

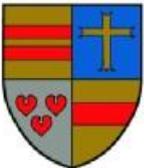
Straßenbauverwaltung des Landes Niedersachsen	
Straße: B 402	Station: 100+000 bis 111+111,48
<b>E 233 (B 402/B 213/B 72)</b>	
von der AS Meppen (A 31) bis zur AS Cloppenburg (A 1)	
PA 1: AS Meppen (A 31) – Meppen (B 70)	
PROJIS-Nr.: 0306290710	

# FESTSTELLUNGSENTWURF

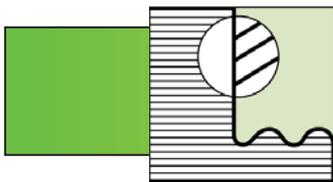
Planungsabschnitt 1  
AS Meppen (A 31) – Meppen (B 70)

**Teilgutachten zur FFH-Verträglichkeitsuntersuchung  
versauernder und eutrophierender Stickstoffeinträge  
im Betrieb der erweiterten E233  
auf FFH-Lebensraumtypen im FFH-Gebiet „Ems“**

Anhang E-IV

<p>Projektbearbeitung:</p> <p>Landkreis</p> 	<p>LANDKREIS CLOPPENBURG</p> 	<p style="color: blue;">Nachgeprüft:</p> <p>Meppen, den <u>18.06.2018</u>.....</p> <p style="color: blue;">Landkreis Emsland</p> <p>im Auftrage: <u>gez. Thieke</u>.....</p>
---	--	--

<p><b>Aufgestellt</b></p> <p>Lingen, den 20.06.2018</p> <p>Niedersächsische Landesbehörde für Straßenbau und Verkehr - Geschäftsbereich Lingen –</p> <p>im Auftrage <u>gez. Haberland</u>.....</p>	



ÖKO-DATA Strausberg

# **Teilgutachten zur FFH-Verträglichkeitsuntersuchung versauernder und eutrophierender Stickstoffeinträge im Betrieb der erweiter- ten E233 auf FFH-Lebensraumtypen im FFH-Gebiet „Ems“**

Auftraggeber:  
**LANDKREIS EMSLAND**  
**Fachbereich Umwelt**  
**- Naturschutz und Forsten (670) -**  
**Ordeniederung 1**  
**49716 Meppen**

Bearbeitet von:  
PD Dr.-Ing. habil. A. Schlutow  
Dipl.-Geogr. Thomas Scheuschner

Strausberg, 21. Oktober 2014



## Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Aufgabenstellung</b> .....	<b>7</b>
<b>2</b>	<b>Untersuchungsgebiet</b> .....	<b>8</b>
<b>3</b>	<b>Critical Loads-Konzept</b> .....	<b>10</b>
3.1	Empirische Critical Loads.....	10
3.2	Das DECOMP-Modell zur Ermittlung von Critical Loads.....	11
3.3	Das SMB-Modell zur Ermittlung von Critical Loads.....	12
3.3.1	Methodischer Ansatz zur Berechnung von Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge.....	12
3.3.2	Methodischer Ansatz zur Berechnung von Critical Loads für versauernde Stoffeinträge .....	13
3.4	Methoden und Modelle zur Ermittlung von Referenzdaten für die Critical Loads-Modellierung.....	20
3.4.1	Das BERN-Modell als Datenbasis für die Ermittlung von vegetationsspezifischen Eingangswerten für die Modellierung .....	20
3.4.2	Kritische Belastbarkeitsschwellen für FFH-LRT .....	26
3.4.2.1	Kritisches BS/C/N-Verhältnis zur Erhaltung von Pflanzenarten bzw. Pflanzengesellschaften.....	27
3.4.2.2	Kritisches C/N-Verhältnis ( $CN_{\min(\text{geo})}$ ; $CN_{\max(\text{geo})}$ ; $CN_{\min(\text{Phyto})}$ ).....	28
3.4.2.3	Kritisches Bc/N-Verhältnis zur Vermeidung von Nährstoffungleichgewichten.....	30
3.4.2.4	Kritischer pH-Wert zur Erhaltung von Bodenfunktionen .....	30
3.4.2.5	Kritische N-Konzentration ( $[N]_{\text{le}(\text{crit})}$ ).....	31
3.4.2.6	Kritisches Verhältnis von basischen Kationen zu Aluminium- Ionen $[Bc/Al]_{\text{crit}}$ in der Bodenlösung zur Limitierung von Aluminium-Intoxikation.....	34
3.4.3	Sonstige Eingangsdaten in die Critical Loads-Berechnung.....	35
3.4.3.1	Denitrifikationsrate ( $N_{\text{de}}$ ).....	35
3.4.3.2	Immobilisierungsrate ( $N_{\text{i}}$ ).....	36
3.4.3.3	Tolerierbare N-Auswaschungsrate mit dem Sickerwasser ( $N_{\text{le}(\text{acc})}$ ) .....	39
3.4.3.4	Bestimmung der Aufnahme rate von basischen Kationen ( $Bc_{\text{u}}$ ) und Stickstoff in die Vegetation ( $N_{\text{u}}$ ) .....	40
3.4.3.5	Freisetzungsr ate basischer Kationen durch Verwitterung des Ausgangssubstrats ( $Bc_{\text{w}}$ ) .....	43
3.5	Ermittlung des Zielzustandes einer LRT-Fläche .....	47
3.5.1	Berücksichtigung der Standortdynamik .....	47
3.5.2	Berücksichtigung des aktuellen Erhaltungszustandes .....	48
3.6	Diskussion der Modelle und Schlussfolgerungen für die Anwendbarkeit auf die FFH-Verträglichkeitsprüfung.....	50
3.6.1	Gründe für die Wahl der Modelle zur Ermittlung von Critical Loads .....	50
3.6.2	Unsicherheiten der Modelle und Eingangsdaten .....	51
<b>4</b>	<b>Bewertungsmaßstäbe</b> .....	<b>52</b>
<b>5</b>	<b>Datengrundlagen</b> .....	<b>56</b>
5.1	Abiotische Bestandteile der LRT .....	56
5.2	Biotische Bestandteile der LRT .....	57
5.3	Depositionen im Untersuchungsgebiet .....	60
5.3.1	Hintergrunddepositionen 2008 .....	60
5.3.2	Historische Zeitreihen und Trends der Depositionen .....	61

5.3.3	Zusatzbelastungen im Planfall .....	64
5.4	Erhaltungsziele .....	64
5.4.1	Rechtsverbindliche Vorgaben .....	64
5.4.2	Entwicklungsprognose des Erhaltungszustandes im Plan-Nullfall .....	66
5.4.3	Ableitung der Schutzgüter für die Bestimmung von Belastbarkeitsgrenzen .....	66
5.4.4	Ableitung der bestandserhaltenden Nutzung/Pflege für die Bestimmung von Belastbarkeitsgrenzen .....	67
5.5	Critical Limits für den Zielzustand der maßgeblichen Bestandteile der LRT .....	68
<b>6</b>	<b>Ergebnisse der Critical Loads-Berechnung .....</b>	<b>70</b>
6.1	Modellierungsergebnisse der standortspezifischen $CL_{nut}N$ und $CL_{max}N$ für den prioritären LRT 91E0* .....	70
6.2	Validierung der standortspezifischen $CL_{nut}N$ für die Flächen des LRT 91E0* .....	71
6.3	Modellierungsergebnisse der standortstypischen $CL_{max}N$ für die nichtprioritären LRT 72	
<b>7</b>	<b>Bewertung der Erheblichkeit von Critical Load-Überschreitungen .....</b>	<b>73</b>
7.1	Überschreitungen des $CL_{nut}N$ und des $CL_{max}N$ in den Untersuchungsflächen des prioritären LRT 91E0* .....	73
7.2	Bewertung der Erheblichkeit der Zusatzdepositionen in den Untersuchungsflächen des prioritären LRT 91E0* .....	75
7.3	Entwicklung des Erhaltungszustandes des prioritären LRT 91E0* .....	76
7.3.1	Eutrophierende Wirkung .....	76
7.3.2	Versauernde Wirkung .....	77
7.4	Überschreitungen des $CL_{max}N$ in den nichtprioritären LRT .....	77
7.5	Bewertung der Erheblichkeit der versauernden Zusatzdepositionen in den nichtprioritären LRT-Flächen .....	80
<b>8</b>	<b>Zusammenfassung .....</b>	<b>81</b>

## Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Referenzwerte (50 Perzentile) für DOC in der durchwurzelten Schicht.....	15
Tab. 2:	Logarithmischer GAPON-Austausch-Koeffizient Al bzw. H zu Ca+Mg+K [eq m <sup>-3</sup> ] <sup>-1/2</sup> (DE VRIES u. POSCH 2003) .....	20
Tab. 3:	Kritische Minima und Maxima von C/N-Verhältnissen zur Gewährleistung eines langfristigen Gleichgewichtes von Immobilisierung und Mineralisierung im Humus (KLAP et al. 1997) .....	29
Tab. 4:	Kritische untere Spannungsgrenze des optimalen Bereiches von basischen Kationen zu Stickstoff-Ionen in der Biomasse für ausgewählte Waldgesellschaften (ICP MODELLING & MAPPING 2004) und Graslandgesellschaften (Grobabschätzung nach BOLTE 2006) .....	30
Tab. 5:	Kritische untere Spannungsgrenze des pH <sub>(H2O)</sub> -Wertes für die Pufferbereiche der Böden (nach ULRICH 1987) .....	31
Tab. 6:	Kritische (akzeptable) N-Konzentrationen in der Bodenlösung zur Berechnung von CL <sub>nut</sub> N (aus Manual ICP MODELLING & MAPPING 2010).....	32
Tab. 7:	Matrix zur Ermittlung der Denitrifikationsfaktoren und Tongehaltsklassen (verändert nach De Vries 1990) sowie Reinds et al. 2001 in ICP Manual S. V-14 .....	36
Tab. 8:	Netto-Stoffgehalte der Hauptbaumarten in Derbholz mit Rinde (JACOBSEN et al. 2002, DE VRIES et al. 1990).....	41
Tab. 9:	Ertragsspannen der Haupt- und Nebenbaumarten .....	41
Tab. 10:	Spezifische Dichten von Stammholz und Rinde sowie deren Masse-Verhältnisse (DE VRIES et al. 1990) .....	42
Tab. 11:	Netto-Stoffentzüge durch die verschiedenen Vegetationstypen der waldfreien naturnahen Ökosysteme .....	43
Tab. 12:	Zuordnung der in Deutschland typischen Ausgangssubstrate zu den Muttergesteinsklassen.....	43
Tab. 13:	Matrix zur Bestimmung der Texturklasse aus Sand- und Tongehalten (EUROSOIL 1999).....	44
Tab. 14:	Bestimmung der Verwitterungsklasse .....	45
Tab. 15:	Verwitterungsrate bezogen auf 0,5 m Bodentiefe nach DE VRIES et al. (1993) .....	45
Tab. 16:	Kriterien zur Bestimmung der Gefährdungsklasse von Standort-/Vegetationstypen .....	54
Tab. 17:	Graduelle Funktionsbeeinträchtigung in Abhängigkeit von Zusatzbelastung und der eutrophierungs- bzw. versauerungsbedingten Gefährdungsklasse des Standortes .....	55
Tab. 18:	Bodenformen an den Untersuchungsflächen des prioritären LRT 91E0* .....	56
Tab. 19:	Boden-Status der LRT 2330, 6430, 9110, 9160, 9190 und 91F0 .....	57
Tab. 20:	Aktuelle Vegetationsaufnahmen 2014 in den Untersuchungsflächen des LRT 91E0* .....	57
Tab. 21:	Charakterisierung der Vegetation LRT 2330, 6430, 9110, 9160, 9190 und 91F0 aus der Biotoptypenkartierung .....	59
Tab. 22:	Hintergrunddepositionen 2008 (KRUIT et al. 2014).....	60
Tab. 23:	Hintergrunddepositionen 2007 basischer Kationen und Chlorid-Ionen (BUILTJES et al. 2011) .....	60
Tab. 24:	Rekonstruierte Depositionsgeschichte im UG .....	61
Tab. 25:	Prognostizierte Deposition im Jahr 2025 nach dem MFR-Szenarium an den Untersuchungsflächen (auf der Grundlage von IIASA 2007, nach BUILTJES et al. 2011 kalibriert) .....	63
Tab. 26:	Zusätzlich zu erwartende betriebsbedingte N-Belastung in den betroffenen FFH- Lebensraumflächen (NAGEL U. BÄCHLEIN 2013).....	64
Tab. 27:	Entwicklungsziel der Vegetation an den Beurteilungspunkten zur Erhaltung/Herstellung eines günstigen Erhaltungszustandes. ....	67
Tab. 28:	Pflege/Nutzung der Vegetation in den Untersuchungsflächen zur Erhaltung/Herstellung eines günstigen Erhaltungszustandes. ....	68
Tab. 29:	Bodenabhängige Critical Limits zur Berechnung des Critical Loads für die Sicherung eines stabilen multifunktionalen Zielzustandes der LRT.....	68
Tab. 30:	Kritische Schwellenwerte der Pflanzengesellschaften gegenüber Versauerung und Eutrophierung .....	69

Tab. 31:	Eingangsdaten und Ergebnisse der Critical Loads-Berechnung für den eutrophierenden Einfluss von Stickstoff ( $CL_{nut}N$ ) auf die Untersuchungsflächen des LRT 91E0* .....	70
Tab. 32:	Eingangsdaten und Ergebnisse der Critical Loads-Berechnung für den versauernden Einfluss von Stickstoff und Schwefel ( $CL_{max}N$ ) auf die Untersuchungsflächen des LRT 91E0* .....	70
Tab. 33:	Gegenüberstellung von CL nach anderen Verfahren und standorttypischer modellierter $CL_{nut}N$ (BMVBS 2013, ANHANG I) zu den standortspezifischen modellierten $CL_{nut}N$ in den Untersuchungsflächen .....	71
Tab. 34:	Eingangsdaten und Ergebnisse der Critical Loads-Berechnung für den versauernden Einfluss von Stickstoff ( $CL_{max}N$ ) auf die standorttypischen Ausprägungen der LRT 2330, 6430, 9110, 9160, 9190, 91F0 .....	72
Tab. 35:	Überschreitungen der Critical Loads für den eutrophierenden N-Eintrag an den Beurteilungspunkten .....	73
Tab. 36:	Überschreitungen der Critical Loads für den versauernden N-Eintrag an den Beurteilungspunkten .....	74
Tab. 37:	Gradueller Funktionsverlust in den relevanten belasteten LRT-Flächen.....	75
Tab. 38:	Maximale Überschreitungen der Critical Loads für den versauernden N-Eintrag in den nichtprioritären LRT .....	78

### Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Lage der Untersuchungsflächen (grüne Punkte) 1-4, FFH-Gebiet Ems (rot umrandet), oben rechts die Ortschaft Borken.....	8
Abb. 2:	Schematische Darstellung der mit dem DECOMP-Modell erfassten Komponenten des dynamischen Basen- und Stickstoffhaushaltes (Input-/Output-Bilanzglieder) und deren funktionale Wechselwirkungen.....	12
Abb. 3:	Beispiel des Datenbankformulars für eine Pflanzengesellschaft mit Angaben zu den präferierten Referenz-Standorttypen, einschließlich der Liste der höchstet und standorttreu vorkommenden Arten mit Deckungsgrad.....	24
Abb. 4:	Beispiel eines Datenbankformulars für eine Pflanzenart mit Angaben zu den ökologischen Nischenbreiten in Auswertung von Vegetationsaufnahmen an anthropogen unbelasteten Standorten .....	25
Abb. 5:	Möglichkeitsverteilungsfunktion der höchsteten Arten (gelbe, orange und braune Linien) einer Gesellschaft und die resultierende Zugehörigkeitsfunktion der Gesellschaft (schwarze Linie) durch Anwendung des $A\gamma$ -Operators .....	26
Abb. 6:	Existenzmöglichkeitsbereiche der Waldgesellschaften im sommerwarm-winterkühlen/ mittel luftfeuchten Klimaregionaltyp und die Wirkung von N-Einträgen (verstärkt durch S-Einträge) auf die Standortparameter C/N-Verhältnis und Basensättigung (stickstoffinduzierter disproportionaler Standortgradient, der zu Nährstoffungleichgewichten führt).....	27
Abb. 7:	Beispielhafte Prinzipdarstellung der modellgestützten Bestimmung der kritischen C/N- und BS-Limits zur Erhaltung einer naturnahen selbstregenerierungsfähigen Pflanzengesellschaft.....	28
Abb. 8:	Entwicklung der Luftschadstoff-Einträge von 1990 bis 2012 in Niedersachsen (Quelle: Staatliches Gewerbeaufsichtsamt Hildesheim 2013).....	63
Abb. 9:	LRT-Flächen im UG (weiß schraffiert), LRT-Flächen mit vorhabensbedingt zu erwartenden erheblichen Beeinträchtigungen durch Säure-Eintrag (rot), oben rechts die Ortschaft Borken .....	79
Abb. 10:	LRT-Flächen im UG (weiß schraffiert), LRT-Flächen mit vorhabensbedingt zu erwartenden erheblichen Beeinträchtigungen durch eutrophierenden Stickstoff-Eintrag (rot), oben rechts die Ortschaft Borken.....	79
Abb. 11:	Vergleich der Überschreitungsraten des $CL_{nut}N$ und des $CL_{max}N$ auf jeweils denselben Flächen.....	80

# 1 Aufgabenstellung

Die Europastraße 233 (E 233) stellt die kürzeste Verbindung zwischen den Großräumen Amsterdam / Rotterdam und Bremen / Hamburg dar. Der Planungsabschnitt 1 beginnt an der AS Meppen (A 31) und endet bei Meppen an der B 70. Für den gesamten Planungsabschnitt ist der vierstreifige Ausbau in der vorhandenen Trassenführung vorgesehen. Der erste Planungsabschnitt des Ausbauvorhabens quert das FFH-Gebiet „Ems“ (DE 2809-331) auf einer Länge von etwa 4,2 km. Es wurde 1999 durch die Bundesrepublik Deutschland als FFH-Gebietsvorschlag gemeldet und 2004 von der EU-Kommission anerkannt.

Bestandteil des FFH-Gebietes ist u.a. der prioritäre FFH-LRT 91E0\*. Die Auswirkungen des Vorhabens auf das FFH-Gebiet werden im Rahmen der FFH-Verträglichkeitsstudie (PLANUNGSGRUPPE GRÜN, in Vorb.) geprüft. Zu untersuchen sind neben den bau- und anlagebedingten Beeinträchtigungen auch die straßenverkehrsbedingten Stickstoffeinträge auf empfindliche Lebensräume. Grundlage hierfür sind die fachwissenschaftlich anerkannten Belastbarkeitsgrenzen (Critical Loads), bis zu deren Erreichung nach derzeitigem Kenntnisstand langfristig keine signifikant schädlichen Effekte zu erwarten sind.

Da die auf europäischer Ebene zur Verfügung stehende Liste („Berner Liste“) empirischer Critical Loads für eutrophierenden Stickstoffeintrag nur sehr allgemeine Kategorien enthält, soll mit diesem Gutachten – speziell für den prioritären FFH-LRT 91E0\* – die jeweils standortspezifische Belastbarkeitsgrenze für eutrophierende und versauernde Stickstoffeinträge ermittelt werden. Hierfür wurden 3 repräsentative Teilflächen des FFH-LRT 91E0\* innerhalb des FFH-Gebietes „Ems“ ausgewählt zuzüglich einer Fläche, die in der jüngsten Kartierung nicht mehr als LRT 91E0\* bestätigt wurde.

Ergänzend dazu werden für die übrigen nichtprioritären FFH-LRT mit Vorkommen im Wirkungsbereich des Vorhabens (2330, 6430, 9110, 9160, 9190, 91F0) die Belastbarkeitsgrenzen für versauernde Stickstoffeinträge für die standorttypischen Ausprägungsformen ermittelt. Die standorttypischen Critical Loads für eutrophierende Einträge in diesen nichtprioritären LRT sind aus BMVBS (2013, Anhang I-4) entnommen (vgl. PLANUNGSGRUPPE GRÜN, FFH-VP in Vorb.).

Für das Gutachten werden folgende Themenbereiche bearbeitet:

1. Ermittlung der Regenerierungspotenziale und Bestimmung der realistischen Ziel-Pflanzengesellschaften in einem günstigen Erhaltungszustand
2. Ermittlung der Belastbarkeitsgrenzen für Stickstoffeinträge (Critical Loads)
  - 2.1 Ermittlung der Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge für den Erhalt bzw. die Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustandes von 4 verschiedenen Ausprägungsformen des LRT 91E0\*
  - 2.2 Ermittlung der Belastbarkeitsgrenzen (Critical Loads) für den versauernden N+S-Eintrag in die Flächen der LRT 91E0\*, 2330, 6430, 9110, 9160, 9190, 91F0
3. Ermittlung der Überschreitungen der Critical Load
  - 3.1 durch die Hintergrundbelastung ( $\text{NO}_x + \text{NH}_y, \text{SO}_x$  jeweils Trocken- und Nassdeposition) (aktuellster Datensatz des UBA),
  - 3.2 durch die Gesamtdeposition (Hintergrundbelastung 2008 + vorhabensbedingte Zusatzdeposition) im Planfall, unter der Annahme, dass sich die Hintergrunddeposition bis zum Planfall gegenüber 2008 nicht mehr verändert

- 3.3 durch die prognostizierte Hintergrundbelastung ( $\text{NO}_x + \text{NH}_y$ ,  $\text{SO}_x$  jeweils Trocken- und Nassdeposition) im Planfall 2025
- 3.4 durch die Gesamtdeposition (prognostizierte Hintergrundbelastung 2025 + vorhabensbedingte Zusatzdeposition) im Planfall
- 4 Bewertung der Erheblichkeit der zusätzlichen Beeinträchtigungen des Erhaltungsziels der FFH-Lebensraumtypen
- 5 Prognose der Entwicklung der LRT im Planfall unter Berücksichtigung der Hintergrundbelastung und vorhabensbedingten Zusatzbelastung.

## 2 Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungsflächen für eine Einzelfallbetrachtung der LRT-91E0\*-Flächen für das Vorhaben in Bezug auf N-Immissionen aus dem Betrieb der geplanten Erweiterung der E233 sind auf Vorschlag des Auftragnehmers vom Auftraggeber mit Email vom 27.3.2014 festgelegt worden (siehe Abb. 1).

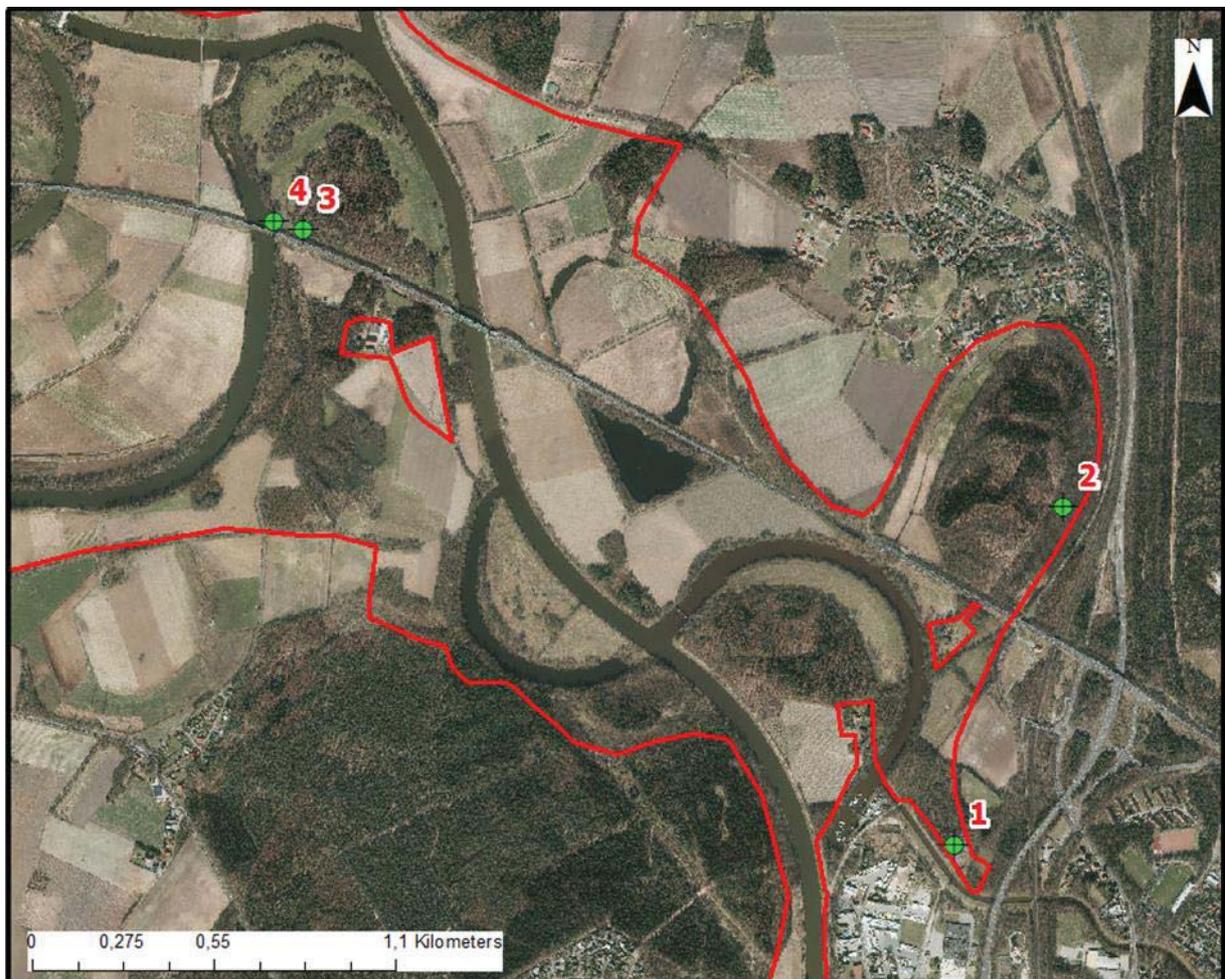


Abb. 1: Lage der Untersuchungsflächen (grüne Punkte) 1-4, FFH-Gebiet Ems (rot umrandet), oben rechts die Ortschaft Borken

Für diese vier Flächen (im Weiteren mit UF abgekürzt) werden im Rahmen einer Einzelfallbetrachtung die Belastbarkeitsgrenzen („Critical Loads“) **standortspezifisch** ermittelt. Dies war insbesondere deshalb geboten, weil es sich um einen prioritären Lebensraumtyp handelt. Weitere Kriterien (Bagatellschwelle von 3% des Critical Load, aber auch besondere Standort-

charakteristika, betroffener Flächenanteil am LRT, funktionale Bedeutung und Besonderheit in Anlehnung an die Flächenbagatell-Vorschläge von LAMBRECHT u. TRAUTNER 2007) werden bei der Bewertung der Erheblichkeit der Zusatzbelastungen entsprechend den Konventionen in BMVBS (2013) berücksichtigt.

Für die nichtprioritären Lebensraumtypen 2330, 6430, 9110, 9160, 9190 und 91F0 werden **standorttypische** Critical Loads für den versauernden Stickstoff- und Schwefeleintrag ermittelt. Diese gelten für alle Flächen des jeweiligen LRT im FFH-Gebiet „Ems“.

### 3 Critical Loads-Konzept

Unter dem Begriff Critical Loads sind naturwissenschaftlich begründete Belastungsgrenzen zu verstehen. Als Wert für die Critical Loads wird in quantitativer Abschätzung derjenige Schadstoffeintrag bestimmt, bei dessen Unterschreitung nach derzeitigem Kenntnisstand schädliche Effekte am ausgewählten Schutzgut mit Sicherheit ausgeschlossen werden können. Dabei werden sowohl mittel- als auch langfristig zu erwartende Schäden unter Berücksichtigung von unterschiedlich langen Reaktionszeiten von Pflanzen auf unterschiedlich hohe Belastungen betrachtet.

Unter der Schirmherrschaft der Vereinten Nationen wurde 1979 von der UN-Wirtschaftskommission für Europa (UNECE) in Genf die „Convention on Long-range Transboundary Air Pollution“ (CLRTAP) begründet. Innerhalb dieses Genfer Luftreinhalteübereinkommens ist das Konzept der Critical Loads & Levels im Sinne ökologischer Belastungsgrenzen fest verankert. Deutschland ist Mitglied in dem für diese Aufgabe verantwortlichen ICP Modelling & Mapping (International Cooperative Programme on Modelling & Mapping of Critical Loads and Levels, Air Pollution Effects, Risks and Trends). Das National Focal Center Deutschlands für dieses Programm ist die ÖKO-DATA GmbH Strausberg. In Deutschland wurde, wie in vielen anderen europäischen Ländern auch, zunächst für Waldökosysteme und halbnatürliche Grünland- und Moor-Ökosysteme der Critical Load-Ansatz benutzt, um für den Eintrag versauernder Luftschadstoffe und für die eutrophierende Wirkung (Überangebot von Nährstoffen) der Stickstoffeinträge aus der Luft die ökologischen Belastungsgrenzen zu bestimmen und zu kartieren (NAGEL u. GREGOR 1999). Als Schutzgut wurde das Ökosystem mit allen seinen Komponenten, insbesondere Vegetation, Boden, Bodenwasser und Grundwasser betrachtet.

Die o. g. Definition der Critical Loads ist dem Mapping Manual (ICP MODELLING & MAPPING 2010) entnommen und gilt für die Anwendung im Rahmen der UNECE Working Group on Effects.

Diese Definition kann für eine Anwendung von Critical Loads im Rahmen der FFH-Richtlinie inhaltlich übernommen werden, jedoch basiert die Ermittlung von Critical Loads für FFH-Lebensraumtypen auf für diesen Schutzzweck modifizierten Grundlagen und Methoden. Die in den periodisch erscheinenden CCE-Reports des ICP Modelling & Mapping (zuletzt 2012 – CCE 2013) veröffentlichten Critical Loads für Europa sind auf regionaler Ebene daher nicht auf FFH-Lebensraumtypen übertragbar. Im Folgenden werden mit „Critical Loads“ die speziell für FFH-Lebensraumtypen ermittelten Werte verstanden, die mit den Critical Loads im europäischen Maßstab gemäß CCE-Report oder den nationalen deutschen Critical Loads im 1x1 km<sup>2</sup> Rasterystem nicht zwangsläufig übereinstimmen.

#### 3.1 Empirische Critical Loads

Bei den empirischen Ansätzen werden auf Erfahrungen und Felduntersuchungen beruhende Grenzwerte für einen Schadstoff einem bestimmten ökologischen Rezeptor bzw. einem definierten Ökosystem zugewiesen. Die Zuweisung solcher Erfahrungswerte basiert in der Regel auf mehrjährigen Beobachtungen. Empirische Critical Loads für Stickstoff ( $CL_{empN}$ ) wurden zuerst 1988 bei einem Experten-Workshop in Skokloster zusammengestellt, 1992 in Lökeberg und 1995 in Genf ergänzt. Auf dem Workshop 2002 in Bern wurde von den europäischen Experten unter Federführung von ACHERMANN u. BOBBINK (2003) die empirische Zuweisungsmatrix für verschiedene Ökosystemtypen Europas neu zusammengestellt („Berner Liste“). 2010 wurde in Noordwijkerhout (Niederlande) ein weiterer Experten-Workshop durchgeführt, mit dem Ziel der Revision der „Berner Liste“, so dass diese revidierte Liste den gegenwärtigen Erkenntnisstand widerspiegelt (BOBBINK u. HETTELINGH 2011).

Für mitteleuropäische Buchen- und Eichenwälder ist in der revidierten Liste der  $CL_{emp}N$  2010 eine Spanne von Critical Loads ( $CL_{emp}N$ ) von 10 - 20 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>, für Fichten- und Tannenwälder eine Spanne von 10 - 20 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> und für Kiefernwälder 5 - 15 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> angegeben. Diese  $CL_{emp}N$  sind spezifiziert auf verschiedene Schutzgüter bezogen, z. B. auf den Schutz des Grundwassers vor ansteigenden Nitrateinträgen, zum Schutz der Bäume vor Nährstoffungleichgewichten, zum Schutz des Bodens vor ansteigender Mineralisierung und Nitrifizierung, zum Schutz der Bodenvegetation, der Algen und Flechten und zum Schutz der Mykorrhiza. Die  $CL_{emp}N$  für Wälder basieren auf Expertenschätzungen. Belastbare Studien lagen auch 2010 nicht vor. Ebenso fehlen etliche Waldtypen, wie zum Beispiel die FFH-Lebensraumtypen der Hainbuchen-, Erlen-/Eschen-, Weiden- und Ahorn-/Ulmen-/Linden-Schluchtwälder, die Moorwälder, alpinen Wälder u. a..

Empirische CL für mitteleuropäisches Grasland und Heiden reichen von 5 bis 30 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>. Die untere Spanne berücksichtigt die besondere Empfindlichkeit von Moosen und Flechten. Bei den Mähwiesen, Weiden und Heiden hängt der CL im Wesentlichen von der Bewirtschaftungsintensität ab. Diese  $CL_{emp}N$  für Grasland sind relativ zuverlässig durch entsprechende Studien belegt. Jedoch fehlt in der Liste eine Reihe von Graslandtypen, zu denen keine Aussagen getroffen werden konnten.

### 3.2 Das DECOMP-Modell zur Ermittlung von Critical Loads

Die auf das DECOMP-Modell gestützte Methode zur Ermittlung von Critical Loads berücksichtigt dynamische Veränderungen von Ökosystemen, hier mit dem Fokus auf den Stoffhaushalt von Stickstoff und Basen. Die grundlegende Annahme besteht darin, dass in Mitteleuropa insbesondere im 20. Jahrhundert durch versauernde und eutrophierende Luftschadstoffeinträge signifikante Veränderungen des ökosysteminternen Stoffkreislaufes in den meisten naturnahen Ökosystemen bereits stattgefunden haben.

In der 2. Hälfte des vorigen Jahrhunderts entstanden Nährstoffungleichgewichte in vielen Ökosystemen, geprägt von Basenmangel bei gleichzeitigem Stickstoffüberfluss. Der ökosysteminterne Nährstoffkreislauf ist seitdem nicht mehr im ausgewogenen Gleichgewicht.

Der Modellansatz zur Ermittlung des Critical Loads geht demzufolge davon aus, dass die Deposition auf ein Maß beschränkt werden muss, das es erlaubt, dass sich wieder ein ökosysteminternes Fließgleichgewicht eines ausgewogenen Nährstoffkreislaufes einstellt (vgl. Abb. 2). So dürfen nicht mehr Basen ausgewaschen werden, als durch Verwitterung des Substrats freigesetzt werden und für eine ausgewogene Ernährung der Pflanzen und Bodenorganismen erforderlich sind. Dabei wird auch eine normale Hintergrunddeposition von Basen aus der Luft hinzugerechnet. Desweiteren sollte der bodentypspezifische Pufferbereich nicht durch pH-Wert-Absenkung degradiert werden. Ebenso darf die Freisetzungsrates von Aluminium nicht ein toxisch wirkendes Ausmaß annehmen. Es muss ein Gleichgewicht von Mineralisierung und Immobilisierung erreicht werden, das dadurch gekennzeichnet ist, dass der N-Vorrat im Boden (abgesehen von saisonalen Schwankungen) nicht zunimmt, aber auch nicht abnimmt, d. h. dass sich ein langfristig konstantes C/N-Verhältnis einstellt, das idealtypisch für den spezifischen Ökosystemtyp ist.

Die Begrenzung der Deposition auf den Critical Load erfolgt modellintern durch die Implementierung von Critical Limits. Das DECOMP-Modell berücksichtigt gegenwärtig nur die Terme, die den stärksten Einfluss auf den Nährstoffhaushalt eines Ökosystems haben. Dabei werden weitere Einflussfaktoren (noch) vernachlässigt, für deren Wirkung eine verallgemeinerungsfähige Datenbasis noch nicht vorliegt (z. B. Phytooxidation) oder deren Wechselwirkungen mit anderen Faktoren für eine Modellierung nicht ausreichend geklärt ist (z. B. Phosphorlimitierung).

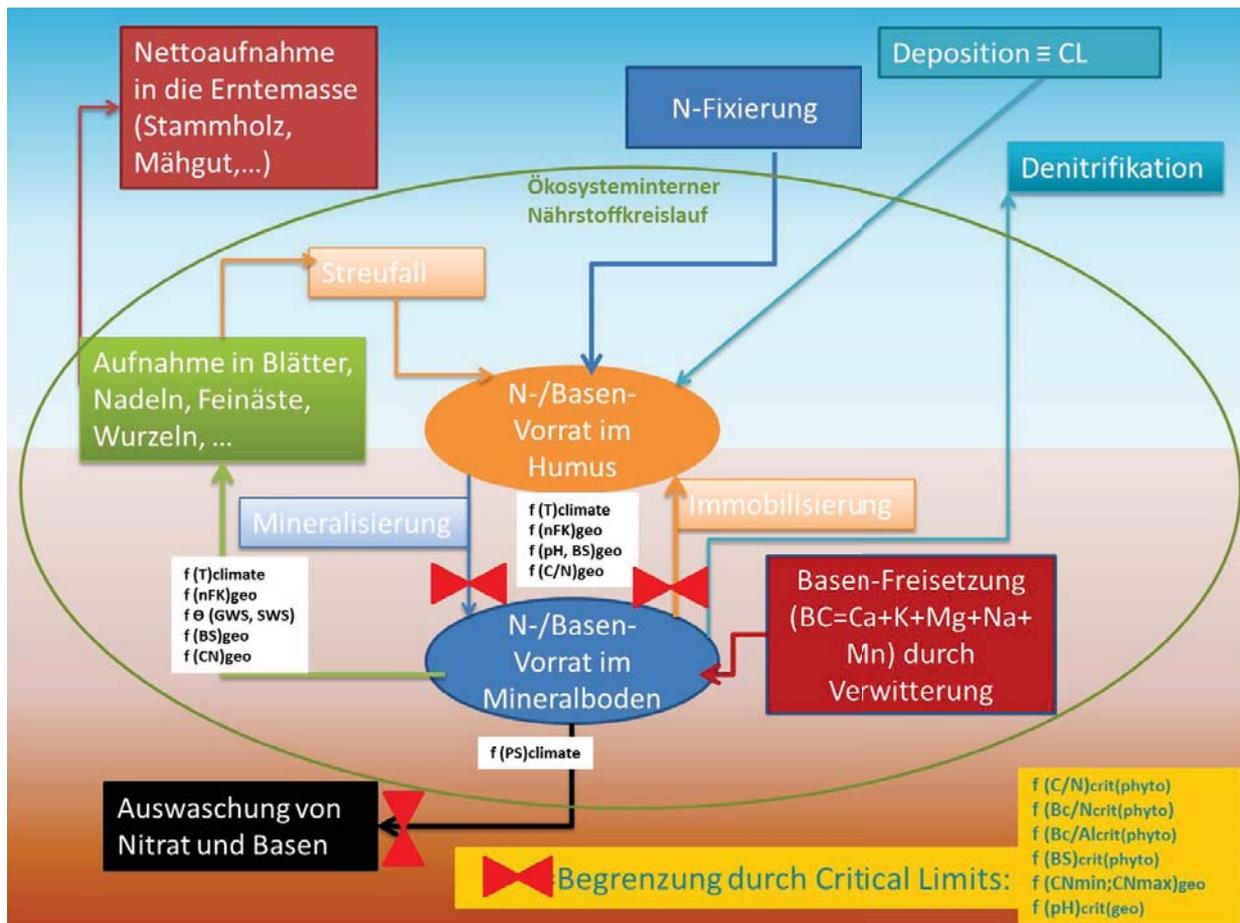


Abb. 2: Schematische Darstellung der mit dem DECOMP-Modell erfassten Komponenten des dynamischen Basen- und Stickstoffhaushalts (Input-/Output-Bilanzglieder) und deren funktionale Wechselwirkungen

### 3.3 Das SMB-Modell zur Ermittlung von Critical Loads

#### 3.3.1 Methodischer Ansatz zur Berechnung von Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge

Wesentliche Standards und Grundlagen für die Modellierung von Critical Loads sind im Mapping Manual zusammengestellt (siehe dazu ausführlich ICP MODELLING & MAPPING 2004 u. 2010).

Der Critical Load für den eutrophierenden Stickstoffeintrag wird in Anwendung der Massenbilanz-Methode (SMB) entsprechend Manual wie folgt ermittelt:

Der zulässige Stickstoffeintrag ins Ökosystem  $CL_{nut}N$  kann 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 [ $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ]

$N_u$	=	Netto-Stickstoff-Aufnahmerate durch die Vegetation [ $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ]
$N_i$	=	Netto-Stickstoff-Immobilisierungsrate [ $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ]
$N_{le(acc)}$	=	tolerierbare Austragsrate von Stickstoff mit dem Sickerwasser [ $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ]
$N_{de}$	=	Denitrifikation von Stickstoff [ $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ]

Die Netto-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 (vgl. Kap. 3.4.3.1). Ein kleiner Anteil an der Immobilisierungsrate resultiert auch aus der Reimmobilisierung von bereits gelöstem (mineralisiertem) N, das wieder von Bodenorganismen aufgenommen und somit organisch gebunden immobilisiert wird.

Die Denitrifikationsrate ist der Anteil an Stickstoffverbindungen, der wieder aus dem Boden in die Atmosphäre ausgegast wird (vgl. Kap. 3.4.3.1).

Der Rest an deponiertem und mineralisiertem Stickstoff, der nicht von Pflanzen aufgenommen, durch Denitrifikation in die Atmosphäre ausgegast oder durch Immobilisierung im Humus akkumuliert wird, wird mit dem Niederschlag aus dem Bodenwasser in die tieferen Schichten und letztendlich ins Grundwasser ausgewaschen (= Austrag mit dem Sickerwasser) (s. Kap. 3.4.3.3). Dieser Austrag wird auf ein tolerierbares Maß begrenzt, indem kritische Konzentrationen für die Bodenlösung definiert wurden (vgl. Kap. 3.4.2.5).

Die Netto-Mineralisierung wird - im langfristigen Gleichgewichtszustand – auf Null gesetzt, da eine Überschuss-Mineralisierung nicht zugelassen werden soll.

Die  $\text{N}_2$ -Fixierungsrate durch einige Pflanzen bzw. ihre Symbionten wird als vernachlässigbar eingeschätzt. Dies ist deshalb gerechtfertigt, weil die hohen Depositionsraten von reduzierten und oxidierten N-Verbindungen in Deutschland i.d.R. dazu führen, dass Pflanzen die Aufnahme von molekularem  $\text{N}_2$  aus der Luft reduzieren und vorzugsweise  $\text{NO}_x$  oder  $\text{NH}_y$  aus den Luftverunreinigungen aufnehmen, da für die Verstoffwechslung dieser N-Verbindungen weniger Energie benötigt wird als zur Verwertung von  $\text{N}_2$ . LIMMER (1996) weist nach, dass durch einen Überschuss an Ammonium im Boden das Enzym Nitrogenase bei den meisten  $\text{N}_2$ -fixierenden Mikroorganismenarten reversibel inaktiviert wird. Auch unterliegen die  $\text{N}_2$ -Fixierer in Anwesenheit von Nitrat in der Konkurrenz mit den Denitrifizierern, die den Elektronenfluss von der Nitrogenase zur Nitratreduktase lenken. Die Nitratammonifikation 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).

### 3.3.2 Methodischer Ansatz zur Berechnung von Critical Loads für versauernde Stoffeinträge

Stickstoffeinträge wirken sowohl eutrophierend als auch gleichzeitig versauernd.

Die N-Umsetzungsprozesse im Boden-Pflanzen-System finden nur dann in der dargestellten Weise statt (vgl. Kap. 3.3.1), wenn sie nicht durch einen standortfremden Säure-Basen-Status gestört werden. Weiterhin muss berücksichtigt werden, dass die N-Umsetzungsprozesse auch den Säure-Basen-Status beeinflussen. Diese enge Korrelation erfordert die gleichzeitige Ermittlung eines Critical Loads für die versauernde Wirkung von Stickstoff-Einträgen, gegebenenfalls verstärkt durch Schwefel-Einträge und die Bewertung von möglichen multiplen Wirkungen von N- und S-Einträgen.

