 S. 153 u. Tab. 21a/9)

Name der Pflanzengesellschaft	Quellen der Stetigkeitstabellen, Standortbeschreibungen und Fundortangaben
Asperulo-Fagetum sylvatici (Dryopteris-Subass.) Scam. 1967	Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 15f (auch Schmidt (2002) 1.1.1, Tab. 2/1/3.1; Oberdorfer (1992) Teil IV, Tab. 331/6 und Textband S. 212; Tüxen (1937) S. 142)
Asperulo-Fagetum sylvatici (typ. Subass.) Mayer 1964	Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 15a (auch Härtle et al. 2004 Tab. 16/2-13; Schmidt (2002) 1.1.1, Tab. 2/1/3.1; Oberdorfer (1992) Teil IV, Tab. 331/2 und Textband S. 212; Willner (2002) Tab 6/9-11)
Astrantio-Trisetetum flavescentis Knapp 51	Oberdorfer (1993) Teil III, Tab. 234/5
Athyrietum alpestris Schmid 1923	Grabherr u. Mucina (1993) Teil II S. 487
Athyrio alpestris-Piceetum Hartmann 1959	Hartmann u. Jahn (1967) Tab. II/4-5
Avenello-Cultopinetum Hofmann 2002	Anders et al. (2002) Tab. 3-36 (auch Hofmann 1997 S.81)
Aveno-Genistetum sagittalis Oberd. 1957	Oberdorfer (1993) Teil II, Tab. 117/7
Bazzanio-Piceetum (Schmidt et Gaisberg 1936) BR.-BL. et Sissingh in BR.-BL. et al. 1939	Oberdorfer (1992) Teil IV, Tab. 269/10Ab und Textband S. 69 (auch in Hartmann u. Jahn 1967 Tab. II/50-51 und S. 387; (auch Willner u. Grabherr (2007) Teil 1 S. 206 u. Tab. 39/6)
Betulo carpaticeae-Piceetum Stöck. 1967	Hartmann u. Jahn (1967) Tab. II/56
Betulo-Quercetum petraeae (Gaume 1924) Tx. 1937	Tüxen (1937) S. 129 (auch Oberdorfer (1992) Teil IV, Tab. 291/2b1 und Textband S. 111)
Betulo-Quercetum roboris (Molinia-Subass.) (Tx. 1937) Scamoni et Passarge 1959	Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 32d-e (auch Schmidt (2002) 5.2.1, Tab. 2/4/2.4; Tüxen (1937) S. 128 unten)
Betulo-Quercetum roboris Tüxen 1930	Tüxen (1937) S. 128 oben
Brachypodio pinnati-Cultopinetum Hofmann 2002	Anders et al. (2002) Tab. 3-30 (auch Hofmann 1997 S.84)
Brachypodio sylvaticae-Cultopiceetum Schubert 1972	Schubert, Hilbig, Klotz (1995) S. 106
Brachypodio sylvaticae-Cultopinetum Hofmann 2002	Anders et al. (2002) Tab. 3-31
Bromo-Carpinetum betuli (typ. Subass.) Hofmann 1968	Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 21g
Calamagrostio villosae-Piceetum (Vacc. vitis-idaea-Subass.) Volk 1939	Hartmann u. Jahn (1967) Tab. II/29
Calamagrostio-Cultopinetum Hofmann 2002	Anders et al. (2002) Tab. 3-33 (auch Hofmann 1997 S.79)
Caricetum acutiformis-ripariae Soò 1930	Oberdorfer (1998) Teil I, Tab. 38/6
Caricetum diandrae Jonas 1932	Passarge (1964) Tab. 72a,b (auch Oberdorfer (1998) Teil I, Tab. 66/4a)

Name der Pflanzengesellschaft	Quellen der Stetigkeitstabellen, Standortbeschreibungen und Fundortangaben
Caricetum elatae (Comaro-Subass.) Koch 1926	Passarge (1964) Tab. 20b,d (auch Oberdorfer (1998) Teil I, Tab. 36/1d)
Caricetum elatae (typ. Subass.) Koch 1926	Passarge (1964) Tab. 20a/c (auch Oberdorfer (1998) Teil I, Tab. 36/1a; Tüxen (1937) S. 52)
Caricetum ferrugineae Lüdi 1921	Oberdorfer (1993) Teil II, Tab. 111/7a
Caricetum fuscae subalpinum Br.-Bl. 1915	Oberdorfer (1998) Teil I, Tab. 67/8f
Caricetum gracilis Tx. 1937	Passarge (1964) Tab. 21g-k (auch Oberdorfer (1998) Teil I, Tab. 40/10a; Tüxen (1937) S. 54)
Caricetum paniculatae Wangerin 1916	Oberdorfer (1998) Teil I, Tab. 37/3
Caricetum vulpinae Nowinski 1927	Passarge (1964) Tab. 21a-b (auch Oberdorfer (1998) Teil I, Tab. 40/11)
Carici albae-Tilietum cordatae Müller et Görs 1958	Th. Müller (1990) Tab. 1/3
