

ÖKO-DATA Strausberg

**Teilgutachten zur  
FFH-Verträglichkeitsuntersuchung  
versauernder und eutrophierender  
Schadstoffeinträge  
in (semi-)terrestrische Lebensräume der  
FFH-Gebiete  
„Lutter, Lachte, Aschau (mit einigen Nebenbächen)“ und „Aller (mit Barnbruch), untere Leine, untere Oker“ bei  
Celle (Niedersachsen)**

Auftraggeber:

**Niedersächsische Landesbehörde für Straßenbau und Verkehr  
Geschäftsbereich Verden  
Bürgermeister-Münchmeyer-Straße 10  
27283 Verden (Aller)**

Bearbeitet von:

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

Strausberg, 22. Januar 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 ( $CN_{\min(\text{geo})}$ , $CN_{\max(\text{geo})}$ , $CN_{\text{crit}(\text{Phyto})}$ ) .....	28
3.4.2.3	Kritisches Bc/N-Verhältnis zur Vermeidung von Nährstoffungleichgewichten.....	29
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	Immobilisierungsrate ( $N_i$ ).....	35
3.4.3.2	Denitrifikationsrate ( $N_{\text{de}}$ ).....	37
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 ( $Bc_u$ ) und Stickstoff in die Vegetation ( $N_u$ ) .....	40
3.4.3.5	Freisetzungsr ate basischer Kationen durch Verwitterung des Ausgangssubstrats ( $Bc_w$ ) .....	43
3.5	Ermittlung des Zielzustandes einer LRT-Fläche .....	46
3.5.1	Berücksichtigung der Standortdynamik .....	46
3.5.2	Berücksichtigung des aktuellen Erhaltungszustandes .....	48
3.6	Diskussion der Modelle und Schlussfolgerungen für die Anwendbarkeit auf die FFH-Verträglichkeitsprüfung.....	49
3.6.1	Gründe für die Wahl der Modelle zur Ermittlung von Critical Loads .....	49
3.6.2	Unsicherheiten der Modelle und Eingangsdaten .....	50
<b>4</b>	<b>Bewertungsmaßstäbe.....</b>	<b>52</b>
<b>5</b>	<b>Datengrundlagen .....</b>	<b>55</b>
5.1	Abiotische Bestandteile der LRT .....	55
5.2	Biotische Bestandteile der LRT .....	57
5.3	Depositionen im Untersuchungsgebiet .....	66
5.3.1	Hintergrunddepositionen 2007 .....	66
5.3.2	Historische Zeitreihen und Trends der Depositionen .....	67

---

5.3.3	Zusatzbelastungen im Planfall.....	71
5.4	Erhaltungsziele.....	72
5.4.1	Rechtsverbindliche Vorgaben.....	72
5.4.2	Ableitung der Schutzgüter für die Bestimmung von Belastbarkeitsgrenzen.....	76
<b>6</b>	<b>Ergebnisse der Einzelfallprüfung.....</b>	<b>78</b>
6.1	Besondere Einzelfalluntersuchungen.....	78
6.2	Aktuelle Regenerierungspotenziale der LRT-Flächen.....	79
6.3	Critical Limits für den Zielzustand der maßgeblichen Bestandteile der LRT.....	82
6.4	Ergebnisse der Critical Loads-Berechnung.....	85
6.4.1	Modellierungsergebnisse.....	85
6.4.2	Validierung.....	89
6.5	Überschreitungen der Critical Loads und Bewertung der Erheblichkeit.....	92
6.5.1	Überschreitungen an den repräsentativen Beurteilungspunkten.....	92
6.5.2	Überschreitungen auf den LRT-Flächen der FFH-Gebiete im UG.....	98
6.5.3	Bewertung der Erheblichkeit der Zusatzdepositionen in den LRT-Flächen.....	99
6.6	Entwicklung des Erhaltungszustandes.....	101
6.6.1	Eutrophierende Wirkung.....	101
6.6.2	Versauernde Wirkung.....	102
<b>7</b>	<b>Zusammenfassung.....</b>	<b>103</b>

## Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Übersicht über die Beurteilungspunkte (BP) der FFH-Lebensraumtypen (LRT) in den zu untersuchenden FFH-Gebieten mit Gauss-Krüger-Koordinaten im 3. Streifen .....	8
Tab. 2:	Referenzwerte (50 Perzentile) für DOC in der durchwurzelten Schicht .....	15
Tab. 3:	Logarithmischer GAPON-Austausch-Koeffizient Al bzw. H zu Ca+Mg+K [ $\text{eq m}^{-3}$ ] <sup>1/2</sup> (DEVRIES u. POSCH 2003) .....	20
Tab. 4:	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. 5:	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. 6:	Kritische untere Spannungsgrenze des pH <sub>(H2O)</sub> -Wertes für die Pufferbereiche der Böden (nach ULRICH 1987) .....	31
Tab. 7:	Kritische (akzeptable) N-Konzentrationen in der Bodenlösung zur Berechnung von CL <sub>nut</sub> (N) (aus Manual ICP MODELLING & MAPPING 2010).....	32
Tab. 8:	Matrix zur Ermittlung der Denitrifikationsfaktoren und Tongehaltsklassen (verändert nach De Vries 1990) sowie Reinds et al. 2001 in ICP Manual S. V-14 .....	38
Tab. 9:	Netto-Stoffgehalte der Hauptbaumarten in Derbholz mit Rinde (JACOBSEN et al. 2002, DE VRIES et al. 1990) .....	41
Tab. 10:	Ertragsspannen der Haupt- und Nebenbaumarten.....	41
Tab. 11:	Spezifische Dichten von Stammholz und Rinde sowie deren Masse-Verhältnisse (DE VRIES et al. 1990).....	42
Tab. 12:	Netto-Stoffentzüge durch die verschiedenen Vegetationstypen der waldfreien naturnahen Ökosysteme .....	42
Tab. 13:	Zuordnung der in Deutschland typischen Ausgangssubstrate zu den Muttergesteinsklassen .....	43
Tab. 14:	Matrix zur Bestimmung der Texturklasse aus Sand- und Tongehalten (EUROSOIL 1999). ..	44
Tab. 15:	Bestimmung der Verwitterungsklasse .....	44
Tab. 16:	Verwitterungsrate bezogen auf 0,5 m Bodentiefe nach DE VRIES et al. (1993).....	45
Tab. 17:	Kriterien zur Bestimmung der Gefährdungsklasse von Standort-/Vegetationstypen.....	53
Tab. 18:	Graduelle Funktionsbeeinträchtigung in Abhängigkeit von Zusatzbelastung und der eutrophierungs- bzw. versauerungsbedingten Gefährdungsklasse des Standortes.....	54
Tab. 19:	Bodenformen an den BP-Standorten der LRT-Flächen .....	55
Tab. 20:	Vegetationsaufnahmen (Kaiser 2013) an den Beurteilungspunkten (BP).....	57
Tab. 21:	Hintergrunddepositionen 2007 (BUILTJES et al. 2011) .....	66
Tab. 22:	Hintergrunddepositionen 2007 basischer Kationen und Chlorid-Ionen (BUILTJES et al. 2011).....	67
Tab. 23:	Rekonstruierte Depositionsgeschichte im UG.....	68
Tab. 24:	Hintergrunddepositionen 2020 (UBA 2012) .....	69
Tab. 25:	Zusätzlich zu erwartende N-Belastung im Planfall in den betroffenen FFH-Lebensraumflächen, errechnet aus der Differenz Planfall – Nullfall (INGENIEURBÜRO LOHMEYER 2013) .....	72
Tab. 26:	Entwicklungsziel der Vegetation an den Beurteilungspunkten zur Erhaltung/Herstellung eines günstigen Erhaltungszustandes (vgl. Kap. 5.2).....	76
Tab. 27:	Ausgewertete Stetigkeitstabellen der Ziel-Pflanzengesellschaften .....	76
Tab. 28:	Untersuchungsergebnisse zur Auendynamik in Flächen der LRT 6430 und 91E0 im Untersuchungsgebiet (aus STADT-LAND-FLUSS INGENIEURDIENSTE 2013).....	78
Tab. 29:	Ergebnisse der Bodenanalysen (AGROFOR 2013, vgl. auch Anhang 1) .....	80
Tab. 30:	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).....	83
Tab. 31:	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)...	83

Tab. 32:	Eingangsdaten und Ergebnisse der Critical Loads-Berechnung für den eutrophierenden Einfluss von Stickstoff ( $CL_{nut}N$ ) .....	85
Tab. 33:	Eingangsdaten und Ergebnisse der Critical Loads-Berechnung für den versauernden Einfluss von Stickstoff und Schwefel ( $CL_{max}N$ ).....	88
Tab. 34:	Gegenüberstellung empirischer Critical Loads-Spannen (BOBBINK & HETTELINGH (2011) zu den modellgestützt konkretisierten $CL_{nut}N$ an den Beurteilungspunkten .....	89
Tab. 35:	Überschreitungen der Critical Loads für den eutrophierenden N-Eintrag an den Beurteilungspunkten und Bewertung der Erheblichkeit anhand der Bagatellschwelle für die Zusatzbelastung .....	93
Tab. 36:	Überschreitungen der Critical Loads für den versauernden N- und S-Eintrag an den Beurteilungspunkten und Bewertung der Erheblichkeit anhand der Bagatellschwelle für die Zusatzbelastung .....	95
Tab. 37:	Überschreitungen des $CL_{nut}N$ an allen relevanten LRT-Flächen des UG und Bewertung der Erheblichkeit anhand der Bagatellschwelle für die Zusatzbelastung .....	99
Tab. 38:	Bewertung der Erheblichkeit an den relevanten LRT-Flächen des UG anhand der flächenbezogenen Bagatellschwelle nach LAMPRECHT U. TRAUTNER (2007).....	100

### Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Schematische Darstellung der mit dem DECOMP-Modell erfassten Komponenten des dynamischen Basen- und Stickstoffhaushaltes (Input-/Output-Bilanzglieder) und deren funktionale Wechselwirkungen (Erläuterung im folgenden Text).....	12
Abb. 2:	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. 3:	Beispiel eines Datenbankformulars für eine Pflanzenart mit Angaben zu den ökologischen Nischenbreiten in Auswertung von Vegetationsaufnahmen an anthropogen unbelasteten Standorten.....	25
Abb. 4:	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. 5:	Existenzmöglichkeitsbereiche der Waldgesellschaften in der mäßig klimafeuchten sommerwarmen Klimastufe und die Wirkung von N-Einträgen (verstärkt durch S-Einträge) auf die Standortparameter C/N-Verhältnis und Basensättigung (stickstoffinduzierter disharmonischer Standortgradient) .....	27
Abb. 6:	Beispielhafte Prinzipdarstellung der modellgestützten Bestimmung der kritischen C/N- und BS-Limits zur Erhaltung einer naturnahen selbstregenerierungsfähigen Pflanzengesellschaft .....	28
Abb. 7:	Zeitreihen der S- und N-Depositionen in den Offenland-LRT des UG (EMEP 2007/ UBA 2012) .....	70
Abb. 8:	Zeitreihen der S- und N-Depositionen in den Laubwald-LRT des UG (EMEP 2007, UBA 2012) .....	70
Abb. 9:	Winterhalbjahresmittelwerte Schwefeldioxid ( $SO_2$ )-Immissionen (GEWERBEAUF SICHTSAMT HILDESHEIM 2013).....	71
Abb. 10:	Jahresmittelwerte Stickstoffoxid ( $NO_x$ )-Immissionen (GEWERBEAUF SICHTSAMT HILDESHEIM 2013) .....	71

# 1 Aufgabenstellung

## I. Veranlassung und Ziele

Die Niedersächsische Landesbehörde für Straßenbau und Verkehr, Geschäftsbereich Verden plant den Bau einer Ortsumfahrung der Stadt Celle durch Verlegung der Bundesstraße B3 von nordöstlich Celle (B 191) bis südöstlich Celle (B 214) von Bau-km 23+340 bis Bau-km 28+645.

Nicht grundsätzlich auszuschließen ist, dass Teile der FFH-Gebiete „Lutter, Lachte, Aschau (mit einigen Nebenbächen)“ und „Aller (mit Barnbruch), untere Leine, untere Oker“ durch Luftschadstoff-Emissionen aus dem Betrieb der geplanten Straße zukünftig zusätzlich belastet werden könnten.

Ziel des Projektes ist daher die **Prüfung der Empfindlichkeit** möglicherweise vorhabensbedingt betroffener Flächen der FFH-Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie der EU gegenüber betriebsbedingten eutrophierenden und versauernden Schadstoffeinträgen und mögliche **Auswirkungen auf die Erhaltungsziele** betroffener FFH-Gebiete nach Inbetriebnahme der Ortsumfahrung Celle.

Für das Gutachten wurden folgende Themenbereiche bearbeitet:

1. Ermittlung der Regenerierungspotenziale anhand der aktuellen Vegetation und aktueller Bodenanalysen an repräsentativen Punkten.
2. Ermittlung der Belastbarkeitsgrenzen (Critical Loads) für den Erhalt bzw. die Wiederherstellung eines günstigen ökologischen Zustandes der FFH-LRT im Untersuchungsgebiet.
3. Ermittlung der Überschreitungen der Critical Loads (CL)
  - 3.1 durch die Hintergrundbelastung ( $\text{NO}_x + \text{NH}_y, \text{SO}_x$  jeweils Trocken- und Nassdeposition) 2007,
  - 3.2 durch die Gesamtdeposition (Hintergrundbelastung + vorhabensbedingte Zusatzdeposition).
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.

Für die Gewässer-Lebensraumtypen 3150 und 3260 in den betrachteten FFH-Gebieten werden in diesem Projekt keine Critical Loads modelliert. Die modellhafte Bestimmung von Critical Loads für submerse Vegetationsbestände ist zwar grundsätzlich auch mit den hier verwendeten Modellen möglich, jedoch ist der Vergleich mit Depositionen auf der Gewässeroberfläche, die aus Emissionen des Vorhabens in die Atmosphäre resultieren, nicht aussagekräftig für die Beurteilung von vorhabensbedingten Beeinträchtigungen.