Der Critical Load für den aktuellen Säureeintrag wird entsprechend Manual (ICP MODELLING & MAPPING 2010) nach der „Einfachen Massenbilanz-Methode“ (SMB) berechnet, die die

wichtigsten Quellen und Senken für Protonen berücksichtigt. Stickstoffeinträge tragen zwar genauso zur Versauerung bei wie Schwefeleinträge, aber ein Teil von ihnen wird über (später) geerntete Pflanzen entzogen oder im Humus immobilisiert, der Rest wird zum Teil über die Denitrifikation dem Ökosystem entzogen. Entsprechend größer ist der  $CL_{\max}N$  gegenüber dem  $CL_{\max}(S)$ .

Da aus dem Straßenverkehr kein Schwefel emittiert wird, ist mit Bezug zu den straßenbürtigen Zusatzbelastungen nur der  $CL_{\max}N$  von Belang. Er ergibt sich mit den Eckwerten für die mindestens erforderliche N-Zufuhr zur Versorgung der Vegetation und der Bodenfauna ( $CL_{\min}N$ ) sowie dem maximalen Critical Load für versauernde S-Einträge  $CL_{\max}(S)$  wie folgt:

$$CL_{\min}(N) = N_i + N_u$$

$$CL_{\max}(S) = BC_{dep} - Cl_{dep} + BC_w - Bc_u - ANC_{le(crit)}$$

$$CL_{\max}(N) = CL_{\min}(N) + \frac{CL_{\max}(S)}{1 - f_{de}}$$

mit:

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

$CL_{\min}$  = Mindestbedarf an N im Boden-Pflanzen-System [ $eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$ ]

$S$  = Schwefelverbindungen

$N$  = Stickstoffverbindungen

$BC_{dep}$  = Rate der natürlichen Deposition basischer Kationen  $BC = Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^+ + Na^+$  [ $eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$ ] (vgl. Kap. 5.3.1)

$Cl_{de}$  = Rate der Deposition von Chloridionen [ $eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$ ] (vgl. Kap. 5.3.1)

$BC_w$  = Freisetzungsrates basischer Kationen  $BC = Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^+ + Na^+$  durch Verwitterung des Ausgangssubstrats [ $eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$ ] (vgl. Kap. 3.4.3.5)

$Bc_u$  = Netto-Aufnahmerate basischer Kationen durch die Vegetation  $Bc = Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^+$  [ $eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$ ] (vgl. Kap. 3.4.3.4)

$N_i$  = Netto-Stickstoffimmobilisierungsrate [ $eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$ ] (vgl. Kap. 3.4.3.1)

$N_u$  = Netto-Stickstoff-Aufnahmerate durch die Vegetation [ $eq\ ha^{-1}\ a^{-1}$ ] (vgl. Kap. 3.4.3.4)

$f_{de}$  = Denitrifikations-Faktor (vgl. Kap. 3.4.3.1)

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

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

Ausgangspunkt für die Berechnung des CL für Versauerung ist die Ladungsbilanz der Bodenlösung (wobei u. a. die Konzentration von  $HO^-$  und  $CO_3^{2-}$  vernachlässigt wird) (ICP MODELLING & MAPPING 2010):

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

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

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

Die ANC errechnet sich dann gemäß folgender Gleichung (ICP MODELLING & MAPPING 2010):

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

**Die Auswaschungsrate von Hydrogenkarbonat** kann nach folgenden Formeln berechnet werden (ICP MODELLING & MAPPING 2010):

$$HCO_{3,le} = PS [HCO_3]$$

$$[HCO_3] = \frac{K_1 \cdot K_H \cdot p_{CO_2}}{[H]}$$

wobei:

$K_1$  = 1. Dissoziations-Konstante

$K_H$  = Henrys Konstante

$p_{CO_2}$  = Partialdruck von  $CO_2$  in der Bodenlösung.

Diese drei Terme sind temperaturabhängig:

$$\log_{10} p_{CO_2} = -2.38 + 0.031 \cdot T$$

Vereinfachend kann davon ausgegangen werden, dass für eine Boden-Temperatur von  $8^\circ C$  gilt:

$$K_1 \cdot K_H = 10^{-1.7} = 0.02 \text{ eq}^{-2} \text{ m}^{-6} \text{ atm}^{-1}$$

Für die Einbeziehung der **organischen Säuren** in die Ionenbilanz zur Bestimmung des kritischen ANC gilt (ICP MODELLING & MAPPING 2010):

$$[RCOO^-] = \frac{m \cdot DOC \cdot K_1}{K_1 + [H]}$$

wobei:

$DOC$  = Konzentration gelösten organischen Karbonats in  $[\text{mol C m}^{-3}]$

$m$  = Konzentration der funktionalen Gruppen  $[\text{mol molC}^{-1}]$

$K_1$  = 1. Dissoziations-Konstante.

DOC ist ein standortspezifischer Wert und wird entsprechend Manual (ICP MODELLING & MAPPING 2010) berechnet. Im Background-Dokument zum Manual-Kapitel 5.5 (DE VRIES et al. 2004) werden folgende Referenzwerte angegeben (vgl. Tab. 1).

Tab. 1: Referenzwerte (50 Perzentile) für DOC in der durchwurzelteten Schicht

Tiefe [cm]	DOC [ $\text{mg l}^{-1}$ ]			
	Nadelwald		Laubwald	
	50 P.	n	50 P.	n
Humusauflage (Oh)	40	44	32	30
0-10	23	90	21	58
0-30	16	377	12	210
30-60	6,7	517	6,6	177
60-100	5,8	286	4,3	221

Quelle: DE VRIES et al. (2004): Calculation of critical loads for cadmium, lead and mercury, background document to Chapter 5.5 of ICP MODELLING & MAPPING (2004)

Für Grünland wird ein Wert von  $15 \text{ mg DOC l}^{-1}$  (Tiefenstufe 0-10 cm) empfohlen (ebenda).

„m“ ergibt sich in der durchwurzelteten Schicht wie folgt:

für alle O- und Ah-Horizonte:  $0,014 \text{ [mol molC}^{-1}]$

für alle B u. C-Horizonte:  $0,044 \text{ [mol molC}^{-1}]$ .

$K_1$  lässt sich aus dem Verhältnis von  $K_1$  zum pH-Wert des Bodens wie folgt ableiten:

$$pK_1 = -\log_{10} K_1 = 0,96 + 0,9 \cdot pH - 0,039 \cdot (pH)^2$$

wobei als pH-Wert der kritische (untere) pH-Wert des Pufferbereiches eingesetzt wird, in dem sich die betrachtete Bodenform im unbelasteten natürlichen Zustand befindet (siehe nachfolgenden Abschnitt zu Variante 3).

Anschließend ist die Auswaschungsrate von  $[H]^+_{le}$  und  $[Al]^{3+}_{le}$  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 müssen daher durch die Setzung von Critical Limits (nach kritischen chemischen Kriterien – wie im Folgenden beschrieben) begrenzt werden.

Somit ergibt sich die kritische Auswaschungsrate von ANC nach starker Vereinfachung (indem von hier ab  $[HCO_3]^-_{le}$  und  $[RCOO]^-_{le}$  als bereits bekannt vorausgesetzt werden und im Folgenden nicht mehr in den Formeln erwähnt werden (unter der Voraussetzung, dass beide Terme letztendlich wieder in die Berechnung der Gesamt- ANC einbezogen werden):

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

wobei:

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

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

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

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

$$[Al] = K_{gibb} \cdot [H]^3 \quad \text{or} \quad [H] = ([Al] / K_{gibb})^{1/3}$$

wobei  $K_{gibb}$  die Gibbsit-Gleichgewichts-Konstante ist.

Im vorliegenden Projekt wird die Konstante für  $K_{gibb} = 300 \text{ m}^6 \text{ eq}^{-2}$  (s. MANUAL DES ICP MODELLING & MAPPING 2004 ff) angewendet, die für mineralische Böden mit < 15 % DOC empfohlen wird.

Um  $Al^{3+}_{le(crit)}$  zu berechnen, gibt es 3 verschiedene Ansätze (nach verschiedenen kritischen chemischen Kriterien) auf Basis der Massenbilanz (SMB):

#### **Variante 1: Schutz der Pflanzen vor Intoxikation ( $Bc/Al_{crit}$ )**

Eine zu hohe  $Al^{3+}$ -Konzentration kann toxisch auf die Pflanzen des Ökosystems wirken, wenn nicht gleichzeitig genügend basische Kationen für die Pflanzen in der Bodenlösung zur Verfügung stehen. Grenzkriterium für den Verlust an Säureneutralisationskapazität ist deshalb das Verhältnis der durch Verwitterung freigesetzten pflanzenverfügbaren basischen Kationen  $Bc = Ca + Mg + K$  zu  $Al^{3+}$ -Ionen. Diese Schwelle zur Schädwirkung ist pflanzenartspezifisch unterschiedlich hoch (vgl. Kap. 3.4.2.6). Die kritische Aluminium-Auswaschungsrate, die sich ergibt, wenn ein kritisches (beginnend toxisch zu wirkendes)  $Bc/Al$ -Verhältnis in der empfindlichsten Art des Vegetationstyps (u. a. insbesondere Nadelbaumarten) erreicht ist, lässt sich wie folgt ermitteln (ICP MODELLING & MAPPING 2010):

$$Al_{le(crit)} = 1,5 \cdot \frac{Bc_{le}}{(Bc/Al)_{crit}} = 1,5 \cdot \frac{Bc_{dep} + Bc_w - Bc_u}{(Bc/Al)_{crit}}$$

Die Basenauswaschung  $Bc_{le}$  ergibt sich aus der Massenbilanz:

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

wobei:

$$Bc_{le} = \text{Basenauswaschung [eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$$

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

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

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

Die Ermittlung der Verwitterungsrate basischer Kationen wird in Kap. 3.4.3.5 und der Entzug basischer Kationen in Kap. 3.4.3.4 erläutert.

Durch Einsetzen in die Ausgangsgleichung ergibt sich in Anwendung der Massenbilanz folgende allgemeine Gleichung zur Bestimmung des kritischen Austrags von Protonen:

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

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 Protonen bestimmt durch:

$$H_{le(crit)} = 0,5 \cdot \frac{Bc_{le}}{(Bc / H)_{crit}}$$

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

Demzufolge ist

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

## Variante 2: Erhaltung des bodentypischen pH-Wertes bzw. des typischen Basenpools

Dem Eintrag bzw. der Bildung von sauren Protonen wird seitens des Bodens durch diverse Puffermechanismen entgegengewirkt, die pH-Wert-abhängig sind. Reicht die Wirkung einer Puffersubstanz nicht mehr aus, den Protoneneintrag zu kompensieren, findet eine Absenkung des pH-Wertes statt und der im folgenden pH-Bereich befindliche Puffer wird wirksam. Die Geschwindigkeit der pH-Wertabsenkung ist sowohl von der Menge der deponierten Protonen als auch von diversen Faktoren wie der Verwitterung basischer Kationen, dem Klima, der Vegetation u. a. abhängig.

Ein Austrag von Säureneutralisationskapazität darf bei allen Böden nur zugelassen werden bis zur Erreichung der unteren Grenze des pH-Wertes des natürlichen Pufferbereiches, zu dem die Bodenform nach Bodenart, Muttersubstrat und Horizontfolge im unbelasteten Zustand gehört (vgl. Kap. 3.4.2.4).

Da gilt:

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

wobei:

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

kann wie folgt umgeformt werden:

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

### Variante 3: Erhaltung der Boden-Stabilität

Als Kriterium für die Bestimmung eines kritischen Aluminium-Austrages mit dem Sickerwasser muss auch der notwendige Mindest-Gehalt an sekundären Aluminium-Phasen und -Komplexen benutzt werden, 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 festgelegt (ICP MODELLING & MAPPING 2010), dass die kritische Auswaschungsrate von Al mit dem Sickerwasser nicht höher sein darf als die Freisetzungsrate von Al durch Verwitterung der primären Mineralien, d. h. ein ständiger Nachschub von Al in die Bodenlösung muss gewährleistet sein. Der Schwellenwert für die Ermittlung des Critical Load wird demnach festgesetzt (ICP MODELLING & MAPPING 2010) mit:

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

wobei:  $Al_w$  = Verwitterungsrate von Al aus primären Mineralien [eq ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>]

Die Freisetzung von Al steht in einem mehr oder weniger konstanten Verhältnis zur Verwitterungsrate basischer Kationen, 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:

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

wobei:

$p$  = Verhältnis von  $Bc_w$  zu  $Al_w$ ,

wobei in Mitteleuropa  $p = 2$  gesetzt wird (MANUAL, ICP MODELLING & MAPPING 2010).

Dieser  $ANC_{crit}$  findet keine Anwendung für Boden-/Vegetationsformen, deren durchwurzelter Bereich überwiegend aus organischer Substanz besteht, d. h. natürlicherweise kein Aluminium enthält (z. B. nicht entwässerte Torfmoore, Heiden mit mächtigen Rohhumusauflagen).

#### Variante 4: Erhaltung einer vegetationspezifischen akzeptablen Basensättigung

Böden mit Basensättigungswerten  $> 30 \%$  (Kappen-Adrian) verfügen über einen größeren Basenpool, der besondere Bedeutung für die Entwicklung von Pflanzengesellschaften und damit von Biozönosen hat, die auf den Basenreichtum angewiesen sind. Bei diesen Böden würde aber nach der Bestimmungsmethode der kritischen Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität nach der Methode der Variante 1 eine relativ hohe Auswaschungsrate tolerierbar sein, weil in basenreichen Böden zunächst ein großer Basenvorrat zur Verfügung steht, der für die Auswaschung freigegeben würde. Nach den Gleichungen für Variante 1, die eine Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität bis zu einem kritischen Grenzpunkt in Abhängigkeit vom Aluminium-Gehalt in der Bodenlösung zulässt, würde somit der gesamte Nährkationen-Vorrat für die Pufferung von Säureeinträgen zur Verfügung gestellt werden, was zum Verlust wertvoller Ökosysteme führen würde, die auf der Basis kalk- oder basenreicher Substrate entstanden und auf diese angewiesen sind.

Um den Zusammenhang zwischen den hier mit Hilfe des BERN-Modells ermittelten pflanzengesellschaftsspezifischen Schwellenwert (Critical Limit) für die Basensättigung  $[BS_{CN(crit)}]$  im Oberboden und einem Grenzwert für den Eintrag von Stickstoffverbindungen herzustellen, muss in das Einfache Massenbilanz-Modell (SMB) dieser Schwellenwert wie folgt aufgenommen werden:

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

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

$ANC_{le(crit)}$  = kritischer Schwellenwert für den Austrag von Säureneutralisationskapazität mit dem Sickerwasser

$$H_{le}^+ = \text{Austrag von H}^+ \text{-Ionen [eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}\text{]} \text{ mit dem Sickerwasser}$$

$$Al_{le}^{3+} = \text{Austrag von Al}^{3+} \text{-Ionen [eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}\text{]} \text{ mit dem Sickerwasser}$$

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

wobei:

$$k_{Albc} = \text{GAPON-Austausch-Koeffizient Al zu Ca+Mg+K}$$

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

$$E_{BC(crit)} = BS_{(crit)} / 100 \text{ (vgl. Kap. 3.4.2.1)}$$

$[Bc]$  = Konzentration basischer Kationen Ca+Mg+K in der Bodenlösung, ermittelt nach:

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

Das Verhältnis von  $[H]$  zu  $[Al]$  wird bestimmt durch das Gibbsite-Gleichgewicht:

$$[Al] = K_{gibb} \cdot [H]^3 \quad \text{or} \quad [H] = ([Al] / K_{gibb})^{1/3}$$

$K_{gibb}$  ist auf  $300 \text{ m}^6 \text{ eq}^{-2}$  (MANUAL, UBA 1996) gesetzt.

Für die GAPON-Austausch-Koeffizienten Al bzw. H zu Ca+Mg+K stehen derzeit nur Referenzwerte aus den Niederlanden zur Verfügung (vgl. Tab. 2).

Tab. 2: Logarithmischer GAPON-Austausch-Koeffizient Al bzw. H zu Ca+Mg+K [ $\text{eq m}^{-3}$ ]<sup>-1/2</sup> (DEVRIES u. POSCH 2003)

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

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.

### Variantenvergleich:

Um die jeweils empfindlichste Komponente des Ökosystems wirksam mit Hilfe des Critical Loads zu schützen, ist nun ein Vergleich der Ergebnisse der Varianten notwendig.

Als Critical Load wird der niedrigste Wert, der sich für ein Ökosystem aus den Variantenrechnungen ergibt, übernommen:

$$CL_{\max N} = \min\{CL(1)_{\max N}; CL(2)_{\max N}; CL(3)_{\max N}; CL(4)_{\max N}\}$$

## 3.4 Methoden und Modelle zur Ermittlung von Referenzdaten für die Critical Loads-Modellierung

### 3.4.1 Das BERN-Modell als Datenbasis für die Ermittlung von vegetations-spezifischen Eingangswerten für die Modellierung

Als Schutzgüter im Sinne der Critical Load-Definition (vgl. Kap. 0) werden die für den Schutz von Natura 2000-Gebieten maßgeblichen FFH-Lebensraumtypen und Arten betrachtet. Dies schließt alle Strukturen und Funktionen ein, die für die langfristige Erhaltung oder Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustandes notwendig sind. Die Critical Loads für eine FFH-VU müssen demzufolge sowohl vegetations-, als auch standortspezifisch ermittelt werden.

Mit Hilfe des BERN-Modells werden die maßgeblichen Bestandteile der LRT (charakteristische Pflanzenarten, wertgebende Pflanzengesellschaften) hinsichtlich ihrer Empfindlichkeit analysiert. Die Ergebnisse (pflanzenökologische Critical Limits) werden in die SMB-Modelle eingestellt.

Folgende Arbeitsschritte wurden zum Aufbau der Datenbank mit standort-/ vegetationsstypischen Critical Loads für FFH-Lebensraumtypen durchgeführt:

1. Zuordnung der charakteristischen Pflanzengesellschaften der FFH-Lebensraumtypen Deutschlands zu ihren Referenz-Standorttypen;
2. Zuordnung von Referenz-Standortparametern zu den Standorttypen, die einen günstigen Erhaltungszustand, d. h. optimale Existenzbedingungen für die charakteristischen Pflanzengesellschaften ermöglichen
3. Ableitung der bodenchemischen und pflanzenphysiologischen Schwellenwerte (Critical Limits) für eutrophierende und versauernde Effekte

Die Philosophie des BERN-Modells baut auf folgenden Grundsätzen auf:

Das BERN-Modell (**B**ioindication for **E**cosystem **R**egeneration towards **N**atural conditions) wurde entwickelt als Beitrag des deutschen National Focal Center zur Lösung der Aufgaben, die Deutschland zur Umsetzung des Göteborg-Protokolls zur Minderung der Versauerung, Eutrophierung und des bodennahen Ozons übernommen hat. Diese Aufgabe besteht in der besseren Einbeziehung von ökologischen Indikatoren bei der Ermittlung von Ursache-Wirkungs-Beziehungen und bei der Bestimmung von ökologischen Belastbarkeitsgrenzen (Critical Loads).

Das **BERN-Modell** (SCHLUTOW u. HÜBENER 2004) baut auf folgenden Grundlagen auf:

Da sich quasi alle biologischen Ökosystem-Komponenten an ein standorttypisches ausgewogenes Nährstoffverhältnis (Stickstoff, Phosphor, Kohlenstoff, basische Kationen wie Kalzium, Kalium und Magnesium) über Jahrtausende evolutionär angepasst haben, kann man insbesondere die spontane Vegetationsstruktur als Indikator für endogene Veränderungen in den letzten Jahrzehnten nutzen. Qualitatives Wissen über die Beziehung zwischen Standortstypen und Pflanzengesellschaften ist in großem Maße vorhanden. Um dieses nicht exakt erfassbare Expertenwissen in exakte mathematische Formeln umformen zu können, bedient sich das BERN-Modell des Fuzzy-Ansatzes unscharfer Beziehungen nach ZADEH (1978) zwischen Standortstypen und Pflanzenarten unter Berücksichtigung empirisch ermittelter Kenntnisse über die Pflanzen-Physiologie und die sozialen Beziehungen der Pflanzen in Gesellschaften. Der Grad der unscharfen Relation wird bestimmt durch eine Möglichkeits-Verteilungsfunktion des Pflanzenvorkommens in Abhängigkeit von einem oder mehreren Standortfaktoren in einem Wertebereich von 0 bis 1 wie folgt:

$$\pi(\vec{x}) \in \mathfrak{R}; \vec{x} \in \mathfrak{R}^n$$

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

wobei:

$\pi$	=	Möglichkeitswert der Existenz einer Pflanzenart
$\vec{x}$	=	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 weitgehend der Definition der ökologischen Nische nach HUTCHINSON (in: BURROWS 1990, 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, das durch die unscharfen Bedingungen der Anpassung einer Art an exogene Faktoren definiert ist, ohne die Einschränkungen, die durch Konkurrenz mit anderen Arten entstehen. Dieser Bereich ist 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.

In der **BERN-Datenbank** sind zunächst die Arten mit ihren ökologischen Nischen hinsichtlich Basensättigung, pH-Wert, CN-Verhältnis im Oberboden, Bodenfeuchte, Vegetationszeitlänge, klimatische Wasserbilanz und Kontinentalitätsindex sowie Solarstrahlung und Temperatur aufgenommen, wobei die Nischen als unscharfe Beziehung zu den Standortfaktoren im Sinne der Fuzzy-Logik erfasst werden. Durch die Kombination der Möglichkeitsfelder mehrerer Standortfaktoren für eine Art ergibt sich die n-dimensionale unscharfe Hyperwolke ihrer Existenzmöglichkeit. Darauf aufbauend wurden im BERN-Modell die ökologischen Nischen der in Deutschland repräsentativen natürlichen und halbnatürlichen Pflanzengesellschaften berechnet durch Kombination der unscharfen Nischen ihrer konstanten Arten. Die in Deutschland und angrenzenden Ländern existierenden typischen Kombinationen von Standortfaktoren-Bereichen wurden klassifiziert zu Standortformtypen, denen jeweils typische naturnahe Pflanzengesellschaften zugeordnet wurden. Dabei können einem Standorttyp mehrere Pflanzengesellschaften mit unterschiedlichem Möglichkeitsgrad zugeordnet sein und umgekehrt.

Die Datenbanken im BERN-Modell decken die Gesamtfläche Deutschlands ab. Es wurden durch die Kombination der schwer veränderlichen Standortparameter (Klimaregionaltyp, Hydromorphietyp, Ausgangsgestein, Bodentypengruppe) insgesamt 480 Standorttypen in Deutschland ausgewiesen, die sich hinsichtlich ihrer Vegetationsstruktur deutlich voneinander abgrenzen. Diese lassen sich zu 122 Standorttypen-Klassen zusammenfassen. Es sind Marschen, Dünen, Litoralzonen sowie alle terrestrischen Standorttypen des Tief- und Hügellandes, der Mittelgebirge und der Alpen berücksichtigt. Für diese Standorttypen wurden die vorkommenden Pflanzengesellschaften aus Datensammlungen zugeordnet, die an Standorten aufgenommen wurden, die sich weitestgehend in einem ökologischen Gleichgewicht der abiotischen und biotischen Komponenten befanden. Obwohl auch die Wälder, Wiesen, Weiden und Moore bereits in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts anthropogen bedingten Veränderungen durch Nutzungen und Stoffein- und -austragen unterlagen, führten diese Veränderungen jedoch i.d.R. zu einer gleichzeitigen Ab- oder Zunahme aller essentiellen Stoffe, also wieder zu Ökosystemen in einem ausgewogenen ökologischen Gleichgewicht auf einem anderen Niveau, vergleichbar mit anderen unbeeinflussten Standorten. Erst ab ca. 1975 kam es regional zu deutlichen naturfremden Ungleichgewichten zwischen dem Basen- und dem Trophiestatus durch massive Versauerung bei gleichzeitiger Eutrophierung. Deshalb repräsentieren Standorts- und Vegetationsaufnahmen von vor der intensiven Industrialisierungswelle in der 2. Hälfte des 20. Jahrhunderts i.d.R. ausgewogene (wenn auch nicht immer „natürliche“) Standortbedingungen im ökologischen Gleichgewicht, indikatorisch angezeigt durch das Vorkommen naturnaher/halbnatürlicher Pflanzengesellschaften. Die ca. 20.100 deutschen Vegetationsaufnahmen, die bis heute aus den Stetigkeitstabellen ausgewertet wurden (ANDERS ET AL. 2002, ELLENBERG 1996, HÄRTLE ET AL. 2004, HARTMANN UND JAHN 1967, HOFMANN 1969A, HUNDT 1964, ISSLER 1942, KLAPP 1965, MAHN 1959,1965, MATUSZKIEWICZ 1958, 1962, OBERDORFER 1957, 1992-1998, PASSARGE 1964, PASSARGE UND HOFMANN 1968, , PREISING 1953, PREISING ET AL. 1990A,B U. 1997, SCHMIDT ET AL. 2002, SCHUBERT 1960, 1991, TÜXEN 1937, 1958, TÜXEN UND WESTHOFF 1963, WILLNER 2002, WILLNER U. GRABHERR 2007, WOLFRAM 1996) verteilen sich auf Deutschland mit Schwerpunkten in überwiegend bewaldeten, von Grasland oder Mooren geprägten Regionen.

Nicht alle ausgewerteten Quellen enthalten quantifizierte Stetigkeitsangaben. POTT (1992) sowie SCHUBERT et al. (1995) zählen die Charakterarten und hochsteten Begleiter ohne eine Stetigkeitstabelle auf. Diese Angaben wurden genutzt, weil für die entsprechenden 11 Gesellschaften keine Stetigkeitstabellen zu ermitteln waren. Die in GRABHERR und MUCINA (1993) sowie MUCINA et al. (1993) genannten Charakterarten und hochsteten Begleiter (z. T. ohne Stetigkeitstabelle) sind in den österreichischen Alpen erhoben worden, es werden dort aber auch weitere Fundorte bzw. -landschaften in Deutschland benannt.

In Auswertung dieser Aufnahmen, die anhand der Karte der potenziell natürlichen Vegetation Deutschlands (BFN 2003) auf Plausibilität überprüft wurden, konnten 322 natürliche und halbnatürliche Pflanzengesellschaften (Assoziationen bzw. Subassoziationen) Deutschlands in die Datenbank aufgenommen werden, die die Standorttypen spontan besiedeln und daher indikativ repräsentieren. Außerdem wurden 40 Forstgesellschaften mit einem guten ökologischen Zustand erfasst.

Es wurden nur Aufnahmen ausgewertet, die an Standorten in einem guten ökologischen Zustand, d. h. an Standorten im ökologischen Gleichgewicht von Nährstoffen, Wasserhaushalt und Wärme, erhoben wurden. Deshalb stammt der überwiegende Teil des Datenmaterials aus der Zeit vor 1960. Damals wurden teilweise heute unübliche Gesellschaftsnamen verwendet. Die Möglichkeit, die aktuelle Synopsis der Pflanzengesellschaften von DIERSCHKE zu übernehmen, scheidet gegenwärtig u. a. an der Tatsache, dass diese erst in Teilen vorliegt. Zudem entspricht der aktuelle Trend, wenige weit gefasste Gesellschaften durch das Zusammenführen „alter“ Gesellschaften zu definieren, nicht dem Zweck des BERN-Modells, eine möglichst eindeutige Zuordnung von regional spezifischen Gesellschaftsausprägungen zu deutlich verschiedenen Standorttypen zu betrachten.

Die charakteristische Artenkombination einer standortkonstanten Pflanzengesellschaft (Assoziation oder Subassoziation) wird im BERN-Modell gebildet aus den hochsteten Arten mit mindestens 70 % Stetigkeit in allen entsprechenden Aufnahmen und den Charakterarten (= Kennarten), wie sie von den jeweiligen Autoren der Gesellschaft bezeichnet wurden (vgl. Abb. 3). Dabei hat sich bei einigen Autoren gezeigt, dass die Charakterarten nicht immer mit einer hohen Stetigkeit in der veröffentlichten Stetigkeitstabelle angegeben waren. Für Modellierungszwecke wird jedoch davon ausgegangen, dass Charakterarten per Definition hochstet sein sollten, auch wenn sie aus verschiedensten nicht bekannten Gründen an den vom jeweiligen Autor untersuchten Standorten nicht hochstet vorkamen, aber die Gesellschaft dennoch eindeutig definiert wurde. Die Festlegung auf das Stetigkeitskriterium 70 % ergab sich als Erfahrungswert bei der Erstellung der BERN-Datenbank. Die erste Version der Datenbank des BERN-Modells enthielt alle Arten mit mindestens 50 % Stetigkeit. Dies hat sich nicht bewährt. Erst bei schrittweiser Reduzierung der Arten auf jene mit mindestens 70 % Stetigkeit ergab sich eine eindeutige Abgrenzung der Optimumbereiche der Gesellschaften entlang eines abiotischen Standortgradienten voneinander (vgl. Abb. 6). Während die ökologischen Nischen von Gesellschaften sich in den Randbereichen (Ökotonen) weit überlappen können, sind doch die Optimumbereiche deutlich voneinander abgrenzbar. Somit sind nur diese hochsteten (und Charakter-)Arten als Indikatorarten für eindeutig abgrenzbare Standortamplituden (mit unscharfen „Fuzzy“-Grenzen) verwendbar.

Außerdem wurden alle geschützten Pflanzenarten entsprechend BNatSchG, FFH-Richtlinie und EU-Artenschutz-Richtlinie aufgenommen.

The screenshot shows a detailed database form for a plant community. Key elements include:

- Identification:** ID: 284, BERN ID: 2081, Community Name: Galio odorati-Fagetum (typ. Subass.) SOUGN. Et TI.
- Source and Date:** Quelle: Mayer, Jahr: 1964.
- Soil and Vegetation:** soil type (KAS), soil group unit (BUK1000), climate, sun, slope, plane, shade, slope.
- Species Composition Table:**

Anzahl der Arten:	ist hochstet	ist Charakterart	ist Differentialart	Bedeckungsgrad
Oxalis acetosella	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	15
Galium odoratum	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	15
Poa nemoralis	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	15
Moehringia trinervia	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	1
Fagus sylvatica	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	80
Milium effusum	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	15
Anemone nemorosa	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	15
Viola reichenbachiana	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	1
Mycelis muralis	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	1
Luzula pilosa	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	1
Athyrium filix-femina	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	
Deschampsia caespitosa	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	
Carex remota	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	
Carex pilulifera	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	
Avenella flexuosa	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	
Veronica officinalis	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	
Luzula campestris	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	
Dicranella heteromalla	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	
Polytrichum formosum	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	

Abb. 3: Beispiel des Datenbankformulars für eine Pflanzengesellschaft mit Angaben zu den präferierten Referenz-Standorttypen, einschließlich der Liste der hochstet und standorttreu vorkommenden Arten mit Deckungsgrad

Die folgenden geo-ökologischen Standortfaktoren wurden als wesentliche vegetationstypbestimmende Parameter ermittelt und den naturnahen und halbnatürlichen Pflanzengesellschaften und -arten zugeordnet. Diese Zuordnung von Parameterspannen zu Gesellschaften und Arten bilden die Datenbasis des BERN-Modells:

- Bodentyp, Ausgangsmaterial, Substrat, Humusform
- Höhe des Standorts über NN
- Hangneigung [°]
- Exposition [grd:min:sec]
- Wassergehalt bei Feldkapazität [ $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ ], mittl. Grundwasserflurabstand, mittl. Stauwasserstufe
- Basensättigung nach Kappen-Adrian [%] und pH( $\text{CaCl}_2$ )-Wert (diese 2 Parameter sind hochkorreliert)
- C/N-Verhältnis [-]
- Klimatische Wasserbilanz [mm/Vegetationsmonat] (Niederschlag minus Evapotranspiration); dieser Parameter ist korreliert mit  $R^2 = 1$  mit dem Parameter der Humidität (Bowen-Wert = potenzielle Evaporation in der Vegetationszeit / Niederschlag in der Vegetationszeit; dieser Parameter ist ebenfalls korreliert mit  $R^2 = 0,98$  mit dem Parameter für die Kontinentalität (De Martonne-Index = Niederschlag in der Vegetationszeit / Mitteltemperatur in der Vegetationszeit + 10))
- Vegetationszeitlänge [ $\text{d a}^{-1}$ ] (mittlere Anzahl der Tage pro Jahr mit einer Tagesmitteltemperatur von über  $10^\circ\text{C}$ )

- Nutzbare Solarstrahlung [ $\text{kWh m}^{-2} \text{a}^{-1}$ ] (Summe der Lichtenergie in der Vegetationszeit), dieser Parameter beinhaltet den zeitlichen Verlauf der Sonneneinstrahlung in Abhängigkeit vom Einstrahlwinkel entsprechend dem Breitengrad, die Modifikation des Einstrahlwinkels in Abhängigkeit von Hangneigung und Exposition, die Sonnenscheinwahrscheinlichkeit im Jahresmittel, die Überschattung durch überlagernde Vegetationsschichten in Abhängigkeit von deren typischem Deckungsgrad in der Gesellschaft
- Temperatur [ $^{\circ}$ ] vom Minimum (Frost-Härte) über Minimum und Maximum des Optimumplateaus (Beginn und Ende der Photosynthese) bis zum Maximum (Hitzestress).

Die z. T. unscharfen verbalen Angaben zu den Standortfaktoren wurden Referenzmessdaten zugeordnet und diese als unscharfe Wertespannen in die Datenbank übernommen (vgl. Abb. 4).

Art

ID: 511

Name: Luzula luzuloides

Parameter | Status of protection | Ellenberg values

Parameter	Optimum		Unit
	Minimum	Maximum	
soil water content	0,100	0,2	$\text{m}^3/\text{m}^3$
pH value	3,3	3,8	[ ]
base saturation	10	15	[%]
C/N-ratio	18	22	[ ]
climat. water balance	-37,1	-8,1	$\text{mm}/\text{veg. month}$
vegetation period	40	112	$\text{days} > 10^{\circ}\text{C}/\text{year}$
solar radiation	100	125	$\text{kWh}/\text{m}^2 \text{y}$
temperature	-23,3	7,22	$^{\circ}\text{C}$

Art suchen: Luzula albida

Datensatz: 509 von 1928 | Ungefiltert | Suchen

Abb. 4: Beispiel eines Datenbankformulars für eine Pflanzenart mit Angaben zu den ökologischen Nischenbreiten in Auswertung von Vegetationsaufnahmen an anthropogen unbelasteten Standorten

Nun konnte der Möglichkeitsbereich jeder Pflanzengesellschaft aus dem Möglichkeitsbereich der hochsteten charakteristischen Arten mit Hilfe eines Minimumoperators der Fuzzy-Logik ermittelt werden (vgl. Abb. 5).

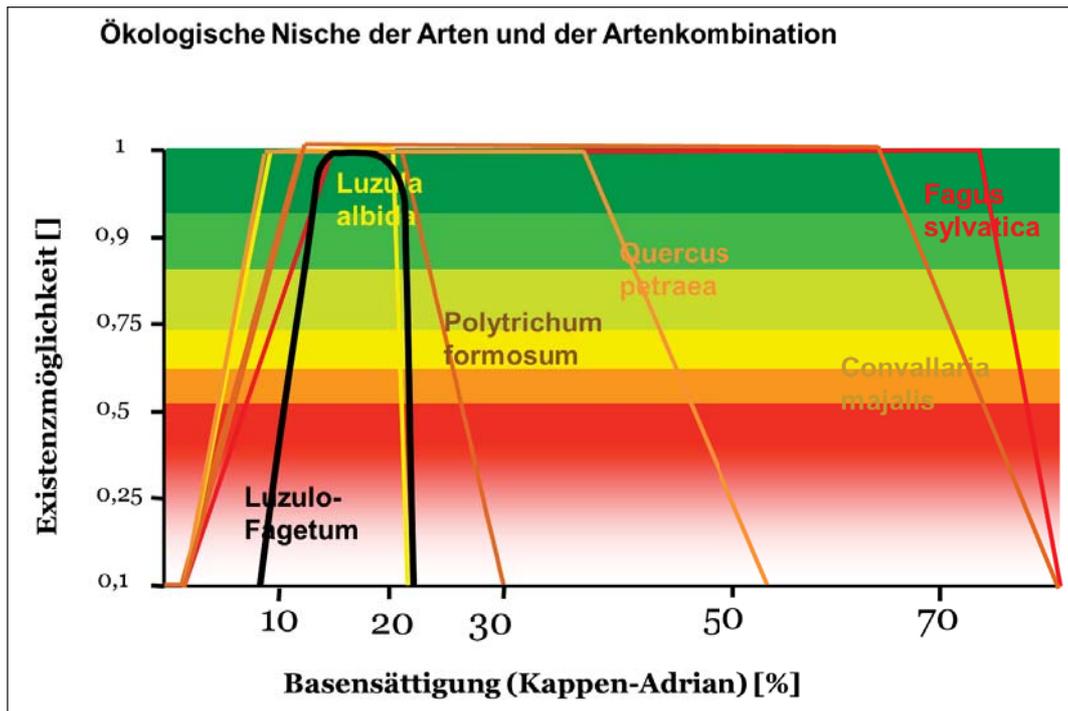


Abb. 5: Möglichkeitsverteilungsfunktion der hochsteten Arten (gelbe, orange und braune Linien) einer Gesellschaft und die resultierende Zugehörigkeitsfunktion der Gesellschaft (schwarze Linie) durch Anwendung des  $\gamma$ -Operators

Diese Datenbasis mit den integrierten Abfragemodulen ermöglicht dem Modellnutzer die Ermittlung der aktuellen ökosystemaren Regenerierungspotenziale, der aktuellen floralen Biodiversität sowie von möglichen Regenerierungszielen, die **Berechnung von kritischen Schwellenwerten für naturnahe und halbnatürliche Pflanzengesellschaften**, die Rekonstruktion und Prognose des Vegetationswandels in Abhängigkeit von der Nutzungs- und Depositionsgeschichte bzw. deren Zukunftsszenarien und der Prognose des Klimawandels.

Für die **Ermittlung der Belastbarkeitsschwellen** zum Schutz der Biodiversität wurde das BERN-Modell genutzt, um den Schutzziele der LRT entsprechende Belastbarkeitsschwellen (Critical Limits) abzuleiten.

### 3.4.2 Kritische Belastbarkeitsschwellen für FFH-LRT

Entsprechend der Definition des **ökologischen Belastbarkeitsgrenzwertes** („Critical Load“) gegenüber Stoffeinträgen (ICP MODELLING & MAPPING 2004), die besagt, dass die Belastbarkeitsschwellen eingehalten werden, solange keine Veränderungen der Struktur und der Funktionen der Vegetation zu verzeichnen sind, muss der Belastbarkeitsgrenzwert sich aus einem Schwellenwert der Existenzmöglichkeitsfunktion der Referenz-Pflanzengesellschaft zum Standortparameter ergeben. Ein sinnvoller Schwellenwert ist der Zugehörigkeitsgrad von 1. An diesem Zustandsparameterwert hat die Referenz-Vegetationseinheit die uneingeschränkte Möglichkeit ihrer Existenz, also die maximal mögliche volle Funktionstüchtigkeit. Die „uneingeschränkte Möglichkeit“ und die „volle Funktionstüchtigkeit“ beziehen sich auf Möglichkeit und Funktion der Selbstregenerierbarkeit eines hervorragenden Erhaltungszustandes, der durch das Vorhandensein einer selbstregenerierungsfähigen natürlichen Pflanzengesellschaft gekennzeichnet ist. Auch dies ist ein Vorsorgewert, oberhalb dessen mit Sicherheit davon ausgegangen werden kann, dass ein hervorragender Erhaltungszustand vorhanden ist und auch langfristig erhalten bleibt. Ein solcher nachhaltig gesicherter hervorragender Erhaltungszustand liegt bei keiner LRT-Fläche im Untersuchungsgebiet vor. Ziel der FFH-Richtlinie ist die Erhaltung bzw. Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustandes, zu dessen Erhaltung

bzw. Entwicklung auch Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen beitragen können und sollen. Insofern ist die Zielsetzung, eine Selbstregenerierungskraft von 100 % des maximalen Potenzials zu erhalten, ein hoch gestecktes Ziel.

### 3.4.2.1 Kritisches BS/C/N-Verhältnis zur Erhaltung von Pflanzenarten bzw. Pflanzengesellschaften

Wird durch Nährstoffeinträge oder -verluste das gleiche Nährstoffverhältnis auf höherem oder niedrigerem Niveau entlang eines harmonischen Standortgradienten erreicht, so wandert eine für diesen Standort typische neue natürliche („heutige potenziell-natürliche“) Gesellschaft ein (ELLENBERG 1996) (vgl. Abb. 6). Ebenso reagiert die Vegetation auf den Wandel des Verhältnisses zwischen Temperatur und Wasserdargebot mit dem Wandel der Artenstruktur bis hin zum Einwandern von Gesellschaften aus benachbarten Florenzonen.

Aber ein großer Teil der Standorte Mitteleuropas ist gegenwärtig in Folge von bodenchemischen Prozessen in Reaktion auf anthropogene eutrophierende und/oder versauernde Stoffeinträge in den letzten Jahrzehnten von einem unausgewogenen naturfremden Nährstoffverhältnis gekennzeichnet, das so vor Mitte des vorigen Jahrhunderts in Mitteleuropa nicht existiert hatte. Die hohen Stickstoffeinträge der vergangenen Jahrzehnte erhöhen zwar auf der einen Seite das N-Nährstoffangebot, tragen auf der anderen Seite aber zum Verlust von Nährkationen wie Calcium, Kalium und Magnesium bei, indem N-Einträge versauernd wirken und einen Basenaustrag aus dem Boden verursachen, woraus sich ein disharmonischer Standortgradient ergibt (vgl. Abb. 6). Die Folge war meistens die Abnahme der Vitalität und ökosystemaren Funktionstüchtigkeit zunächst einzelner Individuen bis hin zum Absterben der Population und letztendlich bis zum Verlust der über Jahrhunderte entwickelten natürlichen Pflanzengesellschaft am Standort (KONOPATZKI u. KIRSCHNER 1997). Übrig blieben polyöke Arten (in Fragmentgesellschaften) und es entstehen Derivatgesellschaften (KOPECKÝ et al. 1979).