Carici canescentis-Agrostidetum caninae (Jonas 1932) Tx. 1937 (Carex panicea Subass.)	Tüxen (1937) S. 63
Carici canescentis-Agrostidetum caninae Tx. 1937 (Carex inflata Subass.)	Tüxen (1937) S. 62
Carici elongatae-Alnetum glutinosae Bodeux 1955	Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 4f (auch Schmidt (2002) 11.3, Tab. 2/8/1; Tüxen (1937) S. 136; Langguth, Kopp u. Passarge (1965) S. 25)
Carici piluliferae-Fagetum sylvatici (typ. Subass.) Pass. 1956	Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 27b
Carici remotae-Fraxinetum excelsi W. Koch 1926 ex Fab. 1936	Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 7h (auch Schmidt (2002) 8.3.2, Tab. 2/7/1.1; Oberdorfer (1992) Teil IV, Tab. 304/4a und Textband S. 147; Tüxen (1937) S. 149; Matuszkiewicz et Borowik (1957) Tab. 1; Langguth, Kopp u. Passarge (1965) Tab. 3/5; Hartmann u. J
Carici-Fagetum sylvatici (Lithospermum-Subass.) Hartmann 1967	Hartmann u. Jahn (1967) Tab. VIIa/37, Tab. 18b/17-21, S. 464
Carici-Fagetum sylvatici (typ. Subass.) Moor 1952 em. Lohm 1953	Hartmann u. Jahn (1967) Tab. VIIa 30, Tab. 18b/9-12, S. 462 (auch Berg et al 2001 Tab. 34.2.3.1 und Text S. 489)
Carici-Nardetum strictae Pass. 1964	Passarge (1964) Tab. 88e-f
Carpino betuli-Ulmetum carpinifoliae (typ. Subass.) Pass. 1953	Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 9c (auch Schmidt (2002) 13.4, Tab. 2/10/4)
Cladonio-Pinetum sylvestris (typ. Subass.) Pass. 1956	Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 36a (auch Matuczkiewicz (1962) Tab. 1/1; Krieger (1937) Tab. 7-10; Berg et al 2001 Tab. 32.1.1.4 und Text S. 466; Runge (1994) S. 247)
Cnidio dubii-Violetum pumilae (Korneck 1962) Bal.-Tul. 1969	Mucina et al. (1993) Teil I, S. 334

Name der Pflanzengesellschaft	Quellen der Stetigkeitstabellen, Standortbeschreibungen und Fundortangaben
Convolvulo-Eupatorietum cannabini (Oberd. Et al. 1967) Görs 1974	Oberdorfer (1993) Teil III, Tab. 169/5
Corynephoru-Pinetum sylvestris (Juraszek 1928) Hofmann 1964	Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 37a,b
Crepido-Juncetum subnudolosi Tx. 1937	Passarge (1964) Tab. 60a-b (auch Tüxen (1937) S. 77)
Cytiso nigricantis-Pinetum sylvestris Br.-Bl. 1932	Oberdorfer (1992) Teil IV, Tab. 259/6C und Textband S. 51 (auch Runge (1994) S. 237)
Dactylido-Quercetum roboris Pass. 1962	Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 24a
Dauco-Arrhenatheretum (Alopecurus-Subass.) Br.-Bl. 1919	Passarge (1964) Tab. 66b
Dauco-Arrhenatheretum (Bromus erectus-Subass.) Br.-Bl. 1919	Klapp (1965) Tab. 52I (auch Oberdorfer (1993) Teil III, Tab. 236/1c)
Dauco-Arrhenatheretum (Salvia pratensis-Subass.) Görs 1966	Klapp (1965) Tab. 52II (auch Oberdorfer (1993) Teil III, Tab. 236/1f)
Dauco-Arrhenatheretum elatioris (Heracleum-Subass.) Tx. 1937	Passarge (1964) Tab. 66d (auch Oberdorfer (1993) Teil III, Tab. 235/1b, Tüxen (1937) S. 104)
Dauco-Arrhenatheretum elatioris (typ. Subass.) Tx. 1937	Passarge (1964) Tab. 66e-i (auch Oberdorfer (1993) Teil III, Tab. 235/1a, Tüxen (1937) S. 105)
Dentario bulbiferae-Fagetum sylvatici (typ. Subass.) LOHMEYER 1962	Lohmeyer (1962) Tab. 1 f (auch Hartmann u. Jahn (1967) Tab. IVa/24-26; Härtle et al (2004) Tab. 16/14)
Dentario enneaphyllides-(Abieto-)Fagetum sylvatici OBERD. Ex Matuszkiewicz et Matuszkiewicz 1960	Hartmann u. Jahn (1967) Tab. IVa/11