## 2 Untersuchungsgebiet

Die im Umfeld des Vorhabens gelegenen NATURA 2000-Gebiete sind auf ihre mögliche Betroffenheit durch nitrose Abgase der Kfz auf der geplanten OU Celle hin untersucht worden. Folgende FFH-Gebiete befinden sich im Untersuchungsgebiet (UG):

- **Nr. 86 Lutter, Lachte, Aschau (mit einigen Nebenbächen)**
- **Nr. 90 Aller (mit Barnbruch), untere Leine, untere Oker**

Um mögliche Auswirkungen zu identifizieren, wurden 28 Beurteilungspunkte (BP) in diesen FFH-Gebieten verteilt (vgl. Tab. 1). Die Beurteilungspunkte wurden wie folgt ermittelt:

Zunächst wurde die digitale Karte der LRT-Flächen mit den entsprechenden Bodenkarten und den Biotoptypenkarten verschnitten. Aus dem Verschnitt der Standortfaktoren wurden Kombinationstypen aus LRT/Biotoptyp/Bodenform gebildet. Dies ist notwendig, da die jeweiligen Critical Loads (sowohl für Säure als auch für eutrophierenden Stickstoff) von boden- und vegetationspezifischen Parametern bestimmt werden. Dann konnten im Geographischen Informationssystem alle Flächen des jeweils gleichen Kombinationstyps angezeigt werden. In derjenigen Fläche des Kombinationstyps, die am nächsten an der Emissionsquelle (geplante Trasse der OU Celle) lag, nahe der quellenzugewandten Flächengrenze, wurde dann ein Beurteilungspunkt gesetzt. Somit ist für alle LRT-Ausprägungstypen jeweils ein Punkt hinsichtlich der Critical Loads-relevanten Standortfaktoren repräsentativ und dieser Punkt trägt gleichzeitig das höchste Risiko hinsichtlich der zu erwartenden zusätzlichen vorhabensbedingten Beeinträchtigungen.

Tab. 1: Übersicht über die Beurteilungspunkte (BP) der FFH-Lebensraumtypen (LRT) in den zu untersuchenden FFH-Gebieten mit Gauss-Krüger-Koordinaten im 3. Streifen

BP	X_GERZO 3	Y_GERZO 3	LRT	FFH-Gebiet	
1	3575875,492	5832157,067	2310	Trockene Sandheiden mit Calluna und Genista	Nr. 90
2	3575424,641	5832583,576	2330	Dünen mit offenen Grasflächen mit Corynephorus und Agrostis	Nr. 90
3	3577006,119	5832928,826	6430	Feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe	Nr. 86
4	3576774,436	5832966,147	6430	Feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe	Nr. 86
5	3576116,871	5832105,545	4030	Trockene europäischen Heiden	Nr. 90
6	3575914,052	5832087,629	4030	Trockene europäischen Heiden	Nr. 90
7	3576564,661	5833144,761	6430	Feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe	Nr. 86
8	3575154,125	5832801,483	6430	Feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe	Nr. 90
9	3575393,547	5832495,53	6430	Feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe	Nr. 90
10	3576137,225	5831490,476	6430	Feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe	Nr. 90
11	3576768,073	5832912,667	6510	Magere Flachland-Mähwiesen (Alopecurus pratensis, Sanguisorba officinalis)	Nr. 86
12	3576776,907	5832946,655	6510	Magere Flachland-Mähwiesen (Alopecurus pratensis, Sanguisorba officinalis)	Nr. 86
13	3575934,579	5831934,269	6510	Magere Flachland-Mähwiesen (Alopecurus pratensis, Sanguisorba officinalis)	Nr. 90
14	3577097,916	5832877,483	9110	Hainsimsen-Buchenwald (Luzulo-Fagetum)	Nr. 86
15	3576975,894	5832967,91	9110	Hainsimsen-Buchenwald (Luzulo-Fagetum)	Nr. 86
16	3575909,302	5832687,084	9160	Subatlantischer oder mitteleuropäischer Stieleichenwald oder Eichen-Hainbuchenwald (Carpinion betuli)	Nr. 90
17	3576981,655	5832904,971	9190	Alte bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen mit Quercus robur	Nr. 86



BP	X_GERZO_3	Y_GERZO_3	LRT	FFH-Gebiet	
18	3575973,668	5832522,745	9190	Alte bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen mit <i>Quercus robur</i>	Nr. 90
19	3575797,226	5832480,08	9190	Alte bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen mit <i>Quercus robur</i>	Nr. 90
20	3576358,64	5831660,72	9190	Alte bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen mit <i>Quercus robur</i>	Nr. 90
21	3575776,04	5832154,643	9190, 9160	Alte bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen mit <i>Quercus robur</i> im Komplex mit Subatlantischem oder mitteleuropäischem Stieleichenwald oder Eichen-Hainbuchenwald ( <i>Carpinion betuli</i> )	Nr. 90
22	3575777,832	5832099,466	9190, 9160	Alte bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen mit <i>Quercus robur</i> im Komplex mit Subatlantischem oder mitteleuropäischem Stieleichenwald oder Eichen-Hainbuchenwald ( <i>Carpinion betuli</i> )	Nr. 90
23	3577040,086	5832911,173	91E0*	Auenwälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i> ( <i>Alno-Padion</i> , <i>Alnion incanae</i> , <i>Salicion albae</i> )	Nr. 86
24	3575982,971	5832726,86	91E0*	Auenwälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i> ( <i>Alno-Padion</i> , <i>Alnion incanae</i> , <i>Salicion albae</i> )	Nr. 90
25	3575983,955	5832722,848	91E0*	Auenwälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i> ( <i>Alno-Padion</i> , <i>Alnion incanae</i> , <i>Salicion albae</i> )	Nr. 90
26	3576171,37	5831491,2	91E0*	Auenwälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i> ( <i>Alno-Padion</i> , <i>Alnion incanae</i> , <i>Salicion albae</i> )	Nr. 90
27	3575535,238	5832384,397	91F0	Hartholzauenwälder mit <i>Quercus robur</i> , <i>Ulmus laevis</i> , <i>Ulmus minor</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> ( <i>Ulmunion minoris</i> )	Nr. 90
28	3575545,459	5832380,711	91F0	Hartholzauenwälder mit <i>Quercus robur</i> , <i>Ulmus laevis</i> , <i>Ulmus minor</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> ( <i>Ulmunion minoris</i> )	Nr. 90

\* Prioritäre LRT

Die FFH-Gebiete sind wie folgt kurz zu charakterisieren:

### **FFH-Gebiet Lutter, Lachte, Aschau (mit einigen Nebenbächen)**

Das FFH-Gebiet ist geprägt von sehr naturnahen, mäandrierenden Geestflüssen bzw. -bächen mit großenteils gut ausgeprägter Wasservegetation, Erlen-Auwäldern, Moorwäldern, Naßwiesen, Sümpfen, Rieden und Röhrichten. In Quellgebieten finden sich Übergangsmoore und Hochmoore. Das FFH-Gebiet hat eine große Bedeutung für den Fischotter und die große Moosjungfer. Die Schutzwürdigkeit besteht vor allem in dem bedeutenden Komplex von Geestflüssen und Geestbächen, der Existenz des letzten vermehrungsfähigen Bestandes der Flussperlmuschel in Niedersachsen, in der Repräsentanz von Teichen mit Zwergbinsengesellschaften, Übergangs- u. Schwingrasenmooren, Moorheiden, Moorwäldern und den Lebensräumen für den Fischotter.

### **FFH-Gebiet Aller (mit Barnbruch), untere Leine, untere Oker**

Das FFH-Gebiet ist geprägt von Niederungen relativ naturnaher Tieflandsflüsse mit vielfältigem Biotopmosaik. Charakteristisch sind auch durch Flutmulden und Dünen bewegtes Gelände sowie zahlreiche Altwässer, Auengrünland, Sandmagerrasen, gehölzfreie Sumpflvegetation, Auwälder u. a..

Die Schutzwürdigkeit besteht vor allem in dem bedeutendsten Flussniederungskomplex im Weser-Aller-Flachland. Wichtig ist dieses Gebiet u. a. für die Repräsentanz von feuchten Hochstaudenfluren, eutrophen Seen, Hartholz-Auenwäldern, mageren Flachland-Mähwiesen, Otter, Biber, Mausohr und Grüner Keiljungfer.

### 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 Tannenzwälder 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-/Lindenschluchtwälder, 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. 1). 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).

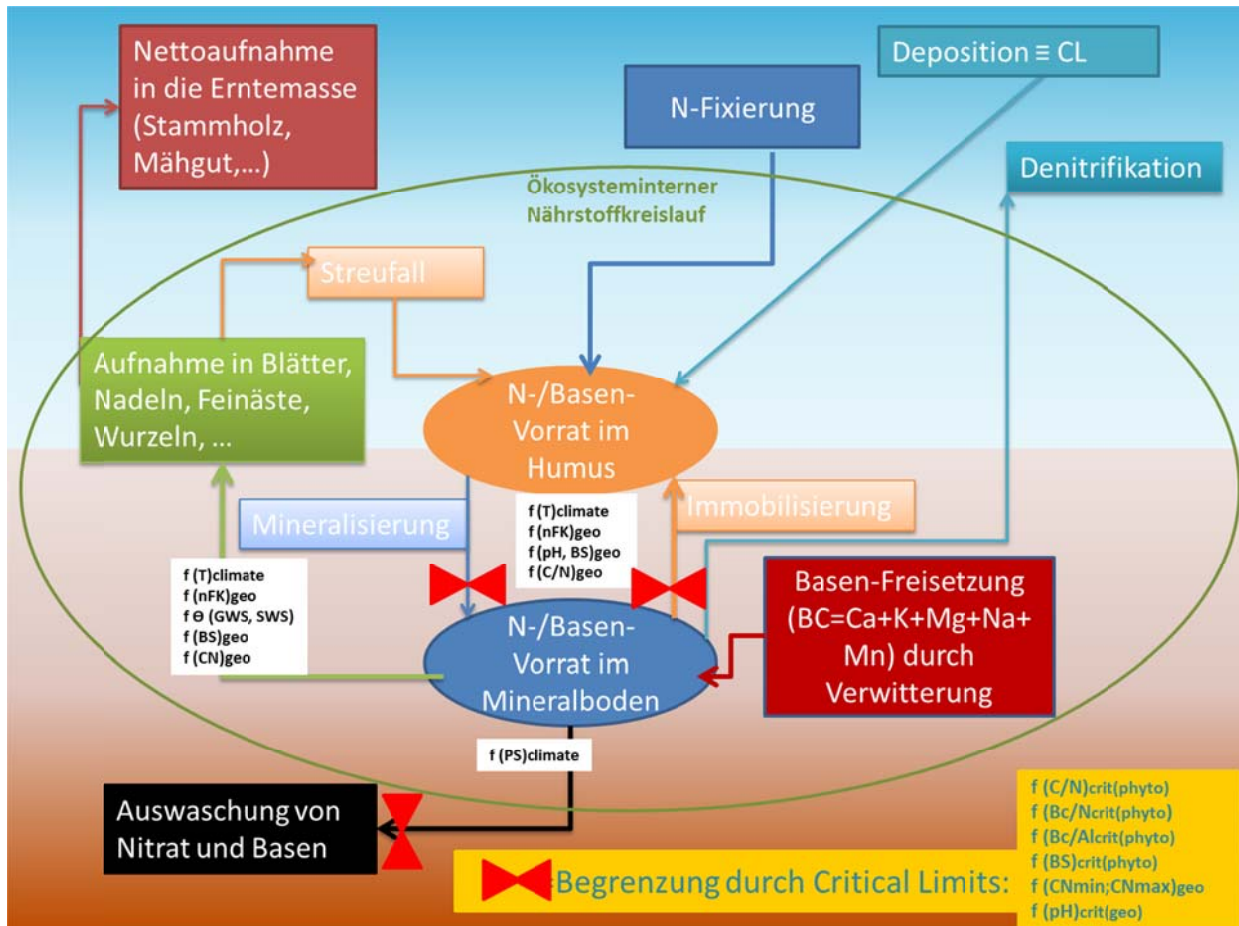


Abb. 1: Schematische Darstellung der mit dem DECOMP-Modell erfassten Komponenten des dynamischen Basen- und Stickstoffhaushalts (Input-/Output-Bilanzglieder) und deren funktionale Wechselwirkungen (Erläuterung im folgenden Text).

### 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. 3.4.3.2).

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) [ $\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ ]

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

$S$  = Schwefelverbindungen

$N$  = Stickstoffverbindungen

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

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

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

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

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

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

$f_{de}$  = Denitrifikations-Faktor (vgl. Kap. 3.4.3.2)

$ANC_{le(crit)}$  = Kritische Austragsrate der Säureneutralisationskapazität mit dem Sickerwasser [ $\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ ] 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  $\text{HO}^-$  und  $\text{CO}_3^{2-}$  vernachlässigt wird) (ICP MODELLING & MAPPING 2010):

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

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

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

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

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

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 °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 ungelösten 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. 2).

Tab. 2: Referenzwerte (50 Perzentile) für DOC in der durchwurzelten 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 durchwurzelten Schicht wie folgt:

für alle O- und Ah-Horizonte: 0,014 [mol molC<sup>-1</sup>]

für alle B u. C-Horizonte: 0,044 [mol molC<sup>-1</sup>].

K<sub>1</sub> lässt sich aus dem Verhältnis von K<sub>1</sub> 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]<sup>+</sup><sub>le</sub> und [Al]<sup>3+</sup><sub>le</sub> 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<sub>3</sub>]<sup>-</sup><sub>le</sub> und [RCOO]<sup>-</sup><sub>le</sub> 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]<sup>+</sup><sub>(crit)</sub> = Kritische Konzentration H<sup>+</sup>-Ionen [eq m<sup>-3</sup>]

[Al]<sup>3+</sup><sub>(crit)</sub> = Kritische Konzentration von Al<sup>3+</sup>-Ionen [eq m<sup>-3</sup>]

PS = Sickerwasserrate [m<sup>3</sup> a<sup>-1</sup>]

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<sub>gibb</sub> die Gibbsit-Gleichgewichts-Konstante ist.

Im vorliegenden Projekt wird die Konstante für K<sub>gibb</sub> = 300 m<sup>6</sup> eq<sup>-2</sup> (s. MANUAL DES ICP MODELLING & MAPPING 2004 ff) angewendet, die für mineralische Böden mit < 15 % DOC empfohlen wird.

Um Al<sup>3+</sup><sub>le(crit)</sub> 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<sub>crit</sub>)**

Eine zu hohe Al<sup>3+</sup>-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<sup>3+</sup>-Ionen. Diese Schwelle zur Schädigung ist pflanzenartspezifisch unterschiedlich hoch (vgl. Kap. 3.4.2.6). Die kritische Aluminium-Auswaschungsrate, die sich ergibt, wenn ein kritisches (beginnend toxisch 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 Verwitterungsrates 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. 3).

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

	<b>Sand</b>	<b>Löss</b>	<b>Ton</b>	<b>Torf</b>
<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 vegetationsspezifischen Eingangswerten für die Modellierung**

Als Schutzgüter im Sinne der Critical Load-Definition (vgl. Kap. 3) 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-/ vegetationstypischen 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:

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

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

wobei:

$\pi$	=	Möglichkeitswert der Existenz einer Pflanzenart
$\bar{x}$	=	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, Vegetationszeit-

länge, 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 Standortformentypen, 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 -austrägen 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, DIERSCHKE 1985a,b, 1986, ELLENBERG 1939, 1996, GRABHERR und MUCINA 1993, HÄRDTLE 1984, 1989 u. 1995, HÄRDTLE et al. 2004, HARTMANN und JAHN 1967, HOFMANN 1969, HUNDT 1964, ISSLER 1942, KLAPP 1965, MAHN 1965, MATUSZKIEWICZ 1962, MUCINA et al. 1993, OBERDORFER 1977, 1978, 1992-1998, 2001, PASSARGE 1964, PASSARGE und HOFMANN 1968, PIETSCH 1984, POTT 1992, PREISING et al. 1990 u. 1997, SCHMIDT et al. 2002, SCHUBERT 1960, 1991, SCHUBERT et al. 1995, TÜXEN 1929, 1937, 1955, 1958, WILLNER 2002, WOLFRAM 1996) verteilen sich auf Deutschland mit Schwerpunkten in überwiegend bewaldeten, von Grasland oder Mooren geprägten Regionen.