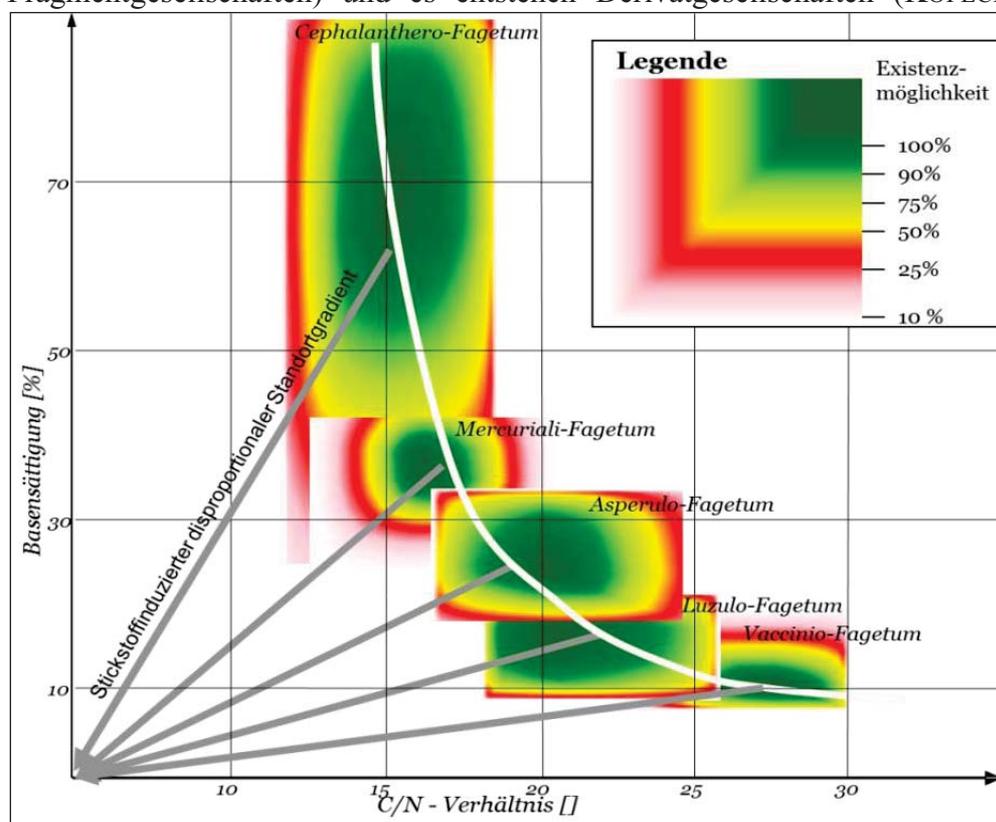


Abb. 6: Existenzmöglichkeitsbereiche der Waldgesellschaften im sommerwarm-winterkühlen/ mittel luftfeuchten Klimaregionaltyp und die Wirkung von N-Einträgen (verstärkt durch S-Einträge) auf die Standortparameter C/N-Verhältnis und Basensättigung (stickstoffinduzierter disproportionaler Standortgradient, der zu Nährstoffungleichgewichten führt)

Der kritische Schwellenwert (Critical Limit) für C/N/BS für die in Abb. 7 beispielhaft dargestellte Referenz-Pflanzengesellschaft liegt am Schnittpunkt des disproportionalen Standortgradienten, der durch N-Einträge verursacht wird, mit der Grenze des Optimum-Plateaus (roter Punkt).

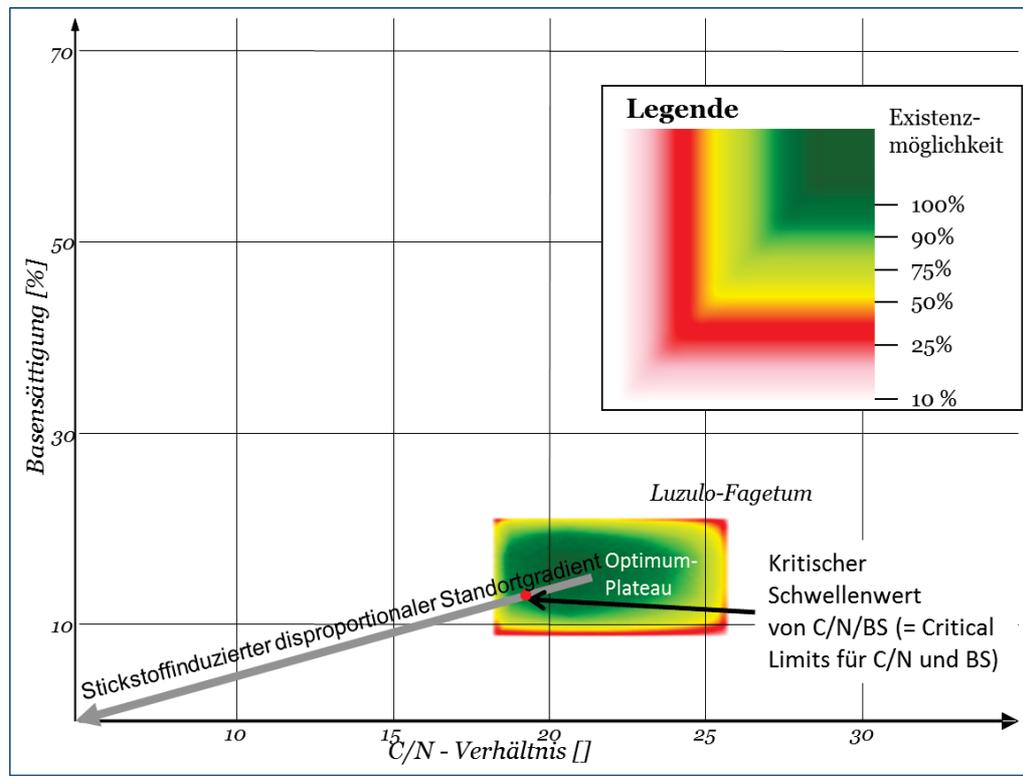


Abb. 7: Beispielhafte Prinzipdarstellung der modellgestützten Bestimmung der kritischen C/N- und BS-Limits zur Erhaltung einer naturnahen selbstregenerierungsfähigen Pflanzengesellschaft

Die so bestimmten Critical Limits für das vegetationsspezifische C/N-Verhältnis für jede Pflanzengesellschaft gehen ein in die Berechnung der Netto-Immobilisierungsrate (vgl. Kap. 3.4.3.1). Das vegetationsspezifische Critical Limit für die Basensättigung geht ein in die Ermittlung der kritischen N-Konzentration in der Sickerwasserrate (vgl. Kap. 3.4.2.5). Außerdem wird das vegetationsspezifische  $BS_{crit}$  in die Berechnung der kritischen Austragsrate von Säureneutralisationskapazität nach Variante 4 eingestellt (vgl. Kap. 3.3.2).

### 3.4.2.2 Kritisches C/N-Verhältnis ( $CN_{min(geo)}$ ; $CN_{max(geo)}$ ; $CN_{min(Phyto)}$ )

Das **C/N-Verhältnis im Oberboden** von Wäldern und Grünlandstandorten (im Mittel über Humusschicht und oberste 10 cm der Mineralbodenschicht) ist ein Parameter, der langfristige Veränderungen des Stickstoffgehaltes im Humus akkumulierend anzeigt. Die Trends der Veränderungen z. B. durch Stickstoffeinträge oder Veränderungen der Produktivität der humusabbauenden Bodenorganismen (= Destruenten) z. B. aufgrund von Basenmangel oder langfristigen Temperaturänderungen werden deutlich widerspiegelt. Das C/N-Verhältnis ändert sich innerhalb einer standorttypischen Spanne zwischen den beiden „Points of no return“ ( $C/N_{max(geo)}$  und  $C/N_{min(geo)}$ ) bei anhaltenden N-Einträgen nur langsam.

Wird der obere Regenerierbarkeitsgrenzwert ( $C/N_{max(geo)}$ ) überschritten (z. B. aufgrund sehr niedriger pH-Werte im Humus, insbesondere in Nadelholzbeständen oder aufgrund extremer schwefelbüriger Versauerung oder zu niedriger Jahresdurchschnittstemperatur), sind die Regenwurm-Populationen nicht mehr lebensfähig. Es findet keine Netto-Mineralisierung, sondern ausschließlich eine Netto-Immobilisierung von Stickstoff im Humus statt. Der Nähr-

stoffkreislauf zwischen Humus- und Mineralbodenoberschicht ist entkoppelt. Rohhumusauf-lagen entstehen.

Ist der untere Extrempunkt ( $C/N_{\min(\text{geo})}$ ) erreicht und sind gleichzeitig ausreichende Gehalte an basischen Kationen (für die Ernährung und Vermehrung der Humusdestruents) im Boden und eine Boden-Temperatur über 2 °C vorhanden, wird jegliche verfügbare organische Substanz rasch mineralisiert, eine Netto-Immobilisierung von Stickstoff findet nicht mehr statt. Der überschüssige Mineralstickstoff, der von den Pflanzen nicht mehr aufgenommen werden kann, wird in die Bodenschichten unterhalb der Wurzelzone ausgewaschen bis ins Grundwasser.

Das C/N-Verhältnis ist also eng an die Basensättigung und den pH-Wert (bei ausreichender Temperatur) im Boden gekoppelt.

Nur ein Standort, dessen C/N-Verhältnis im bodenartenspezifischen ausbalancierten Bereich über  $C/N_{\min(\text{geo})}$  und unter  $C/N_{\max(\text{geo})}$  liegt, gewährleistet ein langfristig sich selbst organisierendes Fließ-Gleichgewicht von Mineralisierung und Immobilisierung und somit ein langfristig stabiles ausbalanciertes Nährstoffangebot für die Vegetation und die Bodenorganismen.

Der akzeptable niedrigste und höchste Grenzwert des C/N-Verhältnisses im Oberboden (vgl. Tab. 3) wird als Critical Limit in die Critical-Loads-Berechnung eingestellt.

Tab. 3: Kritische Minima und Maxima von C/N-Verhältnissen zur Gewährleistung eines langfristigen Gleichgewichtes von Immobilisierung und Mineralisierung im Humus (KLAP et al. 1997)

<b>Bodenart des mineralischen Oberbodens</b>	<b>Minimum des C/N-Verhältnisses zur Gewährleistung der Immobilisierung</b> $C/N_{\min(\text{geo})}$	<b>Kritisches Maximum des C/N-Verhältnisses zur Gewährleistung der Mineralisierung</b> $C/N_{\max(\text{geo})}$
Moore	15	40
großporige Bodenarten (Sand, Lehm)	15	35
feinporige Bodenarten (Ton)	10	25
vulkanische Böden	10	20
Kalk-Böden	10	20

Innerhalb dieser standorttypischen sehr weiten Spannen des C/N-Verhältnisses entwickeln unterschiedliche Pflanzengesellschaften differenziertere Präferenzen für deutlich engere C/N-Spannen. Denn das standorttypische C/N-Verhältnis prägt nicht nur die Vegetationsstruktur, sondern umgekehrt wird das C/N-Verhältnis auch von der Vegetation geprägt. So sorgt die unterschiedliche Zersetzbarkeit (in Abhängigkeit von den Zellulose-, Lignin-, Harz- und sonstigen Anteilen) der Streu für unterschiedliche Gehalte an mineralisiertem N und C in der Bodenlösung.

Die Bestimmung der pflanzenphysiologischen C/N-Schwellenwerte  $CN_{\min(\text{phyto})}$  erfolgt mit Hilfe des BERN-Modells anhand der statistischen Auswertung der Vegetations-/ Standortparameter an unbelasteten Standorten (siehe Kap. 3.4.2.1).

Theoretisch müsste auch ein  $CN_{\max(\text{phyto})}$  betrachtet werden, jedoch spielt die Möglichkeit der Überschreitung eines kritischen CN-Maximums praktisch in Deutschland gegenwärtig keine Rolle, weil die Gefahr der N-Limitierung in den Ökosystemen seit ca. 1970 nicht mehr besteht und auch in Zukunft nicht mehr zu erwarten ist.

### 3.4.2.3 Kritisches Bc/N-Verhältnis zur Vermeidung von Nährstoffungleichgewichten

Die Einhaltung eines kritischen Bc/N-Verhältnisses ist notwendig zur Vermeidung von Nährstoffungleichgewichten für Pflanzenbestände.

Bei  $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$ -Werten von 5,0 bis 4,2 findet eine Änderung der Ausstattung der Böden mit Nährstoffen, insbesondere mit basischen Kationen, statt (MATZNER 1988, ULRICH 1985). Die im Zuge der Protonenpufferung freigesetzten basischen Kationen gehen für die Säureneutralisation verloren, weil sie – an starke Säuren wie z. B. Schwefel- oder Salpetersäure gebunden – mit dem Sickerwasser ausgewaschen werden (FIEDLER 2001).

Die gelösten ausgewaschenen basischen Kationen gehen so dem Stoffkreislauf zwischen Boden, Humus und Pflanzen verloren. Die Säureneutralisationskapazität nimmt ab. Eine weitere Versauerung geht damit einher. Infolgedessen stehen den Pflanzen weniger basische Kationen zur Aufnahme zur Verfügung, was insgesamt – verstärkt durch hohe Depositionen eutrophierenden Stickstoffs – zu Nährstoffimbilanzen und den bekannten Mangelerscheinungen bis hin zu Nekrosen führt (hier ist insbesondere der Magnesium- und Kalium-Mangel zu nennen).

Basische Kationen und Stickstoff sollten für eine optimale Ernährung und Gesunderhaltung der Pflanzen aber immer in einem ausgewogenen Verhältnis zueinander zur Verfügung stehen. Die Arten des (naturnahen) Lebensraumtyps sind evolutionär an das standorttypische Verhältnis von Basen zu Stickstoff angepasst. Ist ein Nährstoff ein Mangelfaktor, wird die Biomasseproduktion reduziert. Die Bereiche ausgewogener Verhältnisse sind pflanzenartsspezifisch (vgl. Tab. 4).

Tab. 4: Kritische untere Spannungsgrenze des optimalen Bereiches von basischen Kationen zu Stickstoff-Ionen in der Biomasse für ausgewählte Waldgesellschaften (ICP MODELLING & MAPPING 2004) und Graslandgesellschaften (Grobabschätzung nach BOLTE 2006)

Vegetation	Ca:N	Mg:N	K:N	Summe Bc/N
Fichten-Waldgesellschaften	0,6	0,2	0,2	0,9
Kiefern-Waldgesellschaften	0,5	0,15	0,12	0,7
Rotbuchen-Waldgesellschaften	0,4	0,2	0,2	0,7
Eichen-Waldgesellschaften	0,4	0,2	0,2	0,7
Auenwald-Gesellschaften	0,4	0,2	0,2	0,7
Nass- u. Feuchtwiesen, Feuchtstauden	0,2	0,1	0,3	0,6
Frischwiesen/Frischweiden	0,1	0,1	0,4	0,5
Magerrasen	0,1	0,1	0,3	0,5
Kalk-Trockenrasen	0,6	0,2	0,3	1,1
Flutrasen	0,2	0,1	0,5	0,8
Salzrasen	0,2	0,1	0,5	0,8
Heiden	0,4	0,2	0,1	0,7

Solange dieses kritische unterste Bc/N-Verhältnis nicht unterschritten wird, tritt kein Nährstoffungleichgewicht auf.

### 3.4.2.4 Kritischer pH-Wert zur Erhaltung von Bodenfunktionen

Die Einhaltung eines kritischen pH-Wertes ist notwendig zur Vermeidung der Degradation von Böden.

Stickstoffeinträge haben eine versauernde Wirkung, insbesondere im Mineralboden durch Austausch und Auswaschung von basischen Kationen bei gleichzeitiger Erhöhung der  $\text{H}^+$ -Konzentration, wodurch der pH-Wert sinkt.

Dem Eintrag bzw. der Bildung von Protonen wird seitens des Bodens durch diverse Puffermechanismen entgegengewirkt, die pH-Wert-abhängig sind (vgl. Tab. 5). Reicht die Wirkung einer Puffersubstanz nicht mehr aus, den Protoneneintrag zu kompensieren, findet eine Absenkung des pH-Wertes statt und der im folgenden pH-Bereich befindliche Puffer wird wirksam. Die Geschwindigkeit der pH-Wert-Absenkung ist sowohl von der Menge der deponierten Protonen als auch von diversen anderen Faktoren wie der Mineralverwitterung des Bodensubstrats, dem Klima, der Vegetation u. a. abhängig.

Tab. 5: Kritische untere Spannungsgrenze des  $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$ -Wertes für die Pufferbereiche der Böden (nach ULRICH 1987)

Puffersubstanz	pH (H <sub>2</sub> O)-Bereich	niedrigster akzeptabler pH-Wert (H <sub>2</sub> O)
Karbonat-Pufferbereich (CaCO <sub>3</sub> )	8,6 - > 6,2	6,2
Silikat-Pufferbereich (primäre Silikate)	> 5,0	5,0
Austauscher-Pufferbereich Tonminerale	5 - 4,5	4,5
Austauscher-Pufferbereich Mangan-Oxide	5 - 4,2	4,2
Aluminium-Puffer (n [Al(OH) <sub>x</sub> (3-x) <sup>+</sup> ], Aluminium-Hydroxosulfate	< 4,2	3,8
Aluminium-Eisen-Puffer (wie Aluminium-Puffer, „Boden-Fe(OH) <sub>3</sub> “)	< 3,8	3,2
Eisen-Puffer (Eisenhydrit)	< 3,2	(2,8)

Basenreiche Böden puffern eingetragene Protonen über die Freisetzung basischer Kationen ab.

Wird infolge von versauernden Schadstoffeinträgen in einem Boden der bodentypische natürliche Pufferbereich verlassen, ist der Boden degradiert. Dies soll durch Setzung von Critical Limits verhindert werden. Das anzusetzende Critical Limit ist der niedrigste akzeptable pH-Wert ( $\text{pH}_{\text{crit}}$ ) des Pufferbereichs, dem ein Boden natürlicherweise im unbelasteten Zustand angehört (Spalte 2 der Tab. 5).

#### 3.4.2.5 Kritische N-Konzentration ( $[\text{N}]_{\text{le}(\text{crit})}$ )

Der Rest an deponiertem und mineralisiertem Stickstoff, der nicht von Pflanzen aufgenommen, durch Denitrifikation in die Atmosphäre ausgegast oder durch Immobilisierung im Humus akkumuliert wird, wird mit dem Niederschlag aus dem Bodenwasser in die tieferen Schichten und letztendlich ins Grundwasser ausgewaschen.

Der Stickstoffaustrag mit dem Sickerwasser erfolgt zum überwiegenden Teil in Nitratform. Da in jedem Fall dabei Protonen ( $\text{H}^+$ ) frei werden, ist die Auswaschung von gebildetem oder deponiertem  $\text{HNO}_3$  in der Regel mit Versauerungsprozessen gekoppelt (SCHACHTSCHABEL et al. 1998).

In der auf europäischer Ebene vorgeschlagenen Methodik wurde ein weiter Wertebereich diskutiert (GRENNFELT u. THÖRNELÖF 1992; HORNUNG et al. 1995; ICP MODELLING & MAPPING 2004). Dabei wurden für den tolerierbaren Austrag unter Critical Load-Bedingungen (Erhaltung des steady state) unter Nadelwäldern Werte zwischen 0,5 und 3 sowie 2 bis 4 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> unter Laubwäldern angenommen. Letztendlich spielt aber für eine realistische Abschätzung dieser Größe die Sickerwasserrate eine entscheidende Rolle.

Das Manual zur Kartierung und Modellierung von Critical Loads (ICP MODELLING & MAPPING 2010) enthält eine Zusammenstellung der kritischen Stickstoffkonzentrationen in der Bodenlösung verschiedener Vegetationstypen (vgl. Tab. 6).

Tab. 6: Kritische (akzeptable) N-Konzentrationen in der Bodenlösung zur Berechnung von  $CL_{nut}N$  (aus Manual ICP MODELLING & MAPPING 2010)

Belastung	$N_{acc}$ [mgN l <sup>-1</sup> ]
<i>Vegetationsänderung (Daten erhoben in Schweden)<sup>1</sup>:</i>	
Flechten zu Preiselbeere	0,2 - 0,4
Preiselbeere zu Blaubeere	0,4 - 0,6
Blaubeere zu Gras	1 - 2
Gras zu krautigen Pflanzen	3 - 5
<i>Vegetationsänderung (Daten erhoben in der Niederlande)<sup>2</sup>:</i>	
Nadelwald	2,5 - 4
Laubwald	3,5 - 6,5
Grünland	3
Heidelandschaften	3 - 6
<i>Andere Belastungen auf Wälder:</i>	
Nährstoffungleichgewichte	(0,2 - 0,4)
Erhöhte Stickstoffauswaschung/N-Sättigung	1
Feinwurzelbiomasse/Durchwurzelungstiefe	1 - 3
Frostempfindlichkeit und Pilzkrankheiten	3 - 5

<sup>1</sup> Laut DE VRIES et al. 2007, S. 86, S. 206 gelten die schwedischen Werte nur für die nordischen Länder

<sup>2</sup> Diese Werte sollten mit Bedacht genutzt werden, z. B. in Gebieten mit hohen Niederschlagsraten.

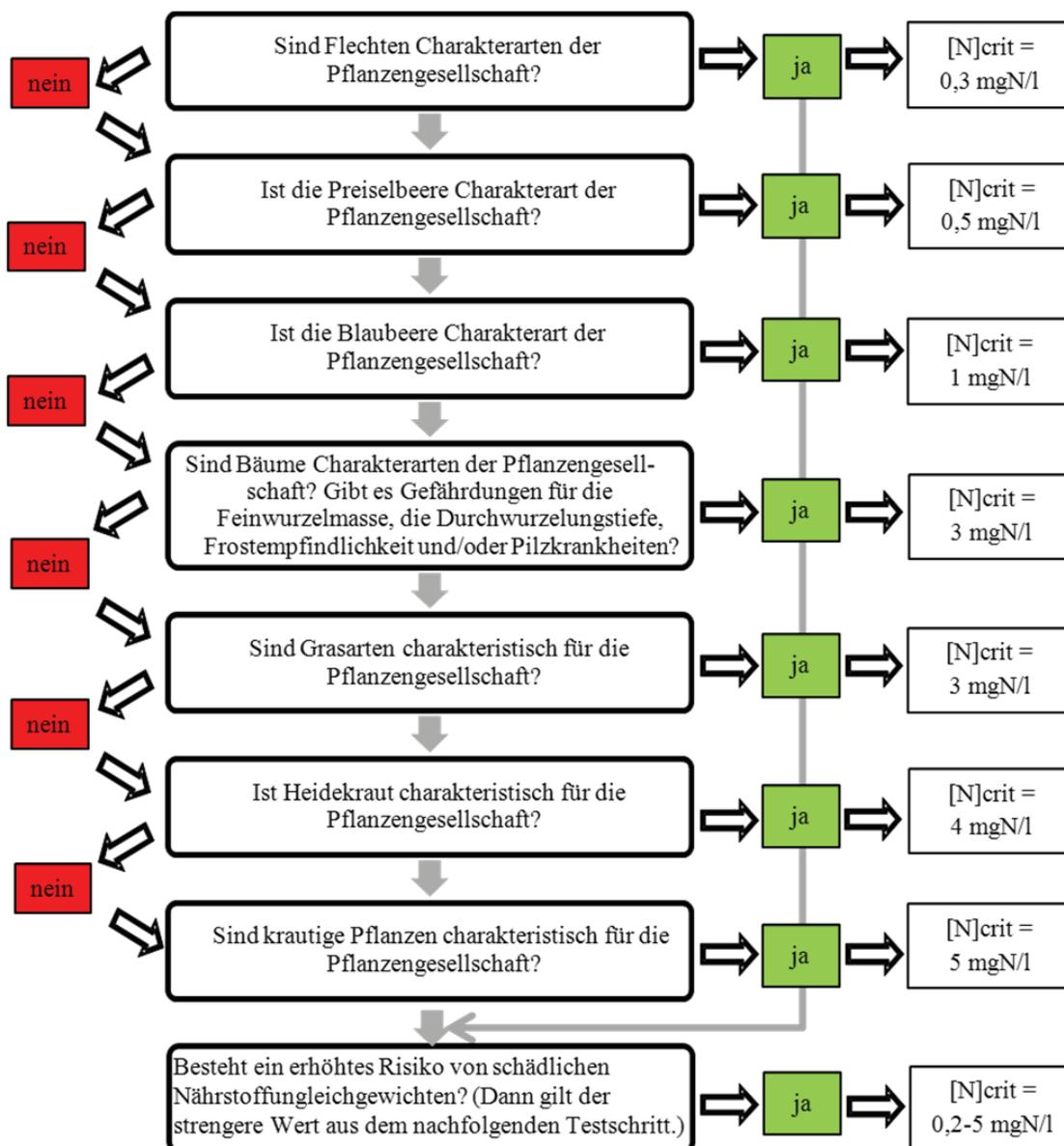
Die Daten für die Niederlande wurden aus Modellierungen mit SMART entnommen. Die übrigen Grenzkonzentrationen wurden empirisch ermittelt (DE VRIES et al. 2007), indem der empirische Critical Load (vgl. Kap. 3.1) nach Abzug der Immobilisierungs-, Denitrifikations- und N-Aufnahmerate in die Erntemasse durch den standortspezifischen Jahresniederschlag dividiert wurde.

Im Manual (ICP MODELLING & MAPPING 2010) wird jedoch darauf hingewiesen, dass keine direkte Abhängigkeit von N-Auswaschungsrate und Vegetationswandel nachweisbar ist. Deshalb schlägt das ICP MODELLING & MAPPING (2010) alternativ zu den in der obigen Tabelle 7 angegebenen Critical Limits vor, unter dem Aspekt der Grundwassernutzung zur Trinkwassergewinnung die N-Deposition durch den Grenzwert der EU für Trinkwasser mit 50 mg Nitrat pro Liter zu limitieren, oder den EU-Zielwert von 25 mg Nitrat pro Liter als Critical Limit zu verwenden. Dieses Kriterium ist aber nicht Gegenstand der FFH-Richtlinie, so dass es hier keine unmittelbare Anwendung findet. Im Ergebnis der folgenden Ableitungsmethodik ergab sich aber indirekt im Ergebnis, dass  $N_{crit}$ -Werte  $> 5$  mg N l<sup>-1</sup> bei Einhaltung der CL(N) nicht auftreten. Auch wird der EU-Grenzwert für Trinkwasser von 50 mg Nitrat pro Liter gut eingehalten.

Literaturdaten weisen darauf hin, dass Nährstoff-Ungleichgewichte auftreten, wenn die N-Auswaschungsrate die natürlichen Hintergrundwerte übersteigt (VAN DAM 1990) und solange das Sickerwasser sich noch in der durchwurzelten Bodenschicht befindet.

Die Vermeidung von Nährstoffungleichgewichten durch Begrenzung der N-Konzentration im Sickerwasser ist laut Manual nur in Wäldern vorgesehen (vgl. Tab. 6). Für die Anwendung auf FFH-Lebensraumtypen sollte dieses Kriterium aber auch auf alle Offenland-LRT angewendet werden, da es keine ökologische Begründung für die Beschränkung auf Wälder gibt.

Vor diesem Hintergrund wurde in diesem Projekt die Bestimmung der kritischen N-Konzentration im Sickerwasser schrittweise für jeden LRT-/Vegetations-/Standort-Typ nach folgendem Schema in Anlehnung an die Empfehlung des Manuals, aber angepasst an die spezifischen Schutzgüter nach FFH-RL, vorgenommen:



Um für den letzten Schritt die entsprechende Entscheidung treffen zu können, müssen folgende Berechnungen durchgeführt werden:

Die akzeptable N-Konzentration im Bodenwasser sickerwasserbestimmter (anhydromorpher) Standorte muss aus dem pflanzenphysiologisch erforderlichen  $Bc/N$ -Verhältnis wie folgt abgeleitet werden:

$$[N]_{crit} = \frac{Bc_{tot}}{\theta \cdot z \cdot Bc/N_{crit}}$$

mit:

- $\theta$  = Wassergehalt im Bodenraum bei  $pF = 1,8$  [ $m^3$  Wasser  $m^{-3}$  Boden]
- $z$  = Mächtigkeit des Wurzelraumes [m] der charakteristischen Arten der Pflanzengesellschaft (vgl. Kap. 3.4.3.5)
- $Bc_{tot}$  = Gehalt an leicht löslichen pflanzenverfügbaren basischen Kationen (Ca+Mg+K) im Wurzelraum [ $eqm^{-3}$ ]
- $Bc/N_{crit}$  = kritisches Verhältnis von basischen Nährkationen (Ca+Mg+K) zu Stickstoff-Ionen [ $eq\ eq^{-1}$ ],

Der Gehalt an pflanzenverfügbaren basischen Kationen ergibt sich wie folgt:

$$Bc_{tot} = \theta \cdot z \cdot [Bc] + p \cdot z \cdot KAK \cdot \frac{BS}{100}$$

mit:

[Bc]	=	Konzentration basischer Kationen in der Bodenlösung [eq m <sup>-3</sup> Wasser]
<i>p</i>	=	Bodenrohddichte [g cm <sup>-3</sup> ]
<i>KAK</i>	=	pot. Kationenaustauschkapazität [meq kg <sup>-1</sup> ]
<i>BS</i>	=	Basensättigung [%]

Setzt man die Formel für  $Bc_{tot}$  in die Formel für  $[N]_{crit}$  ein, kürzt sich  $z$  heraus. Während  $KAK$ ,  $p$  und  $\theta$  bodentypspezifische Parameter sind, die den Legenden-Angaben der verfügbaren großmaßstäbigen Bodenkarten bzw. den Bodenanalysen an den Beurteilungspunkten vor Ort entnommen oder aus ihnen abgeleitet werden können (s. Kap. 5.1) und  $BS$  als vegetationsstypspezifischer Parameter aus der BERN-Datenbank abgeleitet wird (s. Kap. 3.4.1 und Kap. 5.5), ergibt sich  $[Bc]$  wie folgt:

$$[Bc] = \frac{Bc_{dep} + Bc_w - Bc_u}{PS}$$

mit:

$Bc_{dep}$  = Depositionsrate von basischen Nährkationen (Ca+Mg+K) [eq ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>] (s. Kap. 5.3.1)

$Bc_w$  = Freisetzungsrates basischer Nährkationen durch Verwitterung [eq ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>] (s. Kap. 3.4.3.5 und Kap. 6.1)

$Bc_u$  = Netto-Aufnahmerate basischer Nährkationen durch die Vegetation [eq ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>] (s. Kap. 3.4.3.4 und Kap. 6.1)

$PS$  = Sickerwasserrate [m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>] (s. Kap. 3.4.3.3 und Kap. 6.1)

### 3.4.2.6 Kritisches Verhältnis von basischen Kationen zu Aluminium-Ionen [Bc/Al<sub>(crit)</sub>] in der Bodenlösung zur Limitierung von Aluminium-Intoxikation

Sinkt der pH-Wert durch Basenauswaschung infolge von Versauerung in den Aluminium- oder sogar in den Aluminium-Eisen-Pufferbereich (vgl. Kap. 3.4.2.4), gehen Aluminium-Ionen in großer Menge in Lösung über. Eine zu hohe Al<sup>3+</sup>-Konzentration im Bodenwasser kann toxisch auf die Pflanzen des Ökosystems wirken, wenn nicht gleichzeitig genügend basische Kationen als Alternative für die Aufnahme durch die Pflanzen in der Bodenlösung zur Verfügung stehen. Grenzkriterium für den Verlust an Säureneutralisationskapazität ist deshalb das Verhältnis der durch Verwitterung freigesetzten pflanzenverfügbaren basischen Kationen  $Bc = Ca+Mg+K$  zu Al<sup>3+</sup>-Ionen. Dieses kritische (beginnend toxisch in der Pflanze zu wirkende) Bc/Al-Verhältnis ist pflanzenartspezifisch. 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. Untersuchungen von SVERDRUP u. WARFVINGE (1993) haben für die üblichen Hauptbaumarten in Europa und Nordamerika Referenzdaten ergeben, von denen die mittleren kritischen Werte abgeleitet wurden (Auszug aus SVERDRUP u. WARFVINGE (1993)):

- Bc/Al: Fichte 1,2; Kiefer: 1,2; Bergkiefer 1; Birken 0,8; Weiden 5; Rotbuche 0,6; Stiel- und Traubeneiche 0,6; Erle 2, Esche 2, Offenlandvegetationstypen 0,2
- Bc/H: Erle 1,05; Birken 0,24; Offenlandvegetationstypen 0,2

In Mischwäldern gilt der jeweils höchste Wert aller vorhandenen Mischbaumarten.

### 3.4.3 Sonstige Eingangsdaten in die Critical Loads-Berechnung

#### 3.4.3.1 Denitrifikationsrate ( $N_{de}$ )

Wesentliche Einflussfaktoren auf die Denitrifikationsrate sind die Bodenfeuchte, d. h. das Vorliegen sauerstofffreier Verhältnisse, der Humusgehalt, die Bodentemperatur und die Basensättigung. Im Manual des ICP MODELLING & MAPPING (2010) wird ein nichtlineares Verfahren zur Bestimmung der Denitrifikationsrate vorgestellt, das alle diese Parameter berücksichtigt. Ein Test dieses Modells hat ergeben, dass die Ergebnisse weniger valide sind als nach folgender Methode, die ebenfalls im Manual empfohlen wird:

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 i.d.R., 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:

- $f_{de}$  = Denitrifikationsfaktor (Funktion der Bodentypen mit einem Wert zwischen 0 und 1)
- $N_{dep}$  = atmosphärische Stickstoffdeposition [ $\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ ] mit  $N_{dep} = CL_{nut}N$
- $N_i$  = 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:

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

DE VRIES et al. (1990) schlagen die Parametrisierung von  $f_{de}$  wie folgt vor:  $f_{de} = 0,1$  für Löss- und Sandböden ohne Vergleungen,  $f_{de} = 0,5$  für vergleyte Sandböden,  $f_{de} = 0,7$  für Tonböden und  $f_{de} = 0,8$  für Torfböden.

Die differenzierte Ableitung der Denitrifikationsfaktoren  $f_{de}$  erfolgt nach dem Drainagestatus oder mittels einer Matrix nach den Tonanteilen der einzelnen Horizonte, die tiefenstufengewichtet über den gesamten durchwurzelten Raum gemittelt werden. Der Tongehalt wird hierbei als Summen-Indikator für die genannten Parameter angesehen. Je höher der Tonanteil im Boden ist, desto wahrscheinlicher ist eine hohe Denitrifikationsrate (vgl. Tab. 7).

Tab. 7: Matrix zur Ermittlung der Denitrifikationsfaktoren und Tongehaltsklassen (verändert nach De Vries 1990) sowie Reinds et al. 2001 in ICP Manual S. V-14

Bodentyp	Eigenschaften	$f_{de}$
vergleyte Sandböden		0,5
tonige oder/und schluffige Auengleye		0,6
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

Eine Validierung der Modellierungsergebnisse erfolgte u.a. in LfUG (1999): OMKAS: Optimierung emissionsmindernder Maßnahmen bei gleichzeitiger Kontrolle der Aziditäts- und Luftschadstoffentwicklung für die Grenzregionen des Freistaates Sachsen.

### 3.4.3.2 Immobilisierungsrate ( $N_i$ )

Die N-Immobilisierung führt zu einer Stickstoffentlastung des Systems, weil die immobilen ungelösten organischen N-Verbindungen nicht pflanzenverfügbar sind, also nicht eutrophierend wirken und gleichzeitig nicht zur Auswaschung basischer Kationen beitragen können.

Eine Netto-Immobilisation von Stickstoff im Oberboden findet immer dann statt, wenn die Mineralisationsrate kleiner als die Immobilisationsrate in der mittelfristigen Jahressumme ist.

Die jährliche Zuwachsrate an immobilen N-Verbindungen setzt sich zusammen aus dem Anteil der nicht innerhalb eines Jahres mineralisierten organischen Substanz, die durch den Streufall in die Humusaufgabe gelangt und dem Anteil, der aus bereits zuvor mineralisierten N-Vorräten von Bodenorganismen aufgenommen und damit reimmobilisiert wurde.

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 (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL 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 (STANFORD et al. 1973, TIETEMA u. VERSTRATEN 1991, FOSTER 1989, ZOGG et al. 2000, STUHRMANN 2000). Bei 0°C ist die Mineralisierungsrate annähernd 0 und steigt bis ca. 50°C an (SCHEFFER u. SCHACHTSCHABEL 1998). Dieser temperaturbedingt mögliche Anstieg wird jedoch begrenzt von anderen Faktoren, insbesondere vom Vorrat organischer Substanz und deren Zersetzbarkeit. Im Umkehrschluss ist die Immobilisierungsrate desto 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 N bei steigenden Temperaturen im Frühjahr und Sommer, da diese Art der Immobilisierung nur eine Zwischenspeicherung darstellt, da im Herbst und Winter auch die Mikroorganismen wieder absterben und der gespeicherte Stickstoff rasch wieder mineralisiert wird (WETT 2003). So konnte auch STUHRMANN (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 STUHRMANN 2000). Bei N-gesättigten Böden (vgl. ABER et al. 1989), die heute in Mitteleuropa weitaus überwiegen (vgl. CCE-Status-Report 2011) konnte STUHRMANN (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 1 kg N ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> (bei > 8°C Jahresdurchschnittstemperatur, vgl. Manual – ICP MODELLING & MAPPING 2004 ff) und 5 kg N ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> (bei < 5 °C Jahresdurchschnittstemperatur, vgl. STUHRMANN 2000) angesetzt werden kann. Es ergeben sich folgende empirische Funktionen:

$$Ni(T) = 6,3 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ a}^{-1}, \text{ wenn } T \leq 3^{\circ}\text{C}$$

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

$$Ni(T) = 0,0804 * T^2 - 1,8589 * T + 11,204 \text{ anderenfalls}$$

Wahrscheinlich wird die Immobilisierungsrate in den alpinen Hochgebirgen noch unterschätzt, da Feldstudien ergeben haben, dass in natürlichen nährstoffarmen Wäldern der alpinen Hochgebirge der Niederschlag zwar sehr hoch ist, es aber kaum Nitrataustrag gibt (BOBBINK, mündl. Mittlg. 2011). Dies kann nur daran liegen, dass bei Durchschnittstemperaturen von -4 °C eine Dekompostierung (d. h. Mineralisierung) kaum noch stattfindet, sondern Rohhumus- bzw. Tangelhumusauflagen entstehen, in denen sehr hohe N-Vorräte organisch gebunden akkumuliert werden.

Die Bodentemperatur ist nicht allein von der durchschnittlichen regional differenzierten Lufttemperatur abhängig, sondern in hohem Maße auch von der Strahlungsenergie, die auf die Bodenoberfläche auftrifft. Diese ist von der Exposition und Hangneigung sowie von der Beschattung durch Baumkronen abhängig. So kann die Bodentemperatur an einem 45° nach Süden geneigtem Hang mit einer gehölzfreien Vegetation um 10 K höher sein als die regionale Lufttemperatur (BRAUN-BLANQUET 1964). Andererseits erreicht in einem Schatthangwald nur noch ca. 1 bis 5 % der Sonnenenergie den Waldboden (ELLENBERG 1996), was zu einer deutlichen Absenkung der Bodentemperatur gegenüber der Lufttemperatur führt.

Unter steady state-Bedingungen, wie sie dem SMB-Modell zugrunde liegen, soll eine Verringerung des boden- und vegetationsstypischen C/N-Verhältnisses durch N-Akkumulation langfristig nicht zugelassen werden (vgl. Manual – ICP MODELLING & MAPPING 2004ff). Deshalb ist für die Bestimmung des  $CL_{nut}N$  die Netto-Immobilisierungsrate auf das Maß zu beschränken, das einer natürlichen Rate unter nicht erhöhten anthropogen bedingten N-Einträgen entspricht.

Das C/N-Verhältnis ist ein Summenindikator für eine Vielzahl von Standortfaktoren, die die Mineralisierungs-/Immobilisierungs-Bilanz beeinflussen.

Innerhalb einer standorttypischen sehr weiten Spanne des C/N-Verhältnisses entwickeln sich unterschiedliche Pflanzengesellschaften in deutlich engeren C/N-Spannen. Denn das standorttypische C/N-Verhältnis prägt nicht nur die Vegetationsstruktur, sondern umgekehrt wird das C/N-Verhältnis auch von der Vegetation geprägt. So sorgt die unterschiedliche Zersetzbarkeit (in Abhängigkeit von den Zellulose-, Lignin-, Harz- und sonstigen Anteilen) der Streu für unterschiedliche Immobilisierungsraten. Das heißt, je höher das  $CN_{crit(Phyto)}$ , desto höher die Immobilisierungsrate (GUNDERSEN et al. 1998) und umgekehrt. So ist die Immobilisierungsrate insbesondere in Laubwald-LRT-Flächen mit einem atypischen Anteil von Nadelgehölzen punktuell deutlich höher als im reinen Laubwald auf jeweils gleichem Standorttyp im gleichen Klimaregionaltyp. Wird im Zielzustand ein reiner Laubwald angestrebt, muss auch eine Absenkung des C/N-Verhältnisses in Kauf genommen werden, was zu einer Verringerung der Immobilisierungsrate und damit des  $CL(N)$  führt. In Grasland, d. h. in halbnatürlichen Frischwiesen, -weiden und Trockenrasen, ist (außer wenige Jahre nach einer Umwandlung von Acker in Grünland) die vegetationsabhängige Netto-Immobilisierungsrate im langjährigen Durchschnitt dagegen vernachlässigbar gering. Liegt z. B. ein aktuell stark vergraster Heide-LRT vor, der zu einem grasarmen Heide-LRT entwickelt werden soll, wird sich der  $CL(N)$  für den Zielzustand erhöhen, da die Immobilisierungsrate und damit der typische C/N in Heiden deutlich höher ist als in Grasland. Der ggf. aktuell gemessene C/N hat daher keine ausschlaggebende Bedeutung für die Ermittlung des  $CL(N)$ , es sei denn er zeigt irreversible Degradationen des Standortes an (vgl. Kap. 3.4.2.2).

Die vegetationsbestimmte Netto-Immobilisierungsrate ist demzufolge bei Wald- und Heide-LRT von relevanter Bedeutung und wird wie folgt berechnet:

Zwischen den natürlichen und deshalb zulässigen Werten für ein bodentypabhängiges Maximum  $CN_{max(geo)}$ , und dem entsprechenden Minimum-C/N-Verhältnis  $CN_{min(geo)}$ , ist die Nettomenge an N, die immobilisiert wird, eine lineare Funktion des C/N-Verhältnisses, das durch die Vegetation selbst bestimmt wird ( $C/N_{crit(phyto)}$ ).

$CN_{max(geo)}$  und  $CN_{min(geo)}$  werden von KLAP et al. (1997) in Auswertung europaweiter Untersuchungen mit 20-40 bzw. 10-15 angegeben (vgl. Tab. 3).

$$N_i = N_{i(T)} + N_{i(Phyto)}$$

$$N_{i(Phyto)} = f_{i(phyto)} \cdot N_{av}$$

$$f_{i(Phyto)} = \frac{CN_{crit(Phyto)} - CN_{min(geo)}}{CN_{max(geo)} - CN_{min(geo)}} \quad \text{für} \quad CN_{min(geo)} < CN_{crit(Phyto)} < CN_{max(geo)}$$

$$f_{i(Phyto)} = 1 \quad \text{für} \quad CN_{crit(Phyto)} \geq CN_{max(geo)}$$

$$f_{i(Phyto)} = 0 \quad \text{für} \quad CN_{crit(Phyto)} \leq CN_{min(geo)}$$

wobei:

$N_{i(T)}$  = temperaturabhängige Immobilisierungsrate

$N_{i(Phyto)}$  = vegetationsabhängige Immobilisierungsrate

- $N_{av}$  = verfügbarer Stickstoff ( $N_{av} = N_{dep} - N_u - N_{i(T)}$ ) mit  $N_{dep} = CL_{nut}N$   
 $CN_{min(geo)}$  = niedrigstes akzeptables (bodenspezifisches) C/N-Verhältnis  
 $CN_{max(geo)}$  = höchstes akzeptables (bodenspezifisches) C/N-Verhältnis  
 $CN_{crit(phyto)}$  = kritischer Schwellenwert für das C/N-Verhältnis (Pflanzengesellschaftsspezifisch)

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

$$N_{av} = N_u + N_i + N_{de} + N_{le} - N_u - N_{i(T)} = N_{de} + N_{le} + N_i - N_{i(T)} = N_{de} + N_{le} + N_{i(Phyto)}$$

mit  $N_{i(Phyto)} = f_i(N_{av}) = f_i(N_{de} + N_{le} + N_{i(Phyto)})$ .