Dentario heptaphyllae-(Abieti-)Fagetum sylvatici (Festuca altissima-Subass.) Moor 1952	Hartmann u. Jahn (1967) Tab. VIIb/2
Dentario heptaphyllae-(Abieti-)Fagetum sylvatici (typ. Subass.) (Moor 1952) Müller 1966	Hartmann u. Jahn (1967) Tab. VIIb/3-4
Diantho gratianopolitani-Festucetum pallentis Gauckler 1938	Oberdorfer (1993) Teil II, Tab. 89/18a/1)
Diantho-Molinietum coeruleae Pass. 1955	Passarge (1964) Tab. 61c-i
Dicrano-Cultopiceetum Schubert 1972	Schubert, Hilbig, Klotz (1995) S. 106
Dicrano-Cultopinetum Hofmann 2002	Anders et al. (2002) Tab. 3-38 (auch Hofmann 1997 S.83)
Dicrano-Fagetum sylvatici Pass. et Hofm. 1965	Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 28
Dicrano-Quercetum (roboris) Pass. 1963	Passarge u. Hofmann (1968) S. 170
Dorycnio germanici-Pinetum sylvestris Oberd. 1957	Willner u. Grabherr (2007) Teil 1 S. 171 u. Tab. 29/1
Dryopteris-Cultopiceetum Schubert 1972	Schubert, Hilbig, Klotz (1995) S. 105 (auch Hofmann 1997 S.68)

Name der Pflanzengesellschaft	Quellen der Stetigkeitstabellen, Standortbeschreibungen und Fundortangaben
Dryopteris-Cultopinetum Hofmann 2002	Anders et al. (2002) Tab. 3-24 (auch Hofmann 1997 S.74)
Eleocharitetum uniglumis Almquist 1929	Härdtle (1984) Tab. 4
Elymo-Ammophiletum arenariae (typ. Subass.) Br.-Bl. et De Leeuw 1936	Passarge (1964) Tab. 77c
Empetro hermaphroditi-Vaccinietum uliginosi Br.- Bl. in Br.-Bl. in Jenny 1926	Grabherr u. Mucina (1993) Teil II S. 454 (auch Tü- xen (1937) S. 122)
Empetro nigri-Pinetum sylvestris Libb. et Siss. 1939	Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 36g (auch Matuszkiewicz (1962) Tab. 1/8-10; Berg et al 2001 Tab. 32.1.1.3 und Text S. 465; Runge (1994) S. 247)
Epilobio angustifoliae-Cultopiceetum Schubert 1972	Schubert, Hilbig, Klotz (1995) S. 106
Epilobio montani-Cultopiceetum Schubert 1972	Schubert, Hilbig, Klotz (1995) S. 105
Equiseto-Cultopiceetum Schubert 1972	Schubert, Hilbig, Klotz (1995) S. 106
Equiseto-Typhetum minimae Br.-Bl. ap. Volk 1940	Oberdorfer (1998) Teil I, Tab. 64/18 bzw. Tab. 73/18a+b
Ericetum carneaе Rübel 1911	Grabherr u. Mucina (1993) Teil II S. 435
Ericetum tetralicis Tüxen 1937	Tüxen (1937) S. 110
Erico carneaе-Rhododendretum hirsuti Oberd. 1967	Oberdorfer (1992) Teil IV, Tab. 256/1a und Text- band S. 43 (auch Runge (1994) S. 239)
Erico-Abieti-Piceetum Misic et Popovic 1960	Horvat, Glavac, Ellenberg (1974) Tab. 130/3
Erico-Sphagnetum magellanici (Osvald 1923) Moore 1968	Passarge (1964) Tab. 75e-f (auch Oberdorfer (1998) Teil I, Tab. 75/2c-d; Tüxen (1937) S. 113)
Eriophoro-Betuletum pubescentis Hueck 1925 em. Passarge 1968	Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 33c (auch Schmidt (2002) 12.1, Tab. 2/9/1)
Eriophoro-Sphagnetum recurvi Hueck 1925	Passarge (1964) Tab. 75a-b
Euphorbio-Callunetum (Avena pratensis-Subass.) Schub. 1960 em. Schub. 1995	Schubert (1960) Tab. 21/IV
Festuco ovinae-Pinetum sylvestris Juraszek 1928	Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 37c
Festuco rupiculae-Brachypodietum pinnati Mahn 1959	Mahn (1965) Tab. 29/1-3
Festuco valesiacea-Stipetum capillatae Mahn 1959	Mahn (1965) Tab. 18/3
Festuco-Genistetum sagittalis Issl. 1927	Oberdorfer (1993) Teil II, Tab. 117/6a
Filipendulo ulmariae-Geranium palustre (W. Koch 1926) Tüxen 1937	Oberdorfer (1993) Teil III, Tab. 220/2 (auch Tüxen (1937) S. 79)
Filipendulo-Alnetum Lemée 1937	Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 5g (auch Schmidt (2002) 8.2, Tab. 2/7/2)