In der BERN-Datenbank sind 120 Gesellschaften der FFH-Lebensraumtypen im Übergangsbereich von der subkontinentalen zur subatlantischen sommerwarmen Klima-Region (Mecklenburg, NO-Niedersachsen, W-Brandenburg, O-NRW) zugeordnet, zu der das UG gehört. Sie werden durch insgesamt 7874 Vegetationsaufnahmen naturnaher bzw. halbnatürlicher Pflanzengesellschaften repräsentiert (Tüxen 1937, 1955, 1958, DIERSCHKE 1985a,b, 1986, ELLENBERG 1939, HÄRDTLE 1984, 1989 und 1995a,b, HARTMANN u. JAHN 1967, KLAPP 1965, OBERDORFER 1977, 1978, 1992-1998, 2001, PASSARGE 1964, PIETSCH 1984, PREISING et al. 1990 a,b und 1997, WILLNER 2002).

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, scheitert 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. 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. 5). 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.

**ID:** 284 **Galio odorati-Fagetum (typ. Subass.) SOUGN. Et TI** **Naturnähe:** natürlich

**BERN ID:** 2081 **Asperulo-Fagetum (typ. Subass.)** **Gefährdung:**   
**Erste Nutzungsart:** Wald   
**Zweite Nutzungsart:**   
**Dritte Nutzungsart:**

**Quelle:** Mayer **Natura 2000:** 9130   
**Jahr:** 1964   
**Anzahl\_Aufnahmen:** 29   
**mittl\_Artenzahl:** 28   
**Detail:** Pass.u.Hofm (68) Tab.15a   
**Veg.-Typ:**   
**EUNISCode:** G1.63   
**Humusform:** mullartiger Moder

**Zusammensetzung der Arten:** Anzahl der Arten: 19

Anzahl der Arten: 19	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
Althynium 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"/>	

**Bedeckungsgrad:** ID: 2081   
 B1 Dg min: 76   
 B1 Dg max: 100   
 B2 Dg min: 5   
 B2 Dg max: 15   
 S Dg min: 10   
 S Dg max: 25   
 K Dg min: 40   
 K Dg max: 60   
 M Dg min: 0   
 M Dg max: 3

**Gesellschaft auswählen:**   
**InBERN2 anzeigen**

Datensatz: 14 von 269 von 659   
 Kein Filter **Asperulo-fag**

Abb. 2: 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. 3).

Parameter	Optimum				Unit
	Minimum		Maximum		
soil water content	0,100	0,2	0,3	0,440	[ $\text{m}^3/\text{m}^3$ ]
pH value	3,3	3,8	4,5	5	[ ]
base saturation	10	15	20	28	[%]
C/N-ratio	18	22	25	27	[ ]
climat. water balance	-37,1	-8,1	59,7	117,8	[ $\text{mm}/\text{veg. month}$ ]
vegetation period	40	112	165	195	[ $\text{days} > 10^{\circ}\text{C}/\text{year}$ ]
solar radiation	100	125	188	313	[ $\text{kWh}/\text{m}^2 \text{ y}$ ]
temperature	-23,3	7,22	22,48	53	[ $^{\circ}\text{C}$ ]

Abb. 3: 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. 4).

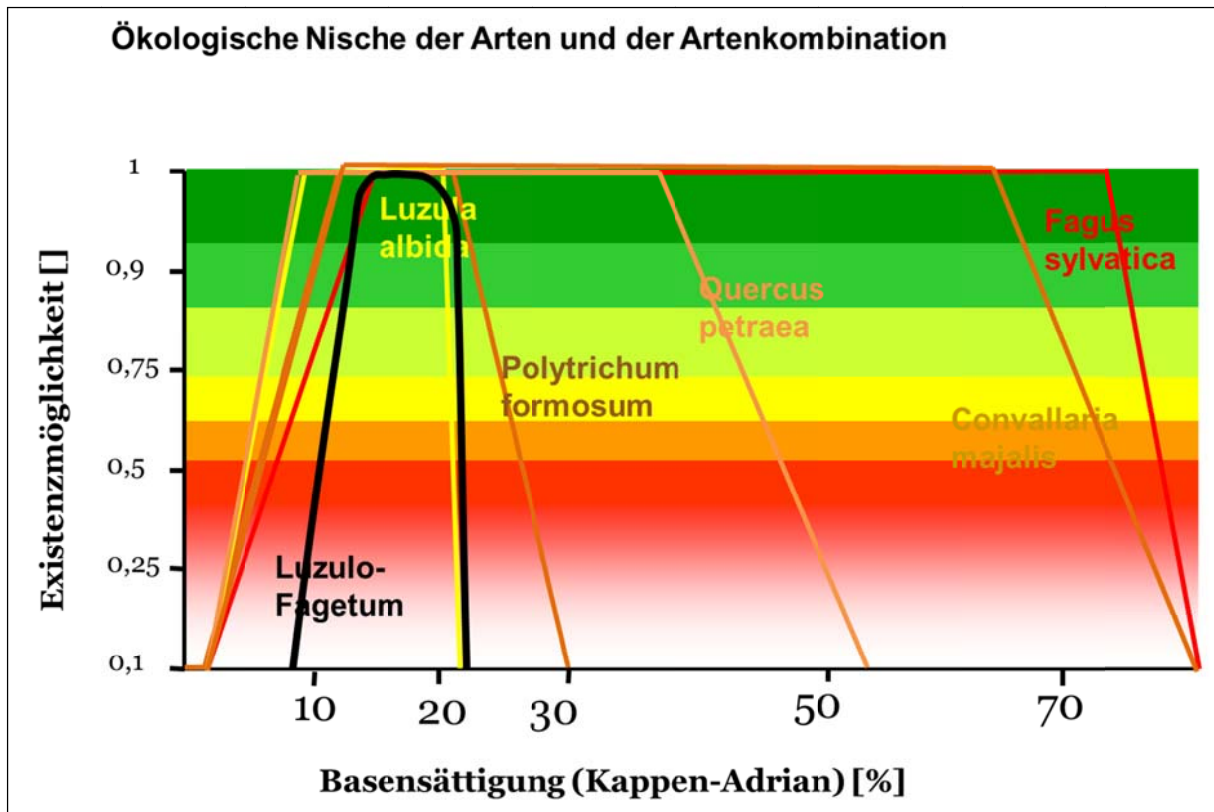


Abb. 4: Möglichkeitsverteilungsfunktion der hochsteten Arten (gelbe, orange und braune Linien) einer Gesellschaft und die resultierende Zugehörigkeitsfunktion der Gesellschaft (schwarze Linie) durch Anwendung des  $\Delta$ -Operators

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 Belastbarkeitsgrenzen 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. 5). 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. 5). 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).

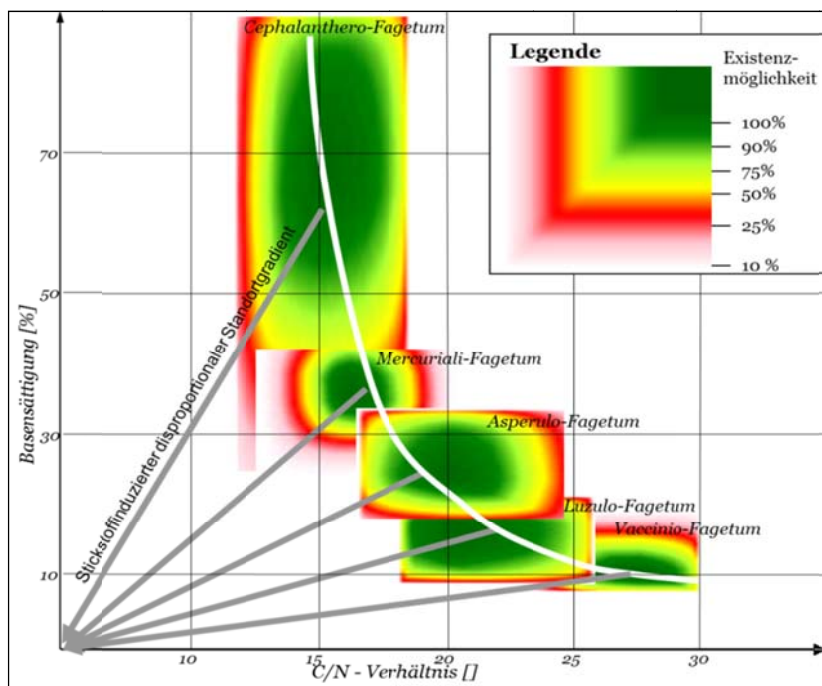


Abb. 5: Existenzmöglickeitsbereiche der Waldgesellschaften in der mäßig klimafeuchten sommerwarmen Klimastufe und die Wirkung von N-Einträgen (verstärkt durch S-Einträge) auf die Standortparameter C/N-Verhältnis und Basensättigung (stickstoffinduzierter disharmonischer Standortgradient)

Der kritische Schwellenwert (Critical Limit) für C/N/BS für die in Abb. 6 beispielhaft dargestellte Referenz-Pflanzengesellschaft liegt am Schnittpunkt des disharmonischen Standortgradienten, der durch N-Einträge verursacht wird, mit der Grenze des Optimum-Plateaus (roter Punkt).

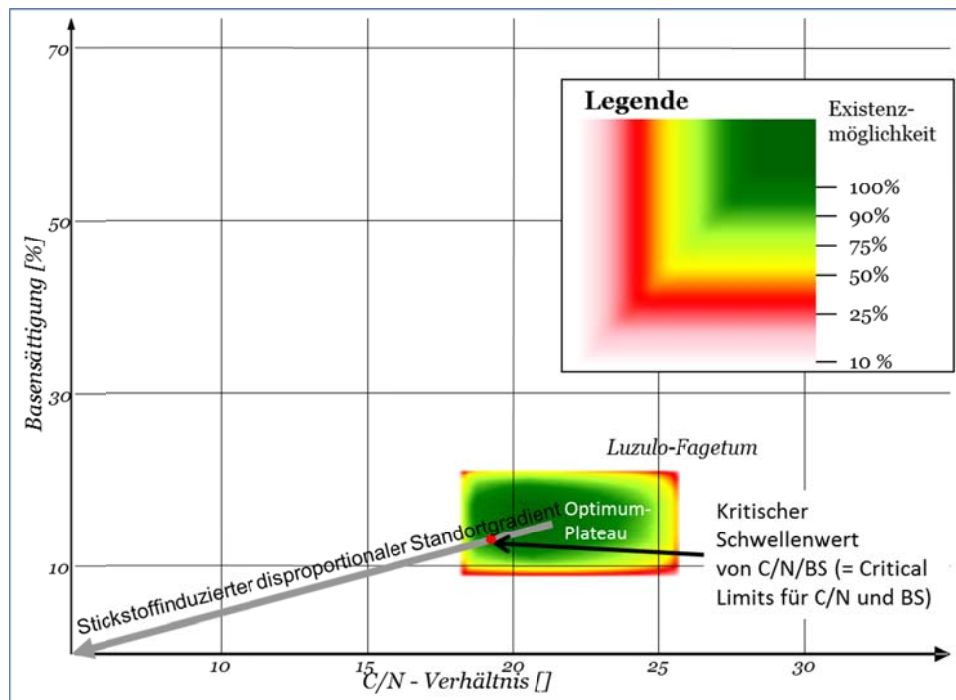


Abb. 6: Beispielhafte Prinzipdarstellung der modellgestützten Bestimmung der kritischen C/N- und BS-Limits zur Erhaltung einer naturnahen selbstregenerierungsfähigen Pflanzengesellschaft

Die so bestimmten Critical Limits für das vegetationspezifische C/N-Verhältnis für jede Pflanzengesellschaft gehen ein in die Berechnung der Netto-Immobilisierungsrate (vgl. Kap. 3.4.3.1). Das vegetationspezifische 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 vegetationspezifische  $BS_{crit}$  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 ( $CN_{min(geo)}$ ; $CN_{max(geo)}$ ; $CN_{crit(Phyto)}$ )

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 Nährstoffkreislauf 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 Humusdestruente) 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. 4) wird als Critical Limit in die Critical-Loads-Berechnung eingestellt.

Tab. 4: 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  $CN_{\text{crit}(\text{phyto})}$  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. 5).

Tab. 5: 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)

Baumart	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. 6). 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 deponier-

ten Protonen als auch von diversen anderen Faktoren wie der Mineralverwitterung des Bodensubstrats, dem Klima, der Vegetation u. a. abhängig.

Tab. 6: 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. 6).

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

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; HORNING 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  $\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$  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. 7).

Tab. 7: Kritische (akzeptable) N-Konzentrationen in der Bodenlösung zur Berechnung von  $CL_{nut}(N)$  (aus Manual ICP MODELLING & MAPPING 2010)

<b>Belastung</b>	<b><math>N_{acc}</math> [mgN l<sup>-1</sup>]</b>
<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.