Da:

$$N_{i(Phyto)} = \frac{f_i}{1 - f_i} (N_{le} + N_{de})$$

ergibt sich nach Einsetzen in die Formel für  $CL_{nut}N$ :

$$CL_{nut}N = N_u + N_{i(T)} + \frac{f_i}{1 - f_i} \cdot \frac{N_{le}}{1 - f_{de}} + \frac{N_{le}}{1 - f_{de}}$$

Vereinfacht ergibt sich nunmehr:

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

### 3.4.3.3 Tolerierbare N-Auswaschungsrate mit dem Sickerwasser ( $N_{le(acc)}$ )

Die Berechnung des tolerierbaren Stickstoffaustrags erfolgt durch Multiplikation der Sickerwasserrate mit einer gesetzten Grenz-Konzentration von Stickstoff im Sickerwasser (vgl. Kap. 3.4.2.5 und Kap. 3.4.2.3) 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 (Differenz aus Niederschlag und Evapotranspiration) [ $m^3\ ha^{-1}\ a^{-1}$ ]

$[N]_{crit}$  = Grenz-Konzentration in Abhängigkeit von der Empfindlichkeit des jeweils betrachteten Schutzgutes [ $kg\ N\ m^{-3}$ ]

Die Sickerwasserrate (unterirdischer Abfluss) ergibt sich aus der Differenz von Gesamtabfluss und oberirdischem Abfluss nach folgender Gleichung.

$$PS = A_{ges} - A_O$$

wobei:

PS = mittlerer jährlicher unterirdischer Abfluss (Sickerwasserrate) [ $m^3 a^{-1}$ ]

$A_{ges}$  = mittlere jährliche Gesamtabflussmenge [ $m^3$ ]

$A_O$  = mittlere jährliche oberirdische Abflussmenge [ $m^3$ ]

Der Berechnung des Gesamtabflusses liegt die Methodik von RENGER et al. (1990) zugrunde. Diese beruht auf der vereinfachten Wasserhaushaltsgleichung auf der Basis mehrjähriger Mittel (hier 1961 – 1990):

$$A_{ges} = N_j - V$$

mit:

$N_j$  = mittlerer Jahresniederschlag ( $m^3$ )

$V$  = mittlere jährliche Verdunstung ( $m^3$ )

Die Verdunstungshöhe wird mit nutzungsabhängigen Regressionsgleichungen unter Berücksichtigung der Verteilung der Niederschläge auf das Sommer- und Winterhalbjahr, des pflanzenverfügbaren Bodenwassers, der potenziellen Evapotranspiration nach WENDLAND u. KUNKEL (1998) und eines Korrekturfaktors für Hangneigung und Exposition berechnet. Der Anteil des Oberflächenabflusses wurde in Abhängigkeit von der Jahresniederschlagsmenge nach der Methodik von BACH (1987) entsprechend folgender Gleichung abgeschätzt.

$$A_o = A_{ges} \cdot 2 \cdot 10^{-6} \cdot (N_j - 500)^{1,65}$$

Die Jahresniederschlagsmenge ist sowohl mit der Häufigkeit von Starkniederschlägen als auch mit dem Anteil des Schneeniederschlages positiv korreliert. Außerdem ist in den niederschlagsreichen Gebieten mit einer höheren Bodenfeuchte zu rechnen, was, wie die übrigen genannten Faktoren, die Bildung eines Oberflächenabflusses begünstigt. Für Waldgebiete wird angenommen, dass kein nennenswerter Oberflächenabfluss stattfindet.

Eine Besonderheit stellen die Auenstandorte dar, die einer wechselhaften Wasserhaushaltsdynamik unterliegen. Die Standortfaktoren, die die Nährstoffverhältnisse in Auen prägen, werden nicht signifikant vom Eintrag gelösten Stickstoffs aus der Luft geprägt. Das zeitweilig durch- bzw. überströmende Flusswasser führt im Bereich eutropher Fließgewässer in der Regel zu einer natürlichen Zufuhr von partikulär oder organisch gebundenen Nährstoffen mit der Schwebstofffracht. Ein Teil dieser Schwebfracht wird sedimentiert, ein Teil aber auch durch Erosion wieder ausgetragen. Diese Auendynamik lässt sich in einem steady state-Modell wie der SMB-Methode nur zufrieden stellend abbilden, wenn grob vereinfachende Annahmen getroffen werden. In diesem Projekt wird der Saldo von Ein- und Austrägen von Nährstoffen aus der Schwebfracht für Modellierungszwecke vorsichtshalber auf 0 gesetzt, also der worst case angenommen, um mit dem CL in jedem Fall konservativ auf der sicheren Seite zu sein.

Es wird nur der Austrag mit dem Niederschlagswasser, wie oben dargestellt, in die SMB-Bilanz eingestellt.

Der natürliche Vorgang der Zufuhr von Nährstoffen mit der Schwebfracht bewirkt aufgrund der Anpassung eine relativ geringe Empfindlichkeit der naturnahen Auenv egetation auf allochtonen Standorten. Bei der Bestimmung des Critical Loads für den eutrophierenden N-Eintrag wird dieser Prozess bei den Auengesellschaften (LRT 6430 und 91E0) an natürlich eutrophen Gewässern indirekt berücksichtigt, da die hochsteten Pflanzenarten dieser Gesellschaften wenig empfindlich gegenüber Eutrophierung sind und daher relativ hohe Critical Limits für die N-Konzentration in die CL-Formel eingestellt werden können.

#### 3.4.3.4 Bestimmung der Aufnahme rate von basischen Kationen ( $B_{cu}$ ) und Stickstoff in die Vegetation ( $N_u$ )

Für die Bestimmung der Critical Loads für FFH-Lebensraumtypen wird die aktuelle naturschutzfachlich verträgliche extensive Nutzungsweise und -intensität als Maßstab angesetzt (vgl. Kap. 5.4.3). Gibt es hierzu keine verbindlichen Informationsgrundlagen der zuständigen Naturschutzbehörde, werden Annahmen wie folgt getroffen: In Wäldern wird im Regelfall eine extensive Nutzung angenommen, d. h. eine Durchforstung zur Bestandsregulierung in Waldgesellschaften, die in Deutschland üblicherweise als Forsten angelegt wurden (Buchen-,

Fichten-, Kiefern-, Eichenmischwälder). Das Ziel ist dabei, naturidentische Waldstrukturen durch Einzelbaumentnahme zu erzielen, die typisch für die jeweilige Waldgesellschaft sind. Ausnahmen hiervon bilden die Wald-LRT, für die im BfN-Handbuch für FFH-LRT (SSYMANCK et al. 1998) ausdrücklich ein Nutzungsverzicht ganz oder teilweise empfohlen wird (LRT 9180, 91D0, 91E0\* teilweise, 91F0, 91G0, 9420). In allen Vegetationstypen wird jedoch mehr oder weniger Biomasse durch Wildäsung entzogen. Hierfür gibt es jedoch keine verallgemeinerbaren Referenzwerte, die in die CL-Kalkulation eingestellt werden könnten. Auch der Entzug durch Waldweide mit Rindern (Niederwaldbewirtschaftung) kann nicht quantifiziert werden und muss daher vorsorglich unberücksichtigt bleiben.

$N_u$  und  $B_{c_u}$  für genutzte Wälder ergeben 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 (vgl. Tab. 8).

Tab. 8: Netto-Stoffgehalte der Hauptbaumarten in Derbholz mit Rinde (JACOBSEN et al. 2002, DE VRIES et al. 1990)

Art	N	Ca	Mg	K	N
	[kg t <sup>-1</sup> TS <sup>-1</sup> ]	[eq t <sup>-1</sup> TS <sup>-1</sup> ]			
Kiefer	1,09	53,89	19,8	16,6	77,82
Fichte	1,22	70,36	14,8	19,7	87,1
Rotbuche, Hainbuche	1,54	89,82	21,4	35,8	110
Eichen	2,10	123,3	14,8	26,9	149,9
Erle	1,40	84,83	24,7	33,3	99,95
Birke	1,70	59,88	16,5	19,2	121,4
Bergkiefer	1,15	47,9	18,1	15,6	82,1
Weide	1,40	149,7	19,8	25,6	99,95
Sonst. Laubbaumarten	1,40	84,83	24,7	33,3	99,95

Sind keine Angaben zum Jahreszuwachs von Baumholz gegeben, müssen diese abgeschätzt werden. Als Grundlage für die standorttypspezifische Abschätzung des potenziellen Holztrages dienen Ertragstabellen des laufenden Zuwachses der Baumarten Fichte, Kiefer, Europäische und Japanische Lärche, Douglasie, Buche, Eiche, Roteiche, Birke, Esche, Robinie, Erle, Pappel und Winterlinde.

Über 100 Jahre wird der durchschnittliche Zuwachs pro Jahr für die Ertragsklasse I und die schlechteste Ertragsklasse der jeweiligen Baumart ermittelt. Die so erhaltenen Festmaß-Zuwächse (DGZ 100) werden in Gewichtmaß-Zuwächse mit Hilfe der baumartenspezifischen Holz- und Rindendichte umgerechnet (vgl. Tab. 9 und Tab. 10).

Tab. 9: Ertragsspannen der Haupt- und Nebenbaumarten

Baumart	durchschnittliche jährliche Zuwachsraten nach 100 Jahren [DGZ 100]				Ertragstafel von:
	Ertragsklasse I für Stammholz mit Rinde		schlechteste Ertragsklasse für Stammholz mit Rinde		
	[m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]	[t TS ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]	[m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]	[t TS ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]	
Kiefer	7,8	3,1	1,1	0,5	WIEDEMANN 1943 (in SCHOBER 1975)
Fichte	12,0	4,9	7,5	3,2	WIEDEMANN 1936 (in SCHOBER 1975)
Bergkiefer	1,5	0,7	1,5	0,7	geschätzt
Rotbuche	7,8	4,9	3,7	2,4	SCHOBER 1967 (in SCHOBER 1975)

Baumart	durchschnittliche jährliche Zuwachsraten nach 100 Jahren [DGZ 100]				Ertragstafel von:
	Ertragsklasse I für Stammholz mit Rinde		schlechteste Ertragsklasse für Stammholz mit Rinde		
	[m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]	[t TS ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]	[m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]	[t TS ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]	
Stiel- und Trauben-Eiche	6,7	4,0	2,1	1,4	JÜTTNER 1955 (in SCHOBER 1975)
Erle	8,0	4,3	4,5	2,5	MITCHERLICH (in SCHOBER 1975)
Birke	4,9	2,8	3,6	2,1	SCHWAPPACH 1929 (in SCHOBER 1975)
Weiden, alle Arten	5,0	2,3	3,4	1,6	SCHOBER 1975
Roteiche	9,2	6,2	5,8	4,0	BAUER 1953
Esche	6,2	3,7	4,1	2,5	WIMMENAUER 1919
Robinie	10,5	5,7	5,7	3,3	ERTELD 1952
Winterlinde	8,8	5,2	5,0	3,0	BÖCKMANN 1990
Ulme		4,0		2,8	SCHOBER 1987
Ahorn		3,5		2,5	SCHOBER 1987
Pappeln	13,2	4,5	3,0	1,1	KNAPP 1973
Hainbuche		5,6		2,5	SCHOBER 1987

Tab. 10: Spezifische Dichten von Stammholz und Rinde sowie deren Masse-Verhältnisse (DE VRIES et al. 1990)

Baumart	Dichte von Stammholz	Dichte von Rinde	Verhältnis von Rinde zu Stammholz
	[m <sup>3</sup> t <sup>-1</sup> atro <sup>-1</sup> ]	[m <sup>3</sup> t <sup>-1</sup> atro <sup>-1</sup> ]	[t t <sup>-1</sup> ]
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 meisten Grünlandstandorte in Mitteleuropa sind auf eine regelmäßige Pflege angewiesen, um langfristig stabil regenerierungsfähig zu bleiben. Diese Pflege muss immer auch mit Biomasseentzug verbunden sein. Nur einige wenige Pflanzengesellschaften unterliegen typischerweise keiner Nutzung durch den Menschen.  $N_u$  und  $Bc_u$  für extensiv genutzte Grünlandbiotope ergeben sich aus der Zuwachsrate oberirdischer Grünmasse im Jahr [t TS ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>] multipliziert mit den Stoffgehalten (Tab. 11).

Tab. 11: Netto-Stoffentzüge durch die verschiedenen Vegetationstypen der waldfreien naturnahen Ökosysteme

Vegetationstyp des Offenlandes	Ertrag [t TS ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]		N [kg N t <sup>-1</sup> TS <sup>-1</sup> ]			N [eq t <sup>-1</sup> TS <sup>-1</sup> ]			Bc (Ca+Mg+K) [eq t <sup>-1</sup> TS <sup>-1</sup> ]		
	von	bis	0,05-Quantil	0,25-Quantil	Mittelwert	0,05-Quantil	0,25-Quantil	Mittelwert	0,05-Quantil	0,25-Quantil	Mittelwert
Magerrasen	0,65	1,5	12,4	14	16	884	1000	1141	450	510	582
Heiden	0,7	1,5	7,1	8,8	10	506	628	743	332	413	488
Kalktrockenrasen	0,8	1,4	9,9	12,3	18	704	879	1259	743	927	1328
Nass- und Feuchtwiesen	0,11	1,7	8,2	12	18	585	857	1275	371	544	809
Flutrasen und Auenwiesen, Salzrasen	0,1	2,5	22,6	23	27	1615	1645	1904	1286	1310	1516
Frischwiesen/ Frischweiden	0,8	1,6	13,8	16,3	20	983	1164	1453	517	613	765

Abgeleitet aus LUTHARDT et al. (2008), QUADE (1993), STEIN-BACHINGER et al. (2004), RUHR-STICKSTOFF-AKTIENGESELLSCHAFT (HRSG.) (1988), BRÜNNER u. SCHÖLLHORN (1972), BRIEMLE et al. (1991), KLAPP (1954), BOHNER et al. (2007), PETERSEN (1981), BOLTE (2006), BRENNER et al. (2004), TISCHEW (2011), ELSÄBER (2007), DIERSCHKE u. BRIEMLE (2008), KEIENBURG u. PRÜTER (2004)

Vorsichtshalber werden die 0,05-Quantile in die CL-Berechnung eingestellt, also ein worst case angenommen, um mit dem CL in jedem Fall konservativ auf der sicheren Seite zu sein.

Die Abschätzung des Trockenmasseertrages (Tab. 11) geht davon aus, dass in FFH-Offenland-Lebensräumen i. d. R. eine bestandserhaltende Mindestnutzung notwendig ist (entsprechend SSYMANK et al. 1998). Diese notwendige Mindestnutzung ist aber auch abhängig vom Biomasseproduktionspotenzial des jeweiligen Standortes. Je fruchtbarer der Standort ist, desto höher muss auch die bestandserhaltende Mindestnutzung sein. Die Spannenobergrenze („bis“) gibt also nicht den maximal möglichen Trockenmasseertrag an, sondern den bestands-erhaltenden Mindestbiomasseentzug auf den fruchtbarsten typischen Böden des jeweiligen Vegetationstyps bei günstigem Klima.

Sind einzelfallbezogene Biomasseertragsdaten verfügbar, die ggf. in einem Managementplan, soweit vorhanden, als verträglich und zielführend eingeschätzt werden, dann wird in die Critical Loads-Berechnung der jeweilige einzelfallkonkrete Entzug eingestellt (vgl. Kap. 6). Für dieses Projekt standen keine konkreten einzelfallbezogenen Ertrags- oder Gehaltsdaten zur Verfügung.

### 3.4.3.5 Freisetzungsrates basischer Kationen durch Verwitterung des Ausgangssubstrats (Bc<sub>w</sub>)

Die Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung (im Folgenden auch kurz als „Verwitterungsrate“ bezeichnet) wird entsprechend Manual (ICP MODELLING & MAPPING 2010) im ersten Schritt anhand der Verknüpfung von Ausgangssubstrat (Muttergesteinsklasse) und Tongehalt (Texturklasse) bestimmt (vgl. Tab. 12).

Tab. 12: Zuordnung der in Deutschland typischen Ausgangssubstrate zu den Muttergesteinsklassen

Muttergesteinsklasse		
0	Organisch	Torf
1	sauer	Sande und mächtige Sand-Deckschichten, Basenarme Terrassen- und Schotterablagerungen, Saure Magmatite und Metamorphite, Basenarme Sandsteine, Sandlöss
2	neutral	Wattboden, Löss und Lössderivate, Geschiebemergel/-lehme im Wechsel mit geringmächtigen Sand-Deckschichten, Tongesteine, Fersiallitische und

Muttergesteinsklasse		
		ferrallitische Paläoböden
3	basisch	Auensedimente, basenreiche Terrassen- und Schotterablagerungen, Geschiebemergel/-lehme, Basische Magmatite und Metamorphite, Bimstuff, Silikatgesteine
4	kalkhaltig	kalkhaltiger Wattboden, Kalkhaltige Auensedimente, kalkhaltige Terrassen- und Schotterablagerungen, Carbonatgesteine (Kalk- und Mergelgesteine), Kalk-Sande, Kalk-Niedermoortorf, kalkhaltige Auensedimente

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 Tongehalt eines Bodens, welcher als Indikator für dessen Textur dient, und der Verwitterungsrate.

Da die zur Verfügung stehenden Bodenkarten zum Tonanteil zwar verbale relative Angaben machen, aber keine absoluten Werte angeben, wird hierzu auf die Referenzwerte der Datenbank zur BÜK 1000 zurück gegriffen. Die Tongehalte, die in der Datenbank zur BÜK 1000 horizontweise für das Leitbodenprofil jeder Bodeneinheit angegeben sind und die hier als Referenzwerte für Böden mit gleichem Bodentyp angenommen werden, beziehen sich auf den Gesamtboden. Maßgebend für die Bestimmung der Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung ist jedoch nur der Tonanteil, der im Feinboden enthalten ist. Der effektiv dem Verwitterungsprozess unterzogene Feinbodenanteil lässt sich in jedem Horizont vom Grob-bodenanteil differenzieren, wenn man den Skelettanteil, wie er in der BÜK-Legende angegeben wird, bei der Angabe des Horizont-Tonanteiles wie folgt umrechnet:

$$T_{eff} = T_{ges} \cdot \left(1 - \frac{S}{100}\right)$$

wobei:

$$\begin{aligned} T_{eff} &= \text{effektiver Tonanteil [\%]} \\ T_{ges} &= \text{Gesamttonanteil [\%]} \\ S &= \text{Skelettanteil [\%]} \end{aligned}$$

Die in der BÜK1000-Datenbank für die Leitbodenprofile horizontweise enthaltene Angabe der Skelettklassen (BGR 2008) lassen sich entsprechend der Bodenkundlichen Kartieranleitung (ARBEITSGRUPPE BODEN 2005, S. 150) absoluten Skelettgehalten (Klassenmittelwerte) zuordnen: Skelettklasse 1 entspricht mittlerem Skelettanteil von 1 %, Klasse 2 = 9 %, Klasse 3 = 26 %, Klasse 4 = 50 %, Klasse 5 = 72 %, Klasse 6 = 92 %.

Je höher also der Skelettanteil ist, desto geringer ist der effektive Tonanteil und somit die Texturklasse sowie die über die Verknüpfung von Muttergestein und Textur abgeleitete Verwitterungsrate.

Für jede Bodeneinheit wurde nun horizontweise aus dem effektiven Ton- und Sandgehalt (entsprechend BÜK1000-Datenbank, BGR 2008) die entsprechende Texturklasse des Horizonts abgeleitet (vgl. Tab. 13). Wenn zwei Texturklassen innerhalb eines Horizontes vorkommen, wird dies durch die Kombination zweier Texturklassen in Form von z. B. 1/3 angezeigt.

Tab. 13: Matrix zur Bestimmung der Texturklasse aus Sand- und Tongehalten (EUROSOIL 1999).

Texturklasse	Name	Definition
1	grob	Ton < 18 % und Sand ≥ 65 %
2	mittelgrob	Ton < 35 % und Sand > 15 %, aber Ton ≥ 18 % wenn Sand ≥ 65 %

Texturklasse	Name	Definition
3	mittelfein	Ton < 35 % und Sand < 15 %
4	fein	35 % ≤ Ton < 60 %
5	sehr fein	Ton ≥ 60 %

Die Zuordnung des effektiven Tongehalts der einzelnen Horizonte zu den Texturklassen erfolgte über eine Fuzzyifizierung der Zugehörigkeit von Tongehalt zu Texturklassen. Die Bestimmung der Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung erfolgte nun anhand der Verknüpfung von Ausgangssubstrat (Muttergesteinsklasse, vgl. Tab. 12) und effektivem Tongehalt (Texturklasse, vgl. Tab. 13) durch Zuordnung zu einer Verwitterungsklasse.

Ausgehend von lokalen Untersuchungen haben DE VRIES (1991), DE VRIES et al. (1993) sowie SVERDRUP u. WARFVINGE (1988) auf der Basis von Modellierungen Matrizen zur Bestimmung der Verwitterungsrate bzw. -klasse aus den zuvor erläuterten Parametern Muttergesteinsklasse und Texturklasse erstellt (vgl. Tab. 14).

Tab. 14: Bestimmung der Verwitterungsklasse

Verwitterungsklasse	Texturklasse											
	1	1/2	1/3	1/4	2	2/3	2/4	3	3/4	4	5	
Muttergesteinsklasse												
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1	1	2	3	3	3	4	4	5	5	6	6	6
2	2	3	4	4	4	5	5	6	6	6	6	6
3	2	3	4	4	5	6	6	6	6	6	6	6
4	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20

Quelle: DE VRIES (1991), DE VRIES et al. (1993), ergänzt

Für jeden Horizont wurden nun aus dem mittleren effektiven Tongehalt dieser Schicht die Zugehörigkeitsgrade zu zwei Texturklassen und aus dieser die Zugehörigkeitsgrade zu Verwitterungsklassen (unter Berücksichtigung der Muttergesteinsklasse) abgeleitet.

Jetzt mussten die Klassenzugehörigkeitsgrade wieder defuzzyifiziert werden, um einen konkreten Wert für eine Verwitterungsrate zu ermitteln. Dann erfolgte eine tiefenstufengewichtete Mittelwertbildung über die Verwitterungsklassenmittelwerte (vgl. Tab. 15) jedes Horizontes.

Tab. 15: Verwitterungsrate bezogen auf 0,5 m Bodentiefe nach DE VRIES et al. (1993)

Verwitterungsklasse	Verwitterungsrate [eq ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]	Verwitterungsklasse	Verwitterungsrate [eq ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]
0	0	4	1000
1	250	5	1250
2	500	6	1500
3	750	10	2500

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 für die in diesem Projekt berechneten Standortstypen über die Horizonte berechnet und anschließend gemittelt, die tatsächlich hauptsächlich durchwurzelt sind. Die Methode zur Bestimmung der aktuellen nutzungsabhän-

gigen Durchwurzelungstiefen wird im letzten Abschnitt dieses Kapitels erläutert. Die für 0,5 m Bodenmächtigkeit von DE VRIES et al. (1993) angegebenen Verwitterungsraten wurden deshalb auf die tatsächlichen Horizontmächtigkeiten umgerechnet und über die Horizonte bis zur Durchwurzelungstiefe tiefenstufengewichtet gemittelt.

Eine weitere Modifizierung ergibt sich aus der Abhängigkeit der Verwitterungsrate auch 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:

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

wobei:

$BC_w(T)$  = temperaturkorrigierte Verwitterungsrate [ $\text{eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ]

$z$  = durchwurzelte Tiefe [m]

$WRc$  = Verwitterungsklasse (entsprechend Tab. 14)

$T$  = mittlere lokale Temperatur im 30-jährigen Mittel 1981-2010 nach DWD [K]

$A$  = Quotient aus Aktivierungsenergie und idealer Gaskonstante (= 3600 K)

#### Bestimmung der Verwitterungsrate der pflanzenverfügbaren basischen Kationen ( $Bc_w$ )

Dem Manual (ICP MODELLING & MAPPING 2010) 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 muss der Anteil der pflanzenverfügbaren Kationen Ca, Mg und K an der Gesamtsumme der Verwitterungsrate abgeschätzt werden als Voraussetzung für die Berechnung der kritischen Austragsrate von Säureneutralisationskapazität (vgl. Kap. 3.3.2).

Der Anteil der pflanzenverfügbaren basischen Kationen Ca + Mg + K ( $Bc_w$ ) beträgt laut Manual (ICP MODELLING & MAPPING 2010) ca. 70 % bei nährstoffarmen Böden und bis zu 85 % bei nährstoffreichen Böden. Um die Verwitterungsrate für Ca + Mg + K regional zuordnen zu können, wurde eine Abschätzung des natriumfreien Anteils durchgeführt, für den zunächst die Abschätzung der Nährkraft notwendig ist. Der Anteil der pflanzenverfügbaren Ca + Mg + K-Ionen an der Gesamtmenge verwitternder basischer Kationen, der sich aus

$$Bc_w = x_{CaMgK} BC_w$$

ergibt und dessen Berechnungsfaktor  $x_{CaMgK}$  im Manual (ICP MODELLING & MAPPING 2010) mit 0,7 - 0,85 angegeben wird, wurde nun mit Hilfe der geschätzten Bodenfruchtbarkeit aufgeschlüsselt in:

Bodenfruchtbarkeit	$x_{CaMgK}$
sehr gering	0,70
gering	0,74
mittel	0,78
hoch	0,82
sehr hoch	0,85

Eine Validierung dieser Modellierungsergebnisse 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 Verwitterungsraten – sei es mit oder ohne Hinzuziehung der Freisetzung von Natrium – gibt. Die Freisetzungsraten nach PROFILE dürften 2004 an den Beispielstandorten die tatsächlichen Basenverwitterungsraten 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. Es fiel vor allem auf, dass für eine nicht zu vernachlässigende Anzahl von Beispielstandorten PROFILE eine Basenverwitterung unter  $1 \text{ keq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  berechnet, die deVries-Ergebnisse hingegen Verwitterungsraten von bis zu  $15 \text{ keq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Des Weiteren unterschätzten die deVries-Ergebnisse aus methodischen Gründen die Basenfreisetzung an den Carbonatstandorten, die in PROFILE deutlich höhere Werte von bis zu  $60 \text{ keq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  aufwiesen.

Auf Basis dieser Erkenntnisse haben NAGEL et al. (2008) Modifizierungen der deVries-Methode vorgenommen. So wurde in Ergänzung der im Manual (ICP MODELLING & MAPPING 2010) empfohlenen 4-stufigen Klassifizierung der Ausgangssubstrate eine weitere für kalkhaltige Ausgangssubstrate ergänzt (vgl. Tab. 12). Die von DEVRIES für 0,5 m Durchwurzelungstiefe an Waldstandorten ermittelten Verwitterungsraten wurden für in Deutschland typische reale Durchwurzelungstiefen differenziert und korrigiert (siehe vorhergehende Abschnitte dieses Kapitels).

Die PROFILE-modellierten Verwitterungsraten der Level II- und BZE-Standorte wurden hierfür als Referenzwerte für vergleichbare Bodenprofile der BÜK 1000 benutzt, um die entsprechenden Korrekturen zu parametrisieren.

### **3.5 Ermittlung des Zielzustandes einer LRT-Fläche**

#### **3.5.1 Berücksichtigung der Standortdynamik**

Ein für die generelle Eignung des CL-Ansatzes als Maßstab für FFH-VPs wesentlicher Aspekt ist der maßgebliche Referenzzustand. Die CL beziehen sich auf einen guten Zustand des Ökosystems im ökologischen Gleichgewicht. Der ursprünglich am Standort vorhandene Zustand ist aufgrund der bereits eingetretenen Artenverarmung in vielen Fällen realistischerweise in absehbaren Zeiträumen kaum mehr erreichbar. Generell ist aber auch zu fragen, ob weitere Stickstoffeinträge aus der Hintergrunddeposition – unabhängig vom geplanten Projekt - nicht zu einer weiteren unausgewogenen Verschiebung bzw. Verschlechterung des Nährstoffhaushaltes des Standortes führen. Insbesondere, da eine zukünftige positive Entwicklung in den gebietsbezogenen Erhaltungszielen konkret angesprochen ist (vgl. Kap. 5.4.1), muss der Schutz von vorhandenen Entwicklungspotenzialen für die FFH-VP von besonderer Bedeutung sein. Insofern ist im vorliegenden Projekt zunächst zu klären, inwieweit reversible Veränderungen rückgängig gemacht werden können und ggf. weitere Stickstoffeinträge einer solchen Regeneration entgegenstehen. Aus fachlicher Sicht kann aber auch die Frage relevant werden, ob das Entwicklungsziel nicht aktualisiert werden muss, wenn die Wiederherstellung des ursprünglichen Zustandes kaum möglich ist. Dabei erlaubt die Modellierung des Critical Loads auf der Basis des BERN-Modells, für einen bestimmten Standort die mögliche Entwicklung zu einem neuen (nicht mit dem ursprünglichen identischem) stabilen ökologischem Gleichgewicht auf höherem oder niedrigerem ausbalanciertem Trophieniveau innerhalb der Standortamplitude des LRT abzuschätzen, wenn sich entsprechende Entwicklungspotenziale am Standort abzeichnen.

Unabhängig vom Erhaltungszustand gilt mit der FFH-Richtlinie das grundsätzliche Ziel, nachhaltig ökologisch stabile Verhältnisse zu sichern.

Der Erhaltungszustand eines natürlichen Lebensraumes wird nach Art. 1 e) FFH-RL definiert. Die Kriterien für einen günstigen Erhaltungszustand lassen sich nur erfüllen, wenn eine naturnahe Pflanzengesellschaft entwickelt wird, die unter den zukünftig zu erwartenden bzw. angestrebten Standort- und Nutzungsbedingungen die besten Existenzmöglichkeiten hat und damit verbunden eine hohe Konkurrenzstabilität der Arten untereinander sowie volle Vitalität als Voraussetzung für das Selbstregenerierungspotenzial besitzt. Zunächst ist also die Frage zu klären, welche Standortbedingungen zukünftig unter Berücksichtigung von Depositions-, Klima- und Nutzungsszenarien zu erwarten sind.

Anschließend ist abzuschätzen (mittels BERN-Modell), welche nachhaltig stabile, d.h. selbstregenerierungsfähige Pflanzengesellschaft in Zukunft an diesem Standort unter den prognostizierten Bedingungen die höchste Existenzmöglichkeit hat, und hiermit verbunden eine hohe Vitalität, eine typische Biodiversität und multiple Funktionstüchtigkeit als Lebensraum für Tiergesellschaften ausprägen kann (siehe Kap. 3.4.1).

Insbesondere bis ca. 1930 hat in den forstlich und landwirtschaftlich genutzten Bereichen der Region ein Stickstoffmangel im Boden geherrscht (vgl. Kap. 3.2), da die Streunutzung aus Wäldern allgemein üblich war und Wiesen und Weiden meistens extensiv bewirtschaftet wurden. Erst ab ca. Mitte des vorigen Jahrhunderts haben N-Einträge aus der Luft zur Auffüllung der Defizite geführt. So haben viele stickstofffliehende Arten ab diesem Zeitpunkt bereits an Existenzmöglichkeit verloren. Sehr hohe Schwefel- und Stickstoffeinträge haben ab ca. 1970 zu Nährstoffungleichgewichten geführt mit gleichzeitigem drastischem Rückgang der Vitalität vieler Arten. Ab 1990 hat die Versauerungsintensität rapide nachgelassen (vgl. Kap. 5.3.2), so dass sich die Basenversorgung durch die „nachsaffende Kraft des Bodens“ (Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung des Ausgangssubstrats) wieder verbessern konnte. Die N-Einträge haben sich seitdem nur mäßig gesenkt und werden auch bis ca. 2020 nur wenig weiter sinken (vgl. Kap. 5.3.2; CCE 2013). Die vormals unausgewogenen Nährstoffverhältnisse werden sich auf ein ausbalanciertes Nährstoffgleichgewicht zu bewegen, jedoch aufgrund des anhaltend hohen N-Gehaltes bzw. niedriger C/N-Verhältnisse auf einem neuen höheren Niveau als vor 1960 einpegeln. Neue Arten können hinzugekommen, die wieder eine naturnahe Gesellschaft bilden können. Auch wenn zukünftig die N-Deposition auf das Niveau des Critical Loads und sogar darunter sinken wird, ist nicht mehr mit einer vollständigen Rückkehr zum Trophieniveau vor der Überschreitung des Critical Loads zu rechnen. Die Erfahrungen der letzten Dekade, insbesondere die Auswertung der 2. Bodenzustandserhebung 2006-2008 (BURSE et al. 2011) und der Level II-Datenauswertung (ICP FOREST 2011) hat gezeigt, dass es unrealistisch wäre davon auszugehen, dass sich bei abnehmenden N-Einträgen wieder eine deutliche Zunahme des C/N-Verhältnisses im Kreislaufsystem Boden-Pflanze einstellen würde. Dies wäre erst dann zu erwarten, wenn die N-Deposition unter den Mindestbedarf an N (für Pflanzen und Bodenorganismen) abfallen würde.

### 3.5.2 Berücksichtigung des aktuellen Erhaltungszustandes

Bei einem aktuellen **Erhaltungszustand „hervorragend“ (A) in Bezug auf die Artenstruktur** wäre die Zielgesellschaft i.d.R. identisch mit der aktuellen Pflanzengesellschaft.

Ein festgestellter **Erhaltungszustand „gut“ (B) in Bezug auf die Artenstruktur** enthält mindestens noch die bestandsprägenden Arten des Lebensraumtyps in einer regenerierungsfähigen Struktur, so dass auch in diesen Fällen die Zielgesellschaft in der Regel der vorgefundenen Pflanzengesellschaft entspricht. Es kann aber auch Fälle geben, wo eine massive Degradation des Bodens bereits stattgefunden hat, jedoch die aktuelle Vegetation aufgrund der Histerese des Systems (Beharrungseffekt mit zeitverzögerter Wirkung) dies noch nicht anzeigt. Deshalb muss bei einem Erhaltungszustand „gut“ (B) in Bezug auf die Artenstruktur bei Verdacht auf latente Vorschädigungen (die zu einer Einstufung in den EHZ C hätten führen

müssen) vorab geprüft werden, wie sich die Hintergrunddeposition in Bezug auf den Critical Load in der Vergangenheit entwickelt hat (vgl. Kap. 3.5.1).

Man kann in der Regel davon ausgehen, dass die Vegetation einer LRT-Fläche mit **Erhaltungszustand „eingeschränkt“ (C) in Bezug auf die Artenstruktur** ein nicht mehr ausreichendes Selbstregenerierungspotenzial aufweist. Da aber auch andere Ursachen als N-Einträge zur Reduzierung des charakteristischen Artenkollektivs bzw. zur Schwächung seines Reproduktionspotentials geführt haben können, ist auch hier die Depositionsgeschichte als erster Anhaltspunkt zur Beantwortung der Frage nach der Regenerierbarkeit zu betrachten.

**Zusammengefasst ist es für die Ermittlung eines geeigneten Critical Loads somit notwendig, eine Indikatorgesellschaft anzugeben, die einen günstigen Erhaltungszustand widerspiegelt. Dies dürfte regelmäßig die vorgefundene Pflanzengesellschaft sein, kann aber auch davon abweichen, wenn der vorgefundene bodenchemische Status deutlich bis irreversibel von den für die Referenz-Pflanzengesellschaft typischen Standortbedingungen abweicht. Insofern muss - insbesondere für LRT-Flächen mit einem aktuellen Erhaltungszustand C oder in Fällen mit deutlich degradierten Vegetationsbeständen – ausgehend von der aktuellen Vegetation die naturnahe Gesellschaft gesucht werden (mittels BERN-Modell), die auf dem Standort in Zukunft ihr Optimum ausprägen kann und die realistisch erreichbar ist.**

Wenn der vorgefundene oder der über die Vegetation indikatorisch ermittelte bodenchemische Status deutlich von den Referenzparametern des Standorttyps abweicht, ist es notwendig, das Entwicklungsziel in Abhängigkeit vom (noch) vorhandenen Regenerierungspotenzial zu bestimmen, für das die Critical Loads ermittelt werden müssen. Für die Bestimmung des Regenerierungspotenzials sind 3 Fälle zu unterscheiden:

**Fall 1:** Wird durch Nährstoffeinträge oder -verluste das gleiche Nährstoffverhältnis auf höherem oder niedrigerem Niveau entlang eines ausbalancierten Standortgradienten erreicht (vgl. Abb. 6), so könnte eine für die veränderten Standortparameter typische neue naturnahe/halbnatürliche Gesellschaft einwandern (ELLENBERG 1996). Solange die neue Gesellschaft ebenfalls dem gleichen LRT angehört, sollte diese Entwicklung zu einer neuen Zielgesellschaft durchaus zugelassen werden, insbesondere dann, wenn die Rückkehr zu den früheren Standortparametern faktisch schwierig oder ausgeschlossen ist.

**Fall 2:** Ein großer Teil der Standorte Mitteleuropas ist gegenwärtig in Folge von bodenchemischen Prozessen in Reaktion auf anthropogene eutrophierende und/oder versauernde Stoffeinträge in den letzten Jahrzehnten von einem unausgewogenen naturfremden Nährstoffverhältnis gekennzeichnet. Liegen die aktuellen oder zukünftigen Standortparameter weit ab vom Optimumbereich der Referenzgesellschaft, so sind die meisten charakteristischen Arten der Referenzgesellschaft am Standort ausgefallen. Es muss also geprüft werden, ob neue Arten eingewandert sind, die besser an die veränderten Bodenparameter angepasst sind und die wiederum als Charakterarten in einer anderen naturnahen/halbnatürlichen Pflanzengesellschaft im gleichen FFH-Lebensraumtyp fungieren können. So kann es bei einem aktuellen Erhaltungszustand C durchaus mehrere Optionen für die Entwicklung eines günstigen Erhaltungszustandes für eine naturnahe Zielgesellschaft geben. Welche dieser naturnahen Zielgesellschaften durch Ökosystemmanagement angestrebt wird, ist letztendlich eine naturschutzpolitische Entscheidung und hängt von den Möglichkeiten des Managements ab. Vorzugsweise ist deshalb eine Zielgesellschaft anzusetzen, für deren Entwicklung entsprechendes Genpotenzial (noch oder schon) vorhanden ist.

**Ein 3. Fall** ist gegebenenfalls zu betrachten: Wenn bei einem Erhaltungszustand C in Bezug auf die Artenstruktur die Ursachen in einer hohen Vorbelastung durch S- und/oder N-Einträge zu vermuten sind und aktuelle Bodenproben tatsächlich ergeben haben, dass durch Versauerung ein sehr hoher Auswaschungsgrad an basischen Kationen vorliegt, der bereits die tiefsten

durchwurzelt Bodenschichten erfasst hat, kann nicht mehr davon ausgegangen werden, dass noch ausreichend basische Kationen aus der Verwitterung des Ausgangssubstrats in den durchwurzelt Raum nachgeliefert werden können, um die naturidentische Referenz-Basensättigung im Oberboden selbstregenerierend wieder herzustellen. Bei einem pH-(H<sub>2</sub>O)Wert von < 3,2 in allen durchwurzelt Bodenhorizonten ist der Standort endversauert und die Degradation des Bodens irreversibel. Weitere Indizien irreversibel veränderter Standorte mit einem extrem unausgewogenen Nährstoffhaushalt ist ein aktuell gemessenes C/N-Verhältnis außerhalb der bodentypischen Spanne für C/N und einer Basensättigung in der mineralischen Oberbodenschicht von < 8 %.

### 3.6 Diskussion der Modelle und Schlussfolgerungen für die Anwendbarkeit auf die FFH-Verträglichkeitsprüfung

#### 3.6.1 Gründe für die Wahl der Modelle zur Ermittlung von Critical Loads

Empirische Critical Loads fehlen für Vegetationstypen, die im Untersuchungsgebiet jedoch charakteristisch für die FFH-Lebensraumtypen sind.

Da in der Regel die empirischen Critical Loads als Wertebereiche angegeben sind, bleibt ein kaum verifizierbarer Beurteilungsspielraum bestehen. Deshalb werden sie in diesem Gutachten nicht unmittelbar herangezogen. Mittelbar geht die kritische N-Konzentration (vgl. Tab. 6), die auf der Ableitung aus empirischen Critical Loads beruht, in die CL<sub>nut</sub>N-Berechnung mit dem SMB-Modell ein.

Das auf der Nutzung dynamischer Modellansätze basierende **DECOMP.DE-Modell** wird zur Bestimmung sich ändernder Mineralisierungs- und komplementär dazu der Immobilisierungs-raten benutzt. Dabei werden signifikante Veränderungen des ökosysteminternen Stoffkreislaufes durch massive Stoffeinträge in der Vergangenheit berücksichtigt. Zweck der Anwendung des mit diesen beiden Termen ermittelten Critical Loads ist die (Wieder-)Herstellung eines ausgewogenen nachhaltig stabilen Gleichgewichts von Stoff-, Wasser- und Energiehaushalt, das einem naturnahen Referenzzustand (entspricht dem guten ökologischen Zustand) entspricht und die Möglichkeit für die Existenz einer naturnahen/halbnatürlichen Pflanzengesellschaft bietet. Die Einbeziehung der Mineralisierungsrate in Abhängigkeit vom pH-Wert, der Basensättigung, der Bodentemperatur, dem Bodenwassergehalt, der Zersetzungsdauer und dem C/N-Verhältnis des Streufalls als Eingangsgröße in die Bilanzierung des N-Haushaltes eines Ökosystem in die Einfache Massenbilanz (SMB) bietet die Möglichkeit, aktuelle Eigenschaften eines Ökosystems zu berücksichtigen, die sich erst im Laufe von anthropogen beeinflussten Veränderungen der Standortbedingungen ergeben haben. Das heißt, der CL unter Berücksichtigung der dynamisch ermittelten Bilanz von Mineralisierungs- und Immobilisierungsrate bietet die Gewähr, dass auch schon bestehende naturfremde Ungleichgewichte wieder ausgeglichen werden. Auch im Untersuchungsgebiet sind die LRT-Flächen bereits über viele Jahre mit eutrophierenden und versauernden Einträgen belastet worden. Nicht jede Veränderung des Stoffhaushaltes in der Vergangenheit ist aber rückgängig zu machen. Auch nicht jede Artenverschiebung in der Vergangenheit muss als Schädigung angesehen werden. Die Analyse des aktuellen Regenerierungspotenzials im UG anhand von aktuellen Vegetationsaufnahmen ergab jedoch, dass keine irreversiblen geochemischen Veränderungen durch anthropogene Schadstoffeinträge indikativ angezeigt werden, so dass auf die Anwendung des DECOMP-Modells in diesem Gutachten verzichtet werden kann.

Im Unterschied zu den dynamischen Modellen geht der steady-state-Ansatz der **Einfachen Massenbilanz (SMB)** davon aus, dass ein bestehendes natürliches (Fließ-)Gleichgewicht des Stoffkreislaufes in einem Ökosystem im Zusammenwirken mit einem ungestörten Wasser- und Energiehaushalt langfristig stabil erhalten werden soll. Der Zweck des mit dem Steady state-Modell ermittelten Critical Loads ist demnach die Erhaltung bestehender nachhaltig

stabiler Standortbedingungen für die Existenz einer naturnahen/halbnatürlichen Pflanzengesellschaft – nicht nur als Schutzzweck an sich, sondern auch als Indikator für ein intaktes funktionstüchtiges Ökosystem.

**Für die Ermittlung der Critical Loads kommt deshalb das SMB-Modell (Einfache Massenbilanz) zur Anwendung. Darüber hinaus werden im Wesentlichen die Methoden und Modelle zur Ermittlung der geochemischen Eingangsdaten entsprechend dem Manual des ICP MODELLING & MAPPING (2010) angewendet. Das SMB-Modell wird aber auch kombiniert mit Eingangsdaten, die aus empirischen Critical Loads abgeleitet wurden, jedoch ergänzt mit vegetationspezifischen Eingangswerten, die mittels BERN-Modell bestimmt wurden.**

### 3.6.2 Unsicherheiten der Modelle und Eingangsdaten

Modelle und Eingangsdaten, die zur Ermittlung von Critical Loads nach den oben beschriebenen Methoden verwendet werden, basieren i. d. R. auf – wenn auch möglichst genauen – Näherungen an exakte Standortbedingungen, Messungen auf vergleichbaren Referenzstandorten sowie auf Expertenschätzungen. So sind Eingangsdaten immer mit einer gewissen Unsicherheit aufgrund von Verallgemeinerungen der Standortcharakteristika, bezogen auf den konkreten zu untersuchenden Standort, behaftet. Bei den auf der Basis der hier beschriebenen Modelle und Methoden ermittelten standortspezifischen Critical Loads handelt es sich im Ergebnis um Abschätzungen nach heutigem Stand des Wissens, also um eine Annäherung an komplexe ökosystemare Dosis-Wirkungs-Beziehungen. Berücksichtigung finden die nach derzeitigem Kenntnisstand einflussstärksten Faktoren und Parameter. Diese Methoden und die Parameterauswahl bleiben stets verbesserungs- und ergänzungsbedürftig. Es wird nie gelingen, die Gesamtheit der Zusammenhänge zwischen N-Einträgen und Wirkungen auf die Ökosysteme exakt zu berücksichtigen. Die vorhandenen Unsicherheiten sind daher unvermeidbar und im Rahmen des besten wissenschaftlichen Kenntnisstandes hinzunehmen.