Filipendulo-Alopecuretum pratensis Hundt em. 1958	Passarge (1964) Tab. 65d

Name der Pflanzengesellschaft	Quellen der Stetigkeitstabellen, Standortbeschreibungen und Fundortangaben
Fraxino excelsi-Aceretum pseudoplatani Tüxen 1937	Oberdorfer (1992) Teil IV, Tab.321/9A und Textband S. 185 (auch Tüxen (1937) S. 146, Hartmann u. Jahn (1967) Tab. III/20-25)
Fraxino excelsi-Fagetum sylvatici Scamoni 1956	Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 10e (auch Langguth, Kopp u. Passarge (1965) Tab. 3/4; Berg et al 2001 Tab. 34.2.1.1 und Text S. 484)
Gageo saxatilis-Veronicetum dillenii (Oberd. 1957) Korneck 1974	Oberdorfer (1993) Teil II, Tab. 84/12/2
Galio rotundifollii-Abietetum Wraber 1959	Oberdorfer (1992) Teil IV, Tab. 339/1B und Textband S. 235 (auch Willner u. Grabherr (2007) Teil 1 S. 196 u. Tab. 33/13)
Galio-Alopecuretum pratensi Hundt 1958	Passarge (1964) Tab. 65a,b
Galio-Carpinetum betuli (typ. Subass.) Oberdorfer 1957	Hartmann u. Jahn (1967) Tab. IXa/20, Tab. 21/56-69, S. 507 (auch Th. Müller (1990) Tab. 5)
Galio-Cultopinetum Schubert 1972	Schubert, Hilbig, Klotz (1995) S. 108
Genisto anglicae-Callunetum vulgaris Schwick. 1933 em. Tx. 1937	Passarge (1964) Tab. 90a-c
Genisto germanicae-Callunetum vulgaris Oberd. 1957 nom. inv.	Passarge (1964) Tab. 91h
Genisto pilosae-Callunetum Oberd. 1938	Oberdorfer (1993) Teil II, Tab. 121/12c (auch Tüxen (1937) S. 117)
Gentiano asclepiadeae-Molinietum Oberd. 1957 em. OBERD et al. 1967	Oberdorfer (1993) Teil III, Tab. 227/17c
Gentiano-Koelerietum pyramidatae Knapp 1942 ex Bornkamm 1960	Passarge (1964) Tab. 85b (auch Oberdorfer (1993) Teil II, Tab. 101/7d/1)
Geranio-Trisetetum flavescentis Knapp ex Oberd. 1951	Oberdorfer (1993) Teil III, Tab. 234/4 (auch Tüxen (1937) S. 109)
Homogyno alpinae-Piceetum Zukrigl 1973	Oberdorfer (1992) Teil IV, Tab. 270/11a und Textband S. 71 (auch Willner u. Grabherr (2007) Teil 1 S. 203 u. Tab. 39/2)
Hordelymo-Fagetum sylvatici Kuhn 1937 em. Jahn 1972 (typ. Subass.)	Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 12e (auch Tüxen (1937) S. 140; Oberdorfer (1992) Teil IV, Tab. 323/3 und Textband S. 219, (auch Hartmann u. Jahn (1967) Tab. VIIa/16-17, Tab. 18a/32-35, S. 461)
Hordelymo-Fagetum sylvatici Tx. 1937 (Dryopteris-Subass.)	Tüxen (1937) S. 142
Impatiento-Fagetum sylvatici Bartsch 1940	Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 11b (auch Schmidt (2002) 1.2, Tab. 2/2/2; Hartmann u. Jahn (1967) Tab. IVa/3)
Juncetum alpini Phil. 1960	Oberdorfer (1998) Teil I, Tab. 73/17a

Name der Pflanzengesellschaft	Quellen der Stetigkeitstabellen, Standortbeschreibungen und Fundortangaben
Juncetum filiformis Tx. 1937	Oberdorfer (1993) Teil III, Tab. 220/12 (auch Tüxen (1937) S. 93)
Junco acutiflori-Molinietum coeruleae Pass. 1951 (typ. Subass.)	Passarge (1964) Tab. 63d-h
Junco-Caricetum fuscae Tx. 1952	Passarge (1964) Tab. 72c-h
Junco-Molinietum coeruleae (Jonas 1932) Tx. 1937 (Nardus stricta-Subass.)	Tüxen (1937) S. 87
Leontodontetum montani Jenny-Lips 1930 (= Saxifraga biflora-Gesellschaft)	Oberdorfer (1998) Teil I, Tab. 10/5
Leontodonto-Xerobrometum Volk 1938	Oberdorfer (1993) Teil II, Tab. 107/15a
Leucobryo-Pinetum sylvestris (Molinia-Subass.) Matusz. 1962	Matuszkiewicz (1962) Tab. 1/7 (auch Hartmann u. Jahn (1967) Tab. XIII/1 ; Schmidt (2002) 7.1.2, Tab. 2/6/1.3)