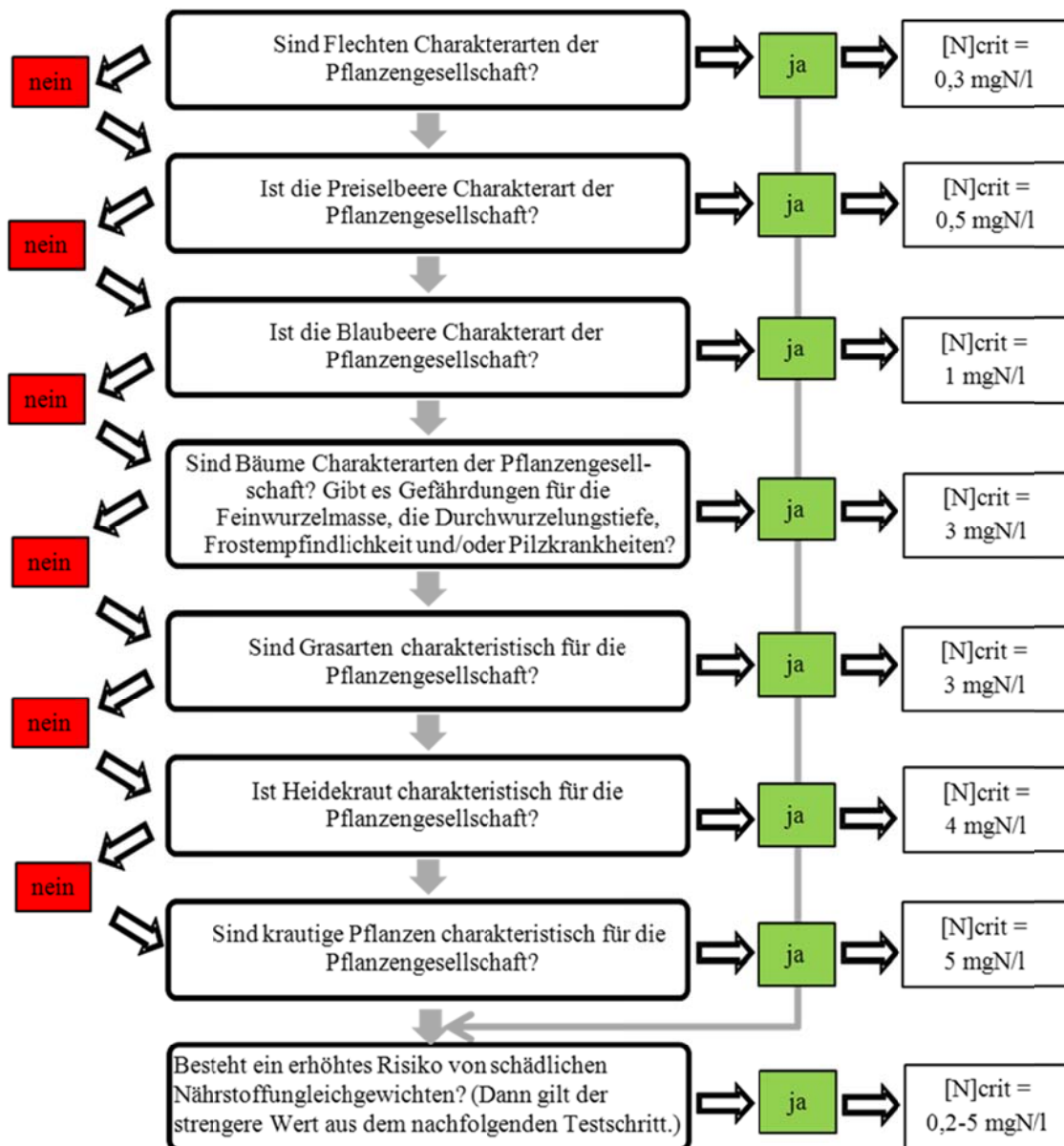
Im Manual (ICP MODELLING & MAPPING 2010) wird jedoch darauf hingewiesen, dass keine direkte Abhängigkeit von N-Auswaschungsrate und Vegetationswandel nachweisbar ist. Deshalb schlägt das ICP MODELLING & MAPPING (2010) alternativ zu den in der obigen Tabelle 7 angegebenen Critical Limits vor, unter dem 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. 7). 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 [ $\text{eq eq}^{-1}$ ],

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 [ $\text{eq m}^{-3}$  Wasser]

$p$  = Bodenrohddichte [ $\text{g cm}^{-3}$ ]

KAK = pot. Kationenaustauschkapazität [ $\text{meq kg}^{-1}$ ]

BS = Basensättigung [%]

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, Kap. 6.1) und BS als vegetationsstypspezifischer Parameter aus der BERN-Datenbank abgeleitet wird (s. Kap. 3.4.1), ergibt sich [Bc] wie folgt:

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

mit:

$Bc_{dep}$  = Depositionsrate von basischen Nährkationen (Ca+Mg+K) [ $\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ ] (s. Kap. 5.3.1)

$Bc_w$  = Freisetzungsrates basischer Nährkationen durch Verwitterung [ $\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ ] (s. Kap. 3.4.3.5 und Kap. 5)

$Bc_u$  = Netto-Aufnahmerate basischer Nährkationen durch die Vegetation [ $\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ ] (s. Kap. 3.4.3.4 und Kap. 5)

PS = Sickerwasserrate [ $\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ ] (s. Kap. 3.4.3.3 und Kap. 5)

### 3.4.2.6 Kritisches Verhältnis von basischen Kationen zu Aluminium-Ionen [ $Bc/Al_{(crit)}$ ] 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  $Al^{3+}$ -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  $Al^{3+}$ -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 Immobilisierungsrate ( $N_i$ )

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

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

Die jährliche Zuwachsrate an immobilisierten 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/Immobilisierung-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:

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

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

$Ni(T) = 0,0804 \cdot T^2 - 1,8589 \cdot T + 11,204$  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  $-4^\circ\text{C}$  eine Dekompostierung (d. h. Mineralisierung) kaum noch stattfindet, sondern Rohhumus- bzw. Tangelhumusaufgaben 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  $45^\circ$  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 vegetationstypischen C/N-Verhältnisses durch N-Akkumulation langfristig nicht zugelassen werden (vgl. Manual – ICP MODELLING & MAPPING 2004ff). Deshalb ist für die Bestimmung des  $CL_{\text{nut}}N$  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  $CN_{\text{crit(Phyto)}}$ , 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  $CN_{\max(\text{geo})}$ , und dem entsprechenden Minimum-C/N-Verhältnis  $CN_{\min(\text{geo})}$ , ist die Nettomenge an N, die immobilisiert werden darf, eine lineare Funktion des C/N-Verhältnisses, das für die Vegetation im Zielzustand gerade noch akzeptabel ist (= unterste Spannungsgrenze der multivariaten ökologischen Nische der Gesellschaft hinsichtlich des C/N-Verhältnisses).

$CN_{\max(\text{geo})}$  und  $CN_{\min(\text{geo})}$  werden von KLAP et al. (1997) in Auswertung europaweiter Untersuchungen mit 20-40 bzw. 10-15 angegeben (vgl. Tab. 4).

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

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

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

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

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

wobei:

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

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

$N_{av}$  = verfügbarer Stickstoff ( $N_{av} = N_{dep} - N_u - N_{i(T)}$ ) mit  $N_{dep} = CL(N)$

$CN_{\min(\text{geo})}$  = niedrigstes akzeptables (bodenspezifisches) C/N-Verhältnis

$CN_{\max(\text{geo})}$  = höchstes akzeptables (bodenspezifisches) C/N-Verhältnis

$CN_{\text{crit}(\text{phyto})}$  = kritischer Schwellenwert für das C/N-Verhältnis (Pflanzengesellschaftsspezifisch)

### 3.4.3.2 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 vorstättgehen als die Denitrifikation, was zwar i.d.R., aber nicht immer zutrifft.

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

wobei:

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

$N_{dep}$  = atmosphärische Stickstoffdeposition [ $\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ ]

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

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

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

Die differenzierte Ableitung der Denitrifikationsfaktoren  $f_{de}$  erfolgt mittels einer Matrix nach den Tonanteilen der einzelnen Horizonte, die tiefenstufengewichtet über den gesamten durchwurzelbaren 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. 8).

Die Denitrifikation findet unabhängig von der Vegetation statt. Deshalb ist in diesem Fall nicht die tatsächlich pflanzenartspezifische Durchwurzelungstiefe der Bereich, wo Denitrifikation stattfindet, sondern der gesamte Bereich des Lockersubstrats über Festsubstrat bzw. über Grundwassertiefstand. Die Berechnung des mittleren Tonanteils erfolgt hier also über die Horizonte bis zur oberen Tiefe des obersten C- oder Gr-Horizontes. Anhand der Tongehalte, die in den BÜK-Leitbodenhorizonten angegeben sind, wurde nun ein  $f_{de}$ -Faktor je Horizont von 0,2 bis 0,7 durch Interpolation zugewiesen. Oxidierte Grund- oder Stauwasserhorizonte wurden grundsätzlich mit dem  $f_{de}$ -Faktor 0,8 belegt.

Anschließend wurden über alle Horizonte bis zur durchwurzelten Tiefe die Horizont- $f_{de}$ -Faktoren tiefenstufengewichtet gemittelt.

Nun wurde geprüft, ob die Verwitterungsrate basischer Kationen ( $Bc_w$ ) in der durchwurzelten Zone ausreicht, damit bei den denitrifizierenden Bakterien keine Mangelsymptome auftreten, die die Produktivität einschränken. Liegt die Verwitterungsrate basischer Kationen bei  $200 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ m}^{-1}$ , wird der  $f_{de}$ -Faktor auf 0,1 gesetzt. Liegt  $Bc_w$  zwischen  $200$  und  $300 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ m}^{-1}$ , wird der  $f_{de}$ -Faktor entsprechend zwischen 0,1 und dem wasserabhängigen Mittelwert des Leitbodenprofils interpoliert. Liegt  $Bc_w$  über  $300 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ m}^{-1}$ , wird der  $f_{de}$ -Faktor aus dem wasserabhängigen Mittelwert des Leitbodenprofils nicht korrigiert.

Tab. 8: Matrix zur Ermittlung der Denitrifikationsfaktoren und Tongehaltsklassen (verändert nach De Vries 1990) sowie Reinds et al. 2001 in ICP Manual S. V-14

<b>Bodentyp</b>	<b>Eigenschaften</b>	<b><math>f_{de}</math></b>
vergleyte Sandböden		0,5
Torfböden		0,8
Podsole		0,1
Dränagestatus	status Excessive	0
Dränagestatus	status Good	0,1
Dränagestatus	status Moderate	0,2
Dränagestatus	status Imperfect	0,4
Dränagestatus	status Poor	0,7
Dränagestatus	status Very poor	0,8
nach Tongehalt [%]	< 10,5	0,1
nach Tongehalt [%]	> 10,5 bis < 20,0	0,1
nach Tongehalt [%]	>20,0 bis < 25,0	0,2
nach Tongehalt [%]	> 25,0 bis < 30,0	0,2
nach Tongehalt [%]	> 30,0 bis < 37,5	0,3
nach Tongehalt [%]	> 37,5 bis < 45,0	0,3
nach Tongehalt [%]	> 45,0 bis < 52,5	0,3
nach Tongehalt [%]	> 52,5 bis < 57,5	0,3
nach Tongehalt [%]	> 57,5 bis < 62,5	0,3

<b>Bodentyp</b>	<b>Eigenschaften</b>	<b><math>f_{de}</math></b>
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.

### 3.4.3.3 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 [ $\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ ]

PS = Sickerwasserrate (Differenz aus Niederschlag und Evapotranspiration) [ $\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ ]

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

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) [ $\text{m}^3 \text{a}^{-1}$ ]

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

$A_o$  = mittlere jährliche oberirdische Abflussmenge [ $\text{m}^3$ ]

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 ( $\text{m}^3$ )

V = mittlere jährliche Verdunstung ( $\text{m}^3$ )

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 Schneesiederschlages 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 Auenvegetation 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 ( $Bc_u$ ) und Stickstoff in die Vegetation ( $N_u$ )**

Für die Bestimmung der Critical Loads für FFH-Lebensraumtypen wurde in diesem Projekt die minimale, den Bestand erhaltende Nutzungsintensität als Maßstab entsprechend den Aussagen hierzu in den Managementplänen bzw. Vorordnungen angesetzt und mit der oberen Naturschutzbehörde abgestimmt (vgl. Kap. 0). In Wäldern wurde 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. 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.

$N_u$  und  $Bc_u$  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. 9).



Tab. 9: 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 Gewichtsmaß-Zuwächse mit Hilfe der baumartenspezifischen Holz- und Rindendichte umgerechnet (vgl. Tab. 10 und Tab. 11).

Tab. 10: 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)
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. 11: 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 (vgl. Tab. 12).

Tab. 12: 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 (vgl. Tab. 12) 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 im Managementplan als verträglich und zielführend eingeschätzt werden, dann wird in die Critical Loads-Berechnung der jeweilige einzelfallkonkrete Entzug eingestellt (vgl. Kap. 6.4). Für dieses Projekt standen keine konkreten einzelfallbezogenen Ertrags- oder Gehaltsdaten zur Verfügung.

### 3.4.3.5 Freisetzungsrates basischer Kationen durch Verwitterung des Ausgangssubstrats ( $B_{c_w}$ )

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. 13).

Tab. 13: 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 ferralitische 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 Grobbodenanteil 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:

$T_{eff}$  = effektiver Tonanteil [%]

$T_{ges}$  = Gesamttonanteil [%]

$S$  = Skelettanteil [%]

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. 14). Wenn zwei Texturklassen innerhalb eines Horizontes vorkommen, wird dies durch die Kombination zweier Texturklassen in Form von z. B. 1/3 angezeigt.

Tab. 14: Matrix zur Bestimmung der Texturklasse aus Sand- und Tongehalten (EUROSOIL 1999).

Texturklasse	Name	Definition
1	grob	Ton < 18 % und Sand $\geq$ 65 %
2	mittelgrob	Ton < 35 % und Sand > 15 %, aber Ton $\geq$ 18 % wenn Sand $\geq$ 65 %
3	mittelfein	Ton < 35 % und Sand < 15 %
4	fein	35 % $\leq$ Ton < 60 %
5	sehr fein	Ton $\geq$ 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. 13) und effektivem Tongehalt (Texturklasse, vgl. Tab. 14) 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. 15).

Tab. 15: Bestimmung der Verwitterungsklasse

Verwitterungs- klasse	Texturklasse											
	1	1/2	1/3	1/4	2	2/3	2/4	3	3/4	4	5	
Mutterge- steinsklasse												
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 defuzzifiziert werden, um einen konkreten Wert für eine Verwitterungsrate zu ermitteln. Dann erfolgte eine tiefenstufengewichtete Mittelwertbildung über die Verwitterungsklassenmittelwerte (vgl. Tab. 16) jedes Horizontes.

Tab. 16: Verwitterungsrate bezogen auf 0,5 m Bodentiefe nach DE VRIES et al. (1993)

Verwitterungs- klasse	Verwitterungsrate [eq ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]	Verwitterungs- klasse	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 durchwurzelte sind. Die Methode zur Bestimmung der aktuellen nutzungsabhängigen 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 °C = 281 K). Die temperaturkorrigierte Verwitterungsrate wird unter Einbeziehung der tatsächlichen Durchwurzelungstiefe nach folgender Gleichung berechnet:

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

wobei:

$BC_w(T)$  = temperaturkorrigierte Verwitterungsrate [eq ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>]

$z$  = durchwurzelte Tiefe [m]

$WRc$  = Verwitterungsklasse (entsprechend Tab. 15)

$T$  = 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 (Bcw)

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:

<b>Bodenfruchtbarkeit</b>	<b><math>x_{CaMgK}</math></b>
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. 13). 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 realistischer-

weise 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 ausbalancierten 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. Da sich im UG hieraus eine langfristig sehr hohe Vorbelastung ergibt (vgl. Kap. 3.5.1), musste auf der Grundlage von bodenchemischen Analysen an repräsentativen Beurteilungspunkten geprüft werden, ob irreversible Veränderungen der Standortfaktoren stattgefunden haben, d. h. ob die Messwerte jenseits der Critical Limits (siehe Kap. 6.1) liegen.

**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 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. 5), 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 Zielgesell-



schaft 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 durchwurzeltten Bodenschichten erfasst hat, kann nicht mehr davon ausgegangen werden, dass noch ausreichend basische Kationen aus der Verwitterung des Ausgangssubstrats in den durchwurzeltten 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 durchwurzeltten 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 % (vgl. Kap. 6.1).