Die Nutzung von Referenzdaten von vergleichbaren Standorten, die sich nachweislich in einem guten ökologischen Zustand befinden oder zum Zeitpunkt der Analyse befunden haben, ist notwendig, da der Critical Load für einen angestrebten günstigen Referenzzustand bezüglich Bodenqualität und Vegetationsstruktur ermittelt werden muss. Besteht gegenwärtig kein günstiger Erhaltungszustand hinsichtlich Vegetation und Standortfaktoren, muss in diesem Fall auf idealtypische Referenzwerte vergleichbarer Standorte im guten ökologischen Zustand zurückgegriffen werden, deren Übertragbarkeit auf den konkreten Standort naturgemäß mit Unsicherheiten verbunden ist, auch wenn dies nach bestem Wissen geschieht. Der daraus resultierende Gesamtfehler lässt sich aber nicht exakt quantifizieren. Da in der Vergangenheit deutschlandweit sehr hohe Vorbelastungen mit Luftschadstoffen geherrscht haben und teilweise immer noch herrschen, ist der Analogieschluss von Standorten ohne hohe Vorbelastung in der Regel notwendig. Die BERN-Datenbank, die auf der Auswertung von bisher rund 20.100 Einzelstandortuntersuchungen in Deutschland von vor der intensiven Industrialisierungswelle, also überwiegend aus der ersten Hälfte des vorigen Jahrhunderts, beruht (vgl. Kap. 3.4.1), bietet hierfür eine repräsentative Datenbasis, wodurch der Unsicherheitsgrad auf ein Minimum reduziert wird.

Im Rahmen des Forschungsvorhabens „Untersuchung und Bewertung von straßenverkehrsbedingten Nährstoffeinträgen in empfindliche Biotope“ im Auftrag der Bundesanstalt für Straßenwesen (BMVBS 2013) wurden für 1990 Standort-/Vegetationstypen die Critical Loads-Ergebnisse aus der SMB/BERN-Modell-Anwendung validiert anhand (a) der empirischen Critical Loads (BOBBINK & HETTELINGH 2011)), (b) der Alterra-Liste der Critical Loads für FFH-LRT der Niederlande (VAN DOBBEN & VAN HINSBERG 2008)) und (c) dem Vergleich mit den Ergebnissen aus der Anwendung des dynamischen Modellsystems DECOMP.DE/BERN.

- (a) Bei 5 % der Standorts-/Vegetationstypen liegt der modellierte CL(N) unterhalb der Spanne des empirischen  $CL_{emp}N$ . Bei 15 % der Standorts-/Vegetationstypen liegt der modellierte CL(N) oberhalb der Spanne des empirischen CL. Die Abweichungen der modellierten CL(N) von den Spannen der empirischen CL lassen sich überwiegend damit begründen, dass bei den empirischen Studien eine erforderliche Nutzung und Pflege zur Bestandserhaltung meist unzureichend berücksichtigt wurde.
- (b) Insgesamt zeigt der Vergleich mit den niederländischen Alterra-CL-Empfehlungen, dass die hier gewählte BERN/SMB-Modellierung ganz überwiegend zu vergleichbaren oder tendenziell eher niedrigeren CL-Werten führt.
- (c) Aus dem Vergleich ergibt sich eine überwiegend gute Übereinstimmung der  $CL_{nut}N$  nach beiden Methoden, wobei die  $CL_{nut}N$  (nach SMB) bei den höheren CL-Werten ( $> 25 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) tendenziell etwas niedriger ausfallen als die  $CL_{nut}N$  (berechnet mit DECOMP.DE), bei niedrigeren  $CL_{nut}N$  ist diese Tendenz nicht erkennbar.

Die hohe Übereinstimmung ist insbesondere darin begründet, dass die Critical Loads nach beiden Modellen auf der Basis von Critical Limits berechnet wurden, die gewährleisten, dass die berechneten Critical Loads einen optimalen stoffhaushaltlichen Erhaltungszustand als langfristig nachhaltiges Erhaltungsziel sichern.

Eine Sensitivitätsanalyse wird aus folgenden Gründen nicht durchgeführt:

Die Belastbarkeitsschwellen (= Critical Limits), die in die Berechnung der Critical Loads eingehen (vgl. Kap. 3.4.2 in Verbindung mit Kap. 5.5), werden immer an der Grenze des Optimumplateaus der ökologischen Nische der Pflanzengesellschaft bzw. an der Grenze der bodentypischen (geo-)chemischen Pufferbereiche angesetzt. Sie charakterisieren das Ökosystem bei 100 % Regenerierungspotenzial an der Schwelle zu einer möglichen Abnahme der optimalen Existenzmöglichkeit der charakteristischen Arten. Für diese Eingangsparameter ist eine Variation zum Zwecke einer Sensitivitätsberechnung nicht sinnvoll, da dies dem Zweck des CL, ein potenzielles Risiko mit Sicherheit auszuschließen, widerspräche.

Die sonstigen nicht limitierten Eingangsdaten in die CL-Berechnung werden einzelfallspezifisch bzw. standortstypisch ermittelt (s. Kap. 5).

## 4 Bewertungsmaßstäbe

Der ermittelte Critical Load ist ein Vorsorgewert, bei dessen Einhaltung mit Sicherheit jegliche schädigende Wirkung ausgeschlossen werden kann. In der Regel besteht jedoch eine mehr oder weniger große Sicherheitstoleranz, innerhalb derer auch bei Überschreitungen des Critical Loads noch nicht mit erheblichen Beeinträchtigungen zu rechnen ist. Ob und vor allem wann bei seiner Überschreitung eine erhebliche Beeinträchtigung zu erwarten ist, ist im Einzelfall gutachterlich zu bewerten.

Es werden zurzeit naturschutzfachliche Erkenntnisse in der Wissenschaftlergemeinschaft mehr oder weniger einvernehmlich diskutiert, wonach geringfügige zusätzliche Schadstoffeinträge als Bagatelle zu beurteilen sind, wenn die Critical Loads durch die Vorbelastung bereits überschritten sind. Auf der fachlichen Ebene bestehen konventionelle Vorschläge für eine Bagatellschwelle der Zusatzbelastung bei 3 % des Critical Loads (BMVBS 2013), die bereits höchstrichterlich anerkannt wurden. Sind diese überschritten, werden im Rahmen einer Einzelfallbetrachtung weitere Kriterien (u. a. besondere Standortcharakteristika, betroffener Flächenanteil am LRT, funktionale Bedeutung und Besonderheit in Anlehnung an die Flächenbagatell-Vorschläge von LAMBRECHT u. TRAUTNER 2007) berücksichtigt. Diese zunächst aus dem Verhältnismäßigkeitsgrundsatz des Europäischen Gemeinschaftsrechts gerichtlich anerkannte Bagatellschwelle lässt sich aber auch naturschutzfachlich begründen. kann nachgewiesen werden, dass zusätzliche N-Einträge, die nicht mehr als 3 % des Critical Loads betra-

gen, in zahlreichen Studien sowie von Fachexperten übereinstimmend als nicht signifikant die Vegetation verändernd eingestuft werden (BMVBS 2013, Balla et al. 2014). Dies gilt sowohl für die eutrophierende als auch die versauernde Wirkung von Fremdstoffeinträgen. Dabei spielt die Höhe der Vorbelastung keine Rolle.

Aus praktischen Gründen, nämlich um in einer entsprechenden Immissionsprognose einen Untersuchungs- bzw. Betrachtungsraum abgrenzen zu können, ist ein Abschneidekriterium, d. h. eine untere Grenze relevanter Zusatzbelastung auch in Fällen von Überschreitungen der Critical Loads zu definieren. Ein solches Abschneidekriterium ist insbesondere auch im Rahmen der Kumulationsbetrachtung mehrerer Vorhaben mit Auswirkung auf dieselben LRT-Flächen notwendig, weil die Einbeziehung aller Vorhaben mit sehr kleinen Zusatzbeiträgen praktisch nicht möglich ist, da ein großer Teil dieser Vorhaben nicht unter das BImSchG fällt und daher gar nicht erfasst und bekannt sind. Die Europäische Kommission hat hierzu in ihrem Leitfaden "Natura 2000 - Gebietsmanagement - Die Vorgaben des Artikels 6 der Habitat-Richtlinie 92/43/EWG" unter Nr. 4.4.3 ausgeführt: „Aus mehreren, für sich allein genommen geringen Auswirkungen könne durch Zusammenwirkung eine erhebliche Auswirkung erwachsen. ... In diesem Zusammenhang könne man "bis zu einem gewissen Grade" Pläne und Projekte in die Verträglichkeitsprüfung einbeziehen, wenn diese das Gebiet dauerhaft beeinflussten und Anzeichen für eine fortschreitende Beeinträchtigung des Gebiets bestünden.“ (Zitat aus dem Urteil des OVG Münster im Trianel-Verfahren, Az.: 8 D 58/08.AK vom 1.12.2011, S. 134). Daraus ist ersichtlich, dass nicht jeder kleinste Zusatzbeitrag in die Kumulation eingestellt werden muss, wenn er für sich nicht ausreicht, um zusätzliche („fortschreitende“) Beeinträchtigungen zu bedingen. Eine solche Grenze ist spätestens dort anzusetzen, wo die zusätzliche Belastung eines Vorhabens nicht mehr signifikante Wirkungen erzeugen kann ( $< 0,3 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  – BMVBS 2013) oder nicht mehr mit vertretbarer Genauigkeit bestimmbar ist bzw. nicht mehr eindeutig von der Hintergrundbelastung abgrenzbar ist. Eine derartige Nachweisgrenze wurde vom Umweltbundesamt bei  $0,3 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  ermittelt. Auch vom nordrhein-westfälischen Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz (LANUV 2012a) wurde die Nachweisgrenze für die Bestimmung der Immissionskonzentrationen von Stickoxiden und Ammoniak in der Luft aus der Messunsicherheit des Jahresmittelwerts der reaktiven Stickstoffverbindungen NO, NO<sub>2</sub> und NH<sub>3</sub> (mindestens  $1 \mu\text{g m}^{-3}$ ) unter Berücksichtigung der Fehlerfortpflanzung bei der Berechnung der resultierenden Depositionen hergeleitet, das danach bei  $0,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  lag. Das LANUV empfiehlt dennoch eine Abschneidegrenze von  $0,10 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  bzw.  $30 \text{ eq S+N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  mit der Begründung, dass in Nordrhein-Westfalen LR-Typen vorkommen (Schwermetallrasen), bei denen 3 % des CL ca.  $0,12 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  ergeben.

Ein weiterer Aspekt der Erheblichkeitsbewertung betrifft die Fälle, in denen die CL durch die Hintergrundbelastung bereits überschritten sind und die Zusatzbelastung größer als 3 % des jeweiligen Critical Loads beträgt. Hierzu wird folgende Bewertung empfohlen: Bei Überschreitung der Critical Loads durch die Gesamtbelastung und gleichzeitiger Überschreitung der Bagatellschwelle durch die Zusatzbelastung bestehen verschiedenartige Risiken, die zu einem Verlust des Regenerierungsvermögens eines Lebensraumtyps bzw. eines spezifischen Standort-Vegetationstyps innerhalb eines LRT führen können. Diese Risiken müssen graduell unterschiedlich gewichtet werden.

Bei Überschreitung von Critical Loads kommt es meistens nicht in absehbarer Zeit zu einem Totalverlust, der in seiner Auswirkung mit einer Versiegelung gleichzusetzen wäre. Deshalb wird hier der Begriff „definitorischer Totalverlust“ (BfN) verwendet. Der definitorische Totalverlust tritt ein, wenn es zu einem so schwerwiegenden Verlust des Regenerierungspotenzials und damit der Funktionstüchtigkeit kommt, dass die Kriterien für die Einstufung als FFH-LRT nicht mehr erfüllt werden und auch nicht mehr wiederherstellbar sind.

Wie in Kap. 3.4.2 dieses Gutachtens beschrieben, wurde der Critical Load für die Gewährleistung einer 100% Regenerierbarkeit berechnet. Wird der Critical Load überschritten, beginnt

die Vitalität der empfindlichsten hochsteten Art zu sinken. Mit steigender Stickstoff- (und Schwefel-)belastung geht die Existenzmöglichkeit für immer mehr Arten verloren, bis schließlich die charakteristischen Arten der standorttypischen naturnahen Pflanzengesellschaft verschwunden sind und nur noch so wenige Arten übrig bleiben, die lediglich Rumpfgesellschaften oder keine naturnahe/halbnatürliche Gesellschaft mehr bilden können (Derivatgesellschaft), also nicht mehr die Definition eines FFH-Lebensraumtyps erfüllen. Für diesen Punkt, an dem das Selbstregenerierungspotential für eine standorttypische naturnahe Gesellschaft auf 0 gesunken ist, also ein Totalverlust der charakteristischen Arten eintritt, kann ebenfalls ein Critical Load mit Eingangsdaten aus dem BERN-Modell berechnet werden. Grundsätzlich ist zu erwarten, dass Vitalitätseinbußen bzw. Artenverluste umso schneller bzw. stärker auftreten, je kleiner die Differenz der beiden Critical Loads CL(100%) und CL(0%) ist, d.h. je näher der CL(0%) am CL(100%) liegt. Die Auswertung und Gegenüberstellung der Berechnung von CL(100%) und CL(0%) an 1977 Standort-/Vegetationstypen der FFH-LRT in Deutschland ergab folgende Klassifizierung (vgl. auch BMVBS 2013) (vgl. Tab. 16):

Tab. 16: Kriterien zur Bestimmung der Gefährdungsklasse von Standort-/Vegetationstypen

Gefährdungs- klasse	a hinsichtlich Eutrophierung b hinsichtlich Versauerung	Kriterien für die Zuordnung	Begründung
stark gefährdet	1aa	$CL_{nut}N < 15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und Gesamtbelastung $> CL_{nut}N$ bei anhydromorphen Standorttypen (kein Grund- oder Stauwasser in der Wurzelzone)  oder	Bei Standorten mit $CL_{nut}N < 15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ist die Senkung der Gesamtbelastung auf Maß unter $CL_{nut}N$ schwierig
	1ab	$CL_{nut}N < 30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und Gesamtbelastung $> CL_{nut}N$ bei hydromorphen Standorten mit langfristig stagnierendem Grund- oder Stauwasser *	Bei Standorttypen mit langanhaltend stagnierendem Grund- oder Stauwassereinfluss besteht die Gefahr der N-Akkumulation im pflanzenverfügbaren Grundwasser
	1b	Gesamtbelastung $> CL_{max}N$	Gefahr der fortschreitenden Versauerung
durchschnittlich gefährdet	2a	$15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \leq CL_{nut}N < 30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und Gesamtbelastung $> CL_{nut}N$ bei anhydromorphen Standorttypen  und	
	2b	Gesamtbelastung $\leq CL_{max}N$	keine Versauerungsgefährdung
mäßig gefährdet	3a	$CL_{nut}N \geq 30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und Gesamtbelastung $> CL_{nut}N$ bei anhydromorphen Standorttypen  Oder  $CL_{nut}N \geq 15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bei Standorten mit Auendynamik** oder bei kurzzeitig wechselfeuchten Standorten***  und	Stickstoffempfindlichkeit geringer als in den Spannen der empirischen Critical Loads, 100 % Funktionsverlust allenfalls bei sehr hoher Gesamtbelastung zu erwarten, Stickstoffeinträge bis 5% der Critical Loads noch tolerabel, da Einzelprojekt die Unterschreitung der CL nicht gefährden kann, im Einzelfall bzw. für einzelne Standorte Einstufung in diese Kategorie auch bei niedrigeren CL denkbar
	3b	Gesamtbelastung $\leq CL_{max}N$	keine Versauerungsgefährdung

\* außerhalb von Auen: z. B. Nassgleye, Anmoorgleye, Moorgleye, Hochmoore, Versumpfungsniedermoore, Stagnogleye, Wechselgleye

\*\* z.B. Auengleye mit Überflutungsereignissen im Durchschnitt alle 20 Jahre (HQ 20) oder öfter, Nassgleye mit zügigem Grundwasserregime, Hanggleye, Quellgleye, Durchströmungsniedermoore, Überflutungsniedermoore

\*\*\* Pseudogleye

Da Stickstoffeinträge nicht unmittelbar zu einem Verlust von FFH-Lebensraumtypen führen, sondern in aller Regel nur graduelle Funktionsbeeinträchtigungen auslösen, wird der in LAMBRECHT und TRAUTNER (2007) in Kap. H dargestellte Ansatz für graduelle Funktionsbeeinträchtigungen empfohlen. Ein gradueller Wert von 100 % entspricht dabei einem definitorischen Totalverlust. Der bei einem Stickstoffeintrag anzunehmende Funktionsbeeinträchtigungsgrad in Abhängigkeit von der Höhe der Zusatzbelastung und der Gefährdungsklasse eines Standort-/Vegetationstyps wird wie folgt eingeschätzt (vgl. auch BMVBS 2013) (Tab. 17).

Tab. 17: Graduelle Funktionsbeeinträchtigung in Abhängigkeit von Zusatzbelastung und der eutrophierungs- bzw. versauerungsbedingten Gefährdungsklasse des Standortes

Zusatzbelastung relativ zum Critical Load	Gefährdungsklasse		
	stark gefährdet	durchschnittlich gefährdet	mäßig gefährdet
	Graduelle Funktionsbeeinträchtigung [%]		
> 40 %	100	100	100
> 20 %	100	70	50
> 10 %	100	50	40
> 5 %	70	30	20
> 3 %	40	20	0

## 5 Datengrundlagen

### 5.1 Abiotische Bestandteile der LRT

Vom Auftraggeber wurden

- die Flächen mit geschütztem Lebensraumtyp (LRT) nach FFH-Richtlinie
- Bodenübersichtskarte 1:50 000 (BÜk 50)

digital übergeben.

Die Eigenschaften der Böden in den Untersuchungsflächen des prioritären LRT 91E0\* werden wie folgt beschrieben (vgl. Tab. 18).

Tab. 18: Bodenformen an den Untersuchungsflächen des prioritären LRT 91E0\*

UF	LRT	BÜk 50 BODENTYP, BODENART, SUBSTRAT	BÜk 50 WASSERHAUSHALT
1	91E0*	Gley aus lehmigem Sand und Sand (f-s),	MHGW1-MNGW11 Grundwasserneubildung 51-100 mm/a Pot. überflutungsgefährdet
2		Gley aus lehmigem Sand und Sand (f-s),	MHGW1-MNGW11 Grundwasserneubildung 51-100 mm/a Pot. überflutungsgefährdet
3	91E0*	Gley- <sup>1)</sup> Podsol aus Sand (ss)	MHGW3-4 Grundwasserneubildung 151-200 mm/a Nicht überflutungsgefährdet, jedoch Anstieg des Grundwassers bei Hochwasser in der Ems <sup>2)</sup>
4	91E0*	Gley- <sup>1)</sup> Podsol aus Sand (ss)	MHGW3-4 Grundwasserneubildung 201-250 mm/a Nicht überflutungsgefährdet, jedoch Anstieg des Grundwassers bei Hochwasser in der Ems <sup>2)</sup>

<sup>1)</sup> abweichend von BÜk 50, da standörtliche Konkretisierung wie folgt möglich: Email von Dr. E. Gehrt (Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG) Niedersachsen) vom 11.06.2014: „Das Versener Paradies ist in der BÜk50 entsprechend dem Anspruches des Kartenwerkes generalisiert als Podsol angesprochen. Das Gebiet stellt sich im Detail differenzierter dar. Die tiefer gelegene Niederterrasse ist bodenkundlich als Gley einzustufen.“

<sup>2)</sup> abweichend von BÜk 50, da standörtliche Konkretisierung wie folgt möglich: Email von B. Zechlin (NLWKN Meppen) vom 12.2.2014 an Frau K. Meyer (Landkreis Emsland, Fachbereich Umwelt): „auch wenn ein Oberflächenzufluss nicht möglich ist, kann trotzdem durch Anstieg des Grundwasserspiegels Wasser in diesem Gebiet an die Oberfläche treten.“

Die Jahresmitteltemperaturen im 30jährigen Durchschnitt, die für die CL-Berechnung erforderlich sind, werden aus dem DWD-Datensatz 1981-2010 wie folgt entnommen (DWD 2011): Die Jahresmitteltemperaturen betragen 9,3 °C in der Untersuchungsfläche (UF) 1 und 9,7 °C in den UF 2-4.

Da in der BÜK 50 Grundwasserneubildungsraten in Spannen angegeben sind, kann diese (Mittelwert, vgl. Tab. 32) direkt in die Berechnung der CL eingehen, d.h. die Berechnung der Sickerwasserrate auf der Basis u.a. der Niederschlagsmenge entsprechend Kap. 3.4.3.3 ist nicht erforderlich.

Die Eigenschaften der Böden in den nichtprioritären LRT-Flächen werden wie folgt beschrieben (vgl. Tab. 19). Da für diese LRT-Flächen standorttypische CL ermittelt werden sollten, die für alle Flächen des LRT im UG gelten, sind die CL-relevanten Bodeneigenschaften, die allen Flächen gemeinsam sind, ermittelt worden.

Tab. 19: Boden-Status der LRT 2330, 6430, 9110, 9160, 9190 und 91F0

LRT	Boden-Status
2330	Podsol (anhydromorph, oligotroph, basenarm)
6430	hydromorph, eutroph und mittelbasisch
9110	hydromorph, mesotroph, mittelbasisch
9160	hydromorph, eutroph, mittelbasisch
9190	anhydromorph, oligotroph und basenarm
91F0	hydromorph, eutroph und mittelbasisch

Der Klimaregionaltyp wird mit „sommerwarm-winterkühl und mittlere Luftfeuchte“ mit Tendenz zu „sommerwarm-winterkühl und hohe Luftfeuchte“ entsprechend BMVBS (2013) angegeben (PLANUNGSGRUPPE GRÜN, FFH-VS in Vorb.). In die CL-Berechnung geht der Mittelwert des Klimaregionaltyps ein (vgl. BMVBS 2013, S. 151).

## 5.2 Biotische Bestandteile der LRT

Als Grundlage für die Charakterisierung der Vegetation in den Untersuchungsflächen des LRT 91E0\* dienen

- KOOPMANN, T. (Planungsgruppe grün) (2014): Artenlisten LRT 91E0 Untersuchungsflächen 1-4.

Tab. 20: Aktuelle Vegetationsaufnahmen 2014 in den Untersuchungsflächen des LRT 91E0\*

UF	LRT	Vegetationsaufnahme April 2014 mit Mengenangabe* (KOOPMANN 2014)
1	91E0*	<p><b>Baumschicht 1:</b>  Acer pseudoplatanus 1  Alnus glutinosa 3  Betulus pubescens 1  Quercus robur 1</p> <p><b>Strauchschicht:</b>  Prunus serotina 2</p> <p><b>Krautschicht:</b>  Calamagrostis canescens 1  Carex elongata 1  Carex remota 2  Dryopteris dilatata 2  Holcus lanatus 1  Lysimachia vulgaris 1  Sambucus nigra 2</p> <p>Scirpus sylvatica 2  Iris pseudacorus 2  Carex remota 3  Ranunculus ficaria 2  Filipendula ulmaria 1  Juncus effusus 2  Rubus fruticosus 1  Dryopteris carthusiana 2</p>
2		<p><b>Baumschicht 1:</b>  Alnus glutinosa 4</p> <p><b>Strauchschicht:</b>  Corylus avellana 2 (randlich)</p> <p><b>Krautschicht:</b>  Calla palustris 3  Carex elongata 3</p>

UF	LRT	Vegetationsaufnahme April 2014 mit Mengenangabe* (KOOPMANN 2014)
		Carex elata 2 Carex pseudocyperus 2 Carex acutiformis 2 Dryopteris carthusiana 2 Iris pseudacorus 3 Scirpus sylvaticus 4 Peucedanum palustre 2
3	91E0*	<u>Baumschicht 1:</u> Alnus glutinosa 4 Betula pubescens 2  <u>Strauchschicht:</u> Crataegus laevigata 2 Prunus spinosa 1  <u>Krautschicht:</u> Carex remota 3 Carex elongata 2 Carex acutiformis 2 Carex acuta 1 Carex nigra 1 Carex x elytrioides 2 Juncus effusus 2 Deschampsia cespitosa Valleriana officinalis agg. 2 Ranunculus ficaria 2 Ranunculus flammula 2 Athyrium filix-femina 1 Glyceria fluitans agg. 3 Glechoma hederacea 2 Iris pseudacorus 1 Lysimachia nummularia 2 Poa trivialis 2 Geum urbanum 1 Cirsium palustre 1 Filipendula ulmaria 2 Taraxacum officinalis agg. 2 Rumex sanguineus 2 Rumex acetosa 2 Scirpus sylvaticus 2 Rubus caesius 2 Rubus fruticosus agg. 1 Dryopteris chartusiana 2 Scutellaria galericulata 2 Ceratocarpus claviculata 1 Lonicera periclymenum 1 Potentilla palustris 1
4	91E0*	<u>Baumschicht 1:</u> Alnus glutinosa 4  <u>Baumschicht 2:</u> Alnus glutinosa 2  <u>Strauchschicht:</u> Crataegus laevigata 2 Sambucus nigra 2  <u>Krautschicht:</u>

UF	LRT	Vegetationsaufnahme April 2014 mit Mengenangabe* (KOOPMANN 2014)
		Adoxa moschatellina 2 Aegopodium podagraria 2 Alliaria petiolata 2 Cardamine pratensis 2 Dactylis glomerata 3 Filipendula ulmaria 2 Galium aparine 2 Geranium robertianum 1 Geum urbanum 2 Glechoma hederacea 2 Glyceria fluitans 2 Glyceria maxima 1 Heracleum sphondylium 2 Lamium album 2 Lysimachia nummularia 2 Phalaris arundinacea 2 Poa trivialis 3 Ranunculus ficaria 3 Ranunculus repens 2 Rubus caesius 3 Rubus fruticosus 2 Rumex sanguineus 2 Stellaria media 2 Stellaria nemorum 1 Taraxacum officinalis agg. 2 Torilis japonica 2 Urtica dioica 2 Valleriana officinalis 2 Veronica hederifolia ssp. lucorum 2

\*Erläuterung zur Mengenangabe:

- 1 wenige Exemplare
- 2 zahlreich
- 3 teilweise dominant
- 4 großflächig dominant

Als Grundlage für die Charakterisierung der Vegetation in den LRT 2330, 6430, 9110, 9160, 9190 und 91F0 (Tab. 21) diente die Biotoptypenkartierung (KOOPMANN, T. (Planungsgruppe grün) (2014).

Tab. 21: Charakterisierung der Vegetation LRT 2330, 6430, 9110, 9160, 9190 und 91F0 aus der Biotoptypenkartierung

LRT	Pflanzengesellschaften
2330	Agrostietum coarctatae KOBENDZA 1930
6430	k.A. (Annahme: empfindlichste Ges. des LRT: Convolvulo-Epilobietum hirsuti HILB., HEINR. et NIEM. 1972
9110	Luzulo-Fagetum (Carex brizoides-Subass.) MEUSEL 1937
9160	k.A. (Annahme: einzige Ges. des LRT: Stellario holosteae-Carpinetum betuli (typ. Subass.) OBERD. 1957
9190	Betulo-Quercetum (GAUME 24) TX. 1937
91F0	k.A. (Annahme: empfindlichste Ges. des LRT: Stellario holosteae-Carpinetum betuli (Stachys-Subass.) OBERD. 1957 = Stachyo-Carpinetum betuli TÜXEN 1930

## 5.3 Depositionen im Untersuchungsgebiet

### 5.3.1 Hintergrunddepositionen 2008

Die letzte deutschlandweite Erfassung von Luftschadstoff-Depositionen (KRUIT et al. 2014, unveröff.) enthält Daten für den nassen und trockenen sowie okkulten Eintrag von oxidiertem Stickstoff (NO<sub>x</sub>), oxidierten Schwefelverbindungen (SO<sub>x</sub>) und reduziertem Stickstoff (NH<sub>y</sub>) im Raster von 1 x 1 km. Die Veröffentlichung dieses Datensatzes für 2008 im UBA-Informationssystem ist geplant, aber noch nicht vollzogen. Daraus ergeben sich die Summen der Hintergrund-Depositionen 2008 (= Vorbelastung) zusammengefasst im Untersuchungsgebiet wie folgt (vgl. Tab. 22). Die LRT-Polygone der Neukartierung 2014 wurden mit dem Raster der Deposition für den jeweils entsprechenden Landnutzungstyp verschnitten. Enthält eine LRT-Fläche mehrere Rastergrids, wurde der jeweils höchste Depositions-Wert ermittelt, der in der LRT-Fläche liegt bzw. dessen Raster in die LRT-Fläche hineinragt (vgl. Tab. 22):

Tab. 22: Hintergrunddepositionen 2008 (KRUIT et al. 2014)

UF	LRT / Lebensraum	Landnutzungstyp	N-Vorbelastung 2008		S-Vorbelastung 2008	
			[kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]	[eq ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]	[kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]	[eq ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]
1	91E0*	Laubwald	34,1	2439	9,8	610
2		Laubwald	34,2	2440	7,8	489
3	91E0*	Laubwald	33,5	2390	9,4	585
4	91E0*	Laubwald	33,5	2396	9,1	568
	2330	Spärliche Vegetation	22,4	1602	5,1	319
	6430	Natürliches Grünland	27,3	1950	7,1	446
	9110	Laubwald	33,5	2390	9,4	585
	9160	Laubwald	33,5	2390	9,4	585
	9190	Laubwald	33,5	2390	9,4	585
	91F0	Laubwald	33,5	2390	9,4	585

Weitere Depositionen, die bei der Bestimmung der Critical Loads für versauernde Einträge zu berücksichtigen sind, enthält Tab. 23.

Tab. 23: Hintergrunddepositionen 2007 basischer Kationen und Chlorid-Ionen (Bultjes et al. 2011)

UF	LRT / Lebensraum	Hintergrunddeposition [eq ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]				
		Ca	K	Mg	Na	Cl
1	91E0*	254	136	130	678	462
2		254	136	130	678	462
3	91E0*	254	136	130	678	462
4	91E0*	254	136	130	678	462
	2330	139	127	126	965	656
	6430	147	141	130	1037	656
	9110	218	259	164	1644	656
	9160	218	259	164	1644	656
	9190	218	259	164	1644	656
	91F0	218	259	164	1644	656

Die Hintergrunddeposition wird auf Basis des Emissionskatasters, das in einem relativ groben Raster erfasst wurde, ermittelt, wodurch es zu einer Nivellierung von Spitzenemissionen kommt. Deshalb kann es im Einzelfall notwendig sein, starke Emittenten im unmittelbaren Nahbereich des Vorhabens gesondert zu erfassen und zur Hintergrunddeposition zu addieren.

Dies ist insbesondere dann geboten, wenn die Hintergrunddeposition des UBA-Datensatzes mehr oder weniger knapp unterhalb der Critical Loads liegt. Im vorliegenden Fall liegt die Hintergrundbelastung des UBA-Datensatzes weit über den Critical Loads für den eutrophierenden N-Eintrag. Da sich auch bei einer Erhöhung der Hintergrundbelastung durch starke Emittenten im Nahbereich des Vorhabens keine anderen Bewertungen ergeben würden, ist eine Korrektur der Hintergrunddeposition nicht erforderlich.

### 5.3.2 Historische Zeitreihen und Trends der Depositionen

Für die Berechnung der Zeitreihen der Stickstoffdepositionen von 1920 bis 2005 wurden die Ergebnisse der IIASA-Modellierung der Depositionsgeschichte für das EMEP-Raster 17/20, in dem sich das UG befindet, benutzt (vgl. Tab. 24). Die Informationen über die Emissionsgeschichte (Verbrauch von Kohle, Erdöl, Erdgas, Holz, Verkehrsdichteangaben usw., industrielle Entwicklung in der Region) wurden auf der Basis eines EMEP Lagrange-Modells in Depositionen umgerechnet und für Europa vom International Institute for Applied Systems Analysis Laxenburg in Österreich (IIASA/CIAM) 2007 in einer Rasterauflösung von 150 x 150 km<sup>2</sup> zur Verfügung gestellt.

Anhand der realen Depositionswerte des Jahres 2005 (BUILTJES et al. 2011) wird nun die IIASA-Zeitreihe kalibriert (BIAS-Kalibrierung), um den Maßstabsunterschied zwischen Rastergröße 1x1km<sup>2</sup> und 150 x 150km<sup>2</sup> auszugleichen. Die folgende Tabelle (Tab. 24) gibt die Zeitreihen für die Belastungen der LRT im Untersuchungsgebiet wider.

Tab. 24: Rekonstruierte Depositionsgeschichte im UG

LRT	Jahr	N-Hintergrundbelastung		S- Hintergrundbelastung	
		[kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]	[eq ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]	[kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]	[eq ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]
91E0*, 9110, 9160, 9190, 91F0	1920	22,0	1574	20,1	1258
	1925	23,0	1645	21,7	1359
	1930	24,1	1719	24,3	1522
	1935	25,8	1844	23,1	1443
	1940	27,5	1966	29,3	1830
	1945	27,3	1952	15,1	942
	1950	27,1	1938	26,9	1679
	1955	31,0	2216	36,8	2302
	1960	34,9	2494	40,8	2551
	1965	40,5	2890	49,5	3093
	1970	46,0	3287	58,2	3635
	1975	49,3	3518	54,7	3421
	1980	53,4	3818	56,7	3541
	1985	53,6	3832	51,8	3240
	1990	48,2	3444	38,4	2400
	1995	41,1	2936	19,8	1235
	2000	37,0	2644	10,7	666
2008	33,8	2416	9,5	593	
2330	1920	14,6	1043	10,8	677
	1925	15,3	1091	11,7	731
	1930	16,0	1140	13,1	818
	1935	17,1	1222	12,4	776
	1940	18,3	1304	15,7	984
	1945	18,1	1294	8,1	506
	1950	18,0	1285	14,4	903
	1955	20,6	1469	19,8	1238

LRT	Jahr	N-Hintergrundbelastung		S- Hintergrundbelastung	
		[kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]	[eq ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]	[kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]	[eq ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]
	1960	23,1	1653	21,9	1372
	1965	26,8	1916	26,6	1663
	1970	30,5	2179	31,3	1955
	1975	32,7	2333	29,4	1840
	1980	35,4	2531	30,5	1904
	1985	35,6	2540	27,9	1742
	1990	32,0	2283	20,6	1291
	1995	27,3	1947	10,6	664
	2000	24,5	1753	5,7	358
	2008	22,4	1602	5,1	319
6430	1920	17,8	1270	15,1	946
	1925	18,6	1328	16,4	1022
	1930	19,4	1388	18,3	1144
	1935	20,8	1488	17,4	1084
	1940	22,2	1587	22,0	1376
	1945	22,1	1576	11,3	708
	1950	21,9	1564	20,2	1262
	1955	25,0	1788	27,7	1731
	1960	28,2	2013	30,7	1918
	1965	32,6	2332	37,2	2325
	1970	37,1	2653	43,7	2733
	1975	39,7	2839	41,2	2572
	1980	43,1	3081	42,6	2662
	1985	43,3	3092	39,0	2436
	1990	38,9	2779	28,9	1804
	1995	33,2	2370	14,9	929
	2000	29,9	2134	8,0	501
	2008	27,3	1950	7,1	446

Um das Regenerierungspotenzial von LRT-Flächen abschätzen zu können, ist es sinnvoll in Betracht zu ziehen, dass sich die Hintergrunddeposition entsprechend dem aktuellen Trend auch in Zukunft noch weiter verringern wird. Informationen über die zu erwartenden Emissionen bis zum Jahr 2025 wurden nach den gegenwärtig vorhandenen technischen Reduzierungsmöglichkeiten (z. B. Anwendung des aktuell besten technischen Standards bei der Abluftfilterung) abgeschätzt. Dies ist ein konservativer Ansatz, denn die Umwelt-Technik wird sich auch weiter entwickeln und eine immer höhere Effizienz erreichen. Dieses Szenarium wird MFR-Szenarium genannt (**M**ost **F**easible **R**eduction).

Auf der Basis eines EMEP Lagrange-Modells wurden die Ausbreitungen der Emissionen in Depositionen umgerechnet und für Europa vom International Institute for Applied Systems Analysis Laxenburg in Österreich (IIASA/CIAM) 2007 in einer Rasterauflösung von 150 x 150 km<sup>2</sup> zur Verfügung gestellt. Anhand der realen Depositionswerte des Jahres 2005 (BUILTJES et al. 2011) wird nun die IISA-Zeitreihe kalibriert, um den Maßstabsunterschied zwischen Rastergröße 1x1km<sup>2</sup> und 150 x 150 km<sup>2</sup> auszugleichen.

Für das EMEP-Grid IJ 17/20, in dem das Untersuchungsgebiet liegt, ergeben sich die prognostizierten Depositionen im Jahre 2025 in den LRT wie folgt (vgl. Tab. 25).

Tab. 25: Prognostizierte Deposition im Jahr 2025 nach dem MFR-Szenarium an den Untersuchungsflächen (auf der Grundlage von IIASA 2007, nach BUILTJES et al. 2011 kalibriert)

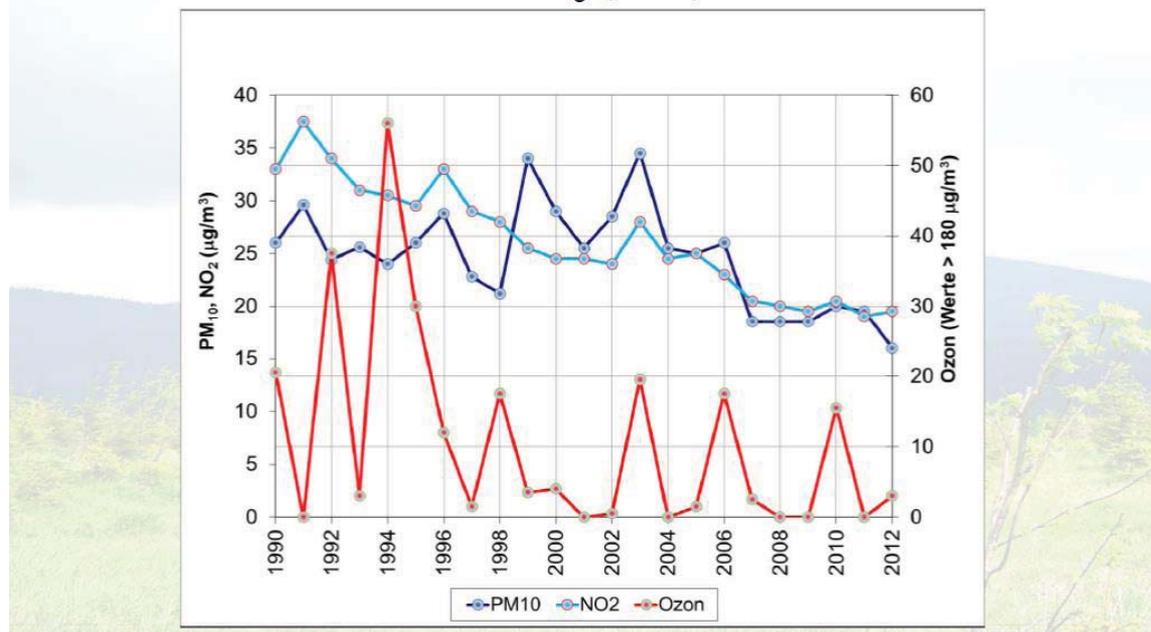
UF	LRT / Lebensraum	Landnutzungstyp	N-Vorbelastung 2025		S-Vorbelastung 2025	
			[kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]	[eq ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]	[kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]	[eq ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]
1	91E0*	Laubwald	29,6	2113	6,8	424
2		Laubwald	29,6	2114	6,8	424
3	91E0*	Laubwald	29,0	2071	6,5	406
4	91E0*	Laubwald	29,1	2076	6,3	395
	2330	Spärliche Vegetation	19,4	1388	3,5	222
	6430	Natürliches Grünland	23,7	1689	5,0	310
	9110	Laubwald	29,0	2071	6,5	406
	9160	Laubwald	29,0	2071	6,5	406
	9190	Laubwald	29,0	2071	6,5	406
	91F0	Laubwald	29,0	2071	6,5	406

Dieser Trend wird plausibilisiert durch die statistische Auswertung der Luftschadstoff-Messungen in Niedersachsen von 1990 bis 2012 (GEWERBEAUF SICHTAMT HILDESHEIM 2013).



Staatliches Gewerbeaufsichtsamt Hildesheim

## Entwicklung Luftqualitätsindikator der Schadstoffe PM<sub>10</sub>, NO<sub>2</sub> und O<sub>3</sub> (LIKI)



Niedersachsen

Zentrale Unterstützungsstelle Luftreinhaltung, Lärm und Gefahrstoffe - ZUS LLG  
Dipl. - Phys. Michael Köster

19

Abb. 8: Entwicklung der Luftschadstoff-Einträge von 1990 bis 2012 in Niedersachsen (Quelle: Staatliches Gewerbeaufsichtsamt Hildesheim 2013)

### 5.3.3 Zusatzbelastungen im Planfall

Von NAGEL U. BÄCHLEIN (Ingenieurbüro Lohmeyer) (2014) wurde die Prognose des trassenverkehrsbedingten zusätzlichen Stickstoffeintrages sowie die entsprechenden shapes übergeben. Daraus sind an den Untersuchungsflächen folgende zu erwartende Zusatzbelastungen zu entnehmen (Tab. 26).

Tab. 26: Zusätzlich zu erwartende betriebsbedingte N-Belastung in den betroffenen FFH-Lebensraumflächen (NAGEL U. BÄCHLEIN 2013)

UF	LRT	Betriebsbedingte zusätzliche N-Deposition im Planfall	
		[kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]	[eq ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]
1	91E0*	0,3	21
2		0,4	29
3	91E0*	>0,3 – 1,3	>21 - 93
4	91E0*	>0,3 – 1,3	>21 - 93
	2330	>0,3 – 3,9	>21 - 279
	6430	>0,3 – 3,9	>21 - 279
	9110	>0,3 – 2,4	>21 - 171
	9160	>0,3 – 1,4	>21 - 100
	9190	>0,3 – 3,1	>21 - 221
	91F0	>0,3 – 2,7	>21 - 193

Andere Pläne und Projekte mit Depositionsraten  $>0,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  im Wirkraum des Vorhabens, die nach Meldung des FFH-Gebietes in Betrieb gegangen, genehmigt sind oder planerisch verfestigt zur Genehmigung anstehen, sind aus folgenden Gründen irrelevant, so dass eine Kumulation der Zusatzbelastung nicht erforderlich ist.

Kumulative Wirkungen sind nach Rücksprache des Landkreises Emsland, Frau K. Meyer, mit der NLStBV zGB formalrechtlich nur für Beeinträchtigungen zu ermitteln, die durch das eigene Vorhaben zwar beeinträchtigt, aber unterhalb der Erheblichkeitsschwelle beeinträchtigt werden. Ziel ist, bei rechnerisch verbleibenden erheblichen Beeinträchtigungen für den FFH-LRT 91E0\* eine geeignete Schadenbegrenzungsmaßnahme vorzusehen, so dass die Beeinträchtigung wieder unterhalb der Erheblichkeitsschwelle liegt (Email von Frau Meyer vom 30.5.2014). Da in vorliegendem Fall der FFH-LRT 91E0\* erheblich beeinträchtigt wird (vgl. Kap. 7.2), also Schadensbegrenzungsmaßnahmen vorzusehen sind, ist die Ermittlung kumulativer Wirkungen entbehrlich.