Leucobryo-Pinetum sylvestris (typ. Subass.) Matusz. 1962	Matuszkiewicz (1962) Tab. 1/5+6 (auch Hartmann u. Jahn (1967) Tab. XIII/4-5, Schmidt (2002) 7.1.1, Tab. 2/6/1.1; Oberdorfer (1992) Teil IV, Tab. 261/1gB und Textband S. 55; Runge (1994) S. 246; Berg et al 2001 Tab. 32.1.1.1 und Text S. 463)
Lonicero alpigenae-Abieti-Fagetum sylvatici (typ. Subass.) Oberdorfer 1957	Oberdorfer (1992) Teil IV, Tab. 335/1Aa und Textband S. 228 (auch Willner (2002) Tab. 6/27; Mucina et al. (1993) Teil III, S.156)
Loto-Brometum racemosae Oberd. 1957	Passarge (1964) Tab. 57a-c
Loto-Holcetum lanati Issler 1936	Passarge (1964) Tab. 57d-i
Luzulo luzuloides-Fagetum (typ. Subass.) Meusel 1937	Oberdorfer (1992) Teil IV, Tab. 325/3 und Textband S. 202 (auch Tüxen (1937) S. 144; Hartmann u. Jahn 1967 Tab. Via/ 39-42, Tab.15/31-50, 60, 61 u. S. 436)
Luzulo luzuloides-Piceetum (Schmid & Gaisb. 1936) Br.-Bl. & Sissingh 1939	Willner u. Grabherr (2007) Teil 1 S. 202 u. Tab. 40/1 (auch Mucina et al. (1993) Teil III, S. 293
Luzulo-Abietetum (Athyrum-Subass.) Oberd. 1957	Oberdorfer (1992) Teil IV, Tab. 267/8Bc und Textband S. 66 (
Luzulo-Abieto-Fagetum (typ. Subass.) Hartm. et Jahn 1967	Hartmann u. Jahn (1967) Tab. VIa/14 (auch Willner u. Grabherr (2007) Teil 1 S. 166 u. Tab. 21b/3)
Luzulo-Fagetum (Carex brizoides-Subass.) Meusel 1937	Oberdorfer (1992) Teil IV, Tab. 325/5 und Textband S. 202
Lysimachio-Quercetum roboris Scam. et Passarge 1959	Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 32a+b (auch Berg et al 2001 Tab. 29.2.2.2 und Text S. 434)
Maianthemo-Fagetum sylvatici (typ. Subass.) Pass. 1959	Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 17b (auch Schmidt (2002) 2.4, Tab. 2/1/1; Runge (1994) S. 273; Willner (2002) Tab. 6/40)

Name der Pflanzengesellschaft	Quellen der Stetigkeitstabellen, Standortbeschreibungen und Fundortangaben
Melampyro-Quercetum roboris (Deschampsia flexuosa-Subass.) (Tx. 1930) Passarge 1968	Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 29b
Melico-Fagetum sylvatici (Dryopteris-Subass.) Knapp em. 1942	Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 14e (auch Hartmann u. Jahn (1967) Tab. Iva/41-44, Tab. 17/47-52, S. 426)
Meo-Festucetum rubrae Bartsch 1940	Oberdorfer (1993) Teil III, Tab. 238/4b/2
Mercuriali-Carpinetum betuli (Primula-Subass.) Hofm. 1965	Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 21b (auch Schmidt (2002) 1.3, Tab. 2/1/5)
Mercuriali-Carpinetum betuli (typ. Subass.) Scam. et Pass. 1959	Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 20a+b
Mercuriali-Fagetum (Melico-Subass.) (Hartmann 1953) Hofmann 1968	Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 12b (auch Berg et al 2001 Tab. 34.2.1.2 und Text S. 486, Hartmann u. Jahn (1967) Tab. 18a/10-13, S. 460))
Mercuriali-Fagetum sylvatici (Convallaria-Subass.) Hartmann 1953	Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 12 c (auch Hartmann u. Jahn (1967) Tab. VIIa/20)
Milio-Cultopinetum Schubert 1972	Schubert, Hilbig, Klotz (1995) S. 108
Mnio-Fagetum Passarge 1966	Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 18g
Molinio-Cultopinetum Hofmann 1964	Anders et al. (2002) Tab. 3-34
Molinio-Fagetum sylvatici Scam. 1959	Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 26b (auch Berg et al. 2004 Tab. 33.1.1.1 und Text S. 472)
Nardo-Juncetum squarrosi Oberd. 1957	Oberdorfer (1993) Teil II Tab. 119/11
Narduretum lachenalii Korneck 1975	Oberdorfer (1993) Teil II, Tab. 77/4
Onobrychido-Brometum erecti TH. Müller 1968	Oberdorfer (1993) Teil II, Tab. 97/4a/2 (auch Klapp (1965) Tab. 93II; Tüxen (1937) S. 70)