## 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 eine Reihe von 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. 7), 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 Immobilisierungsraten 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 Pflanzengesell-

schaft 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. Deshalb muss geprüft werden, ob im UG oder in Teilen davon das mittelfristige Gleichgewicht von Immobilisierungsrate und Mineralisierungsrate noch besteht oder in absehbarer Zeit sich selbst regenerieren kann (s. Kap. 6.1). 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 ergab jedoch, dass keine irreversiblen geochemischen Veränderungen durch anthropogene Schadstoffeinträge (Überschussnitrifikation) zu verzeichnen sind, so dass auf die Anwendung des DECOMP-Modells in diesem Gutachten verzichtet werden kann.

**Für die Ermittlung der Critical Loads 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 MODELLING & MAPPING (2010) angewendet. Das SMB-Modell wird aber auch kombiniert mit Eingangsdaten, die aus empirischen Critical Loads abgeleitet wurden, jedoch ergänzt mit vegetationsspezifischen 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 Referenz-Standorten 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 teil-

weise 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 teilweise 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. 6.1), 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 Freisetzungsraten basischer Kationen durch Verwitterung des Substrats wird modellgestützt standortskonkret einzelfallbezogen berechnet (vgl. Kap. 3.4.3.5). Die Aufnahme von N und basischen Kationen wird im vorliegenden Einzelfall auf das Minimum gesetzt, das zur Bestandesregulierung lebensraumtypischer Baumartenanteile in der Baumschicht erforderlich ist, d. h. vorsorglich sehr konservativ. Die Niederschlagssumme im Jahr und die Jahresmitteltemperatur sind ortskonkret erhoben worden (vgl. Kap. 5.1) und werden für die Ermittlung der Immobilisierungsrate (vgl. Kap. 3.4.3.1), der Denitrifikations- und Auswaschungsrate (vgl. Kap. 3.4.3.2 und Kap. 3.4.3.3) einzelfallbezogen eingesetzt.

## 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 wie z. B. der von FÖA (UHL et al. 2009), der eine **Bagatellschwelle der Zusatzbelastung bei 3 % des Critical Loads** vorschlägt. 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. So kann nachgewiesen werden, dass zusätzliche N-Einträge, die nicht mehr als 3 % des Critical Loads betragen, in zahlreichen Studien sowie von Fachexperten übereinstimmend als nicht signifikant die Vegetation verändernd eingestuft werden (BMVBS 2013). 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 beständen.“ (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  $0,10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  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.

Dass diese Abschneidekriterien auch im Betrachtungsgebiet angewendet werden können, wird durch die CL-Berechnung bestätigt. Die 3%-Bagatellschwellen liegen an allen (semi-) terrestrischen Beurteilungspunkten über  $0,28 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  bzw.  $60 \text{ eq N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ .

Ein weiterer Aspekt der Erheblichkeitsbewertung betrifft die Fälle, in denen die CL durch die Hintergrundbelastung bereits überschritten sind und die Zusatzbelastung größer als 3,0 % 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 schwer wiegenden 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. 17):

Tab. 17: 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

Gefähr- fähr- det	a hinsichtlich Eutrophierung	Kriterien für die Zuord- nung	Begründung
	b hinsichtlich Versauerung		
	1ab	$CL_{nut}N < 30 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ und Gesamtbelastung $> CL_{nut}N$ bei hydromorphen, aber nicht wechselhydromorphen Standorttypen, ohne Auen- dynamik	Bei hydromorphen Standorttypen besteht die Gefahr der N-Akkumulation im pflanzenverfügbaren Grundwasser
	1b	Gesamtbelastung $> CL_{max}N$	Gefahr der irreversiblen Pufferbereichs-Degradierung bei fortschreitender Versauerung
durchschnittlich gefähr- det	2a	$15 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1} \leq CL_{nut}N < 30 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ und Gesamt- belastung $> CL_{nut}N$ bei an- hydromorphen Standortty- pen oder	Aufgrund von Sättigungseffekten nimmt die Auswa- schung von N zu, was zu einer relativen Entlastung des Wurzelraumes führt
	2b	Gesamtbelastung $\leq CL_{max}N$	Gefahr der irreversiblen Pufferbereichs-Degradierung bei fortschreitender Versauerung
mäßig gefährdet	3a	$CL_{nut}N \geq 30 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ und Gesamtbelastung $> CL_{nut}N$ bei anhydromorphen Stand- orttypen oder	Stickstoffempfindlichkeit geringer als in den Spannen der empirischen Critical Loads, 100 % Funktionsverlust allenfalls bei sehr hoher Gesamt- belastung zu erwarten, Stickstoffeinträge bis 5% der Critical Loads noch tolera- bel, 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

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 definitiven 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) (vgl. Tab. 18).

Tab. 18: 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
- die Bodenformen sowie allgemeine Informationen zur Bodenkarte 1 : 50 000

mit Stand vom 21.11.2012 an uns übergeben.

Die Wetterdaten vom DWD (2011) ergaben folgende Aussagen für das UG im Mittel 1981 – 2010:

- Jahresmitteltemperatur: 9,57°C
- Jahresmittel des Niederschlags 714 mm a<sup>-1</sup>

Darüber hinaus wurden an allen 28 Beurteilungspunkten Bodenanalysen durchgeführt (AGROFOR 2013) (Anhang 1). Da in der jüngsten Vergangenheit umfangreiche Renaturierungsmaßnahmen insbesondere an den Fließgewässern des FFH-Gebietes Nr. 86 (an der Lache) durchgeführt wurden, gibt es aktuell partielle Abweichungen von den Darstellungen in der Bodenkarte. Bei Widersprüchen werden die aktuellen Erhebungen benutzt. Die Bodendaten aus unterschiedlichen Quellen werden wie folgt beschrieben (vgl. Tab. 19).

Tab. 19: Bodenformen an den BP-Standorten der LRT-Flächen

BP	LRT	Legende der Bodenkarte 1:50.000		Analyseergebnisse von Mai 2013 an den Beurteilungspunkten (AGROFOR 2013)		
		Bodenform	Stratigraphietyp	aktueller Bodentyp	Wasserhaushalt	Humusstatus
1	2310	Mittlerer Podsol aus Sand	Dünensand // glazifluviatile Ablagerungen	reliktischer Gley	1 m akt. Grundwasserstand unter Flur , rGr ab 32 cm, Entwässerungsgräben trocken	Mull
2	2330	Mittlerer Podsol aus Sand	Flugsand // fluviatile Ablagerungen	Lockersyrose, Rohboden		kein Humus
3	6430	Mittlerer Gley-Podsol aus Sand	fluviatile Ablagerungen	stark wechselnd	0,35 m akt. Grundwasserstand unter Flur , nach Renaturierung der Lache	Mull
4	6430	Tiefer Gley aus lehmigem Sand über Sand	fluviatile Ablagerungen	Anmoorgley	0,1 m akt. Grundwasserstand unter Flur , rGr ab 0,1 m, Überflutungsbereich	kein Humus
5	4030	Mittlerer Podsol aus Sand	Dünensand // glazifluviatile Ablagerungen	reliktischer Gley	1,1 m akt. Grundwasserstand unter Flur , rGr ab 45 cm, Entwässerungsgräben trocken	Mull
6	4030	Tiefer Gley aus Sand	fluviatile Ablagerungen	reliktischer Gley	1,45 m akt. Grundwasserstand unter Flur , rGr ab 55 cm, Entwässerungsgräben trocken	Mull
7	6430	Mittlerer Gley-Podsol aus Sand	fluviatile Ablagerungen	reliktischer Gley	>0,8 m akt. Grundwasserstand unter Flur , rGr ab 60 cm, Entwässerungsgräben trocken	Mull
8	6430	Mittlerer Podsol aus Sand	Flugsand // fluviatile Ablagerungen	Nassgley	0,25 m akt. Grundwasserstand unter Flur	F-Mull
9	6430	Tiefer Gley aus lehmigem Sand über Sand	fluviatile Ablagerungen	Gley	50 cm akt. Grundwasserstand unter Flur , rGr ab 50 cm	Mull
10	6430	Tiefer Gley aus Sand	fluviatile Ablagerungen	Gley-Braunerde	> 1m akt. Grundwasserstand unter Flur , rGr ab 80 cm	Mull

BP	LRT	Legende der Bodenkarte 1:50.000		Analyseergebnisse von Mai 2013 an den Beurteilungspunkten (AGROFOR 2013)		
		Bodenform	Stratigraphietyp	aktueller Bodentyp	Wasserhaushalt	Humusstatus
11	6510	Mittlerer Gley-Podsol aus Sand	fluviatile Ablagerungen	Gley	45-60 cm akt. Grundwasserstand unter Flur , rGr ab 45 cm	Mull
12	6510	Tiefer Gley aus lehmigem Sand über Sand	fluviatile Ablagerungen	Gley	50 cm akt. Grundwasserstand unter Flur , rGr ab 50 cm	Mull
13	6510	Tiefer Gley aus Sand	fluviatile Ablagerungen	Podsol	0,6 m akt. Grundwasserstand unter Flur , rGr ab 1,1 m	Mull
14	9110	Mittlerer Gley-Podsol aus Sand	fluviatile Ablagerungen	Gley-Braunerde	1,3 m akt. Grundwasserstand unter Flur , rGr ab 70 cm	mullartiger Moder
15	9110	Tiefer Gley aus lehmigem Sand über Sand	fluviatile Ablagerungen	Braunerde	1 m akt. Grundwasserstand unter Flur , rGr ab 1,6 m, nach Renaturierung der Lachte	Moder
16	9160	Tiefer Gley aus lehmigem Sand über Sand	fluviatile Ablagerungen	Gley	55-70 cm akt. Grundwasserstand unter Flur , rGr ab 60 cm	L-Mull
17	9190	Mittlerer Gley-Podsol aus Sand	fluviatile Ablagerungen	reliktischer Gley	1,3 m akt. Grundwasserstand unter Flur , rGr ab 60 cm	mullartiger Moder
18	9190	Mittlerer Podsol aus Sand	Flugsand // glazifluviatile Ablagerungen	Nassgley	0,4 m akt. Grundwasserstand unter Flur , rGr ab 25 cm	Moder
19	9190	Tiefer Gley aus lehmigem Sand über Sand	fluviatile Ablagerungen	Podsol	1,85 m akt. Grundwasserstand unter Flur , rGr ab 1,1 m	Moder
20	9190	Tiefer Gley aus Sand	fluviatile Ablagerungen	reliktischer Gley	1 m akt. Grundwasserstand unter Flur , rGr ab 35/75 cm	Moder
21	9190, 9160	Mittlerer Podsol aus Sand	Dünensand // glazifluviatile Ablagerungen	reliktischer Gley	1,3 m akt. Grundwasserstand unter Flur , rGr ab 50 cm	Feinhumusreicher Moder
22	9190, 9160	Tiefer Gley aus Sand	fluviatile Ablagerungen	reliktischer Gley	1,4 m akt. Grundwasserstand unter Flur , rGr ab 50 cm	L-Mull
23	91E0*	Mittlerer Gley-Podsol aus Sand	fluviatile Ablagerungen	Anmoorgley	10 cm akt. Grundwasserstand unter Flur	kein Humus (org. Mudden)
24	91E0*	Mittlerer Podsol aus Sand	Flugsand // fluviatile Ablagerungen	Gley	0,5 m akt. Grundwasserstand unter Flur , rGr ab 50 cm	Moder
25	91E0*	Tiefer Gley aus lehmigem Sand über Sand	fluviatile Ablagerungen	Gley	0,4 m akt. Grundwasserstand unter Flur , rGr ab 65 cm	Moder
26	91E0*	Tiefer Gley aus Sand	fluviatile Ablagerungen	Gley	65 cm akt. Grundwasserstand unter Flur , rGr ab 65 cm	L-Mull
27	91F0	Tiefer Gley aus lehmigem Sand über Sand	fluviatile Ablagerungen	Braunerde (schwach podsolig)	1,5 m akt. Grundwasserstand unter Flur	Moder
28	91F0	Tiefer Gley aus Sand	fluviatile Ablagerungen	Braunerde (schwach podsolig)	1,7 m akt. Grundwasserstand unter Flur, rGr ab 1,7 m	mullartiger Moder



## 5.2 Biotische Bestandteile der LRT

Als Grundlage für die Charakterisierung der Vegetation dienten die

- Biototypenkartierung, die vom Auftraggeber digital mit Stand vom 21.11.2012 an uns übergeben wurde
- Vegetationskundliche Untersuchung der Beurteilungspunkte für die Ermittlung von Critical Loads im Rahmen des Projektes OU Celle (KAISER 2013) (vgl. Tab. 20).