## 5.4 Erhaltungsziele

### 5.4.1 Rechtsverbindliche Vorgaben

Für das FFH-Gebiet „Ems“ (DE 2809-331) wurden die folgenden allgemeinen Erhaltungsziele im Entwurf formuliert (NLWKN 2009 in: PLANUNGSGRUPPE GRÜN 2013):

- Erhaltung und Entwicklung eines ökologisch durchgängigen Flusslaufs mit gut entwickelter Wasservegetation und naturnahen Ufern, u. a. mit feuchten Hochstaudenfluren, im Unterlauf mit Süßwasser-Watt, u. a. als (Teil-) Lebensraum wandernder Fischarten und mit Eignung für die Wiederansiedlung von Fischotter und Biber.
- Schutz und Entwicklung von mesotrophen bis eutrophen Altwässern und sonstigen Stillgewässern, u. a. als Lebensraum von Froschkraut und Kammmolch.

- Schutz und Entwicklung von Feuchtgrünland, Röhrichten und Seggenriedern sowie Quellbereichen und kleinflächigen Talrandmooren mit Birkenmoorwald.
- Schutz und Entwicklung naturnaher Waldkomplexe, insbesondere Weiden-, Erlen-, Eschen- und Eichen-Auwäldern in der Talaue sowie in den höher gelegenen Teilen der Flussaue und an den Talrändern Eichen- und Buchenwälder.
- Schutz und Entwicklung von Eichen- und Buchenaltholz sowie -totholz in Wäldern und Feldgehölzen u. a. als Lebensraum des Hirschkäfers.
- Schutz und Entwicklung von Binnendünen in der Emsaue und am Talrand mit Zwergstrauchheiden, Wacholderheiden, Borstgras- und Sandmagerrasen sowie von mageren Wiesen und Weiden.

Für die Lebensraumtypen des FFH-Gebietes „Ems“ (DE 2809-331) wurden spezielle Erhaltungsziele benannt:

**LRT 91E0 Auenwälder mit *Alnus glutinosa* und *Fraxinus excelsior* (Alno-Padion, *Alnion incanae*, *Salicion albae*)**

„Erhaltung/Förderung naturnaher, feuchter bis nasser Erlen-, Eschen- und Weidenwälder aller Altersstufen in Quellbereichen, an Bächen und Flüssen mit einem naturnahen Wasserhaushalt, standortgerechten, autochthonen Baumarten, einem hohen Anteil an Alt- und Totholz, Höhlenbäumen sowie spezifischen Habitatstrukturen (Flutrinnen, Tümpel, Verlichtungen) einschließlich ihrer typischen Tier- und Pflanzenarten.“

**2330 Dünen der offenen Grasflächen mit *Corynephorus* und *Agrostis* auf Dünen im Binnenland**

Erhaltung/ Förderung von Dünen des Binnenlandes mit gut entwickelten, nicht oder wenig verbuschten, von offenen Sandstellen durchsetzten Sandtrockenrasen einschließlich ihrer typischen Tier- und Pflanzenarten.

**6430 Feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe**

Erhaltung/ Förderung artenreicher Hochstaudenfluren (einschließlich ihrer Vergesellschaftungen mit Röhrichten) an Gewässerufeln und feuchten Waldrändern mit ihren typischen Tier- und Pflanzenarten

**9110 Hainsimsen-Buchenwald (*Luzulo-Fagetum*)**

Erhaltung / Förderung naturnaher, strukturreicher Buchenwälder auf bodensauren Standorten mit allen Altersphasen in mosaikartigem Wechsel, mit standortgerechten, autochthonen Baumarten, einem hohem Tot- und Altholzanteil, Höhlenbäumen, natürlich entstandenen Lichtungen und vielgestaltigen Waldrändern einschließlich ihrer typischen Tier- und Pflanzenarten

**9160 Subatlantischer oder mitteleuropäischer Stieleichenwald oder Eichen-Hainbuchenwald (*Carpinion betuli*)**

Erhaltung / Förderung naturnaher bzw. halbnatürlicher, strukturreicher Eichenmischwälder auf feuchten bis nassen Standorten mit allen Altersphasen in mosaikartigem Wechsel, mit standortgerechten, autochthonen Baumarten, einem hohem Tot- und Altholzanteil, Höhlenbäumen, natürlich entstandenen Lichtungen und vielgestaltigen Waldrändern einschließlich ihrer typischen Tier- und Pflanzenarten

**9190 Alte Bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen mit *Quercus robur***

Erhaltung / Förderung naturnaher bzw. halbnatürlicher, strukturreicher Eichenmischwälder auf nährstoffarmen Sandböden mit allen Altersphasen in mosaikartigem Wechsel, mit standortgerechten, autochthonen Baumarten, einem hohem Tot- und Altholzanteil, Höhlenbäumen und vielgestaltigen Waldrändern einschließlich ihrer typischen Tier- und Pflanzenarten.

**91F0 Hartholzauwälder *Quercus robur*, *Ulmus laevis*, *Ulmus minor*, *Fraxinus excelsior* oder *Fraxinus angustifolia* (*Ulmion minoris*)**

Erhaltung / Förderung naturnaher Hartholz-Auwälder in Flussauen, die einen naturnahen Wasserhaushalt mit periodischen Überflutungen und alle Altersphasen in mosaikartigem Wechsel aufweisen, mit standortgerechten, autochthonen Baumarten, einem hohem Tot- und Altholzanteil, Höhlenbäumen, vielgestaltigen Waldrändern und autotypischen Habitatstrukturen (Flutrinnen, Tümpel u.a.) einschließlich ihrer typischen Tier- und Pflanzenarten

**5.4.2 Entwicklungsprognose des Erhaltungszustandes im Plan-Nullfall**

Aus den Depositionszeitreihen (Kap. 5.3.2) ergibt sich, dass die LRT-Flächen mit eutrophierendem Stickstoff aus anthropogenen Quellen bereits seit mindestens 1920 belastet sind. Es kann daher nicht mehr davon ausgegangen werden, dass ggf. latente Schäden insbesondere in der Krautschicht, aber auch in der Baumschicht, noch nicht sichtbar geworden sein könnten. Seit ca. 1985 sind die N-Einträge im UG rückläufig. Somit ist sicher auszuschließen, dass sich der Erhaltungszustand der genannten Flächen aufgrund von N-Einträgen durch die Hintergrundbelastung weiter verschlechtern kann.

Die versauernden Hintergrundbelastungen sind im UG bereits seit 1970 rückläufig. Somit ist auch nicht damit zu rechnen, dass latente Schäden noch nicht sichtbar geworden sein könnten. Eine Verschlechterung des Erhaltungszustandes durch die Hintergrunddeposition ist aufgrund der rückläufigen Trends auch in Zukunft auszuschließen (vgl. auch Kap. 5.3.2).

Wie entsprechende Erhebungen gezeigt haben, ist bereits nach 15 Jahren abnehmender Säureeinträge eine Erholung, d.h. Normalisierung des Säure-Basen-Status nachweisbar (BURSE et al. 2011, ICP FOREST 2011). Ebenso gibt es deutschlandweit Belege für eine Normalisierung des C/N-Verhältnisses bei abnehmenden N-Einträgen aus dem Vergleich der Bodenzustandserhebungen BZE II 2006 zu BZE I 1994 (GRÜNEBERG et al. 2014).

Mit hoher Wahrscheinlichkeit kam es bis ca. 1985 zu einem Artenverlust und einer Verschiebung der Konkurrenzverhältnisse in den LRT-Flächen infolge des Überfrachtens mit Stickstoff. Nach dieser langen Einwirkzeit kann man davon ausgehen, dass eine Sättigung der N-Anreicherungskapazität im Boden und in den Pflanzen seit Langem erreicht ist. Diese Entwicklung hat jedoch nicht zu einer so starken Veränderung der Standortbedingungen geführt, dass die gesellschaftsbestimmenden Arten verloren wären. So wird aktuell im Standard-Datenbogen des FFH-Gebietes „Ems“ trotz hoher langanhaltender Vorbelastungen ein günstiger Erhaltungszustand (B) der LRT-91E0\*-Flächen eingeschätzt (NLWKN 2011). Eine weitere Verschlechterung im Plan-Nullfall ist daher nicht zu erwarten. Auch bei den anderen LRT wurde im Zuge der Kartierung für die Meldung von FFH-Lebensräumen an die EU-Kommission ein schützenswerter Erhaltungszustand festgestellt.

**5.4.3 Ableitung der Schutzgüter für die Bestimmung von Belastbarkeitsgrenzen**

Nach Anwendung der Grundsätze zur Ermittlung des Zielzustandes (vgl. Kap. 3.5) unter Berücksichtigung der Depositionsgeschichte und –prognose (vgl. Kap. 5.3) mussten nun die Schutzgüter definiert werden, für die der jeweilige Critical Load zu berechnen ist.

Dementsprechend musste ausgehend von der aktuellen Vegetation die naturnahe Gesellschaft gesucht werden, die auf dem Standort auch zukünftig ihr Optimum ausprägen kann und

gleichzeitig der aktuellen Vegetation am ähnlichsten ist, d. h. sich aus dem vorhandenen Genpotenzial selbst entwickeln kann (vgl. Tab. 27 in Verbindung mit Tab. 20).

Tab. 27: Entwicklungsziel der Vegetation an den Beurteilungspunkten zur Erhaltung/Herstellung eines günstigen Erhaltungszustandes (vgl. Kap. 3.5).

UF	LRT	Zielgesellschaft im günstigen Erhaltungszustand	N-empfindlichste hochstete oder Charakter-Art	Ausgewertete Stetigkeitstabellen
1	91E0*	Stellario-Alnetum (typ. Sub-ass.) LOHMEYER 1957	<i>Stellaria nemorum</i>	Oberdorfer (1992) Teil IV, Tab. 305/5A (auch Schmidt (2002) 8.1.1, Tab. 2/7/3.2)
2		Stellario-Alnetum (typ. Sub-ass.) LOHMEYER 1957	<i>Stellaria nemorum</i>	
3	91E0*	Stellario-Alnetum (typ. Sub-ass.) LOHMEYER 1957	<i>Stellaria nemorum</i>	
4	91E0*	Stellario-Alnetum (typ. Sub-ass.) LOHMEYER 1957	<i>Stellaria nemorum</i>	
	2330	Agrostietum coarctatae KOBENDZA 1930	<i>Cladonia mitis</i>	Tüxen (1937) S. 83
	6430	Convolvulo-Epilobietum hirsuti HILB., HEINR. et NIEM. 1972	<i>Epilobium parviflorum</i>	Oberdorfer (1993) Teil III, Tab. 169/6
	9110	Luzulo-Fagetum (Carex brizoides-Subass.) MEUSEL 1937	<i>Vaccinium myrtillus</i>	Oberdorfer (1992) Teil IV, Tab. 325/5
	9160	Stellario holosteae-Carpinetum betuli (typ. Subass.) OBERD. 1957	<i>Lonicera periclymenum</i>	Hartmann u. Jahn (1967) Tab. IXa/23-24 (auch Passarge u. Hofmann (1968) Tab.22a; Schmidt (2002, 3.1.1, Tab. 2/3/2.1; Runge (1994, S. 282; Tüxen (1937, S.153)
	9190	Betulo-Quercetum (GAUME 24) TX. 1937	<i>Holcus mollis</i>	Oberdorfer (1992) Teil IV, Tab. 291/2b1 (auch Tüxen (1937, S. 129)
	91F0	Stachyo-Carpinetum betuli TÜXEN 1930	<i>Galium sylvaticum</i>	Hartmann u. Jahn (1967) Tab. VIII/8 (auch Passarge u. Hofmann (1968) Tab. 20f; Schmidt (2002) 3.1.1, Tab. 2/3/2.1; Tüxen (1937) S. 160)

#### 5.4.4 Ableitung der bestandserhaltenden Nutzung/Pflege für die Bestimmung von Belastbarkeitsgrenzen

Als nachhaltige Nutzung ist eine Bewirtschaftungsweise und –intensität anzunehmen, die keine erhebliche Beeinträchtigung hervorrufen kann. Dies kann die Fortführung der bisherigen naturschutzbehördlich genehmigten Nutzung sein. Es kann aber auch eine gutachterlich als verträglich eingeschätzte Nutzung oder sogar eine notwendige Erhaltungspflege sein. In bestimmten Einzelfällen ist auch ein notwendiger Nutzungsverzicht sinnvoll.

Die Annahmen müssen sich auf einen sehr langen Zeithorizont beziehen, da die Critical Load langfristig gelten sollen, d. h. für über 100 Jahre eine nachhaltige Sicherung bzw. Wiederherstellung günstiger Erhaltungszustände garantieren soll. Insofern sind aktuelle Besitz- und Nutzungsrechte nur bedingt von Belang für diese sehr langfristige Betrachtung.

Aktuell wird auf allen 4 LRT-91E0\*-Flächen eine sehr extensive Nutzung von Derbholz durch Einzelstammentnahme durchgeführt; die Flächen 3 und 4 werden außerdem mit Rindern als Waldweide genutzt, um den Niederwaldcharakter zu erhalten (Herr Schabelreiter nach Auskunft der Nutzungsberechtigten, mündl. 9.5.2014). Im vorliegenden Fall handelt es sich um eine naturschutzfachlich vertretbare Nutzung, die weiter fortgeführt werden kann, ohne zu erheblichen Beeinträchtigungen zu führen. Deshalb wird diese Nutzungsweise und -intensität auch für die Zukunft angenommen (Tab. 28).

Tab. 28: Pflege/Nutzung der Vegetation in den Untersuchungsflächen zur Erhaltung/Herstellung eines günstigen Erhaltungszustandes (vgl. Kap. 3.5).

UF	LRT	Nutzung/Pflege
1	91E0*	Naturschutzfachlich verträgliche Pflegenutzung, d. h. Einzelstammentnahme zur Erhaltung bzw. Entwicklung naturnaher und strukturreicher Bestände mit lebensraumtypischen Baumarten in ihren verschiedenen Entwicklungsstufen und Altersphasen
2		
3	91E0*	Naturschutzfachlich verträgliche Pflegenutzung, d. h. Einzelstammentnahme zur Erhaltung bzw. Entwicklung naturnaher und strukturreicher Bestände mit lebensraumtypischen Baumarten in ihren verschiedenen Entwicklungsstufen und Altersphasen sowie Fortführung der Niederwaldbewirtschaftung als Rinderweide
4	91E0*	
	2330	Keine Nutzung (Biomasseentzug durch Wildäsung lässt sich nicht quantifizieren und wird daher im Sinne einer worst case-Betrachtung auf Null gesetzt)
	6430	Keine Nutzung (Biomasseentzug durch Wildäsung lässt sich nicht quantifizieren und wird daher im Sinne einer worst case-Betrachtung auf Null gesetzt)
	9110	Naturschutzfachlich verträgliche Pflegenutzung, d. h. Einzelstammentnahme zur Erhaltung bzw. Entwicklung naturnaher und strukturreicher Bestände mit lebensraumtypischen Baumarten in ihren verschiedenen Entwicklungsstufen und Altersphasen
	9160	
	9190	
	91F0	

## 5.5 Critical Limits für den Zielzustand der maßgeblichen Bestandteile der LRT

Der stabile multifunktionale Zielzustand soll derjenige naturidentische Möglichkeitsraum im ökologischen Gleichgewicht der maßgeblichen abiotischen Bestandteile für die Existenz einer naturnahen Pflanzengesellschaft sein, der dem aktuellen Zustand am nächsten liegt und mit vernünftigem Aufwand erreichbar ist. Das heißt, die Critical Limits müssen jeweils ein günstiges Erhaltungsziel garantieren (s. 5.4).

Folgende Belastbarkeitsschwellen (= Critical Limits) werden zur Berechnung des Critical Loads für die Sicherung eines stabilen multifunktionalen Zielzustandes in Ansatz gebracht (vgl. Tab. 29):

Tab. 29: Bodenabhängige Critical Limits zur Berechnung des Critical Loads für die Sicherung eines stabilen multifunktionalen Zielzustandes der LRT (vgl. Kap. 3.4.2.2 und Kap. 3.4.2.4)

UF	LRT	Bodenform	pH-Wert (H <sub>2</sub> O)	C/N <sub>min(crit)</sub>	C/N <sub>max(crit)</sub>
1	91E0*	Gley aus lehmigem Sand und Sand (f-s), MHGW1-MNGW11	≥ 4,2	≥ 10	≤ 20
2		Gley aus lehmigem Sand und Sand (f-s), MHGW1-MNGW12	≥ 4,2	≥ 10	≤ 20
3	91E0*	Gley-Podsol aus Sand, MHGW3-4	≥ 3,2	≥ 10	≤ 20
4	91E0*	Gley-Podsol aus Sand, MHGW3-4	≥ 3,2	≥ 10	≤ 20
	2330	Podsol (anhydromorph, oligotroph, basenarm)	≥ 3,2	≥ 15	≤ 35
	6430	hydromorph, eutroph und mittelbasisch	≥ 4,2	≥ 10	≤ 25

UF	LRT	Bodenform	pH-Wert (H <sub>2</sub> O)	C/N <sub>min(crit)</sub>	C/N <sub>max(crit)</sub>
	9110	hydromorph, mesotroph, mittelbasisch	≥ 3,2	≥ 15	≤ 35
	9160	hydromorph, eutroph, mittelbasisch	≥ 4,2	≥ 10	≤ 25
	9190	anhydromorph, oligotroph und basenarm	≥ 3,2	≥ 15	≤ 35
	91F0	hydromorph, eutroph und mittelbasisch	≥ 4,2	≥ 10	≤ 25

Zum anderen sind pflanzenphysiologische Belastbarkeitsschwellen (= Critical Limits) einzuhalten (vgl. Tab. 30).

Tab. 30: Kritische Schwellenwerte der Pflanzengesellschaften gegenüber Versauerung und Eutrophierung (vgl. Kap. 5.2 in Verbindung mit Kap. 3.4.2.1, 3.4.2.6 und Kap. 3.4.2.5)

UF	LRT	Pflanzengesellschaft im günstigen Ziel-Erhaltungszustand	C/N-Verhältnis	Basensättigung	Verhältnis basischer Nähr-Kationen zu Stickstoffionen Bc/N	Verhältnis basischer Nähr-Kationen zu Aluminiumionen Bc/Al	N-Konzentration im Bodenwasser
			$\frac{C/N}{C/N_{(min)phyto}}$				
1	91E0*	Stellario-Alnetum (typ. Subass.) LOHMEYER 1957	≥13	≥21	≥0,7	≥2	≤0,002
2		Stellario-Alnetum (typ. Subass.) LOHMEYER 1957	≥13	≥21	≥0,7	≥2	≤0,002
3	91E0*	Stellario-Alnetum (typ. Subass.) LOHMEYER 1957	≥13	≥21	≥0,7	≥2	≤0,002
4	91E0*	Stellario-Alnetum (typ. Subass.) LOHMEYER 1957	≥13	≥21	≥0,7	≥2	≤0,002
	2330	Agrostietum coarctatae	≥21	≥19	≥0,5	≥0,8	≤0,004
	6430	Convolvulo-Epilobietum hirsuti	≥10	≥28	≥0,5	≥0,8	≤0,005
	9110	Luzulo-Fagetum (Carex brixoides-Subass.)	≥20	≥10	≥0,7	≥0,6	≤0,0015
	9160	Stellario holostea-Carpinetum betuli (typ. Subass.)	≥15	≥17	≥0,7	≥1	≤0,001
	9190	Betulo-Quercetum	≥21,5	≥15	≥0,7	≥0,6	≤0,0015
	91F0	Stachyo-Carpinetum betuli	≥14	≥21	≥0,5	≥0,8	≤0,003

Bc/ Al = Verhältnis von basischen Kationen (Kalzium + Magnesium + Kalium) zu Aluminium in der Wurzelzone [mmol mmol<sup>-1</sup>]

C/N = Verhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff im Oberboden [% %<sup>-1</sup>]

Bc/N = Verhältnis von basischen Kationen (Kalzium + Magnesium + Kalium) zu Stickstoff im Oberboden [mmol mmol<sup>-1</sup>]

Die Critical Limits für die Pflanzengesellschaften richten sich nach den Schwellenwerten der ökologischen Amplitude der empfindlichsten standorttypischen Art (Charakter- und/oder gesellschaftstreue Begleitart), die am Aufbau der Pflanzengesellschaft maßgeblich beteiligt ist bzw. zukünftig sein soll (vgl. Kap. 5.4.3). Wenn aktuell besonders empfindliche geschützte Arten nachgewiesen sind (vgl. Kap. 5.2), werden auch diese in den Vergleich der Schwellenwerte mit einbezogen und können ggf. das Critical Limit für den Einzelfall bestimmen. Derart besonders zu schützende Arten mit sehr hoher N-Empfindlichkeit sind in den Untersuchungsflächen nicht nachgewiesen. Somit gilt das Critical Limit auch immer für die Tiefenstufe, die von der empfindlichsten Art durchwurzelt wird. Typischerweise gilt das kritische C/N-Verhältnis, die Basensättigung, das Bc/N-Verhältnis und der pH-Wert für den Wurzelraum

der Krautschicht. Dem gegenüber sind Bäume empfindlicher als die Krautschicht hinsichtlich des Bc/Al-Verhältnisses. Dieses Kriterium gilt demnach für den gesamten Wurzelraum der Baumschicht d. h. für den Mittelwert in der Humusaufgabe zuzüglich alle durchwurzelter Mineralbodenschichten.

## 6 Ergebnisse der Critical Loads-Berechnung

### 6.1 Modellierungsergebnisse der standortspezifischen $CL_{nut}N$ und $CL_{max}N$ für den prioritären LRT 91E0\*

Die folgenden Tabellen zeigen die Ergebnisse der standortspezifischen Critical Load-Berechnung des LRT 91E0\* für den eutrophierenden Einfluss von Stickstoff (vgl. Tab. 31) sowie für den versauernden Einfluss von Stickstoff (vgl. Tab. 32) unter Berücksichtigung der in Kap. 5.5 genannten Critical Limits.

Tab. 31: Eingangsdaten und Ergebnisse der Critical Loads-Berechnung für den eutrophierenden Einfluss von Stickstoff ( $CL_{nut}N$ ) auf die Untersuchungsflächen des LRT 91E0\*

Beurteilungspunkt/ LRT/ Pflanzengesellschaft im Zielzustand	Bodenform	$N_{de}$	$N_u$	$N_{le(acc)}$	$N_{i(acc)}$	$CL_{nut}N$
		[kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]				
1 LRT 91E0* Stellario-Alnetum (typ. Subass.)	Gley aus lehmigem Sand und Sand	6,0	4,7	1,5	4,1	16,3
2 Stellario-Alnetum (typ. Subass.)	Gley aus lehmigem Sand und Sand	6,0	4,7	1,5	3,9	16,1
3 LRT 91E0* Stellario-Alnetum (typ. Subass.)	Gley-Podsol aus Sand	3,5	3,91	3,5	3,7	14,6
4 LRT 91E0* Stellario-Alnetum (typ. Subass.)	Gley-Podsol aus Sand	4,5	3,91	4,5	4,6	17,5

$CL_{nut}N$  = Critical Load für eutrophierenden Stickstoffeintrag

$N_u$  = Netto-Stickstoff-Aufnahmerate durch die Vegetation und Entzug durch Ernte

$N_{i(acc)}$  = akzeptable Netto-Immobilisierungsrate

$N_{le(acc)}$  = tolerierbare Austragsrate von Stickstoff mit dem Sickerwasser

$N_{de}$  = Denitrifikationsrate von Stickstoff in die Atmosphäre

Tab. 32: Eingangsdaten und Ergebnisse der Critical Loads-Berechnung für den versauernden Einfluss von Stickstoff und Schwefel ( $CL_{max}N$ ) auf die Untersuchungsflächen des LRT 91E0\*

Critical Load-Punkt/ LRT/ Pflanzengesellschaft im Zielzustand	Bodenprobe-Punkt/ Bodenform	$Bc_w$	$Bc_u$	PS	$CL_{max}N$
		[eq ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]		[m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]	[eq ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]
1 LRT 91E0* Stellario-Alnetum (typ. Subass.)	Gley aus lehmigem Sand und Sand	563	479	750	8575
2 Stellario-Alnetum (typ. Subass.)	Gley aus lehmigem Sand und Sand	563	479	750	8575
3 LRT 91E0* Stellario-Alnetum (typ. Subass.)	Gley-Podsol aus Sand	250	399	1750	3135
4 LRT 91E0* Stellario-Alnetum (typ. Subass.)	Gley-Podsol aus Sand	250	399	2250	3202

$CL_{max}N$  = Critical Load für versauernden Stickstoffeintrag

BC <sub>w</sub>	=	Freisetzungsrates basischer Kationen durch Verwitterung
Bc <sub>u</sub>	=	Netto-Aufnahmerate basischer Kationen durch die Vegetation
PS	=	Sickerwasserrate (Jahresniederschlag minus Verdunstungsrate)

## 6.2 Validierung der standortspezifischen CL<sub>nut</sub>N für die Flächen des LRT 91E0\*

Die Modellergebnisse für die standortspezifischen CL<sub>nut</sub>N der Untersuchungsflächen des LRT 91E0\* lassen sich mit entsprechenden Einstufungen der N-Empfindlichkeit nach anderen Verfahren wie folgt vergleichen (vgl. Tab. 33).

Tab. 33: Gegenüberstellung von CL nach anderen Verfahren und standorttypischer modellierter CL<sub>nut</sub>N (BMVBS 2013, ANHANG I) zu den standortspezifischen modellierten CL<sub>nut</sub>N in den Untersuchungsflächen

Critical Load-Punkt/ LRT/ Pflanzengesellschaft im Zielzustand	Einstufung der Biotoptypen in Niedersachsen (DRACHENFELS 2012) s. u.	Einstufung der Lebensraumtypen in NRW nach Ellenberg-N-Zeigerwerten (LANUV NRW 2013)	CL(N) (VAN DOBBEN U. VAN HINSBERG 2008)	Modell. CL <sub>nut</sub> N (BMVBS 2013)	Modell. CL <sub>nut</sub> N (Einzelfall Tab. 31)
1 LRT 91E0* Stellario-Alnetum (typ. Subass.) LOHMEYER 1957 auf Gley aus lehmigem Sand und Sand	0 20-30	23-25	26,1-33	14,4	16,3
2 Stellario-Alnetum (typ. Subass.) LOHMEYER 1957 auf Gley aus lehmigem Sand und Sand	0 20-30	23-25	26,1-33	14,4	16,1
3 LRT 91E0* Stellario-Alnetum (typ. Subass.) LOHMEYER 1957 auf Gley-Podsol aus Sand	0 20-30	23-25	26,1-33	6-28*	14,6
4 LRT 91E0* Stellario-Alnetum (typ. Subass.) LOHMEYER 1957 auf Gley-Podsol aus Sand	0 20-30	23-25	26,1-33	6-28*	17,5

\*der Kombinationstyp kommt in Anhang I-4 BMVBS 2013 nicht vor, deshalb wird hier die Spanne des LRT 91E0 insgesamt angegeben

### Erläuterung zur Einstufung der Biotoptypen in Niedersachsen (Drachenfels 2012)

N = Empfindlichkeit gegenüber Nährstoffeinträgen (insbesondere Stickstoff)  
(CL[Critical Loads]-Klassen orientiert an BOBBINK & HETTELINGH 2011)

!!! sehr hohe Empfindlichkeit: CL 5-10, 8-10 N ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup>

!! hohe Empfindlichkeit: CL 8-15, 10-15 oder 10-20 kg N ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup>

! mittlere bis hohe Empfindlichkeit: CL 15-20 (-25) kg N ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup>

o mäßige Empfindlichkeit: CL 20-30 kg N ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup>, teilweise evtl. auch noch etwas höhere Werte

– geringe oder keine Empfindlichkeit (Vegetation von Nährstoffzeigern gekennzeichnet, sehr nährstoffreiche Standorte und/oder Biotoptyp durch starke Düngung geprägt)

- als Zusatz bei oben stehenden Zeichen: Biotope basenreicher Standorte mit geringerer Empfindlichkeit innerhalb der betreffenden Klasse (obere Werte der Spanne)
- + als Zusatz: Biotope basenarmer Standorte mit höherer Empfindlichkeit innerhalb der betreffenden Klasse (untere Werte der Spanne)
- / je nach Ausprägung Schwankung zwischen dem oberen und dem unteren angegebenen Wert
- \* höhere Empfindlichkeit bei ungepflegten Brachen bzw. ungenutzten Flächen, geringere bei regelmäßigem Nährstoffentzug durch Nutzung bzw. Pflegemaßnahmen

Die CL der Einzelfalluntersuchungen liegen unterhalb des Mittelwertes für den LRT aus Anhang I-2 in BMVBS (2013). Sie liegen zudem deutlich unterhalb der entsprechenden niederländischen Wertespanne nach VAN DOBBEN u. VAN HINSBERG (2008) für den LRT (vgl. BMVBS 2013; S. 194), unterhalb der Wertespannen nach Einstufung der Biotoptypen in Niedersachsen (DRACHENFELS 2012) sowie unterhalb der CL nach Einstufung der Lebensraumtypen in NRW (LANUV NRW 2013).

Die standorttypischen CL aus Anhang I-7 (BMVBS 2013) sind um ca.  $1,7 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  niedriger als die standortspezifischen CL der hier vorliegenden Einzelfallermittlung. Dies ist darin begründet, dass die in der BÜK 50-Legende für die 4 Untersuchungsflächen mitgeteilten Sickerwasserraten etwas höher liegen als die Berechnungsergebnisse in BMVBS (2013, Kap. 8.4.3.3) für den Klimaregionaltyp sommerwarm-winterkühl / hohe Luftfeuchte. Somit ergeben sich entsprechend höhere tolerierbare N-Austräge mit dem Sickerwasser und letztlich höhere  $CL_{\text{nut}}\text{N}$ .

### 6.3 Modellierungsergebnisse der standortstypischen $CL_{\text{max}}\text{N}$ für die nichtprioritären LRT

Die folgende Tabelle zeigt die Ergebnisse der standorttypischen Critical Load-Berechnung der LRT 2330, 6430, 9110, 9160, 9190, 91F0 für den versauernden Einfluss von Stickstoff (vgl. Tab. 32) unter Berücksichtigung der im Kap. 5.5 genannten Critical Limits.

Tab. 34: Eingangsdaten und Ergebnisse der Critical Loads-Berechnung für den versauernden Einfluss von Stickstoff ( $CL_{\text{max}}\text{N}$ ) auf die standorttypischen Ausprägungen der LRT 2330, 6430, 9110, 9160, 9190, 91F0

LRT/Ziel-Pflanzengesellschaft	$N_{\text{le(ace)}}$	$N_{\text{de}}$	$N_{\text{i(ace)}}$	$BC_w$	$Bc_u$	PS	$CL_{\text{max}}\text{N}$
	[eq ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]					[m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]	[eq ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]
2330 Agrostietum coarctatae	471	50	293	250	0	1647	1074
6430 Convolvulo-Epilobietum hirsuti	614	614	64	688	0	1723	4434
9110 Luzulo-Fagetum (Carex brizoides-Subass.)	143	93	150	250	642	1330	3863
9160 Stellario holostea-Carpinetum betuli (typ. Subass.)	186	121	229	828	718	2551	3163
9190 Betulo-Quercetum	193	21	171	250	297	1795	1626
91F0 Stachyo-Carpinetum betuli	493	329	371	828	0	2316	5038

- $CL_{\text{max}}\text{N}$  = Critical Load für versauernden Stickstoffeintrag
- $N_{\text{i(ace)}}$  = akzeptable Netto-Immobilisierungsrate
- $N_{\text{le(ace)}}$  = tolerierbare Austragsrate von Stickstoff mit dem Sickerwasser
- $N_{\text{de}}$  = Denitrifikationsrate von Stickstoff in die Atmosphäre
- $BC_w$  = Freisetzungsrates basischer Kationen durch Verwitterung
- $Bc_u$  = Netto-Aufnahmerate basischer Kationen durch die Vegetation
- PS = Sickerwasserrate (Jahresniederschlag minus Verdunstungsrate)

## 7 Bewertung der Erheblichkeit von Critical Load-Überschreitungen

### 7.1 Überschreitungen des $CL_{nut}N$ und des $CL_{max}N$ in den Untersuchungsflächen des prioritären LRT 91E0\*

Die Berechnung der Überschreitungen der Critical Loads (vgl. Tab. 35 und Tab. 36) im Jahr 2008 erfolgt durch einfache Subtraktion der Hintergrund-Deposition 2008 (vgl. Kap. 5.3.1) minus Critical Load der UF (vgl. Kap. 6.1).

Für die Berechnung der zu erwartenden Überschreitung im Planfall wird zur Hintergrunddeposition des Jahres 2025 die zu erwartende maximale Zusatzbelastung für den Planfall innerhalb der Untersuchungsfläche (vgl. Kap. 5.3.2 und Kap. 5.3.3) addiert und dann der  $CL_{nut}N$  bzw.  $CL_{max}N$  abgezogen.

Nicht relevant sind die Zusatzbelastungen unabhängig von ihrem Anteil am Critical Load, wenn die Gesamtbelastung den Critical Load nicht überschreitet, d. h. wenn die Überschreitung durch die Gesamt-Belastung im Planfall (6. Spalte in Tab. 35 und Tab. 36) einen negativen Wert oder maximal 0 aufweist.

Nicht erheblich sind Zusatzbelastungen aus fachlicher Sicht, wenn die Gesamtbelastung den Critical Load überschreitet, aber der Anteil der Zusatzbelastung maximal 3 % des Critical Load beträgt. In allen anderen Fällen wäre das hier bestehende Risiko einer durch den vorhabenbedingten N-Eintrag bedingten erheblichen Beeinträchtigung des LRT im Einzelfall zu bewerten (s. Kap. 7.2). Daher werden in den Spalten 7 der Tab. 35 und Tab. 36 der durch die Zusatzbelastung des Projektes hervorgerufene prozentuale Anteil am CL dargestellt.

Die Angaben in Tab. 35 und Tab. 36, Spalten 4 bis 7, beziehen sich jeweils auf die maximale Belastungssituation in den Untersuchungsflächen. Die konkrete Bewertung der flächenmäßigen Betroffenheit der Untersuchungsflächen insgesamt erfolgt in Kap. 7.2.

Tab. 35: Überschreitungen der Critical Loads für den eutrophierenden N-Eintrag an den Beurteilungspunkten

1	2	3	4	5	6	7
UF, LRT, Ziel-Pflanzengesellschaft, Bodenform	$CL_{nut}N$	3 % des $CL_{nut}N$ (Bagatellschwelle) (vgl. Kap.4)	Max. zusätzliche N-Belastung im Planfall (vgl. Kap. 5.3.1)	Max. Überschreitung durch Gesamtbelastung (Hintergrunddepos. 2008 + Zusatzdepos.)	Max. Überschreitung durch Gesamtbelastung (Hintergrunddepos. 2025 + Zusatzdepos.)	Anteil der Zusatzbelastung am $CL_{nut}N$
	[kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]					[%]
1 LRT 91E0* Stellario-Alnetum (typ. Subass.) LOHMEYER 1957 auf Gley aus lehmigem Sand und Sand	16	0,5	0,3	18	14	2
2 Stellario-Alnetum (typ. Subass.) LOHMEYER 1957 auf Gley aus lehmigem Sand und Sand	16	0,5	0,4	18	14	2

1	2	3	4	5	6	7
<b>UF, LRT, Ziel-Pflanzengesellschaft, Bodenform</b>	<b>CL<sub>nut</sub>N</b>	<b>3 % des CL<sub>nut</sub>N (Bagatell- schwelle) (vgl. Kap.4)</b>	<b>Max. zusätzli- che N- Belas- tung im Planfall (vgl. Kap. 5.3.1)</b>	<b>Max. Über- schreitung durch Ge- samtbelas- tung (Hin- tergrundde- pos. 2008 + Zusatzde- pos.)</b>	<b>Max. Über- schreitung durch Ge- samtbelas- tung (Hin- tergrundde- pos. 2025 + Zusatz- depos.)</b>	<b>Anteil der Zusatz- belas- tung am CL<sub>nut</sub>N</b>
3 LRT 91E0* Stellario-Alnetum (typ. Sub- ass.) LOHMEYER 1957 auf Gley-Podsol aus Sand	15	0,4	1,3	20	16	9
4 LRT 91E0* Stellario-Alnetum (typ. Sub- ass.) LOHMEYER 1957 auf Gley-Podsol aus Sand	18	0,5	1,3	17	13	7

Tab. 36: Überschreitungen der Critical Loads für den versauernden N-Eintrag an den Beurteilungspunkten

1	2	3	4	5	6	7
<b>UF, LRT, Ziel-Pflanzengesellschaft, Bodenform</b>	<b>CL<sub>max</sub>N</b>	<b>3 % des CL<sub>nut</sub>N (Bagatell- schwelle) (vgl. Kap.4)</b>	<b>Max. zusätzli- che N- Belas- tung im Planfall (vgl. Kap. 5.3.1)</b>	<b>Max. Über- schreitung durch Ge- samtbelas- tung (Hin- tergrundde- pos. 2008 + Zusatzde- pos.)</b>	<b>Max. Über- schreitung durch Ge- samtbelas- tung (Hin- tergrundde- pos. 2025 + Zusatz- depos.)</b>	<b>Anteil der Zusatz- belas- tung am CL<sub>max</sub>N (*)</b>
1 LRT 91E0* Stellario-Alnetum (typ. Sub- ass.) LOHMEYER 1957 auf Gley aus lehmigem Sand und Sand	8575	257	21	-5505	-6017	0,2
2 Stellario-Alnetum (typ. Sub- ass.) LOHMEYER 1957 auf Gley aus lehmigem Sand und Sand	8575	257	29	-5496	-6008	0,3
3 LRT 91E0* Stellario-Alnetum (typ. Sub- ass.) LOHMEYER 1957 auf Gley-Podsol aus Sand	3135	94	93	-67	-565	3
4 LRT 91E0* Stellario-Alnetum (typ. Sub- ass.) LOHMEYER 1957 auf Gley-Podsol aus Sand	3202	96	93	-145	-638	3

\*) Der Anteil der Zusatzbelastung am CL<sub>max</sub>N ist im UG irrelevant, da die Gesamtbelastung den CL<sub>max</sub>N nicht überschreitet

## 7.2 Bewertung der Erheblichkeit der Zusatzdepositionen in den Untersuchungsflächen des prioritären LRT 91E0\*

Die UF 1 wird mit  $0,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  zusätzlich belastet. Damit greift das Abschneidekriterium, d.h. diese Fläche wird nicht zusätzlich erheblich belastet.

In keiner Untersuchungsfläche findet eine Überschreitung des  $CL_{\text{max}}\text{N}$  durch die Gesamtbelastung (Hintergrunddeposition 2008 + vorhabensbezogenen Zusatzbelastung) statt.

Bei allen Untersuchungsflächen wird der  $CL_{\text{nut}}\text{N}$  durch die Gesamtbelastung überschritten.

Die zusätzliche N-Belastung ist in der UF 2 mit  $<3\%$  des  $CL_{\text{nut}}\text{N}$  so bagatellhaft gering, dass sie keine zusätzlichen Effekte auslösen kann (vgl. Kap. 4), mithin als nicht erheblich zu bewerten sind.

Die UF 3 und 4 werden mit mehr als  $3\%$  des jeweiligen  $CL_{\text{nut}}\text{N}$  durch die vorhabenbedingte Zusatzbelastung beeinträchtigt und sind daher relevant für den folgenden Bewertungsschritt.

Auch erheblichkeitsrelevante Stickstoffeinträge führen in absehbarer Zeit in den meisten Fällen nicht zu einem Totalverlust von FFH-Lebensraumtypen und sind daher hinsichtlich des Beeinträchtigungsgrades nicht vergleichbar mit dem Totalverlust durch Überbauung. In der Regel werden nur graduelle Funktionsbeeinträchtigungen ausgelöst. Für die Anwendung der flächenbezogenen Bagatellschwelle nach LAMBRECHT und TRAUTNER (2007) muss daher die beeinträchtigte Fläche unter Berücksichtigung der tatsächlichen graduellen Funktionsbeeinträchtigung in einen relativen Flächen-Totalverlust umgerechnet werden. Ein gradueller Wert von  $100\%$  entspricht dabei einem definitorischen Totalverlust. Der bei einem Stickstoffeintrag anzunehmende Funktionsbeeinträchtigungsgrad in Abhängigkeit von der Höhe der Zusatzbelastung und der Gefährdungsklasse eines Standort-/Vegetationstyps wird entsprechend Kap. 4 im UG wie folgt eingeschätzt (Tab. 37). Da es sich bei den zwei Flächen um Standorte außerhalb einer typischen Auendynamik, jedoch um Standorte mit Einfluss von zügigem Grundwasser in der Wurzelzone handelt, erfolgt die Zuordnung zur Gefährdungsklasse 3 (vgl. Kap. 4)

Tab. 37: Gradueller Funktionsverlust in den relevanten belasteten LRT-Flächen

UF	$CL_{\text{nut}}\text{N}$	betroffene Fläche [m <sup>2</sup> ]	Zusatzbelastung [kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]	Anteil der Zusatzbelastung am $CL_{\text{nut}}\text{N}$ [%]	Gefährdungsklasse (vgl. Tab. 16)	Graduelle Funktionsbeeinträchtigung [%] (vgl. Tab. 17).	quantitativ-relativer Flächenverlust [m <sup>2</sup> ]
3	15	2721	0,4-0,5	3	Irrelevant, da unerheblich		
3	15	5354	0,5-0,8	4-5	3	0	0
3	15	4793	0,8-1,5	6-10	3	20	959
4	18	452	0,3-0,6	2-3	Irrelevant, da unerheblich		
4	18	1262	0,6-1,0	4-5	3	0	0
4	18	198	1,0-1,8	6-10	3	20	40
Summe:							998

In der Fläche 3 werden  $4793 \text{ m}^2$  erheblich belastet, in der Fläche 4 sind dies  $198 \text{ m}^2$ . Die eigentliche Beeinträchtigung besteht in der erheblichen Verzögerung der Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustandes in Bezug auf den Stickstoffhaushalt des Bodens.

Rein rechnerisch ergibt sich nach dem Konventionsvorschlag in BMVBS (2013), der in Kap. 4 dargestellt ist, ein relativer Totalverlust von 998 m<sup>2</sup> durch vorhabenbedingte zusätzliche Stickstoffeinträge in die Untersuchungsflächen (UF) des LRT 91E0\* von 874.000 m<sup>2</sup> LRT 91E0\*-Fläche insgesamt im FFH-Gebiet, das sind 0,1%. Diese Flächengröße ist eine fiktive theoretische Größe als Hilfsmittel zur Bewertung der Erheblichkeit mit Bezug auf die Fachkonvention nach LAMBRECHT und TRAUTNER (2007, Tab. 2). Der relative Flächenverlust liegt somit unterhalb des Orientierungswertes von 1000 m<sup>2</sup> nach LAMBRECHT und TRAUTNER (2007, Tab. 2) und kann deshalb als Flächenbagatelle bewertet werden.