Oxalido-Myrtillo-Cultopinetum Hofmann 1997	Hofmann 1997 S.76
Parnassio-Caricetum fuscae Oberd. 1957	Oberdorfer (1998) Teil I, Tab. 67/9e
Parnassio-Molinietum coeruleae (Libb. 1928) Pass. 1964 (typ. Subass.)	Passarge (1964) Tab. 62 (auch Tüxen (1937) S. 84)
Pastinaco-Arrhenatheretum elatioris (Alopecurus-Subass.) Knapp 1954	Passarge (1964) Tab. 66a
Pastinaco-Arrhenatheretum elatioris (typ. Subass.) Knapp 1954	Passarge (1964) Tab. 66c
Peucedano-Caricetum lasiocarpae Tx. 1937	Oberdorfer (1998) Teil I, Tab. 64/3 bzw. Tab. 66/3a-3c
Peucedano-Pinetum sylvestris (typ. Subass.) Matucz. 1962	Matuczkievicz (1962) Tab. 1/11-15 (auch Berg et al 2001 Tab. 32.1.2.1 und Text S. 467)
Peucedano-Quercetum roboris Pass. 1956	Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 25c
Phalaridetum arundinacae Libb. 1931	Passarge (1964) Tab. 21c-f
Phragmitetum communis Schmale 1939	Oberdorfer (1998) Teil I, Tab. 26/5a-5d

Name der Pflanzengesellschaft	Quellen der Stetigkeitstabellen, Standortbeschreibungen und Fundortangaben
Pleurozio-Betuletum pubescentis Hueck 1925 em. Passarge 1968	Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 34e (auch Schmidt (2002) 12.1, Tab. 2/9/1)
Pleurozio-Pinetum sylvestris Kleist 1929	Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 35h
Polygalacto-Festucetum rubrae Oberd. 1957	Passarge (1964) Tab. 67
Polygalo-Nardetum strictae (Prsg. 1953) Oberd. 1957	Oberdorfer (1993) Teil II, Tab. 117/9c (auch Ellenberg (1996) S. 723 Tab. 123/1)
Polygonetum bistortae Hundt 1980	Oberdorfer (1993) Teil III, Tab. 223/6c
Poo alpinae-Prunellatum vulgaris Oberd. 1950	Oberdorfer (1993) Teil III, Tab. 234/6
Poo-Trisetetum flavescentis Knapp 1951	Oberdorfer (1993) Teil III, Tab. 237/3a (auch Tüxen (1937) S. 106)
Potentillo albae-Quercetum petraeae-roboris Libbert 1933	Hartmann u. Jahn (1967) Tab. XII/22 (auch Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 24b-f; Schmidt (2002) 4.1, Tab. 2/4/5; Chytry (1993) Tab. 1/56-59)
Potentillo-Festucetum arundinaceae Nordh. 1940	Passarge (1964) Tab. 49e-h
Pruno spinosae-Cultopinetum Hofmann 1969	Hofmann (1991) S. 61
Pruno-Fraxinetum excelsi Oberdorfer 1953	Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 5d (auch Schmidt (2002) 8.2, Tab. 2/7/2; Oberdorfer (1992) Teil IV, Tab. 307/7Ba und Textband S. 150; Berg et al 2001 Tab. 30.3.1.1 und Text S. 447)
Pteridio-Cultopiceetum Schubert 1972	Schubert, Hilbig, Klotz (1995) S. 106
Pteridio-Cultopinetum Hofmann 1964	Anders et al. (2002) Tab. 3-25 (auch Hofmann 1997 S.78)
Puccinellietum maritimae Christiansen 1927	Passarge (1964) Tab. 52c (auch Härdtle (1984) Tab. 6; Tüxen (1937) S. 47)
Pulsatillo pratensis-Phleetum phleoides Pass. 1959	Passarge (1964) Tab. 84a-c
Pyrolo-Abietetum Oberd. 1957	Oberdorfer (1992) Teil IV, Tab. 339/2A und Textband S. 236
Pyrolo-Pinetum sylvestris (Libbert 1933) Schmid 1936	Oberdorfer (1992) Teil IV, Tab. 253a und Textband S. 38 (auch Runge (1994) S.248)
Querco roboris-Carpinetum betuli Tx. 1937 (typ. Subass.)	Tüxen (1937) S. 153 (auch Runge (1994) S. 283)
Querco roboris-Pinetum sylvestris Matuszkiewicz 1956	Matuszkiewicz et Matuszkiewicz (1956) Tab. 4 (auch Ellenberg (1996) S. 296 Tab. 47/6)
Querco-Ulmetum Issler 1953	Oberdorfer (1992) Teil IV, Tab. 308/8Ab und Textband S. 153 (auch Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 8e-f; Schmidt (2002) 9.1, Tab. 2/7/4; Berg et al 2001 Tab. 30.3.1.2)