Tab. 20: Vegetationsaufnahmen (Kaiser 2013) an den Beurteilungspunkten (BP)

BP	LRT	Biototyp*	Aktuell vorkommende Arten mit Deckungsgrad**	akt. pflanzensoziologische Einheit
1	2310	HCT/DB	Trockene Sandheide, Gehölzaufkommen, Genisto anglicae-Callunetum cladonietosum und danthonietosum (trockene Varianten)/ Offene Binnendüne	Genisto anglicae-Callunetum vulgaris (typ. Subass.)
2	2330	RSS/DB	Silbergras-Flur (RSS): Spargulo vernalis-Corynephorretum Offene Binnendüne	Spargulo-Corynephorretum canescens und Carex arenaria-Gesellschaft
3	6430	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur, Gesellschaften des Filipendulion	Ufervegetation Filipendulion-Gesellschaft

BP	LRT	Biotoptyp*		Aktuell vorkommende Arten mit Deckungsgrad**	akt. pflanzensoziologische Einheit
4	6430	UFB (NUB)	Bach- und sonstige Uferstaudenflur, Gesellschaften des Filipendulion	Ufervegetation: Aegopodium podagraria 1 Alnus glutinosa 1 Alopecurus pratensis 1 Artemisia vulgaris 1 Betula pendula 1 Carex acuta 1 Chaerophyllum bulbosum 2 Dactylis glomerata 1 Equisetum arvense 1 Eupatorium cannabinum 2 Filipendula ulmaria 2 Holcus lanatus 1 Impatiens glandulifera 2 Juncus effusus 1 Lythrum salicaria 1 Myosotis scorpioides 1 Phalaris arundinacea 3 Poa pratensis 1 Pteridium aquilinum 1 Salix cinerea 1 Scrophularia nodosa 1 Solanum dulcamara 1 Solidago gigantea 1 Stellaria graminea 1 Urtica dioica 1 Valeriana officinalis agg. 1 Vicia cracca 2	Ufervegetation Filipendulion-Gesellschaft
5	4030	HCF	Feuchte Sandheide, hoher Anteil von Feuchtezeigern wie insbesondere Glockenheide und Pfeifengras; Pflanzengesellschaften wie HCT, aber Varianten mit Molinia caerulea (Torfmoose und andere Moorarten fehlen)	Betula pendula 2 Calluna vulgaris 3 Deschampsia flexuosa 2 Erica tetralix 2 Frangula alnus 2 Genista anglica 1 Molinia caerulea 2 Pinus sylvestris 2 Quercus robur 1 Salix repens 1 Vaccinium myrtillus 2 Vaccinium uliginosum 1 Vaccinium vitis-idaea 2	Genisto-Callunetum cladonietosum (verarmt), Variante mit Molinia
6	4030	HCT	Trockene Sandheide, Genisto anglicae-Callunetum	Betula pendula 2 Calluna vulgaris 3 Deschampsia flexuosa 2 Frangula alnus 2 Genista anglica 1 Pinus sylvestris 1 Quercus robur 1 Vaccinium vitis-idaea 2	Genisto-Callunetum, typische Variante

BP	LRT	Biotoptyp*		Aktuell vorkommende Arten mit Deckungsgrad**	akt. pflanzensoziologische Einheit
7	6430	UFB	Bach- und sonstige Uferstaudenflur, Gesellschaften des Filipendulion	Aegopodium podagraria 3 Alopecurus pratensis 2 Angelica sylvestris 1 Artemisia vulgaris 1 Caltha palustris 2 Calystegia sepium 1 Cardamine pratensis 1 Carex acuta 1 Carex brizoides 2 Convolvulus arvensis 1 Equisetum arvense 1 Eupatorium cannabinum 1 Filipendula ulmaria 3 Galium aparine 1 Glechoma hederacea 1 Glyceria maxima 1 Heracleum sphondylium 1 Humulus lupulus 3 Lysimachia vulgaris 1 Phalaris arundinacea 1 Pseudolysimachion longifolium 3 Ranunculus ficaria 1 Ranunculus repens 1 Scirpus sylvaticus 1 Scrophularia nodosa 1 Stachys palustris 1 Urtica dioica 1 Vicia cracca 1	Filipendulion-Gesellschaft
8	6430	UFT	Uferstaudenflur der Stromtäler, Calystegion sepium bzw. Senecion fluviatilis, Bidentea tripartitae, Phragmitetea und des Agropyro-Rumicion	Calystegia sepium 2 Galium aparine 2 Phalaris arundinacea 3 Urtica dioica 2	Cuscuta-Calystegietum
9	6430	UFT	Uferstaudenflur der Stromtäler, Calystegion sepium bzw. Senecion fluviatilis, Bidentea tripartitae, Phragmitetea und des Agropyro-Rumicion	Calystegia sepium 2 Phalaris arundinacea 3 Urtica dioica 2	Cuscuta-Calystegietum
10	6430	UFT	Uferstaudenflur der Stromtäler, Calystegion sepium bzw. Senecion fluviatilis, Bidentea tripartitae, Phragmitetea und des Agropyro-Rumicion	Alliaria petiolata 2 Alopecurus pratensis 2 Artemisia vulgaris 2 Calystegia sepium 2 Cirsium arvense 1 Dactylis glomerata 1 Elymus repens 2 Eupatorium cannabinum 2 Festuca arundinacea 2 Filipendula ulmaria 1 Galium aparine 2 Glechoma hederacea 2 Glyceria maxima 2 Heracleum sphondylium 2 Lamium maculatum 1 Phalaris arundinacea 3 Pseudolysimachion longifolium 1 Scrophularia nodosa 1 Silene dioica 2 Solanum dulcamara 1 Tanacetum vulgare 1 Urtica dioica 2 Valeriana officinalis agg. 1	Cuscuta-Calystegietum

BP	LRT	Biotoptyp*		Aktuell vorkommende Arten mit Deckungsgrad**	akt. pflanzensoziologische Einheit
11	6510	GMF m	Mesophiles Grünland mäßig feuchter Standorte Mahd (evtl. mit Nachbeweidung ab Spätsommer)	Agrostis stolonifera 2 Alopecurus pratensis 3 Anthoxanthum odoratum 3 Cardamine pratensis 2 Carex acuta 1 Carex x elythroides 1 Festuca rubra 1 Glyceria fluitans 1 Holcus lanatus 3 Juncus effusus 1 Lotus pedunculatus 1 Ranunculus acris 2 Ranunculus ficaria 1 Ranunculus repens 2 Rumex acetosa 1 Taraxacum officinale 2	Dauco- Arrhenatheretum elatioris (Fragment) mit Anklängen an ein Lolio-Potentillion anserinae
12	6510	GMF m	Mesophiles Grünland mäßig feuchter Standorte Mahd (evtl. mit Nachbeweidung ab Spätsommer)	Agrostis stolonifera 2 Alopecurus pratensis 3 Anthoxanthum odoratum 3 Cardamine pratensis 2 Carex acuta 1 Carex x elythroides 1 Festuca rubra 1 Glyceria fluitans 1 Holcus lanatus 3 Juncus effusus 1 Lotus pedunculatus 1 Ranunculus acris 2 Ranunculus ficaria 1 Ranunculus repens 2 Rumex acetosa 1 Taraxacum officinale 2	Arrhenatheretum elatioris (Fragment) mit Anklängen an ein Lolio-Potentillion anserinae
13	6510	GMS m	Sonstiges mesophiles Grünland; Mahd (evtl. mit Nachbeweidung ab Spätsommer), Dauco-Arrhenatheretum typicum, Lolio-Cynosuretum	Achillea millefolium 2 Alopecurus pratensis 2 Cirsium arvense 1 Leontodon autumnalis 1 Plantago lanceolata 2 Poa trivialis 2 Ranunculus repens 2 Rumex acetosa 2 Tanacetum vulgare 1 Taraxacum officinale 2	Arrhenatheretum elatioris (Fragment)

BP	LRT	Biotoptyp*		Aktuell vorkommende Arten mit Deckungsgrad**	akt. pflanzensoziologische Einheit
14	9110	WCE	Eichen- und Hainbuchen-Mischwald mittlerer, mäßig basenreicher Standorte, frischere Ausprägungen des Galio-Carpinetum luzuletosum, trockenere Ausprägungen des Stellario-Carpinetum loniceretosum typicum, Alter meist 40-100 Jahre	<p> <i>Alnus glutinosa</i> 1  <i>Anemone nemorosa</i> 1  <i>Betula pendula</i> (Baumschicht) 1  <i>Betula pendula</i> 1  <i>Carpinus betulus</i> (Baumschicht) 2  <i>Carpinus betulus</i> 2  <i>Dactylis polygama</i> 2  <i>Deschampsia flexuosa</i> 1  <i>Fagus sylvatica</i> (Baumschicht) 2  <i>Fagus sylvatica</i> 2  <i>Frangula alnus</i> 1  <i>Lonicera periclymenum</i> 1  <i>Maianthemum bifolium</i> 2  <i>Milium effusum</i> 1  <i>Picea abies</i> (Baumschicht) 1  <i>Picea abies</i> 1  <i>Pinus sylvestris</i> (Baumschicht) 2  <i>Populus tremula</i> 2  <i>Pteridium aquilinum</i> 2  <i>Quercus robur</i> (Baumschicht) 2  <i>Quercus robur</i> 2  <i>Sorbus aucuparia</i> 2  <i>Stellaria holostea</i> 2  <i>Stellaria media</i> 2  <i>Tilia cordata</i> 1  <i>Vaccinium myrtillus</i> 1 </p>	Tieflandform des Luzulo-Fagetum
15	9110	WLM	Bodensaurer Buchenwald lehmiger Böden des Tieflands, Milio-Fagetum bzw. Oxalido-Fagetum, Periclymeno-Fagetum oder Maianthemo-Fagetum), die heute i. d. R. zum Luzulo-Fagetum s.l. gestellt werden	<p> <i>Carpinus betulus</i> (Baumschicht) 2  <i>Fagus sylvatica</i> (Baumschicht) 4  <i>Impatiens parviflora</i> 2  <i>Oxalis acetosella</i> 1  <i>Picea abies</i> (Baumschicht) 1  <i>Quercus robur</i> (Baumschicht) 2  <i>Sorbus aucuparia</i> 1 </p>	Tieflandform des Luzulo-Fagetum
16	9160	WCA	Mesophiler Eichen- und Hainbuchen-Mischwald feuchter, basenärmerer Standorte, Feuchte Ausprägung des Stellario-Carpinetum loniceretosum, arme Varianten des Stellario-Carpinetum stachyetosum.	<p> <i>Aegopodium podagraria</i> 2  <i>Alnus glutinosa</i> (Baumschicht) 1  <i>Carpinus betulus</i> (Baumschicht) 2  <i>Galium aparine</i> 1  <i>Geranium robertianum</i> 2  <i>Geum urbanum</i> 1  <i>Glechoma hederacea</i> 2  <i>Ilex aquifolium</i> 1  <i>Impatiens parviflora</i> 1  <i>Populus tremula</i> (Baumschicht) 1  <i>Quercus robur</i> (Baumschicht) 3  <i>Ranunculus ficaria</i> 2  <i>Sorbus aucuparia</i> 2  <i>Stellaria media</i> 1  <i>Urtica dioica</i> 1 </p>	Stellario-Carpinetum (stark fragmentarisch)

BP	LRT	Biotoptyp*		Aktuell vorkommende Arten mit Deckungsgrad**	akt. pflanzensoziologische Einheit
17	9190	WQL	Eichen-Mischwald lehmiger, frischer Sandböden des Tieflandes, Fago-Quercetum	Acer platanoides 1 Acer pseudoplatanus 1 Carpinus betulus (Baumschicht) 2 Dryopteris carthusiana 1 Dryopteris dilatata 1 Fagus sylvatica (Baumschicht) 1 Fagus sylvatica 1 Frangula alnus 1 Holcus lanatus 1 Impatiens parviflora 1 Lysimachia vulgaris 1 Maianthemum bifolium 1 Oxalis acetosella 1 Phalaris arundinacea 1 Picea abies (Baumschicht) 1 Pinus sylvestris (Baumschicht) 2 Quercus robur (Baumschicht) 2 Ranunculus repens 1 Rubus idaeus 1 Sorbus aucuparia 1 Stellaria holostea 2 Tilia cordata (Baumschicht) 1 Tilia cordata 2 Urtica dioica 1	Betulo-Quercetum mesophilere Standorte („Violo-Quercetum“)
18	9190	WQL	Eichen-Mischwald lehmiger, frischer Sandböden des Tieflandes, Fago-Quercetum	Betula pendula (Baumschicht) 1 Deschampsia flexuosa 2 Fagus sylvatica (Baumschicht) 1 Fagus sylvatica 1 Holcus lanatus 2 Lonicera periclymenum 2 Osmunda regalis 1 (randlich) Quercus robur (Baumschicht) 3 Quercus robur 2 Rubus fruticosus agg. 2 Sorbus aucuparia (Baumschicht) 1 Tilia cordata (Baumschicht) 1	Betulo-Quercetum typicum mesophilere Standorte („Violo-Quercetum“)
19	9190	WQT (WZK)	Kiefernforst / Eichen-Mischwald armer, trockener Sandböden, Betulo-Quercetum roboris typicum, ärmste Ausprägung des Fago-Quercetum typicum.	Betula pendula (Baumschicht) 2 Deschampsia flexuosa 2 Dryopteris dilatata 2 Epipactis helleborine 1 Frangula alnus 2 Pinus sylvestris (Baumschicht) 3 Quercus robur (Baumschicht) 2 Rubus fruticosus agg. 2 Sorbus aucuparia (Baumschicht) 2 Vaccinium myrtillus 2 Vaccinium vitis-idaea 2	Betulo-Quercetum typicum
20	9190	WQL	Eichen-Mischwald lehmiger, frischer Sandböden des Tieflandes, Fago-Quercetum	Alnus glutinosa (Baumschicht) 1 Betula pendula (Baumschicht) 2 Crataegus laevigata 1 Deschampsia cespitosa 2 Frangula alnus 2 Hedera helix 2 Holcus mollis 1 Lonicera periclymenum 2 Lysimachia vulgaris 2 Poa nemoralis 2 Prunus serotina 2 Quercus robur (Baumschicht) 3 Rubus idaeus 2 Sorbus aucuparia 2 Vaccinium myrtillus 1 Viburnum opulus 1	Betula-Quercetum mit Anklängen an einen Stiel-Eichen-Auwald des Ulmenion minoris

BP	LRT	Biotoptyp*		Aktuell vorkommende Arten mit Deckungsgrad**	akt. pflanzensoziologische Einheit
21	9190, 9160	WQL/ WCA	Eichen-Mischwald lehmiger, frischer Sandböden des Tieflandes, Fago-Quercetum / Mesophiler Eichen- und Hainbuchen-Mischwald feuchter, basenärmerer Standorte, Feuchte Ausprägung des Stellario-Carpinetum lonicerosum, arme Varianten des Stellario-Carpinetum stachyotosum.	Betula pendula (Baumschicht) 2 Corylus avellana 2 Geranium robertianum 1 Glechoma hederacea 1 Ilex aquifolium 1 Lonicera periclymenum 2 Pinus sylvestris (Baumschicht) 3 Prunus serotina 2 Quercus robur (Baumschicht) 2 Rubus fruticosus agg. 2 Sorbus aucuparia 2 Vaccinium myrtillus 2	Betulo-Quercetum mit leichten Anklängen an ein Stellario-Carpinetum
22	9190, 9160	WQL/ WCA	Eichen-Mischwald lehmiger, frischer Sandböden des Tieflandes, Fago-Quercetum / Mesophiler Eichen- und Hainbuchen-Mischwald feuchter, basenärmerer Standorte, Feuchte Ausprägung des Stellario-Carpinetum lonicerosum, arme Varianten des Stellario-Carpinetum stachyotosum.	Betula pendula (Baumschicht) 1 Betula pubescens (Baumschicht) 1 Corylus avellana 2 Dryopteris carthusiana 1 Frangula alnus 2 Glechoma hederacea 1 Lonicera periclymenum 2 Pinus sylvestris (Baumschicht) 2 Prunus serotina 2 Quercus robur (Baumschicht) 2 Quercus robur 1 Rubus fruticosus agg. 2 Sorbus aucuparia 2 Vaccinium myrtillus 2 Geranium robertianum 1	Betulo-Quercetum mit leichten Anklängen an ein Stellario-Carpinetum
23	91E0*	WET	(Traubenkirschen-)Erlen- und Eschenwald der Talniederungen, Pruno-Fraxinetum	Alnus glutinosa (Baumschicht) 4 Alnus glutinosa 1 Caltha palustris 1 Cardamine amara 3 Cardamine pratensis 1 Carex acuta 3 Carpinus betulus 2 Deschampsia cespitosa 2 Festuca gigantea 2 Filipendula ulmaria 1 Glechoma hederacea 2 Impatiens noli-tangere 3 Iris pseudacorus 2 Picea abies (Baumschicht) 1 Ranunculus ficaria 3 Ribes rubrum 2 Salix cinerea 1 Sambucus nigra 1 Scirpus sylvaticus 1 Stellaria nemorum 2 Urtica dioica 2	Stellario nemorum-Alnetum glutinosae
24	91E0*	WET/ WWA	(Traubenkirschen-)Erlen- und Eschenwald der Talniederungen, Pruno-Fraxinetum/ Weiden-Auwald der Flussufer	Aegopodium podagraria 2 Alliaria petiolata 1 Alnus glutinosa (Baumschicht) 2 Athyrium filix-femina 1 Carex elongata 2 Deschampsia cespitosa 2 Filipendula ulmaria 1 Frangula alnus 1 Glechoma hederacea 2 Impatiens parviflora 1 Lysimachia vulgaris 1 Quercus robur (Baumschicht) 1 Salix alba (Bamschicht) 2 Salix cinerea 1 Urtica dioica 2	Alno-Ulmion-Fragmentgesellschaft