### **7.3 Entwicklung des Erhaltungszustandes des prioritären LRT 91E0\***

Die Critical Load für Eutrophierung ( $CL_{nut}N$ ) und Versauerung ( $CL_{max}N$ ) wurden prinzipiell als Vorsorgewerte ermittelt, bei deren Einhaltung mit Sicherheit jede erhebliche schädigende Wirkung an den maßgeblichen Bestandteilen der LRT ausgeschlossen werden kann. Bei Überschreitung der CL durch die Gesamtdeposition steigt das Risiko einer Beeinträchtigung der Schutzgüter im FFH-Gebiet. Laut FFH-Richtlinie darf ein Planvorhaben aber nur dann genehmigt werden, wenn die Genehmigungsbehörden im Rahmen einer FFH-Verträglichkeitsprüfung Gewissheit darüber erlangt haben, dass sich das Planvorhaben nicht erheblich nachteilig auf ein Natura 2000-Gebiet auswirken wird. Die Festlegung von Ursache-Wirkungs-Erheblichkeitsschwellen von N-Einträgen ist aufgrund der Komplexität der Ökosysteme und aufgrund der zeitverzögerten Erkennbarkeit von Wirkungen kaum möglich. Die Festlegung der Erheblichkeitsschwelle auf 3% des CL ist eine Konvention, die auch aus dem Verhältnismäßigkeitsgrundsatz abgeleitet wurde, durch naturwissenschaftliche Belege und Indizien jedoch unterstützt wird. Da aber der CL eine Null-Risiko-Schwelle ist, erfüllt sie die Voraussetzung für die Erlangung der Gewissheit über das Ausbleiben von erheblichen nachteiligen Veränderungen. Null Risiko heißt, dass die maßgeblichen Bestandteile nicht geschädigt werden, also der Standort nicht irreversibel degradiert wird und die gesellschaftsbestimmenden Arten ihre günstige Existenzmöglichkeit behalten oder diese wieder herstellbar ist. Im Folgenden soll eine fachgutachterliche Prognose der Entwicklung der FFH-Lebensräume gegeben werden, die aber unter dem vorgenannten Vorbehalt einer großen Unsicherheit steht.

#### **7.3.1 Eutrophierende Wirkung**

##### **Einschätzung der Gefährdung bei Überschreitung des $CL_{nut}N$ durch die Gesamtbelastung im Planfall 2025:**

Der Critical Load für den eutrophierenden Eintrag von Stickstoff ( $CL_{nut}N$ ) wird auf allen Untersuchungsflächen des LRT 91E0\* sowohl durch die Hintergrundbelastung im Jahr 2008 überschritten, als auch im Planfall 2025 durch die Hintergrund- und Gesamtdeposition.

Die Untersuchungsflächen des LRT 91E0\* sind grund- und teilweise zusätzlich oberflächenwasserbeeinflusst. In einigen Ausprägungsformen grundwasserbeeinflusster FFH-Lebensräume könnte ggf. durch fortdauernde Überschreitung des  $CL_{nut}N$  eine Akkumulation von Stickstoff im Bodenwasser der Wurzelzone stattfinden, insbesondere bei stagnierendem Grundwasser in der Wurzelzone oder bei Stagnogleyen. Bei den hier vorliegenden Untersuchungsflächen handelt es sich jedoch um zügige Grundwasserleiter im Einzugsbereich der Ems. Stickstoffbelastungen werden hier regelmäßig wieder mit dem Grund- oder Oberflächenwasser in den Vorfluter ausgewaschen. Um eine erhebliche zusätzliche Beeinträchtigung des Vorfluters (tlw. LRT 3260) zu vermeiden, wurden die kritischen N-Konzentrationen, die im Sickerwasser nicht überschritten werden dürfen, bei der Critical Load-Berechnung so streng gewählt (vgl. Tab. 30), dass auch die (heutige potenziell natürliche) Vegetation im Fließgewässer nicht zusätzlich zur Vorbelastung beeinträchtigt werden kann.

Eine zunehmende Gefahr für die Untersuchungsflächen des 91E0\* würde ggf. dann bestehen, wenn der  $CL_{max}N$  überschritten wäre, denn die Versauerung schreitet ständig weiter fort bei

andauernden Überbelastungen mit versauernden Einträgen. Die Auswaschung von basischen Kationen aus dem Boden ins Grundwasser und letztlich in die Vorfluter könnte zu einer Degradierung des Bodens durch Versauerung führen. In den hier vorliegenden Untersuchungsflächen des LRT 91E0\* ist jedoch die „nachschaufende Kraft“ des Bodens, das heißt die ständige Freisetzungsrage von basischen Kationen aus dem Substrat durch Verwitterung ausreichend hoch, um die Einträge aus der Luft ständig neutralisieren zu können. Deshalb werden die  $CL_{\max}N$  auch nicht (mehr) durch die Hintergrund- und Gesamtbelastung überschritten.

Eine Verschlechterung des Erhaltungszustandes ist daher auch bei fortdauernder Überschreitung des  $CL_{\text{nut}}N$  nicht zu erwarten.

### **Einschätzung des zusätzlichen Risikos durch die vorhabenbedingten Zusatzdepositionen:**

Der Anteil der zusätzlichen Stickstoffdepositionen im Planfall am  $CL_{\text{nut}}N$  liegt in der Untersuchungsfläche 1 sowohl unterhalb des Abschneidekriteriums von  $0,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ , als auch unterhalb der Bagatellschwelle von 3% des  $CL_{\text{nut}}N$ . Somit ist die Zusatzbelastung so geringfügig, dass sie nach heutigem Kenntnisstand keine zusätzliche Beeinträchtigung hervorrufen kann.

Die Untersuchungsfläche 2 ist nach jüngster Kartierung 2014 nicht mehr als Lebensraumtyp nach Abhang I der FFH-Richtlinie ausgewiesen. Unabhängig davon ist aber auch die Zusatzbelastung so bagatellhaft gering, dass nach heutigem Kenntnisstand keine zusätzliche Beeinträchtigung eintreten kann.

Die Anteile der zusätzlichen Stickstoffdepositionen im Planfall am jeweiligen  $CL_{\text{nut}}N$  sind in den Untersuchungsflächen 3 und 4 mehr als bagatellhaft hoch. Zwar wird die Gesamtbelastung im Planfall 2025 niedriger sein als die Hintergrunddeposition 2008, jedoch führt die Zusatzbelastung von 7-9% des  $CL_{\text{nut}}N$  zu einer erheblichen Verzögerung der Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustandes, wenn die Hintergrunddepositionen weiter sinken.

### **7.3.2 Versauernde Wirkung**

Der Critical Load für den versauernden Eintrag von Stickstoff ( $CL_{\max}N$ ) wird auf keiner Untersuchungsfläche durch die Hintergrunddeposition seit mindestens 2005 mehr überschritten. Auch im Planfall werden die  $CL_{\max}N$  durch die Gesamtdeposition (Hintergrunddeposition 2008 + Zusatzdeposition, Hintergrunddeposition 2025 + Zusatzdeposition) nicht mehr erreicht. Eine Verschlechterung des Erhaltungszustandes durch Säureeinträge durch die Hintergrund- und vorhabensbedingte Zusatzdeposition kann daher ausgeschlossen werden.

## **7.4 Überschreitungen des $CL_{\max}N$ in den nichtprioritären LRT**

Die Berechnung der Überschreitungen der Critical Loads (vgl. Tab. 36 für den maximalen Zusatzeintrag sowie Anhang 1 für alle nichtprioritären LRT-Flächen) im Jahr 2008 erfolgt durch einfache Subtraktion der Hintergrund-Deposition 2008 (vgl. Kap. 5.3.1) minus Critical Load der LRT-Fläche (vgl. Kap. 6).

Für die Berechnung der zu erwartenden Überschreitung im Planfall wird zur Hintergrunddeposition die zu erwartende Zusatzbelastung für den Planfall (Ndep-Diff) innerhalb der Untersuchungsflächen (vgl. Kap. 5.3.1, Kap. 5.3.3 und Anhang 1) addiert und dann der Critical Load abgezogen.

Nicht relevant sind die Zusatzbelastungen unabhängig von ihrem Anteil am Critical Load, wenn die Gesamtbelastung den Critical Load nicht überschreitet, d. h. wenn die Überschreitung durch die Gesamt-Belastung im Planfall einen negativen Wert oder maximal 0 aufweist (vgl. Kap. 4).

Nicht relevant sind die Zusatzbelastungen  $\leq 0,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  bzw.  $21 \text{ eq N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  unabhängig von ihrem Anteil am jeweiligen Critical Load (ebenda).

Nicht erheblich sind Zusatzbelastungen aus fachlicher Sicht, wenn die Gesamtbelastung den Critical Load überschreitet, aber der Anteil der Zusatzbelastung maximal 3 % des Critical Load beträgt (vgl. Kap. 4). Daher wird in Anhang 1 der durch die Zusatzbelastung des Projektes hervorgerufene prozentuale Anteil an den CL dargestellt.

Tab. 38: Maximale Überschreitungen der Critical Loads für den versauernden N-Eintrag in den nicht-prioritären LRT

1	2	3	4	5	6	7
LRT, Ziel-Pflanzengesellschaft	CL <sub>max</sub> N	3 % des CL <sub>max</sub> N (Baga- tell- schwelle) (vgl. Kap. 4)	Max. zusätzli- che N- Belas- tung im Planfall (vgl. Kap. 5.3.1)	Max. Über- schreitung durch Ge- samtbelas- tung (Hin- tergrundde- pos. 2008 + Zusatzde- pos.)	Max. Über- schreitung durch Ge- samtbelas- tung (Hin- tergrundde- pos. 2025 + Zusatzde- pos.)	Anteil der Zu- satzbe- lastung am CL <sub>max</sub> N
	[eq N+S ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]					[%]
2330 Agrostietum coarctatae	1486	45	279	714	403	19
6430 Convolvulo- Epilobietum hirsuti	7172	215	279	-4497	-4894	4 <sup>*)</sup>
9110 Luzulo-Fagetum (Carex brizoides-Subass.)	5110	153	171	-1964	-2462	3 <sup>*)</sup>
9160 Stellario holostea- Carpinetum betuli (typ. Subass.)	5922	178	100	-2847	-3345	2 <sup>*)</sup>
9190 Betulo-Quercetum	2759	83	221	437	-61	8
91F0 Stachyo-Carpinetum betuli	7345	220	193	-4177	-4675	3 <sup>*)</sup>

\*) Der Anteil der Zusatzbelastung am CL<sub>max</sub>N ist irrelevant, da die Gesamtbelastung (Vorbelastung 2008 + Zusatzbelastung) den CL<sub>max</sub>N nicht überschreitet

Die Teilflächen der LRT, die über dem CL<sub>max</sub>N belastet werden (Hintergrunddeposition 2008 + Zusatzdeposition im Planfall), und zwar mit mehr als 0,3 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> bzw. 21 eq N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> und mit mehr als 3 % des jeweiligen Critical Load, unterliegen einem erheblichen Beeinträchtigungsrisiko (Abb. 9).

Zum Vergleich zeigt Abb. 10 die Flächen der nichtprioritären LRT, bei denen der CL<sub>nut</sub>N erheblich überschritten wird. Die standorttypischen CL<sub>nut</sub>N wurden hierzu nachrichtlich aus der FFH-Verträglichkeitsstudie (PLANUNGSGRUPPE GRÜN, in Vorb.) übernommen.

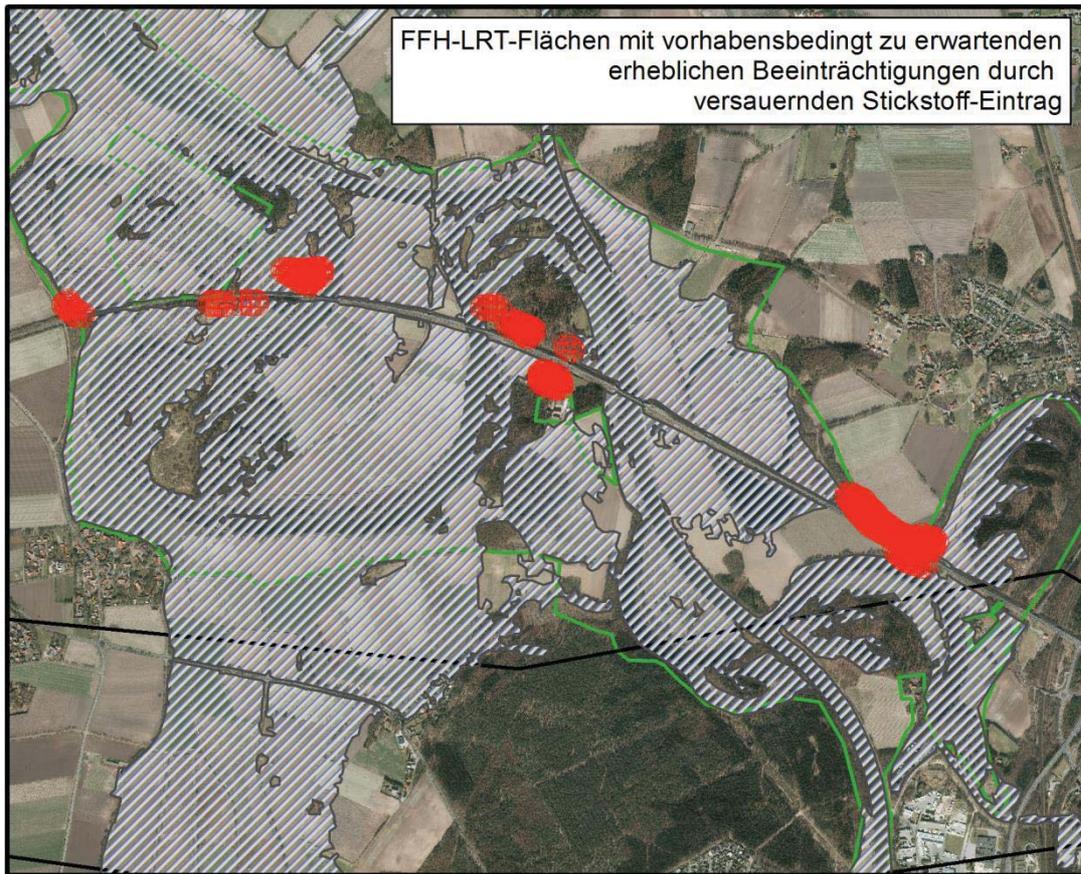


Abb. 9: LRT-Flächen im UG (weiß schraffiert), LRT-Flächen mit vorhabensbedingt zu erwartenden erheblichen Beeinträchtigungen durch Säure-Eintrag (rot), oben rechts die Ortschaft Borken

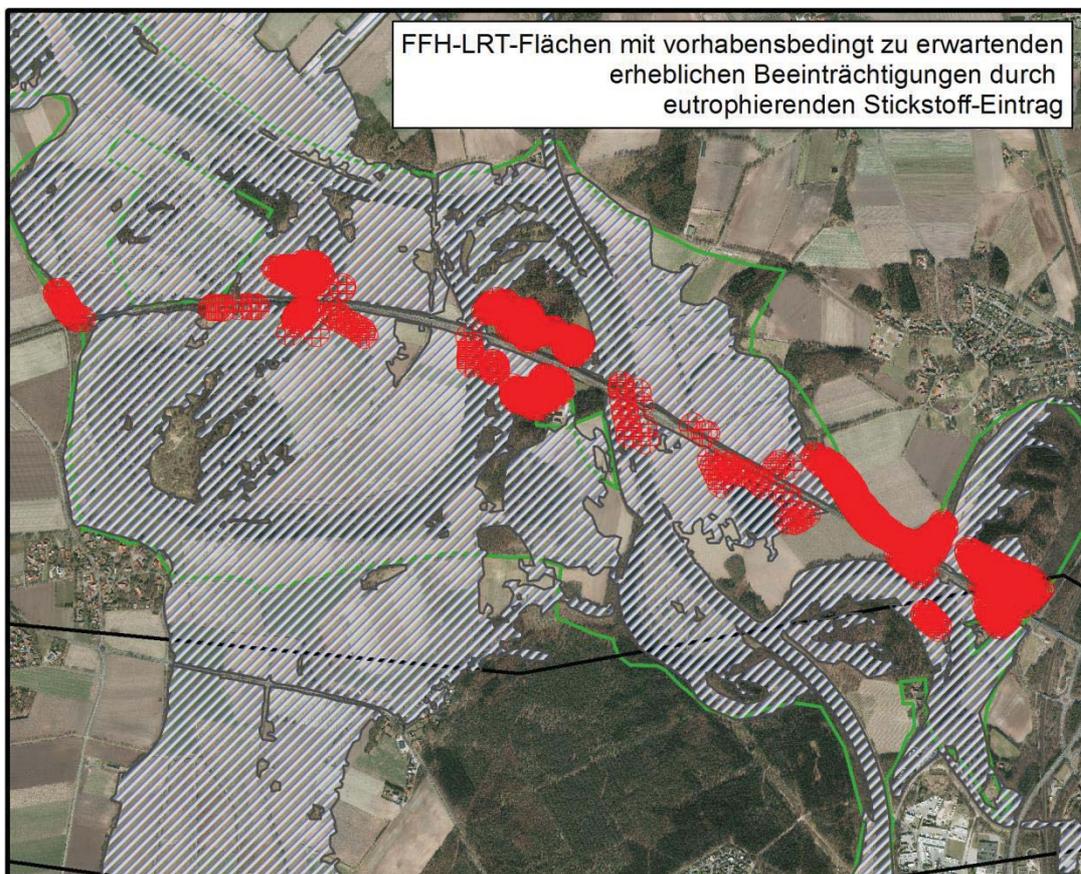


Abb. 10: LRT-Flächen im UG (weiß schraffiert), LRT-Flächen mit vorhabensbedingt zu erwartenden erheblichen Beeinträchtigungen durch eutrophierenden Stickstoff-Eintrag (rot)

## 7.5 Bewertung der Erheblichkeit der versauernden Zusatzdepositionen in den nichtprioritären LRT-Flächen

In allen Flächen der LRT 6430, 9110, 9160 und 91F0 werden die Critical Load für den Säureeintrag ( $CL_{\max}N$ ) durch die Gesamtdeposition (Hintergrunddeposition von Schwefel 2008 + Stickstoff 2008 + N-Zusatzdeposition im Planfall) nicht erreicht.

In allen Flächen der LRT 2330 und 9190 werden die  $CL_{\max}N$  durch die Hintergrunddeposition 2008 (Schwefel + Stickstoff) überschritten. Demzufolge auch durch die Gesamtdeposition (Hintergrunddeposition von Schwefel 2008 + Stickstoff 2008 + N-Zusatzdeposition im Planfall). In diesen relevanten LRT-Flächen gibt es Teilflächen, auf denen das Abschneidekriterium und die Bagatellschwelle durch die zu erwartende Zusatzdeposition überschritten werden. Diese erheblich säureüberlasteten Teilflächen sind aber auch gleichzeitig erheblich mit eutrophierendem Stickstoff überbelastet (vgl. Abb. 10 mit Abb. 9, Anhang 1). Es gibt keine Teilfläche, auf der nur der  $CL_{\max}N$  durch die Zusatzdeposition erheblich überschritten wird, jedoch nicht der  $CL_{\text{nut}}N$  (Abb. 11).

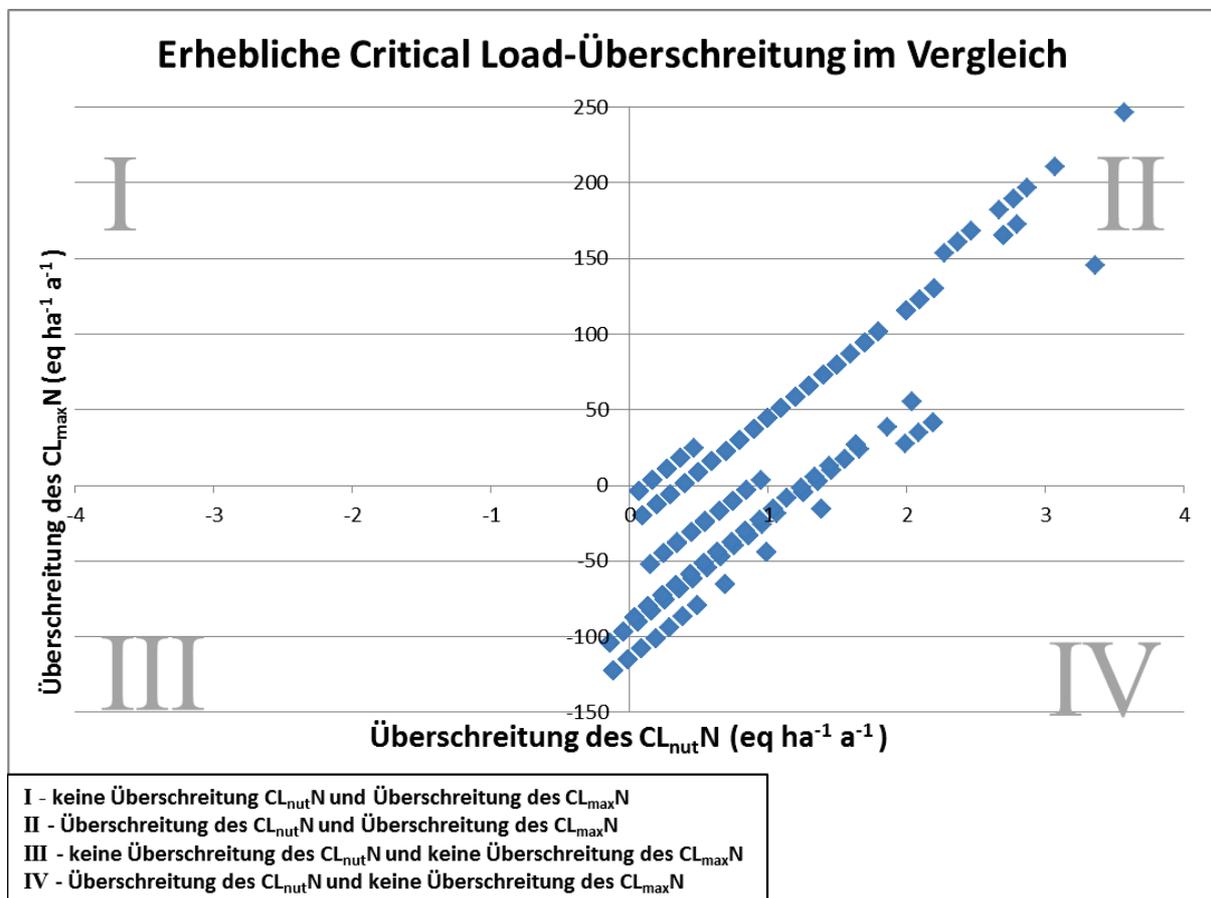


Abb. 11: Vergleich der Überschreitungsraten des  $CL_{\text{nut}}N$  und des  $CL_{\max}N$  auf jeweils denselben Flächen

Der Anteil der Zusatzbelastung am  $CL_{\max}N$  ist auf allen relevanten LRT-Flächen kleiner als der Anteil der Zusatzbelastung am  $CL_{\text{nut}}N$ . Die Empfindlichkeit der Flächen ist demnach gegenüber Eutrophierung größer als gegenüber Versauerung. Somit beinhaltet die Bewertung der Erheblichkeit der zu erwartenden Beeinträchtigungen durch eutrophierende N-Einträge in der FFH-Verträglichkeitsstudie (PLANUNGSGRUPPE GRÜN, in Vorb.) gleichzeitig die Bewertung der versauernden Einträge und geht darüber hinaus.

## 8 Zusammenfassung

### Aufgabenstellung

Nach der geplanten Verbreiterung der Europastraße 233 (E 233) im Planungsabschnitt 1 von der A 31 bis B 70 bei Meppen sind erhebliche Beeinträchtigungen des prioritären Lebensraumtyps 91E0\* im FFH-Gebiet „Ems“ aufgrund betriebsbedingter zusätzlicher N-Depositionen nicht von vornherein sicher auszuschließen. Deshalb wird eine entsprechende Bewertung der Erheblichkeit für diesen betroffenen LRT im Rahmen des hier vorliegenden Teilgutachtens zur FFH-Verträglichkeitsstudie anhand einer standortspezifischen Einzelfall-Untersuchung für 4 Flächen durchgeführt. Dabei handelt es sich um 3 LRT-91E0\*-Flächen zuzüglich einer Fläche, die in der jüngsten Kartierung nicht mehr als LRT 91E0\* bestätigt wurde. Diese Flächen sind hinsichtlich ihrer biotischen und abiotischen Ausstattung repräsentativ für die unterschiedlichen Ausprägungsformen des LRT im FFH-Gebiet. Für diese Flächen werden die Belastbarkeitsgrenzen für eutrophierende und versauernde Luftschadstoffeinträge ermittelt und mit den Hintergrunddepositionen und zu erwartenden betriebsbedingten Zusatzdepositionen verglichen.

Ergänzend dazu werden für die übrigen nichtprioritären FFH-LRT mit Vorkommen im Wirkungsbereich des Vorhabens (2330, 6430, 9110, 9160, 9190, 91F0) die Belastbarkeitsgrenzen für versauernde Stickstoffeinträge für die standorttypischen Ausprägungsformen ermittelt und die zu erwartenden Überschreitungen bewertet.

### Material und Methoden

Die Untersuchungsflächen haben überwiegend naturnahe Pflanzengesellschaften ausgeprägt. Für die nachhaltige Sicherung dieser Zielgesellschaften im günstigen Erhaltungszustand wurden die Belastbarkeitsgrenzen (Critical Loads) modellgestützt ermittelt.

Für die Ermittlung der Critical Load für eutrophierende Stickstoffeinträge ( $CL_{nut}N$ ) sowie für versauernde Stickstoffeinträge ( $CL_{max}N$ ) kommt das SMB-Modell (Einfache Massenbilanz) zur Anwendung. Darüber hinaus werden im Wesentlichen die Methoden und Modelle zur Ermittlung der geochemischen Eingangsdaten entsprechend dem Manual des ICP MODELING & MAPPING (2004-2010) angewendet. Das SMB-Modell wird aber auch kombiniert mit Eingangsdaten, die aus empirischen Critical Load abgeleitet wurden, jedoch ergänzt mit vegetationspezifischen Eingangswerten, die mittels BERN-Modell bestimmt wurden.

Für die Berechnung der standortspezifischen  $CL_{nut}N$  und  $CL_{max}N$  für die repräsentativen Flächen des prioritären LRT 91E0\* wurden standortspezifische Eingangsdaten ermittelt und in die SMB-Formeln eingestellt.

Zur Berechnung der standorttypischen  $CL_{max}N$  für die nichtprioritären übrigen LRT wurden die standorttypischen Eingangsdaten eingestellt, wie sie in die Erstellung des Anhang I-4 in BMVBS (2013) eingegangen sind.

### Ergebnisse und Bewertung des Eutrophierungs- und Versauerungsrisikos für den prioritären LRT 91E0\*

Der **Critical Load für den versauernden Eintrag von Stickstoff ( $CL_{max}N$ )** reicht von 3135 eq N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (Untersuchungsfläche 3) bis 8575 eq N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (Untersuchungsflächen 1 und 2).

Der  $CL_{max}N$  wird auf keiner Untersuchungsfläche durch die Hintergrunddeposition 2008 überschritten. Auch im Planfall werden die  $CL_{max}N$  durch die Gesamtdeposition (Hintergrunddeposition 2008 + Zusatzdeposition) nicht mehr erreicht.

Die Gesamtdepositionen im Planfall unter Berücksichtigung des konservativ prognostizierten Trends der Hintergrunddeposition bis zum Planfall (Hintergrunddeposition 2025 + Zusatzdeposition) wird geringer sein als die Hintergrunddeposition 2008.

Eine Verschlechterung des Erhaltungszustandes durch Säureinträge durch die Hintergrund- und vorhabensbedingte Zusatzdeposition kann daher ausgeschlossen werden.

Die **Critical Load für den eutrophierenden Stickstoffeintrag ( $CL_{nut}N$ )** liegen zwischen 15 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> und 18 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>. Der  $CL_{nut}N$  wird auf allen Untersuchungsflächen sowohl durch die Hintergrundbelastung im Jahr 2008 überschritten, als auch im Planfall durch die Hintergrund- und Gesamtdeposition.

Die Untersuchungsflächen des LRT 91E0\* sind grund- und teilweise zusätzlich oberflächenwasserbeeinflusst. Da es sich um zügige Grundwasserleiter handelt, werden Stickstoffbelastungen hier regelmäßig wieder mit dem Grundwasser in den Vorfluter ausgewaschen. Die kritischen N-Konzentrationen, die im Sickerwasser nicht überschritten werden dürfen, wurden für die Critical Load-Berechnung so streng gewählt, dass auch die (heutige potenziell natürliche) Vegetation im Fließgewässer nicht zusätzlich zur Vorbelastung beeinträchtigt werden kann. Eine Verschlechterung des Erhaltungszustandes kann daher auch bei fortdauernder Überschreitung des  $CL_{nut}N$  in den Untersuchungsflächen nach heutigem Stand des Wissens ausgeschlossen werden.

Der jeweilige Anteil der zusätzlichen Stickstoffdepositionen im Planfall am  $CL_{nut}N$  liegt in den **Untersuchungsflächen 1 und 2** unterhalb der Bagatellschwelle von 3% des  $CL_{nut}N$ . Somit ist die Zusatzbelastung so geringfügig, dass sie nach heutigem Kenntnisstand keine zusätzliche erhebliche Beeinträchtigung hervorrufen kann.

Die Anteile der zusätzlichen Stickstoffdepositionen sind in den **Untersuchungsflächen 3 und 4** mehr als bagatellhaft hoch. In der Fläche 3 werden 4793 m<sup>2</sup> erheblich belastet, in der Fläche 4 sind dies 198 m<sup>2</sup>.

Die eigentliche Beeinträchtigung besteht in der erheblichen Verzögerung der Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustandes in Bezug auf den Stickstoffhaushalt des Bodens.

Rein rechnerisch ergibt sich nach dem Konventionsvorschlag in BMVBS (2013), der in Kap. 4 dargestellt ist, ein relativer Totalverlust von 998 m<sup>2</sup> durch vorhabenbedingte zusätzliche Stickstoffeinträge in die Untersuchungsflächen 3 und 4 des LRT 91E0\* von 874.000 m<sup>2</sup> LRT 91E0\*-Fläche insgesamt im FFH-Gebiet Ems, das entspricht 0,1%. Diese Flächengröße ist eine fiktive theoretische Größe als Hilfsmittel zur Bewertung der Erheblichkeit in Bezug auf die Fachkonvention nach LAMBRECHT und TRAUTNER (2007, Tab. 2). Der relative Flächenverlust liegt somit unterhalb des Orientierungswertes von 1000 m<sup>2</sup> und gilt deshalb als Flächenbagatelle.

**Die Beeinträchtigung durch vorhabensbedingte N-Einträgen in die LRT-91E0\*-Flächen im FFH-Gebiet „Ems“ kann zusammengefasst als nicht erheblich bewertet werden.**

Zudem wird die Gesamtbelastung im Planfall 2025 voraussichtlich niedriger sein als die Hintergrunddeposition 2008, so dass auch deshalb keine Verschlechterung des Erhaltungszustandes zu erwarten ist.

### **Ergebnisse und Bewertung des Versauerungsrisikos für die nichtprioritären LRT**

Der **Critical Load für den versauernden Eintrag von Stickstoff ( $CL_{max}N$ )** reicht von 1486 eq N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (LRT 2330) bis 7345 eq N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (LRT 91F0).

In allen Flächen der LRT 6430, 9110, 9160 und 91F0 werden die Critical Load für den Säureeintrag ( $CL_{max}N$ ) durch die Gesamtdeposition (Hintergrunddeposition von Schwefel 2008 + Stickstoff 2008 + N-Zusatzdeposition im Planfall) nicht erreicht.

Jedoch werden in allen Flächen der LRT 2330 und 9190 die Critical Load für den Säureeintrag ( $CL_{\max}N$ ) durch die Hintergrunddeposition 2008 (Schwefel + Stickstoff) überschritten, also auch im Planfall durch die Gesamtdeposition (Hintergrunddeposition von Schwefel 2008 + Stickstoff 2008 + N-Zusatzdeposition im Planfall).

In diesen relevanten LRT-Flächen gibt es Teilflächen, auf denen das Abschneidekriterium und die Bagatellschwelle durch die zu erwartende Zusatzdeposition überschritten werden.

Diese erheblich säureüberlasteten Teilflächen sind aber auch gleichzeitig erheblich mit eutrophierendem Stickstoff überbelastet. Es gibt keine Teilfläche, auf der nur der  $CL_{\max}N$  erheblich überschritten wird, jedoch nicht der  $CL_{\text{nut}}N$ .

Der Anteil der Zusatzbelastung am  $CL_{\max}N$  ist auf allen relevanten LRT-Flächen kleiner als der Anteil der Zusatzbelastung am  $CL_{\text{nut}}N$ .

**Die Empfindlichkeit der LRT-Flächen ist gegenüber Eutrophierung größer als gegenüber Versauerung. Somit beinhaltet die Bewertung der Erheblichkeit der zu erwartenden Beeinträchtigungen durch eutrophierende N-Einträge in der FFH-Verträglichkeitsstudie (PLANUNGSGRUPPE GRÜN, in Vorb.) gleichzeitig die Bewertung der versauernden Einträge und geht darüber hinaus.**

Strausberg, am 21.10.14



PD Dr. habil. Angela Schlutow

## Quellen

- 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.
- BACH, M. (1987): Die potentielle Nitratbelastung des Sickerwassers durch die Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland. Göttinger Bodenkundliche Berichte 93, Göttingen, 186 S.
- BALLA, S., BERNOTAT, D., FROMMER, J., GARNIEL, A., GEUPEL, M., HEBBINGHAUS, H., LORENTZ, H., SCHLUTOW, A., UHL, R. (2014): Stickstoffeinträge in der FFH-Verträglichkeitsprüfung: Critical Loads, Bagatellschwelle und Abschneidekriterium. AFSV Heft 14-3, 14 S. im Druck. Vorab online URL: <http://www.afsv.de/index.php/waldoekologie-landschaftsforschung-und-naturschutz>
- 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.
- BELYAZID, S. (2006): Dynamic modelling of biogeochemical processes in forest ecosystems. Doctoral Thesis. Lund Institut of Technology, Lund University, Sweden:19-24.
- 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](http://www.floraweb.de/pnv/index.htm).
- BGR (Bundesanstalt für Geologie und Rohstoffe) (Hrsg.) (2008): Parameter der nutzungsdifferenzierten Bodenübersichtskarte 1 : 1 000 000 für Deutschland (Wald, Grünland, Acker).
- BMVBS – BUNDESMINISTERIUM FÜR VERKEHR, BAUWESEN UND STÄDTEBAU (2013): Untersuchung und Bewertung von straßenverkehrsbedingten Nährstoffeinträgen in empfindliche Biotop. 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. (2011): mündl. Mittlg.
- BOBBINK, R., HETTELINGH, J.-P. (Eds.) (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: URL: <http://www.b-ware.eu/content/project/publicaties/Review-revision-empirical-critical-loads-2011.pdf> [Stand 20.01.2012].
- BÖCKMANN, T. (1990): Wachstum und Ertrag der Winterlinde (*Tilia cordata* Mill) in Nordwestdeutschland. Dissertation Universität Göttingen.

- BOHNER, A., EDER, G., SCHINK, M. (2007): Nährstoffkreislauf und Stoffflüsse in einem Grünland-Ökosystem. Bericht HBLFA Raumberg-Gumpenstein, 12. Gumpensteiner Lysimetertagung, 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. In: 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.
- BRÜNNER, F., SCHÖLLHORN, J. (1972): Bewirtschaftung von Wiesen und Weiden. 2., umgearb. u. erw. Aufl.. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 166 S.
- BUILTJES, P., HENDRIKS, E., KOENEN, M., SCHAAP, M., BANZHAF, S., KERSCHBAUMER, A., GAUGER, T., NAGEL, H.-D., SCHEUSCHNER, T., SCHLUTOW, A. (2011): Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland (MAPESI – Modelling of Air Pollutants and Ecosystem Impacts). Abschlussbericht zum UFOPLAN-Vorhaben FKZ 3707 64 200. Utrecht, März 2011.
- BUNDESNATURSCHUTZGESETZ (BNatSchG): Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), in Kraft getreten am 01.03.2010, zuletzt geändert durch Artikel 2 des Gesetzes vom 6. Dezember 2011 (BGBl. I S. 2557).
- BURROWS, C. J. (1990): Processes of vegetation change. Unwin Hyman, London.
- BURSE, K., SCHLUTOW, A., STUBENRAUCH, F., SCHEUSCHNER, T., NAGEL, H.-D., WEIGELT-KIRCHNER, R. (2011): Waldbodenzustandsbericht für Thüringen – Auswertung der BZE II -. Im Auftrag der Thüringer Landesanstalt für Wald, Jagd und Fischerei.
- CCE – COORDINATION CENTRE FOR EFFECTS (2013): Status Report 2012. Ed.: Posch, M.; Slootweg, J., Hettelingh, J.P.: Report No. 680359004,
- 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.
- DE VRIES, W. (1991): Methodologies for the assessment and mapping of the Critical Loads and of the impact of abatement strategies on forest soils. Wageningen 46.
- 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., VAN HINSBERG, A., POSCH, M., HETTELINGH, J.-P. (2007): Developments in modelling critical nitrogen loads for terrestrial ecosystems in Europe. Wageningen, the Netherlands, Alterra Green World Research, Report 1382, 206 p.
- DE VRIES, W., 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, Alterra Green World Research, Wageningen, The Netherlands, 50 p.
- DE VRIES, W., SCHÜTZE, G., LOFTS, S., TIPPING, E., MEILI, M., DE TEMMERMAN, L., RÖMKENS, P. F. A. M., GROENENBERG, J. E. (2004): Calculation of critical loads for cadmium, lead and mercury. Background document to a Mapping Manual on Critical Loads of cadmium, lead and mercury. www.icpmapping.org, in prep.
- 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, 58 S.
- DEUTSCHER WETTERDIENST (DWD) (2011): Mittlere Tagesmitteltemperatur der Referenzperiode 1981-2010 für Sommer und Winter. Rasterdatei

- DIERSCHKE, H. (1985a): Pflanzensoziologische und ökologische Untersuchungen in Wäldern Südniedersachsens. II. Syntaxonomische Übersicht der Laubwald-Gesellschaften und Gliederung der Buchenwälder. - *Tuexenia* 5, S. 491-521. Göttingen.
- DIERSCHKE, H. (1985b): Experimentelle Untersuchungen zur Bestandesdynamik von Kalkmagerrasen (Mesobromion) in Südniedersachsen. I. Vegetationsentwicklung auf Dauerflächen 1972-1984. - In: Schreiber, K.-F. (Hrsg.): Sukzession auf Grünlandbrachen. *Münstersche Geogr. Arb.* 20:9-24, Paderborn.
- DIERSCHKE, H. (1986): Vegetationsdifferenzierung im Mikorelief nordwestdeutscher sandiger Flusstäler am Beispiel der Meppener Kuhweide (Ems). - *Colloqu. Phytosoc.* 8:613-631, Berlin Stuttgart
- DIERSCHKE, H., BRIEMLE, G. (2008): Kulturgrasland. Ulmer-Verlag, Stuttgart.
- DRACHENFELS, O. V. (2012): Einstufung der Biotoptypen in Niedersachsen. - Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 32, Nr. 1/2012, korrigierte Fassung 20.08.2012 (Kap. 2)
- ELLENBERG, H. (1939): Über Zusammensetzung, Standort und Stoffproduktin bodenfeuchter Eichen- und Buchen-Mischwaldgesellschaften Nordwestdeutschlands. In: *Mitt. Flor.-soz. Arbeitsgemeinschaft*, Heft 5, 135 S., Hannover.
- ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 5. stark veränd. und verb. Aufl., Ulmer Verlag, Stuttgart.
- ELSÄBER, 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): Ertragstafel der Robinie, mäßige Durchforstung. In: Erteld, W. (1963): Ertragstafelauszüge. Für den Gebrauch in der Praxis. 2. neu bearb. u. ergänzte Aufl., Neumann-Verlag Radebeul.
- EUROSOIL (1999): Metadata: Soil Geographical Data Base of Europe v.3.2.8.0. Joint Research Centre, Ispra, Italy.
- FFH-RICHTLINIE (FFH-RL): Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen, Abl. EG L 206/7 vom 22.07.1992, zuletzt geändert durch Richtlinie 2006/105/EG des Rates vom 20. November 2006, Abl. EG L 363/368 vom 20.12.2006.
- FIEDLER, H.-J. (2001): Böden und Bodenfunktionen: in Ökosystemen, Landschaften und Ballungsgebieten. Expert-Verlag Renningen-Malmsheim. Forum EIPOS, Bd. 7, 459 S.
- FISCHER, R., LORENZ, M. (Hrsg.) (2011): Forest Condition in Europe - 2011 Technical Report of ICP Forests and FutMon. Online im Internet. URL: <http://www.icp-forests.org/pdf/TR2011.pdf>.
- 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.
- GEWERBEAUF SICHTAMT HILDESHEIM (2013): Vortrag von M.Köster (Behörde für betrieblichen Arbeits-, Umwelt- und technischen Verbraucherschutz) „Luftqualitätsüberwachung in Niedersachsen“ im Fachausschuss für polnische und deutsche Fachleute 22.-25.10. 2013 in Poznan
- GRABHERR, G., MUCINA, L. (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs, Teil II - Natürliche waldfreie Vegetation. Gustav-Fischer-Verlag Jena, Stuttgart, New York. 523 S.
- GRENNFELT, P., THÖRNELÖF, E. (Hrsg.) (1992): Critical loads for nitrogen. Report from a workshop held at Lökeberg, Sweden, April 1992. *NORD* 1992, 41 p., Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
- GRÜNEBERG, E., ZICHE, D., WELLBROCK, N. (2014): Organic carbon stocks and sequestration rates of forest soils in Germany. *Global Change Biology* 20/5, akzeptiertes Manuskript. DOI: 10.1111/gcb.12558 URL: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/gcb.12558/abstract>
- GUNDERSEN, P., CALLESEN, I., DE VRIES, W. (1998): Nitrate leaching in forest ecosystems is controlled by forest floor C/N ratio. In: *Environmental Pollution* 102:403-407.
- GUNDERSEN, P., EMMETT, B. A., KJONAAS, O. J., KOOPMANS, C. J., TIETEMA, A. (1998): Impact of nitrogen deposition on nitrogen cycling in forests: a synthesis of NITREX data. In: *Forest Ecology and Management* 101:37-55.
- HÄRTLE, W., EWALD, J., HÖLZEL, N. (2004): Wälder des Tieflandes und der Mittelgebirge. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart, 250 S.