Ranunculo-Alopecuretum geniculati Tx. 1937	Oberdorfer (1993) Teil III, Tab. 216/1 (auch Tüxen (1937) S. 97; Passarge (1964) Tab. 51a-d)

Name der Pflanzengesellschaft	Quellen der Stetigkeitstabellen, Standortbeschreibungen und Fundortangaben
Ranunculo-Deschampsietum caespitosae Scam. 1955	Passarge (1964) Tab. 64a-f
Rhamno catharticae-Alnetum glutinosae Franz et al. 1990	Mucina et al. (1993) Teil III, S. 39 (nicht in Willner 2007)
Rhamno frangulae-Cultopinetum Hofmann 2002	Hofmann (1991) S. 61 (auch in Anders et al. (2002) Tab. 3-23
Rhodothamno-Laricetum deciduae Willner u. Zuckrigl 1999	Willner u. Grabherr (2007) Teil 1 S. 214 u. Tab. 44/11 (auch Mucina et al. (1993) Teil III, S. 272
Ribo sylvestris-Fraxinetum Lemée 1937 corr. Passarge 1958	Oberdorfer (1992) Teil IV, Tab. 302/6 und Textband S. 149
Rubo-Avenello-Cultopinetum Hofmann 2002	Anders et al. (2002) Tab. 3-35 (auch Hofmann 1997 S.80)
Rubo-Cultopinetum Hofmann 2002	Anders et al. (2002) Tab. 3-21 (auch Hofmann 1997 S.75)
Salici pentandro-Betuletum pubescentis Soó 1955	Oberdorfer (1992) Teil IV, Tab. 249/2b und Textband S. 27 (auch Berg et al 2001 Tab. 29.1.1.4 und Text S. 428
Salicornietum strictae Christiansen 55 ex Tx. 1974	Passarge (1964) Tab. 52a (auch Härdtle (1984) Tab. 5)
Sambuco-Cultopinetum Hofmann 2002	Anders et al. (2002) Tab. 3-19
Sambuco-Quercetum roboris Hofm. 1965	Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 8b
Schoenetum nigricantis Koch 1926	Tüxen (1937) S. 74
Sedo-Poetum badensis Mahn 1965	Mahn (1965) Tab. 9
Seslerio variaae-Fagetum sylvatici Knapp 1948	Oberdorfer (1992) Teil IV, Tab. 342/1B und Textband S. 240 (auch Willner (2002) Tab. 6/4)
Seslerio-Caricetum sempervirentis Beg. 1922 em. Br.-Bl. 1926	Oberdorfer (1993) Teil II, Tab. 111/3b
Seslerio-Cultopinetum Schubert 1972	Schubert, Hilbig, Klotz (1995) S. 107 (auch Hofmann 1997 S.85)
Seslerio-Mesobrometum Kuhn 1937	Oberdorfer (1993) Teil II, Tab. 98/6a
Soldanello montanae-Piceetum Volk in Br.-Bl. et al 1939	Hartmann u. Jahn (1967) Tab. II/48, S. 387
Spergulario-Puccinellietum distantis Feek. 1934	Passarge (1964) Tab. 52e (auch Härdtle (1984) Tab. 7)
Spergulo-Corynephorretum canescentis (Tx. 1928) 1937	Tüxen (1937) S. 55 (auch Passarge (1964) Tab. 79c-f; Oberdorfer (1993) Teil II, Tab. 79/5a/2)
Sphagno compacti-Trichophoretum germanici (Oberd. 1938) Bartsch 1940 em. Dierssen 1975	Oberdorfer (1998) Teil I, Tab. 75/1b (auch Tüxen (1937) S. 116)
Sphagno-Betuletum pubescentis Doing 1962	Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 40 c-ec+d (auch Schmidt (2002) 12.1, Tab. 2/9/1; Berg et al 2001 Tab. 28.1.2.2 und Text S. 420)

Name der Pflanzengesellschaft	Quellen der Stetigkeitstabellen, Standortbeschreibungen und Fundortangaben
Sphagno-Caricetum canescentis Pass. 1964	Oberdorfer (1998) Teil I, Tab. 67/8b
Sphagno-Caricetum lasiocarpae Steffen em. Koch 1931	Passarge (1964) Tab. 71e-f (auch Oberdorfer (1998) Teil I, Tab. 66/3a-3c)
Sphagno-Piceetum Kuoch 1954	Hartmann u. Jahn (1967) Tab. II/36, S. 386, Tab. 3/7-18 (auch Tüxen (1937) S. 123)
Stachyo-Molinietum coeruleae W. Koch 1926 (typ. Subass.)	Passarge (1964) Tab. 61a-b
Stellario bulbosae-Fraxinetum excelsi Oberd. 1953	Willner u. Grabherr (2007) Teil 1 S. 117 u. Tab. 16/6 (auch Mucina et al. (1993) Teil III, S.97