BP	LRT	Biotoptyp*		Aktuell vorkommende Arten mit Deckungsgrad**	akt. pflanzensoziologische Einheit
25	91E0*	WET/ WWA	(Traubenkirschen-)Erlen- und Eschenwald der Talniederungen, Pruno-Fraxinetum/ Weiden-Auwald der Flussufer	Aegopodium podagraria 2 Alliaria petiolata 1 Alnus glutinosa (Baumschicht) 2 Athyrium filix-femina 1 Carex elongata 2 Deschampsia cespitosa 2 Filipendula ulmaria 1 Frangula alnus 1 Glechoma hederacea 2 Impatiens parviflora 1 Lysimachia vulgaris 1 Quercus robur (Baumschicht) 1 Salix alba (Baumschicht) 2 Salix cinerea 1 Urtica dioica 2	Alno-Ulmion-Fragmentgesellschaft
26	91E0*	WWA	Weiden-Auwald der Flussufer Salicetum albo-fragilis	Aegopodium podagraria 3 Alliaria petiolata 2 Alnus glutinosa (Baumschicht) 1 Angelica archangelica 1 Calystegia sepium 2 Epilobium hirsutum 1 Eupatorium cannabinum 2 Festuca gigantea 1 Filipendula ulmaria 2 Geum urbanum 2 Glechoma hederacea 2 Humulus lupulus 2 Iris pseudacorus 1 Lysimachia vulgaris 1 Lysimachia vulgaris 1 Lythrum salicaria 1 Phalaris arundinacea 2 Prunus padus 1 Pseudolysimachion longifolium 1 Ranunculus ficaria 3 Salix alba (Baumschicht) 3 Salix cinerea 2 Salix triandra 2 Salix viminalis (Baumschicht) 2 Salix xrubens (Baumschicht) 3 Scrophularia nodosa 1 Solanum dulcamara 1 Stachys palustris 1 Urtica dioica 3 Valeriana officinalis agg. 1	Salicion albae (Fragment, aus Pflanzung hervorgegangen)



BP	LRT	Biotoptyp*		Aktuell vorkommende Arten mit Deckungsgrad**	akt. pflanzensoziologische Einheit
27	91F0	WHA	Hartholzauwald im Überflutungsbereich, Fraxino-Ulmetum laevis-minoris (bzw. Quercu-Ulmetum)	Ajuga reptans 2 Alnus glutinosa (Baumschicht) 3 Crataegus laevigata 1 Crataegus monogyna 1 Eupatorium cannabinum 1 Geum urbanum 2 Glechoma hederacea 2 Hedera helix 2 Humulus lupulus 2 Impatiens glandulifera 1 Impatiens parviflora 2 Lysimachia vulgaris 2 Polygonatum multiflorum 1 Quercus robur (Baumschicht) 3 Ribes rubrum 1 Rubus fruticosus agg. 2 Salix cinerea 2 Silene dioica 2 Solanum dulcamara 1 Stellaria nemorum 2 Tilia cordata (Baumschicht) 1 Urtica dioica 2 Viburnum opulus 1	Stiel-Eichen-Auwald des Ulmenion minoris
28	91F0	WHA	Hartholzauwald im Überflutungsbereich, Fraxino-Ulmetum laevis-minoris (bzw. Quercu-Ulmetum)	Ajuga reptans 2 Alnus glutinosa (Baumschicht) 3 Crataegus laevigata 1 Crataegus monogyna 1 Eupatorium cannabinum 1 Geum urbanum 2 Glechoma hederacea 2 Hedera helix 2 Humulus lupulus 2 Impatiens glandulifera 1 Impatiens parviflora 2 Lysimachia vulgaris 2 Polygonatum multiflorum 1 Quercus robur (Baumschicht) 3 Ribes rubrum 1 Rubus fruticosus agg. 2 Salix cinerea 2 Silene dioica 2 Solanum dulcamara 1 Stellaria nemorum 2 Tilia cordata (Baumschicht) 1 Urtica dioica 2 Viburnum opulus 1	Stiel-Eichen-Auwald des Ulmenion minoris

\* Biotoptypenkürzel folgen V. DRACHENFELS (2011)

\*\*Die Mengenanteile der einzelnen Pflanzenarten sind wie folgt skaliert:

- 1 = wenige Exemplare,
- 2 = zahlreich,
- 3 = teilweise dominant,
- 4 = großflächig dominant.

Die Nomenklatur erwähnter Pflanzensippen folgt GARVE (2004)

## 5.3 Depositionen im Untersuchungsgebiet

### 5.3.1 Hintergrunddepositionen 2007

Die letzte deutschlandweite Erfassung von Luftschadstoff-Depositionen (BUILTJES et al. 2011) 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 2007 im UBA-Informationssystem erfolgte im April 2011 (siehe <http://www.umweltbundesamt.de/luft/eintraege-wirkungen/vorbelastung.htm>). Daraus ergeben sich die Summen der Hintergrund-Depositionen 2007 (= Vorbelastung) zusammengefasst im Untersuchungsgebiet wie folgt (vgl. Tab. 21). Die LRT-Polygone 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. 21):

Tab. 21: Hintergrunddepositionen 2007 (BUILTJES et al. 2011)

BP	LRT / Lebensraum	Landnutzungstyp	N-Vorbelastung 2007		S-Vorbelastung 2007	
			[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	2310	Semi-natürliche Vegetation	19,5	1393	8,0	500
2	2330	Schütterere Vegetation	19,5	1394	8,0	502
3	6430	Semi-natürliche Vegetation	18,0	1286	7,5	469
4	6430	Semi-natürliche Vegetation	18,1	1291	7,6	473
5	4030	Semi-natürliche Vegetation	19,4	1387	7,9	494
6	4030	Semi-natürliche Vegetation	19,5	1393	8,0	500
7	6430	Semi-natürliche Vegetation	18,1	1291	7,6	473
8	6430	Semi-natürliche Vegetation	18,2	1298	7,7	480
9	6430	Semi-natürliche Vegetation	18,2	1298	7,7	480
10	6430	Semi-natürliche Vegetation	18,1	1290	7,6	472
11	6510	Wiesen und Weiden	18,1	1291	7,6	473
12	6510	Wiesen und Weiden	18,1	1291	7,6	473
13	6510	Wiesen und Weiden	18,1	1296	7,6	478
14	9110	Laubwald	22,9	1639	8,6	536
15	9110	Laubwald	22,9	1639	8,6	536
16	9160	Laubwald	23,3	1662	8,8	550
17	9190	Laubwald	22,9	1639	8,6	536
18	9190	Laubwald	23,0	1643	8,6	540
19	9190	Laubwald	23,3	1662	8,8	550
20	9190	Laubwald	23,0	1645	8,6	540
21	9190, 9160	Laubwald	23,2	1658	8,8	548
22	9190, 9160	Laubwald	23,2	1658	8,8	548
23	91E0*	Laubwald	22,9	1639	8,6	536
24	91E0*	Laubwald	23,0	1643	8,6	540
25	91E0*	Laubwald	23,0	1643	8,6	540
26	91E0*	Laubwald	23,0	1645	8,6	540
27	91F0	Laubwald	23,2	1658	8,8	548
28	91F0	Laubwald	23,2	1658	8,8	548

Weitere Depositionen, die bei der Bestimmung der Critical Loads für versauernde Einträge zu berücksichtigen sind, enthält Tab. 22.

Tab. 22: Hintergrunddepositionen 2007 basischer Kationen und Chlorid-Ionen (BUILTJES et al. 2011)

BP	LRT / Lebensraum	Hintergrunddeposition [eq ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]				
		Ca	K	Mg	Na	Cl
1	2310	165	136	130	678	462
2	2330	166	136	132	685	468
3	6430	143	105	120	571	455
4	6430	144	106	121	575	461
5	4030	162	133	127	663	456
6	4030	165	136	130	678	462
7	6430	144	106	121	575	461
8	6430	147	110	124	592	468
9	6430	147	110	124	592	468
10	6430	144	107	120	574	456
11	6510	144	106	121	575	461
12	6510	144	106	121	575	461
13	6510	146	109	123	585	462
14	9110	243	131	127	660	455
15	9110	243	131	127	660	455
16	9160	256	136	132	685	468
17	9190	243	131	127	660	455
18	9190	245	132	128	664	461
19	9190	256	136	132	685	468
20	9190	246	133	127	663	456
21	9190, 9160	254	136	130	678	462
22	9190, 9160	254	136	130	678	462
23	91E0*	243	131	127	660	455
24	91E0*	245	132	128	664	461
25	91E0*	245	132	128	664	461
26	91E0*	246	133	127	663	456
27	91F0	254	136	130	678	462
28	91F0	254	136	130	678	462

### 5.3.2 Historische Zeitreihen und Trends der Depositionen

Für die Berechnung der Zeitreihen der Stickstoffdepositionen von 1920 bis 2005 haben wir die Ergebnisse der IIASA-Modellierung der Depositionsgeschichte für das EMEP-Raster 17/21, in dem sich das UG befindet, benutzt (vgl. Tab. 23). 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 50 x 50 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 50 x 50km<sup>2</sup> auszugleichen.

Tab. 23: Rekonstruierte Depositionsgeschichte im UG

Vegetationstyp	BP	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> ]
Offenland-LRT	1 - 13	2310, 2330, 6430, 4030, 6430, 6510	1920	12,7	907	17,0	1061
			1925	13,3	948	18,3	1146
			1930	13,9	991	20,5	1282
			1935	14,9	1063	19,5	1216
			1940	15,9	1134	24,7	1542
			1945	15,8	1125	12,7	794
			1950	15,6	1117	22,6	1415
			1955	17,9	1278	31,0	1940
			1960	20,1	1438	34,4	2150
			1965	23,3	1666	41,7	2607
			1970	26,5	1895	49,0	3064
			1975	28,4	2028	46,1	2883
			1980	30,8	2201	47,7	2984
			1985	30,9	2209	43,7	2731
			1990	27,8	1985	32,4	2023
			1995	23,7	1693	16,7	1041
2000	21,3	1525	9,0	561			
2005	19,5	1393	8,0	500			
Laubwald	14-28	9110, 9160, 9190, 91E0*, 91F0	1920	15,2	1082	17,2	1073
			1925	15,8	1131	18,5	1159
			1930	16,6	1183	20,8	1298
			1935	17,8	1268	19,7	1230
			1940	18,9	1352	25,0	1561
			1945	18,8	1343	12,9	803
			1950	18,7	1333	22,9	1432
			1955	21,3	1524	31,4	1964
			1960	24,0	1715	34,8	2176
			1965	27,8	1988	42,2	2638
			1970	31,7	2261	49,6	3101
			1975	33,9	2420	46,7	2918
			1980	36,8	2626	48,3	3020
			1985	36,9	2636	44,2	2763
			1990	33,2	2369	32,8	2047
			1995	28,3	2020	16,9	1054
2000	25,5	1819	9,1	568			
2005	23,3	1662	8,1	506			

Die Schwefel-Depositionen im Jahr 2005 sind nach einem extremen Pik zwischen 1975 und 1985 bereits wieder auf das vorindustrielle Niveau gesunken. Der Stickstoffeintrag war zwar zwischen 1975 und 1985 nicht ganz so hoch wie der Schwefeleintrag, aber seitdem ist seine Reduzierung deutlich weniger drastisch verlaufen.

Dabei ist der zeitliche Verlauf im Offenland (vgl. Abb. 7) der gleiche wie im Wald (vgl. Abb. 8), jedoch auf einem etwas niedrigeren Niveau.

Um das Regenerierungspotenzial von LRT-Flächen abschätzen zu können, ist es sinnvoll in Betracht zu ziehen, wie sich die Hintergrunddeposition entsprechend dem aktuellen Trend in Zukunft bis zum Eintreten des Planfalls entwickeln wird. Das UBA veröffentlichte auch einen Depositionsdatensatz für das Prognosejahr 2020 (UBA 2012). Die Emissionen für das Jahr 2020 wurden aus dem PAREST-Projekt übernommen. Als Basisjahr mit bekannten Emissi-

onsdaten fungiert im PAREST-Projekt das Jahr 2005. Für die Abschätzung der Gesamt-N-Depositionen wurde aus den im PAREST-Projekt betrachteten Emissions-Szenarien ein konservatives Entwicklungsszenario, welches auf Basis bestehender gesetzlicher Regelungen (Current Legislation – CLE) ermittelt wurde, ausgewählt. Die Verwendung des UBA-Datensatzes 2020 ist in begründeten Fällen fachlich vertretbar, da auch hier konservative Annahmen getroffen wurden (vgl. Tab. 24 in Verbindung mit Abb. 9 und Abb. 10).

Tab. 24: Hintergrunddepositionen 2020 (UBA 2012)

BP	LRT / Lebensraum	Landnutzungstyp	N-Vorbelastung 2020		S-Vorbelastung 2020	
			[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	2310	Semi-natürliche Vegetation	17,3	1234	4,5	284
2	2330	Schütterere Vegetation	17,3	1236	4,5	284
3	6430	Semi-natürliche Vegetation	16,1	1152	4,2	260
4	6430	Semi-natürliche Vegetation	16,1	1148	4,2	261
5	4030	Semi-natürliche Vegetation	17,3	1238	4,5	282
6	4030	Semi-natürliche Vegetation	17,3	1234	4,5	284
7	6430	Semi-natürliche Vegetation	16,1	1148	4,2	261
8	6430	Semi-natürliche Vegetation	16,0	1145	4,2	264
9	6430	Semi-natürliche Vegetation	16,0	1145	4,2	264
10	6430	Semi-natürliche Vegetation	16,0	1145	4,2	262
11	6510	Wiesen und Weiden	16,1	1148	4,2	261
12	6510	Wiesen und Weiden	16,1	1148	4,2	261
13	6510	Wiesen und Weiden	16,0	1142	4,2	263
14	9110	Laubwald	21,0	1502	5,2	326
15	9110	Laubwald	21,0	1502	5,2	326
16	9160	Laubwald	21,1	1510	5,3	333
17	9190	Laubwald	21,0	1502	5,2	326
18	9190	Laubwald	21,0	1497	5,2	326
19	9190	Laubwald	21,1	1510	5,3	333
20	9190	Laubwald	21,0	1498	5,3	329
21	9190, 9160	Laubwald	21,1	1506	5,3	333
22	9190, 9160	Laubwald	21,1	1506	5,3	333
23	91E0*	Laubwald	21,0	1502	5,2	326
24	91E0*	Laubwald	21,0	1497	5,2	326
25	91E0*	Laubwald	21,0	1497	5,2	326
26	91E0*	Laubwald	21,0	1498	5,3	329
27	91F0	Laubwald	21,1	1506	5,3	333
28	91F0	Laubwald	21,1	1506	5,3	333

Der abnehmende Trend für N und S wird sich in Zukunft verlangsamen, aber nicht umkehren (vgl. Abb. 7 und Abb. 8).