- HARTMANN, F.-K., JAHN, G. (1967): Waldgesellschaften des mitteleuropäischen Gebirgsraumes nördlich der Alpen, Jena, 636 S.
- HOFMANN, G. (1969): Zur pflanzensoziologischen Gliederung der Kiefernforsten des nordostdeutschen Tieflandes. In: Feddes Repertorium (Bd. 80, Heft 4-6), Berlin, 401-412.
- HORNUNG, M., SUTTON, M. A., WILSON, R. B. (1995): Mapping and Modelling of Critical Loads for Nitrogen: a Workshop Report. Grange-over-Sands, Cumbria, UK. UN-ECE Convention on Long Range Transboundary Air Pollution, Working Group for Effects, 24-26 October 1994. Published by: Institute of Terrestrial Ecology, Edinburgh, UK.
- HUNDT, R. (1964): Die Bergwiesen des Harzes, Thüringer Waldes und Erzgebirges. Gustav Fischer Verlag Jena, 284 S.
- ICP FOREST (ED.) (2011): The condition of the Forests in Europe 2011. Executive Report. Download unter: <http://www.icp-forest.org/pdf/ER2011.pdf>
- ICP MODELLING & MAPPING (ED.) (2004-2010): Manual on methodologies and criteria for modeling and mapping critical loads & levels. Print version German Federal Environmental Agency UBA-Texte 52/2004. Updated version 04/2010 online [www.icpmapping.org](http://www.icpmapping.org).
- IISA/CIAM (2007): EMEP Status Report 1/07. Transboundary acidification, eutrophication and ground level ozone in Europe in 2005. Joint MSC-W & CCC Report. 147 S.
- ISSLER, E. (1942): Vegetationskunde der Vogesen. Pflanzensoziologie Band 5, Gustav Fischer Verlag Jena, 161 S.
- JACOBSEN, C., RADEMACHER, P., MEESENBERG, H., MEIWES, K. J. (2002): Element-Gehalte in Baum-Kompartimenten: Literatur-Studie und Datensammlung. Göttingen: Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt, Report, 80 S.
- KEIENBURG, T., 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.
- KLAP, J. M., DE VRIES, W., ERISMAN, J. W., VAN LEEUWEN, E. P. (1997): Relationships between forest condition and natural and anthropogenic stress factors on the European scale; pilot study. DLO Winard Staring Centre for Integrated Land, Soil and Water Research, Report 150.
- 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.
- KNAPP, E. (1973): Ertragstabellen für Schwarzpappelsorten. Forschungsbericht d. Instituts f. Rohholzerzeugung Abt. Waldbau/Ertragskunde. Eberswalde.
- KONOPATZKY, A., KIRSCHNER, G. (1997): Zum Standorts- und Vegetationswandel in den Wäldern der Länder Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und des Tieflandteils von Sachsen-Anhalt, Berichte Universität Göttingen. Reihe B, Bd. 56/1997.
- KOOPMANN, T. (Planungsgruppe grün) (2014): Artenlisten LRT 91E0 Untersuchungsflächen 1-4.
- KOPECKÝ, K., HEJNÝ, S., JEHLIK, V., KRIPPELOVÁ, T. (1979): Prehled ruderalnich rostlinnych společenstev Ceskoslovenska, Rozpravy Ceskoslovenske Akademie Ved. Rada Matematickych a prirodnich Ved. 89:2, Praha.
- KRUIT, R.W., SCHAAP, M., SEGERS, A., HESLINGA, D., BUILTJES, P., BANZHAF, S., SCHEUSCHNER, T. (2014): Modellierung und Kartierung atmosphärischer Stoffeinträge und kritischer Belastungsschwellen zur kontinuierlichen Bewertung der ökosystem-spezifischen Gefährdung der Biodiversität in Deutschland – PINETI (Pollutant INput and EcosysTEM Impact). Abschlussbericht zum UFOPLAN-Vorhaben FKZ 3710 63 246. Utrecht, April 2014.
- LAMBRECHT, H. und TRAUTNER, J. (2007): Fachinformationssystem und Fachkonvention zur Bestimmung der Erheblichkeit im Rahmen der FFH-VP. Schlussbericht Juni 2007 = FE-Vorhaben 804 82 004 im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz. Online im Internet: [http://www.bfn.de/0306\\_ffhvp.html](http://www.bfn.de/0306_ffhvp.html).
- LANUV – LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NRW (2012a): Abschneidekriterien zur Festlegung des Untersuchungsgebietes, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Essen, Vermerk 18. Juni 2012.

- LANUV – Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (2013): LANUV-Fachvorschlag zur Prüfung der FFH-Verträglichkeit von Stickstoff-Depositionen in empfindlichen Lebensräumen in FFH-Gebieten, Stand 01.07.2013
- LFUG (Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie) (Hrsg.) (2000): OMKAS (Optimierung emissionsmindernder Maßnahmen bei gleichzeitiger Kontrolle der Aziditäts- und Luftschadstoffentwicklung für die Grenzregionen des Freistaates Sachsen), Projektbericht vom 16. März 2000, Dresden.
- LIMMER, C. (1996): N<sub>2</sub>-Fixierung in Waldböden. Dissertation. Universität Bayreuth. In: Bayreuther Forum Ökologie, Band 35, 1996. 80 S.
- NLWKN (2011): Vollständige Gebietsdaten (Standard-Datenbogen) des FFH-Gebiet „Ems“ (DE 2809-331); erfasst 1999, Stand: März 2009.
- LUTHARDT, V., BRAUNER, O., HOFFMANN, C., HAGGENMÜLLER, 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. Online im Internet: URL: [http://lanuweb.fh-eberswalde.de/oeub/pdf/OeUB\\_Bericht\\_2008.pdf](http://lanuweb.fh-eberswalde.de/oeub/pdf/OeUB_Bericht_2008.pdf) [Stand 26.01.2012]
- 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 S.
- MATUSZKIEWICZ, A. (1958): Zur Systematik der Fagion-Gesellschaften in Polen. In: Acta Societatis Botanicorum Poloniae Vol. XXVII-Nr. 4:675-725. Breslau, 1958.
- 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.
- MUCINA, L., GRABHERR, G., WALLNHÖFER, S. (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs, Teil III - Wälder und Gebüsch. Gustav Fischer Verlag Jena, Stuttgart, New York.. 353 S.
- MÜLLER, TH. (1990): Die Eichen-Hainbuchen-Wälder (Verband *Carpinion betuli* Issl. 31 em. Oberd. 53) Süddeutschlands. In: Ber. d. Reinh. Tüxen-Ges. 2, 121-184. Hannover 1990.
- NAGEL U. BÄCHLEIN (Ingenieurbüro Lohmeyer) (2014): Ausbau der E233 auf durchgehend 4 Fahrstreifen zwischen der A 31 AS Meppen und der A 1 AS Cloppenburg – Betrachtung des trassenverkehrsbedingten Stickstoffeintrages. Im Auftrag des Landkreises Meppen. Unveröffentlicht
- NAGEL, H-D., GREGOR, H-D. (Hrsg.) (1999): Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads & Levels; ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York, Tokio.
- NAGEL, H-D., SCHLUTOW, A., SCHÜTZE, G., WEIGELT-KIRCHNER, R. (2008): Critical Loads für Säure und eutrophierenden Stickstoff. Abschlussbericht zum F/E-Vorhaben 200 85 212 des Umweltbundesamtes, Berlin.
- NLWKN (Nds. Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz) (2009): Entwurf der Erhaltungsziele für die gemäß der FFH-Richtlinie der EU (92/43/EWG) gemeldeten FFH-Gebiete Ems, Esterfelder Moor, Tinner Dose/Sprakeler Heide, Untere Haseniederung.
- OBERDORFER, E. (1957): Süddeutsche Vegetationsgesellschaften. Pflanzensoziologie 10, 564 S. Jena.
- OBERDORFER, E. (1977): Süddeutsche Pflanzengesellschaften I. 2. Aufl., 311 S., Jena
- OBERDORFER, E. (1978): Süddeutsche Pflanzengesellschaften II. 2. Aufl., 355 S., Jena
- OBERDORFER, E. (2001): Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete, 8. stark überarb. und ergänzte Aufl., Ulmer Verlag, Stuttgart, 1051 S.

- 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): Pflanzengesellschaften des nordostdeutschen Flachlandes I. Pflanzensoziologie 13. Jena.
- PASSARGE, H. (2002): Pflanzengesellschaften Nordostdeutschlands 3-III. Cespitosa und Herbosa. 304 S. Cramer Berlin
- PASSARGE, H., HOFMANN, G. (1968): Vegetationsgesellschaften des nordostdeutschen Flachlandes. II. Pflanzensoziologie 16. Jena, 324 S.
- PETERSEN, A. (1981): Die Gräser als Kulturpflanzen und Unkräuter auf Wiese, Weide und Acker. 5., bearb. Aufl., Akademie-Verlag, Berlin, 280 S.
- PLANUNGSGRUPPE GRÜN (2013): Ausbau der E233, Planungsabschnitt 1 von der AS Meppen (A 31) bis Meppen (B 70) - FFH-Verträglichkeitsprüfung / -Ausnahmeprüfung, Verträglichkeitsprüfung gemäß § 34 BNatSchG für das FFH-Gebiet DE 2809-331 „Ems“, Auftraggeber: Landkreis Emsland Meppen, Stand 21.1.2013, 191 S.
- POSCH, M., SLOOTWEG, J., HETTELINGH, J.-P. (Eds.) (2013): CCE Status Report 2012. Modelling and Mapping of Atmospherically-unduced Ecosystem Impacts in Europe. Bilthoven.
- POTT, R. (1992): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands, Ulmer Verlag, Stuttgart, 427 S.
- PREISING, E., VAHLE, H.-C., BRANDES, H. HOFMEISTER, H., TÜXEN, J., WEBER, H-E. (1990a): Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens – Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme: Salzpflanzengesellschaften der Meeresküsten und des Binnenlandes. In: Naturschutz und Landschaftspflege Niedersachsens, Heft 20/7:1-161, Hannover.
- PREISING, E., VAHLE, H.-C., BRANDES, H. HOFMEISTER, H., TÜXEN, J., WEBER, H-E. (1990b): Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens – Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme: Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften des Süßwassers. In: Naturschutz und Landschaftspflege Niedersachsens, Heft 20/8:1-161, Hannover.
- PREISING, E., VAHLE, H.-C., BRANDES, H. HOFMEISTER, H., TÜXEN, J., WEBER, H-E. (1997): Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens – Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme: Rasen-, Fels- und Geröllgesellschaften. In: Naturschutz und Landschaftspflege Niedersachsens, Heft 20/5:1-146, Hannover.
- QUADE, J. (1993): Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau. Hydro Agri Dülmen GmbH (Hrsg.), 12. überarb., erg. und erw. Aufl. Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag. 618 S.
- RENGER, M., KÖNIG, R., SWARTIJES, S., WESSOLEK, G., FAHRENHORST, C., KASCHIAN, B. (1990): Modelle zur Ermittlung und Bewertung von Wasserhaushalt, Stoffdynamik und Schadstoffbelastbarkeit in Abhängigkeit von Klima, Bodeneigenschaften und Nutzung. Endbericht zumBMFT-Projekt 0374343, Institut für Ökologie, TU Berlin, Berlin.
- RUHR-STICKSTOFF-AKTIENGESELLSCHAFT (Hrsg.) (1988): Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau. 11., überarb., erg. u. erw. Aufl.. Bochum, 587 S.
- RUNGE, F. (1994): Die Pflanzengesellschaften Mitteleuropas. 12./13. verb. Auflage. Aschendorff-Verlag. Münster 1994. 312 S.
- SCHACHTSCHABEL, P., AUERSWALD, K., BRÜMMER, G., HARTKE, K.H., SCHWERTMANN, U. (1998): Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde, Verlag Ferdinand Enke, Stuttgart.
- SCHLUTOW, A., HÜBENER, P. (2004): The BERN Model: Bioindication for Ecosystem Regeneration towards Natural conditions. UBA-Texte 22/04. Umweltbundesamt Berlin, 50 p.
- 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.
- SCHOBBER, R. (1975): Ertragstabellen wichtiger Baumarten bei verschiedenen Durchforstungen. J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt (a. Main).
- SCHOBBER, R. (1987): Ertragstabellen wichtiger Baumarten. J. D. Sauerländers Verlag, Frankfurt (a. Main).
- SCHUBERT, R. (1960): Die zwergstrauchreichen azidiphilen Pflanzengesellschaften Mitteldeutschlands, VEB Gustav Fischer, Jena, 235 S.
- SCHUBERT, R. (1991): Lehrbuch der Ökologie. Verlag Fischer, Jena, 657 S.
- SCHUBERT, R., HILBIG, S., KLOTZ, W. (1995): Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Mittel- und Nordostdeutschlands. Fischer Verlag, Jena, 403 S.

- SHUGART, H. H. (1984): A Theory of Forest Dynamics, Springer, New York.
- SSYMANK, A., HAUKE, U., RÜCKRIEM, C., SCHRÖDER, E., MESSER, D. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna- Flora-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) und der Vogelschutzrichtlinie (79/409/EWG). Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 53, Bonn-Bad Godesberg.
- STANFORD, G., FRERE, M.H., SCHWANINGER 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.
- STUHRMANN, M. (2000): Verbleib eingetragenen Stickstoffs in Waldböden entlang eines klimatischen Transektes durch Europa. In: Bayreuther Forum Ökologie, Band 79, 2000. 154 S.
- SVERDRUP, H. (1990): The kinetics base of cation release due to chemical weathering. Lund University Press, Lund, Sweden.
- SVERDRUP, H., WARFVINGE, P. (1988): Weathering of primary minerals in the natural soil environment in relation to a chemical weathering model. In: Water, Air Soil Pollut. 38:387-408.
- 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 2. Lund University, Sweden, 177 p.
- TIETEMA, A., VERSTRATEN, J. M. (1991): Nitrogen cycling in an acid forest ecosystem in the Netherlands under increased atmospheric input. The nitrogen budget and the effect of nitrogen transformations on the proton budget. Biogeochemistry 15:21-46.
- TISCHEW, S. (2011): Management von Offenland-Lebensräumen an pflegeproblematischen Steilhängen durch Ziegenstandweiden. Beschreibung des laufenden Forschungsprojekts online im Internet unter: <http://www.loel.hs-anhalt.de/forschung/forschungsprojekte.html> [Stand. Sept. 2011].
- TÜXEN, R. (1929): Über einige nordwestdeutsche Waldassoziationen von regionaler Bedeutung. Gb. Geogr. Ges. Hannover 1928/29.
- TÜXEN, R. (1937): Die Pflanzengesellschaften Nordwestdeutschlands. Mitt. flor.-soz. Arb.gem. Niedersachsen 3:1-170. Hannover.
- TÜXEN, R. (1955): Das System der nordwestdeutschen Pflanzengesellschaften. Mitt. Flor.-Soziol. Arbeitsgem., 5:155-176.
- TÜXEN, R. (1958): Pflanzengesellschaften oligotropher Heidetümpel Nordwestdeutschlands. Veröff. D. Geobotanischen Instituts Rübel, 33: 207-231, Zürich
- TÜXEN, R., WESTHOFF, V. (1963): Saginetea maritimae, eine Gesellschaftsgruppe im wechselhalinen Grenzbereich der europäischen Meeresküsten. In: Mitt. flor.-soz. Arb.gemeinschaft. 1963, N. F. 10:116-129. Stolzenau/Weser.
- UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.) (1996): Manual on methodologies and criteria for mapping Critical Levels & Loads and geographical areas where they are exceeded. UBA-Texte 71/96.
- UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.) (o. J.): Stickstoff – zuviel des Guten? Überlastung des Stickstoffkreislaufs zum Nutzen von Umwelt und Mensch wirksam reduzieren. Dessau.
- ULRICH, B. (1985): Natürliche und anthropogene Komponenten der Bodenversauerung. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 43/I:159-187.
- ULRICH, B. (1987): Stabilität, Elastizität und Resilienz von Waldökosystemen unter dem Einfluss saurer Deposition, Forstarchiv 58:232-239.
- VAN DAM, D. (1990): Atmospheric deposition and nutrient cycling in chalk grassland. Ph.D. Thesis, University of Utrecht, Utrecht, The Netherlands, 119 p.
- VAN DOBBEN, H. F., VAN HINSBERG, A. (2008): Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en Natura 2000-gebieden. = Alterra-rapport 1654, Wageningen. Online im Internet unter: URL: [http://www.grebbeliniedag.nl/prvutr/internet/j20\\_10.nsf/files/Overzicht\\_van\\_kritische\\_depositiewaarden\\_voor\\_stikstof\\_toegepast\\_op\\_habitattypen\\_en\\_Natura\\_2000-gebieden.pdf/\\$FILE/Overzicht\\_van\\_kritische\\_depositiewaarden\\_voor\\_stikstof\\_toegepast\\_op\\_habitattypen\\_en\\_Natura\\_2000-gebieden.pdf](http://www.grebbeliniedag.nl/prvutr/internet/j20_10.nsf/files/Overzicht_van_kritische_depositiewaarden_voor_stikstof_toegepast_op_habitattypen_en_Natura_2000-gebieden.pdf/$FILE/Overzicht_van_kritische_depositiewaarden_voor_stikstof_toegepast_op_habitattypen_en_Natura_2000-gebieden.pdf) [Stand: Oktober 2011]
- VOLK, O. H. (1937): Über einige Trockenrasengesellschaften des Würzburger Wellenkalkgebietes. Beihefte zum Botanischen Centralblatt, Band LVII, Abt. B, S. 577-599.

- WALSCH, A. (EUROFINS Umwelt Ost) (2014): Prüfbericht zu Auftrag 61407645 - bodenchemische Analysen von 7 Bodenprobepunkten im NSG Fasanerieholz. Im Auftrag der Gutsverwaltung Altenburg GbR
- WALSE, C., BERG, B., SVERDRUP, H. (1998): Review and synthesis on experimental data on organic matter decomposition with respect to the effect of temperature, moisture and acidity. In: *Environmental Review* 6:25-40.
- WENDLAND, F., KUNKEL, R. (1998): Der Landschaftswasserhaushalt im Flusseinzugsgebiet der Elbe. 110 S., Schriften des Forschungszentrums Jülich: Reihe Umwelt 12.
- WETT, N. (2003): Aspekte des Prozesses der N-Freisetzung aus Humusvorratsabbau. Diss. Uni Kassel. [http://kobra.bibliothek.unikassel.de/bitstream/urn:nbn:de:hebis:34648/1/dis1376\\_06.pdf](http://kobra.bibliothek.unikassel.de/bitstream/urn:nbn:de:hebis:34648/1/dis1376_06.pdf)
- WILLNER, W. (2002): Syntaxonomische Revision der südmitteleuropäischen Buchenwälder. In: *Phytocoenologia* 32 (3), Berlin-Stuttgart, 337-453.
- WILLNER, W., GRABHERR, G. (Hrsg.) ( 2007): Die Wälder und Gebüsch Österreichs – Ein Bestimmungswerk mit Tabellen. Elsevier Akademischer Verlag, Textband: 302 S. + Tabellenband: 297 S.
- WIMMENAUER, K. (1919): Wachstum und Ertrag der Esche. *AFJZ*, 9-17 und 37-40.
- WOLFF, B., RIEK, W. (1997): Deutscher Waldbodenbericht 1996 – Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald von 1987 – 1993 (BZE). Hrsg.: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Eberswalde.
- WOLFRAM, C. (1996): Die Vegetation des Bottsandes. *Mitteilungen der AG Geobotanik in Schlesw-Holst. und Hamburg*, Kiel, Heft 51, 111 S.
- ZADEH, L. A. (1978): Fuzzy Sets as a basis for a theory of possibility. In: *Fuzzy sets and fuzzy systems I*. 3-28.
- ZOGG, G. P., ZAK, D. R., PREGITZER, K. S., BURTON, A. J. (2000): Microbial Immobilization and the Retention of Anthropogenic Nitrate in a Northern Hardwood Forest, *Ecology*, 81(7): 1858–1866.

Anhang 1: Ergebnisse der Ermittlung erheblicher Überschreitungen der Critical Loads für Säureeinträge in FFH-LRT des UG und Vergleich mit den Überschreitungen der Critical Loads für eutrophierende Einträge auf denselben Flächen (rot = erhebliche CL-Überschreitung)

FID_E233_K	Biotyp Code	Biotyp Name	FFH-LRT	NDEP_DIFF (kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	UBA Ndep 2008 (kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	UBA S dep 2008 (kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	CLnutN (kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	Anteil Zusatzdepo an CLnutN (%)	CLmaxN (eq N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	Anteil Zusatzdepo an CLmaxN (%)
368	RSR	Basenreicher Sandtrockenrasen	2330	0,4	22,4	5,1	11	3,6	1075	2,7
264	RSR	Basenreicher Sandtrockenrasen	2330	0,4	22,4	5,1	11	3,6	1075	2,7
18	RSZ	Sonstiger Sandtrockenrasen	2330	0,4	22,4	5,1	11	3,6	1075	2,7
19	RSZ	Sonstiger Sandtrockenrasen	2330	0,4	22,4	5,1	11	3,6	1075	2,7
95	RSZ	Sonstiger Sandtrockenrasen	2330	0,4	22,4	5,1	11	3,6	1075	2,7
18	RSZ	Sonstiger Sandtrockenrasen	2330	0,5	22,4	5,1	11	4,5	1075	3,3
19	RSZ	Sonstiger Sandtrockenrasen	2330	0,5	22,4	5,1	11	4,5	1075	3,3
95	RSZ	Sonstiger Sandtrockenrasen	2330	0,5	22,4	5,1	11	4,5	1075	3,3
95	RSZ	Sonstiger Sandtrockenrasen	2330	0,6	22,4	5,1	11	5,5	1075	4,0
95	RSZ	Sonstiger Sandtrockenrasen	2330	0,7	22,4	5,1	11	6,4	1075	4,7
95	RSZ	Sonstiger Sandtrockenrasen	2330	0,8	22,4	5,1	11	7,3	1075	5,3
29	RSZ	Sonstiger Sandtrockenrasen	2330	2,6	22,4	5,1	11	23,6	1075	17,3
29	RSZ	Sonstiger Sandtrockenrasen	2330	2,7	22,4	5,1	11	24,5	1075	17,9
29	RSZ	Sonstiger Sandtrockenrasen	2330	2,8	22,4	5,1	11	25,5	1075	18,6
29	RSZ	Sonstiger Sandtrockenrasen	2330	3,0	22,4	5,1	11	27,3	1075	19,9
27	RSZ	Sonstiger Sandtrockenrasen	2330	3,1	22,4	5,1	11	28,2	1075	20,6
27	RSZ	Sonstiger Sandtrockenrasen	2330	3,2	22,4	5,1	11	29,1	1075	21,3
26	RSZ	Sonstiger Sandtrockenrasen	2330	3,4	22,4	5,1	11	30,9	1075	22,6
28	RSZ	Sonstiger Sandtrockenrasen	2330	3,9	22,4	5,1	11	35,5	1075	25,9
80	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,4	27,3	7,1	18	2,2	4434	0,6
22	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,4	27,3	7,1	18	2,2	4434	0,6
0	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,4	27,3	7,1	18	2,2	4434	0,6
20	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,4	27,3	7,1	18	2,2	4434	0,6
21	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,4	27,3	7,1	18	2,2	4434	0,6
124	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,4	27,3	7,1	18	2,2	4434	0,6
123	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,4	27,3	7,1	18	2,2	4434	0,6
89	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,4	27,3	7,1	18	2,2	4434	0,6
47	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,4	27,3	7,1	18	2,2	4434	0,6
4	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,4	27,3	7,1	18	2,2	4434	0,6
16	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,4	27,3	7,1	18	2,2	4434	0,6
11	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,4	27,3	7,1	18	2,2	4434	0,6
12	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,4	27,3	7,1	18	2,2	4434	0,6
80	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,5	27,3	7,1	18	2,8	4434	0,8
84	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,5	27,3	7,1	18	2,8	4434	0,8
22	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,5	27,3	7,1	18	2,8	4434	0,8
20	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,5	27,3	7,1	18	2,8	4434	0,8
21	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,5	27,3	7,1	18	2,8	4434	0,8
124	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,5	27,3	7,1	18	2,8	4434	0,8
4	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,5	27,3	7,1	18	2,8	4434	0,8
320	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,5	27,3	7,1	18	2,8	4434	0,8
16	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,5	27,3	7,1	18	2,8	4434	0,8
3	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,5	27,3	7,1	18	2,8	4434	0,8
11	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,5	27,3	7,1	18	2,8	4434	0,8

FID_E233_K	Biotyp Code	Biotyp Name	FFH-LRT	NDEP_DIFF (kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	UBA Ndep 2008 (kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	UBA S dep 2008 (kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	CLnutN (kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	Anteil Zusatzdepo an CLnutN (%)	CLmaxN (eq N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	Anteil Zusatzdepo an CLmaxN (%)
5	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,5	27,3	7,1	18	2,8	4434	0,8
10	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,5	27,3	7,1	18	2,8	4434	0,8
90	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,6	27,3	7,1	18	3,3	4434	1,0
84	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,6	27,3	7,1	18	3,3	4434	1,0
1	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,6	27,3	7,1	18	3,3	4434	1,0
22	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,6	27,3	7,1	18	3,3	4434	1,0
20	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,6	27,3	7,1	18	3,3	4434	1,0
21	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,6	27,3	7,1	18	3,3	4434	1,0
16	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,6	27,3	7,1	18	3,3	4434	1,0
13	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,6	27,3	7,1	18	3,3	4434	1,0
11	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,6	27,3	7,1	18	3,3	4434	1,0
5	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,6	27,3	7,1	18	3,3	4434	1,0
3	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,6	27,3	7,1	18	3,3	4434	1,0
100	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,6	27,3	7,1	18	3,3	4434	1,0
10	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,6	27,3	7,1	18	3,3	4434	1,0
80	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,7	27,3	7,1	18	3,9	4434	1,1
84	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,7	27,3	7,1	18	3,9	4434	1,1
13	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,7	27,3	7,1	18	3,9	4434	1,1
100	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,7	27,3	7,1	18	3,9	4434	1,1
10	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,7	27,3	7,1	18	3,9	4434	1,1
80	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,8	27,3	7,1	18	4,4	4434	1,3
22	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,8	27,3	7,1	18	4,4	4434	1,3
84	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,8	27,3	7,1	18	4,4	4434	1,3
20	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,8	27,3	7,1	18	4,4	4434	1,3
320	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,8	27,3	7,1	18	4,4	4434	1,3
13	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,8	27,3	7,1	18	4,4	4434	1,3
100	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,8	27,3	7,1	18	4,4	4434	1,3
22	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,9	27,3	7,1	18	5,0	4434	1,4
84	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,9	27,3	7,1	18	5,0	4434	1,4
89	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,9	27,3	7,1	18	5,0	4434	1,4
320	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,9	27,3	7,1	18	5,0	4434	1,4
13	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,9	27,3	7,1	18	5,0	4434	1,4
100	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	0,9	27,3	7,1	18	5,0	4434	1,4
80	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	1,0	27,3	7,1	18	5,6	4434	1,6
89	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	1,0	27,3	7,1	18	5,6	4434	1,6
21	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	1,0	27,3	7,1	18	5,6	4434	1,6
13	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	1,0	27,3	7,1	18	5,6	4434	1,6
100	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	1,0	27,3	7,1	18	5,6	4434	1,6
84	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	1,1	27,3	7,1	18	6,1	4434	1,8
20	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	1,1	27,3	7,1	18	6,1	4434	1,8
122	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	1,2	27,3	7,1	18	6,7	4434	1,9
20	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	1,2	27,3	7,1	18	6,7	4434	1,9
100	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	1,2	27,3	7,1	18	6,7	4434	1,9
37	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	1,3	27,3	7,1	18	7,2	4434	2,1
100	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	1,3	27,3	7,1	18	7,2	4434	2,1
37	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	1,4	27,3	7,1	18	7,8	4434	2,3

FID_E233_K	Biotyp Code	Biotyp Name	FFH-LRT	NDEP_DIFF (kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	UBA Ndep 2008 (kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	UBA S dep 2008 (kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	CLnutN (kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	Anteil Zusatzdepo an CLnutN (%)	CLmaxN (eq N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	Anteil Zusatzdepo an CLmaxN (%)
83	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	1,4	27,3	7,1	18	7,8	4434	2,3
84	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	1,4	27,3	7,1	18	7,8	4434	2,3
100	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	1,4	27,3	7,1	18	7,8	4434	2,3
37	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	1,5	27,3	7,1	18	8,3	4434	2,4
83	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	1,6	27,3	7,1	18	8,9	4434	2,6
83	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	1,8	27,3	7,1	18	10,0	4434	2,9
9	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	1,8	27,3	7,1	18	10,0	4434	2,9
83	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	1,9	27,3	7,1	18	10,6	4434	3,1
82	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	1,9	27,3	7,1	18	10,6	4434	3,1
83	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	2,0	27,3	7,1	18	11,1	4434	3,2
13	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	2,0	27,3	7,1	18	11,1	4434	3,2
2	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	2,1	27,3	7,1	18	11,7	4434	3,4
83	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	2,1	27,3	7,1	18	11,7	4434	3,4
83	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	2,2	27,3	7,1	18	12,2	4434	3,5
2	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	2,4	27,3	7,1	18	13,3	4434	3,9
16	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur	6430	3,9	27,3	7,1	18	21,7	4434	6,3
358	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands	9110	0,4	33,5	9,4	12	3,3	3863	0,7
366	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands	9110	0,4	33,5	9,4	12	3,3	3863	0,7
359	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands	9110	0,4	33,5	9,4	12	3,3	3863	0,7
304	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands	9110	0,4	33,5	9,4	12	3,3	3863	0,7
361	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands	9110	0,4	33,5	9,4	12	3,3	3863	0,7
361	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands	9110	0,5	33,5	9,4	12	4,2	3863	0,9
358	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands	9110	0,5	33,5	9,4	12	4,2	3863	0,9
329	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands	9110	0,5	33,5	9,4	12	4,2	3863	0,9
359	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands	9110	0,5	33,5	9,4	12	4,2	3863	0,9
304	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands	9110	0,5	33,5	9,4	12	4,2	3863	0,9
361	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands	9110	0,6	33,5	9,4	12	5,0	3863	1,1
358	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands	9110	0,6	33,5	9,4	12	5,0	3863	1,1
329	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands	9110	0,6	33,5	9,4	12	5,0	3863	1,1
361	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands	9110	0,7	33,5	9,4	12	5,8	3863	1,3
358	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands	9110	0,7	33,5	9,4	12	5,8	3863	1,3
329	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands	9110	0,7	33,5	9,4	12	5,8	3863	1,3
361	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands	9110	0,8	33,5	9,4	12	6,7	3863	1,5
34	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands	9110	0,8	33,5	9,4	12	6,7	3863	1,5
329	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands	9110	0,8	33,5	9,4	12	6,7	3863	1,5
34	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands	9110	0,9	33,5	9,4	12	7,5	3863	1,7
361	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands	9110	0,9	33,5	9,4	12	7,5	3863	1,7
358	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands	9110	0,9	33,5	9,4	12	7,5	3863	1,7
329	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands	9110	0,9	33,5	9,4	12	7,5	3863	1,7
99	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands	9110	1,0	33,5	9,4	12	8,3	3863	1,8
34	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands	9110	1,0	33,5	9,4	12	8,3	3863	1,8
329	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands	9110	1,0	33,5	9,4	12	8,3	3863	1,8
99	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands	9110	1,1	33,5	9,4	12	9,2	3863	2,0
34	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands	9110	1,1	33,5	9,4	12	9,2	3863	2,0
361	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands	9110	1,1	33,5	9,4	12	9,2	3863	2,0
99	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands	9110	1,2	33,5	9,4	12	10,0	3863	2,2

FID_E233_K	Biotyp Code	Biotyp Name	FFH-LRT	NDEP_DIFF (kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	UBA Ndep 2008 (kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	UBA S dep 2008 (kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	CLnutN (kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	Anteil Zusatzdepo an CLnutN (%)	CLmaxN (eq N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	Anteil Zusatzdepo an CLmaxN (%)
34	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands	9110	1,2	33,5	9,4	12	10,0	3863	2,2
361	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands	9110	1,2	33,5	9,4	12	10,0	3863	2,2
358	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands	9110	1,2	33,5	9,4	12	10,0	3863	2,2
329	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands	9110	1,2	33,5	9,4	12	10,0	3863	2,2
99	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands	9110	1,3	33,5	9,4	12	10,8	3863	2,4
34	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands	9110	1,3	33,5	9,4	12	10,8	3863	2,4
99	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands	9110	1,4	33,5	9,4	12	11,7	3863	2,6
34	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands	9110	1,4	33,5	9,4	12	11,7	3863	2,6
99	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands	9110	1,5	33,5	9,4	12	12,5	3863	2,8
34	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands	9110	1,6	33,5	9,4	12	13,3	3863	3,0
99	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands	9110	1,7	33,5	9,4	12	14,2	3863	3,1
34	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands	9110	1,8	33,5	9,4	12	15,0	3863	3,3
99	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands	9110	2,0	33,5	9,4	12	16,7	3863	3,7
34	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands	9110	2,0	33,5	9,4	12	16,7	3863	3,7
99	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands	9110	2,4	33,5	9,4	12	20,0	3863	4,4
333	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	0,6	33,5	9,4	15	4,0	3163	1,4
333	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	0,6	33,5	9,4	15	4,0	3164	1,4
333	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	0,6	33,5	9,4	15	4,0	3165	1,4
333	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	0,7	33,5	9,4	15	4,7	3166	1,6
333	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	0,7	33,5	9,4	15	4,7	3167	1,6
333	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	0,7	33,5	9,4	15	4,7	3168	1,6
333	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	0,7	33,5	9,4	15	4,7	3169	1,6
333	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	0,7	33,5	9,4	15	4,7	3170	1,6
333	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	0,8	33,5	9,4	15	5,3	3171	1,8
333	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	0,8	33,5	9,4	15	5,3	3172	1,8
333	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	0,8	33,5	9,4	15	5,3	3173	1,8
333	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	0,8	33,5	9,4	15	5,3	3174	1,8
333	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	0,8	33,5	9,4	15	5,3	3175	1,8
33	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	0,9	33,5	9,4	15	6,0	3176	2,0
33	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	0,9	33,5	9,4	15	6,0	3177	2,0
33	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	0,9	33,5	9,4	15	6,0	3178	2,0
333	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	0,9	33,5	9,4	15	6,0	3179	2,0
333	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	0,9	33,5	9,4	15	6,0	3180	2,0

FID_E233_K	Biotyp Code	Biotyp Name	FFH-LRT	NDEP_DIFF (kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	UBA Ndep 2008 (kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	UBA S dep 2008 (kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	CLnutN (kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	Anteil Zusatzdepo an CLnutN (%)	CLmaxN (eq N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	Anteil Zusatzdepo an CLmaxN (%)
333	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	0,9	33,5	9,4	15	6,0	3181	2,0
33	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	1,0	33,5	9,4	15	6,7	3182	2,2
33	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	1,0	33,5	9,4	15	6,7	3183	2,2
33	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	1,0	33,5	9,4	15	6,7	3184	2,2
33	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	1,0	33,5	9,4	15	6,7	3185	2,2
33	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	1,0	33,5	9,4	15	6,7	3186	2,2
33	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	1,0	33,5	9,4	15	6,7	3187	2,2
33	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	1,0	33,5	9,4	15	6,7	3188	2,2
33	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	1,0	33,5	9,4	15	6,7	3189	2,2
333	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	1,0	33,5	9,4	15	6,7	3190	2,2
333	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	1,0	33,5	9,4	15	6,7	3191	2,2
333	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	1,0	33,5	9,4	15	6,7	3192	2,2
33	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	1,1	33,5	9,4	15	7,3	3193	2,5
33	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	1,1	33,5	9,4	15	7,3	3194	2,5
33	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	1,1	33,5	9,4	15	7,3	3195	2,5
33	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	1,1	33,5	9,4	15	7,3	3196	2,5
33	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	1,1	33,5	9,4	15	7,3	3197	2,5
33	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	1,1	33,5	9,4	15	7,3	3198	2,5
333	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	1,1	33,5	9,4	15	7,3	3199	2,5
33	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	1,2	33,5	9,4	15	8,0	3200	2,7
33	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	1,2	33,5	9,4	15	8,0	3201	2,7
33	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	1,2	33,5	9,4	15	8,0	3202	2,7
33	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	1,2	33,5	9,4	15	8,0	3203	2,7
33	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	1,2	33,5	9,4	15	8,0	3204	2,7
33	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	1,2	33,5	9,4	15	8,0	3205	2,7
33	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	1,2	33,5	9,4	15	8,0	3206	2,7
33	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	1,2	33,5	9,4	15	8,0	3207	2,7

FID_E233_K	Biotyp Code	Biotyp Name	FFH-LRT	NDEP_DIFF (kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	UBA Ndep 2008 (kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	UBA S dep 2008 (kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	CLnutN (kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	Anteil Zusatzdepo an CLnutN (%)	CLmaxN (eq N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	Anteil Zusatzdepo an CLmaxN (%)
333	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	1,2	33,5	9,4	15	8,0	3208	2,7
333	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	1,2	33,5	9,4	15	8,0	3209	2,7
33	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	1,3	33,5	9,4	15	8,7	3210	2,9
33	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	1,3	33,5	9,4	15	8,7	3211	2,9
333	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	1,3	33,5	9,4	15	8,7	3212	2,9
333	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	1,3	33,5	9,4	15	8,7	3213	2,9
333	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	1,4	33,5	9,4	15	9,3	3214	3,1
333	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchenmischwald feuchter, mäßig basenreicher Standorte	9160	1,4	33,5	9,4	15	9,3	3215	3,1
36	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	0,4	33,5	9,4	10	4,0	1626	1,8
30	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	0,4	33,5	9,4	10	4,0	1626	1,8
31	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	0,4	33,5	9,4	10	4,0	1626	1,8
92	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	0,4	33,5	9,4	10	4,0	1626	1,8
96	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	0,4	33,5	9,4	10	4,0	1626	1,8
315	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	0,4	33,5	9,4	10	4,0	1626	1,8
97	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	0,4	33,5	9,4	10	4,0	1626	1,8
98	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	0,4	33,5	9,4	10	4,0	1626	1,8
36	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	0,5	33,5	9,4	10	5,0	1626	2,2
31	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	0,5	33,5	9,4	10	5,0	1626	2,2
92	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	0,5	33,5	9,4	10	5,0	1626	2,2
315	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	0,5	33,5	9,4	10	5,0	1626	2,2
96	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	0,5	33,5	9,4	10	5,0	1626	2,2
97	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	0,5	33,5	9,4	10	5,0	1626	2,2
98	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	0,5	33,5	9,4	10	5,0	1626	2,2
31	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	0,6	33,5	9,4	10	6,0	1626	2,6
36	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	0,6	33,5	9,4	10	6,0	1626	2,6
92	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	0,6	33,5	9,4	10	6,0	1626	2,6
96	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	0,6	33,5	9,4	10	6,0	1626	2,6
315	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	0,6	33,5	9,4	10	6,0	1626	2,6
97	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	0,6	33,5	9,4	10	6,0	1626	2,6
98	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	0,6	33,5	9,4	10	6,0	1626	2,6
31	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	0,7	33,5	9,4	10	7,0	1626	3,1
36	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	0,7	33,5	9,4	10	7,0	1626	3,1
92	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	0,7	33,5	9,4	10	7,0	1626	3,1
315	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	0,7	33,5	9,4	10	7,0	1626	3,1
96	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	0,7	33,5	9,4	10	7,0	1626	3,1
97	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	0,7	33,5	9,4	10	7,0	1626	3,1
98	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	0,7	33,5	9,4	10	7,0	1626	3,1
31	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	0,8	33,5	9,4	10	8,0	1626	3,5
36	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	0,8	33,5	9,4	10	8,0	1626	3,5
92	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	0,8	33,5	9,4	10	8,0	1626	3,5

FID_E233_K	Biotyp Code	Biotyp Name	FFH-LRT	NDEP_DIFF (kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	UBA Ndep 2008 (kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	UBA S dep 2008 (kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	CLnutN (kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	Anteil Zusatzdepo an CLnutN (%)	CLmaxN (eq N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	Anteil Zusatzdepo an CLmaxN (%)
315	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	0,8	33,5	9,4	10	8,0	1626	3,5
97	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	0,8	33,5	9,4	10	8,0	1626	3,5
31	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	0,9	33,5	9,4	10	9,0	1626	4,0
36	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	0,9	33,5	9,4	10	9,0	1626	4,0
92	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	0,9	33,5	9,4	10	9,0	1626	4,0
315	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	0,9	33,5	9,4	10	9,0	1626	4,0
97	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	0,9	33,5	9,4	10	9,0	1626	4,0
31	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	1,0	33,5	9,4	10	10,0	1626	4,4
36	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	1,0	33,5	9,4	10	10,0	1626	4,4
92	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	1,0	33,5	9,4	10	10,0	1626	4,4
315	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	1,0	33,5	9,4	10	10,0	1626	4,4
97	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	1,0	33,5	9,4	10	10,0	1626	4,4
31	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	1,1	33,5	9,4	10	11,0	1626	4,8
36	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	1,1	33,5	9,4	10	11,0	1626	4,8
92	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	1,1	33,5	9,4	10	11,0	1626	4,8
93	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	1,1	33,5	9,4	10	11,0	1626	4,8
315	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	1,1	33,5	9,4	10	11,0	1626	4,8
31	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	1,2	33,5	9,4	10	12,0	1626	5,3
36	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	1,2	33,5	9,4	10	12,0	1626	5,3
31	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	1,3	33,5	9,4	10	13,0	1626	5,7
97	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	1,3	33,5	9,4	10	13,0	1626	5,7
31	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	1,4	33,5	9,4	10	14,0	1626	6,2
31	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	1,5	33,5	9,4	10	15,0	1626	6,6
31	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	1,6	33,5	9,4	10	16,0	1626	7,0
32	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	1,6	33,5	9,4	10	16,0	1626	7,0
31	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	1,7	33,5	9,4	10	17,0	1626	7,5
32	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	1,8	33,5	9,4	10	18,0	1626	7,9
31	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	1,8	33,5	9,4	10	18,0	1626	7,9
31	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	1,9	33,5	9,4	10	19,0	1626	8,3
97	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	1,9	33,5	9,4	10	19,0	1626	8,3
31	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	2,0	33,5	9,4	10	20,0	1626	8,8
97	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	2,0	33,5	9,4	10	20,0	1626	8,8
32	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	2,1	33,5	9,4	10	21,0	1626	9,2
31	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	2,3	33,5	9,4	10	23,0	1626	10,1
32	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	2,4	33,5	9,4	10	24,0	1626	10,5
32	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	2,5	33,5	9,4	10	25,0	1626	11,0
32	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	3,0	33,5	9,4	10	30,0	1626	13,2
32	WQT	Eichenmischwald armer, trockener Sandböden	9190	3,1	33,5	9,4	10	31,0	1626	13,6
285	WHA	Hartholzauwald im Überflutungsbereich	91F0	0,4	33,5	9,4	17	2,4	5038	0,6
102	WHA	Hartholzauwald im Überflutungsbereich	91F0	0,4	33,5	9,4	17	2,4	5038	0,6
35	WHA	Hartholzauwald im Überflutungsbereich	91F0	0,4	33,5	9,4	17	2,4	5038	0,6
49	WHA	Hartholzauwald im Überflutungsbereich	91F0	0,4	33,5	9,4	17	2,4	5038	0,6
85	WHA	Hartholzauwald im Überflutungsbereich	91F0	0,4	33,5	9,4	17	2,4	5038	0,6
86	WHA	Hartholzauwald im Überflutungsbereich	91F0	0,4	33,5	9,4	17	2,4	5038	0,6
285	WHA	Hartholzauwald im Überflutungsbereich	91F0	0,5	33,5	9,4	17	2,9	5038	0,7
86	WHA	Hartholzauwald im Überflutungsbereich	91F0	0,5	33,5	9,4	17	2,9	5038	0,7

FID_E233_K	Biotyp Code	Biotyp Name	FFH-LRT	NDEP_DIFF (kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	UBA Ndep 2008 (kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	UBA S dep 2008 (kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	CLnutN (kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	Anteil Zusatzdepo an CLnutN (%)	CLmaxN (eq N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	Anteil Zusatzdepo an CLmaxN (%)
285	WHA	Hartholzauwald im Überflutungsbereich	91F0	0,6	33,5	9,4	17	3,5	5038	0,9
285	WHA	Hartholzauwald im Überflutungsbereich	91F0	0,7	33,5	9,4	17	4,1	5038	1,0
285	WHA	Hartholzauwald im Überflutungsbereich	91F0	0,8	33,5	9,4	17	4,7	5038	1,1
6	WHA	Hartholzauwald im Überflutungsbereich	91F0	0,8	33,5	9,4	17	4,7	5038	1,1
6	WHA	Hartholzauwald im Überflutungsbereich	91F0	0,9	33,5	9,4	17	5,3	5038	1,3
6	WHA	Hartholzauwald im Überflutungsbereich	91F0	1,0	33,5	9,4	17	5,9	5038	1,4
6	WHA	Hartholzauwald im Überflutungsbereich	91F0	1,2	33,5	9,4	17	7,1	5038	1,7
6	WHA	Hartholzauwald im Überflutungsbereich	91F0	1,5	33,5	9,4	17	8,8	5038	2,1
6	WHA	Hartholzauwald im Überflutungsbereich	91F0	1,9	33,5	9,4	17	11,2	5038	2,7
94	WHA	Hartholzauwald im Überflutungsbereich	91F0	2,5	33,5	9,4	17	14,7	5038	3,5
6	WHA	Hartholzauwald im Überflutungsbereich	91F0	2,6	33,5	9,4	17	15,3	5038	3,7
6	WHA	Hartholzauwald im Überflutungsbereich	91F0	2,7	33,5	9,4	17	15,9	5038	3,8