Stellario holosteae-Carpinetum betuli Hartmann 1959	Hartmann u. Jahn (1967) Tab. IXa/23-24, Tab. 20/23-57, S. 501 (auch Passarge u. Hofmann (1968) Tab.22a; Schmidt (2002) 3.1.1, Tab. 2/3/2.1; Runge (1994)S. 282; Tüx. (1937) S.153; Th. Müller (1990) Tab. 2)
Stellario-Alnetum (Aruncus-Subass.) Tüxen 1957	Oberdorfer (1992) Teil IV, Tab. 305/5B und Textband S. 147 (auch Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 39h; Schmidt (2002) 8.1.2, Tab. 2/7/3.1)
Stellario-Alnetum (typ. Subass.) Lohmeyer 1957	Oberdorfer (1992) Teil IV, Tab. 305/5A und Textband S. 147 (auch Passarge et Hofmann (1968) Tab. 39 g-i; Schmidt (2002) 8.1.1, Tab. 2/7/3.2)
Stipo-Pinetum silvestris (Knapp 1944) Hofm. 1962	Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 37f
Teesdalia-Sperguletum vernalis Tx. 1955	Passarge (1964) Tab. 78a-d (auch Oberdorfer (1993) Teil II, Tab. 79/5b/1)
Teucrio-Festucetum cinerae Mahn 1965	Mahn (1965) Tab. 7/1
Teucrio-Seslerietum Volk 1937	Volk (1937) Tab. 3 (auch Oberdorfer (1993) Teil II, Tab. 109/16a)
Thalictro-Cirsietum oleracei Pass. 1955	Passarge (1964) Tab. 59d-g
Trichophoretum cespitosi Koch 1928	Oberdorfer (1998) Teil I, Tab. 67/9a
Trifolio-Festucetum rubrae Oberd. 1957	Oberdorfer (1993) Teil III, Tab. 237/3b
Trollio-Cirsietum rivularis Oberd. 1957	Oberdorfer (1993) Teil III, Tab. 220/8
Trollio-Molinietum Guinochet 1955	Oberdorfer (1993) Teil III, Tab. 227/17b
Urtico-Cultopiceetum Schubert 1972	Schubert, Hilbig, Klotz (1995) S. 106
Urtico-Cultopinetum Hofmann 2002	Anders et al. (2002) Tab. 3-28
Vaccinio myrtilli-Callunetum Bük. 1942	Oberdorfer (1993) Teil II, Tab. 121/13a
Vaccinio myrtilli-Cultopiceetum Schubert 1972	Schubert, Hilbig, Klotz (1995) S. 106 (auch Hofmann 1997 S.73)
Vaccinio myrtilli-Cultopinetum Hofmann 2002	Anders et al. (2002) Tab. 3-27 (auch Hofmann 1997 S.77)
Vaccinio myrtilli-Fagetum sylvatici (Mnium-Subass.) Pass. 1965	Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 27i

Name der Pflanzengesellschaft	Quellen der Stetigkeitstabellen, Standortbeschreibungen und Fundortangaben
Vaccinio myrtilli-Fagetum sylvatici (typ. Subass.) Pass. 1965	Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 27h (auch Langguth, Kopp u. Passarge (1965) Tab. 2/5; Berg et al 2001 Tab. 33.1.1.2 und Text S. 473)
Vaccinio myrtilli-Pinetum sylvaticae Pass. 1956	Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 36e (auch Matuszkiewicz (1962) Tab. 1/2; Langguth, Kopp u. Passarge (1965) Tab. 2/1)
Vaccinio uliginosi-Piceetum Hartm. 1953	Schmidt et al. (2002) 12.4.1 Tab. 2/9/4.1
Vaccinio uliginosi-Pinetum sylvestris Kleist 1929 em. Matusz. 1962	Matuszkiewicz (1962) Tab. 1/21-22 (auch Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 35e-f; Oberdorfer (1992) Teil IV, Tab. 264/4Aa und Textband S. 61; Langguth, Kopp u. Passarge (1965) Tab. 2/2; Runge (1994) S. 250; Berg et al 2001 Tab. 28.1.2.1 und Text S. 420)
Vaccinio vitis-ideae-Quercetum (roboris) Oberd. (1957) 1992	Hartmann u. Jahn (1967) Tab. XIII/10
Vaccinio-Abietetum (typ. Subass.) Oberdorfer 1957	Oberdorfer (1992) Teil IV, Tab. 265/6Ab und Textband S. 64 (auch Schmidt (2002) 6.2, Tab. 2/5/2; Runge (1994) S. 245)
Valeriano-Filipenduletum SISSINGH in Westhoff et al. 1946	Oberdorfer (1993) Teil III, Tab. 222/3c
Veronicetum longifoliae Walther 1955	Passarge (1964) Tab. 55h
Veronico-Corynepforetum canescentis Pass. 1960	Passarge (1964) Tab. 79a,b
Violo-Molinietum Pass. 1955	Passarge (1964) Tab. 63a
Willemetio-Caricetum fuscae Phil. 1963	Oberdorfer (1998) Teil I, Tab. 67/9d