Als Planjahr für die OU Celle wird das Jahr 2025 angesetzt. Prognosen für das Jahr 2025 werden von UBA jedoch derzeit nicht erarbeitet. Geht man von der konservativen Annahme aus, dass die Hintergrunddepositionen von 2020 bis 2025 nicht weiter sinken werden (worst case), ist man bei der Bewertung des Planfalls auf der sicheren Seite.

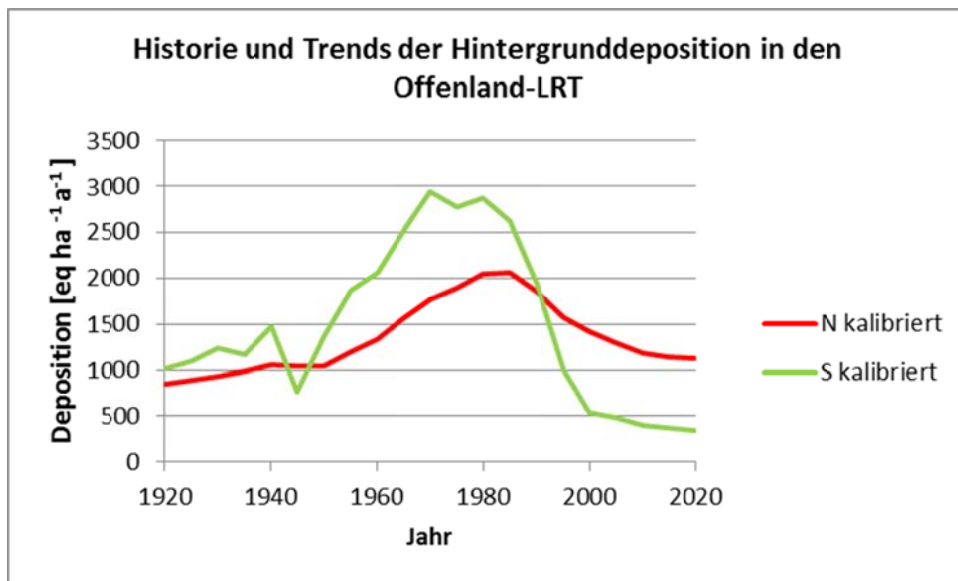


Abb. 7: Zeitreihen der S- und N-Depositionen in den Offenland-LRT des UG (EMEP 2007/ UBA 2012)

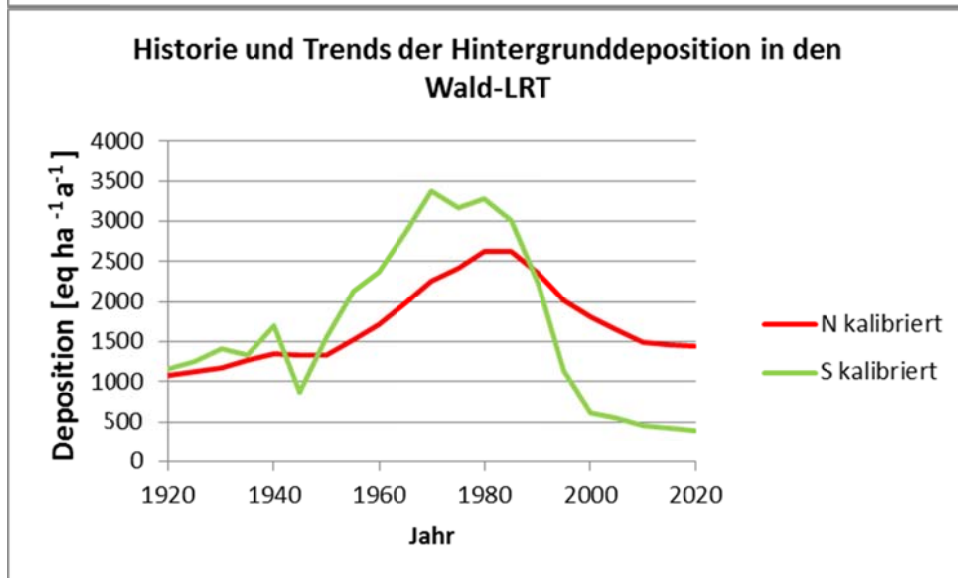


Abb. 8: Zeitreihen der S- und N-Depositionen in den Laubwald-LRT des UG (EMEP 2007, UBA 2012)

Die Begründung für die Plausibilität der Trends laut UBA-Datensatz 2020 liefert die Zentrale Unterstützungsstelle Luftreinhaltung, Lärm und Gefahrstoffe Niedersachsen in ihrem Sonderbericht zur Beurteilung der Luftqualität in Bezug auf die oberen und unteren Beurteilungsschwellen gemäß der 39. BImSchV für den Zeitraum von 2008 bis 2012 (STAATLICHES GEWERBEAUF SICHTSAMT HILDESHEIM (2013) wie folgt: Celle liegt etwa mittig zwischen der Hintergrund-Messstation auf den Ostfriesischen Inseln und der Hintergrund-Messstation Wurmberg in einem Nicht-Ballungs- und Nicht-Industriegebiet wie auch die beiden Stationen, zu denen die Trends der letzten Jahre veröffentlicht wurden (vgl. Abb. 9 und Abb. 10). Demzufolge kann man davon ausgehen, dass der Trend bei Celle dem Verlauf der beiden dargestellten Stationen folgt, d. h. dass die Immissionen und damit auch die Depositionen weiter leicht abnehmen bzw. nicht wieder zunehmen werden.

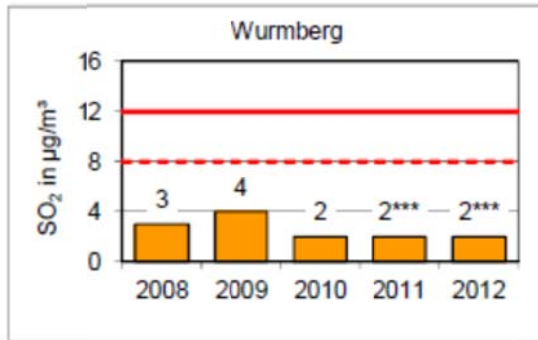
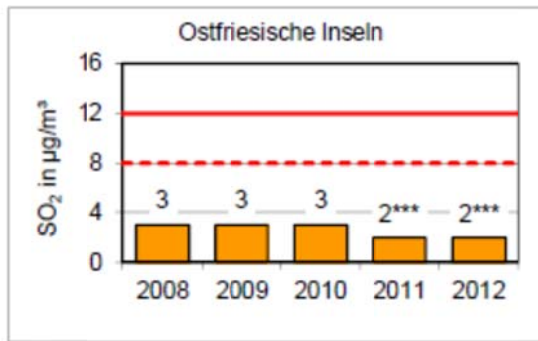


Abb. 9: Winterhalbjahresmittelwerte Schwefeldioxid (SO<sub>2</sub>)-Immissionen (GEWERBEAUF SICHTSAMT HILDESHEIM 2013)

— OB 12 µg/m<sup>3</sup> zum Schutz der Vegetation (Anlage 2, 39. BImSchV)  
 - - - UB 8 µg/m<sup>3</sup> zum Schutz der Vegetation (Anlage 2, 39. BImSchV)  
 \*\*\* Messwert < Nachweisgrenze von 2 µg/m<sup>3</sup>

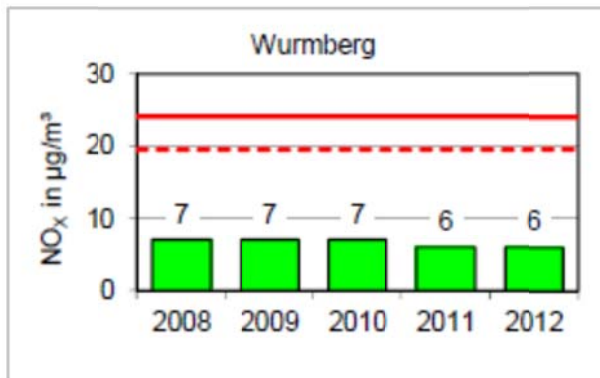
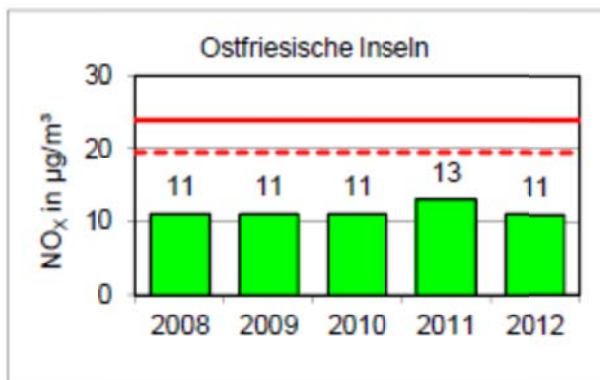


Abb. 10: Jahresmittelwerte Stickstoffoxid (NO<sub>x</sub>)-Immissionen (GEWERBEAUF SICHTSAMT HILDESHEIM 2013)

— OB 24 µg/m<sup>3</sup> zum Schutz der Vegetation (Anlage 2, 39. BImSchV)  
 - - - UB 19,5 µg/m<sup>3</sup> zum Schutz der Vegetation (Anlage 2, 39. BImSchV)

### 5.3.3 Zusatzbelastungen im Planfall

Vom Auftraggeber wurde eine Depositionsberechnung der betriebsbedingten Stickstoff-Emissionen der OU Celle in den Jahren 2020 und 2025 (resultierend aus NO-, NO<sub>2</sub>- und NH<sub>3</sub>-Immissionen) übergeben. Die Prognosen der Verkehrsbelegung in den Jahren 2020 und 2025, der der Auftraggeber lieferte, enthielt Angaben der durchschnittlichen täglichen Verkehrsstärken (DTV) und der LKW-Schwerverkehr-Anteile für den Prognose-Nullfall (d. h. das Vorhaben OU Celle wird nicht realisiert) und für den Planfall (d. h. die OU Celle wird realisiert).

Aus der Differenz von Planfall zu Nullfall ergibt sich die zu beurteilende vorhabensbedingte Zusatzbelastung (vgl. Tab. 25).

Die Zusatzbelastung wird im Jahr 2020 partiell höher sein als im Jahr 2025. Somit werden im vorliegenden Gutachten die an den Probepunkten ausgelesenen Daten der Zusatzbelastung des Jahres 2020, die am 28.8.2013 übergeben wurden, zur Bewertung möglicher Beeinträchtigungen verwendet (Kap. 6.5 und 6.6).

Tab. 25: Zusätzlich zu erwartende N-Belastung im Planfall in den betroffenen FFH-Lebensraumflächen, errechnet aus der Differenz Planfall – Nullfall (INGENIEURBÜRO LOHMEYER 2013)

BP	DTV2025				DTV2020			
	Nullfall	Planfall	Differenz Plan-Null		Nullfall	Planfall	Differenz Plan-Null	
	[kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]	[kg 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> ]	[kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]	[kg 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	0,2	0,3	0,1	7	0,2	0,3	0,1	7
2	0,2	0,3	0,1	7	0,2	0,3	0,1	7
3	0,6	0,7	0,1	7	0,7	0,8	0,1	7
4	0,4	0,4	0	0	0,4	0,4	0	0
5	0,3	0,5	0,2	14	0,3	0,5	0,2	14
6	0,2	0,4	0,2	14	0,2	0,4	0,2	14
7	0,2	0,3	0,1	7	0,2	0,3	0,1	7
8	0,2	0,3	0,1	7	0,2	0,3	0,1	7
9	0,2	0,3	0,1	7	0,2	0,3	0,1	7
10	0,3	2,9	2,6	186	0,3	3	2,7	193
11	0,5	0,6	0,1	7	0,5	0,6	0,1	7
12	0,4	0,5	0,1	7	0,4	0,5	0,1	7
13	0,2	0,4	0,2	14	0,2	0,4	0,2	14
14	2,4	2,7	0,3	21	2,6	2,9	0,3	21
15	0,4	0,5	0,1	7	0,4	0,5	0,1	7
16	0,3	0,9	0,6	43	0,3	0,9	0,6	43
17	0,8	1	0,2	14	0,9	1	0,1	7
18	0,2	0,6	0,4	29	0,2	0,7	0,5	36
19	0,2	0,4	0,2	14	0,2	0,5	0,3	21
20	0,6	2,7	2,1	150	0,7	3,0	2,3	164
21	0,2	0,4	0,2	14	0,2	0,4	0,2	14
22	0,2	0,4	0,2	14	0,2	0,4	0,2	14
23	0,9	1	0,1	7	0,9	1,1	0,2	14
24	0,4	2,2	1,8	129	0,4	2,3	1,9	136
25	0,3	2	1,7	121	0,4	2	1,6	114
26	0,3	3,7	3,4	243	0,3	4,9	4,6	329
27	0,2	0,3	0,1	7	0,2	0,3	0,1	7
28	0,2	0,3	0,1	7	0,2	0,3	0,1	7

## 5.4 Erhaltungsziele

### 5.4.1 Rechtsverbindliche Vorgaben

Das NSG "Lachte" liegt vollständig im Fauna-Flora-Habitat-(FFH-)Gebiet "Lutter, Lachte, Aschau (mit einigen Nebenbächen).

#### Verordnung über das Naturschutzgebiet "Lachte" in der Samtgemeinde Lachendorf und der Stadt Celle, Landkreis Celle vom 27.3.2009

Besonderer Schutzzweck (Erhaltungsziele) für das NSG im FFH-Gebiet ist die Erhaltung oder Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustandes durch

1. den Schutz und die Entwicklung insbesondere von

- a) naturnahen Fließgewässern mit sehr gut ausgeprägter Wasservegetation und von naturnahen, gut nährstoffversorgten Seen und sonstigen Stillgewässern, u. a. mit Bedeutung als



- Lebensraum für Fischotter , Kammolch , Bachneunauge, Groppe, Steinbeißer , Grüne Keiljungfer und Flussperlmuschel sowie Schwarzstorch als Nahrungsgast,
- b) naturnahen Wäldern mit Erlen-Auwäldern , Erlenbruch und quelligen Erlenbruchwäldern , Birkenbrüchern, Birken-Moorwäldern, feuchten bis frischen Eichen-Hainbuchenwäldern und bodensauren Eichenwäldern ,
  - c) naturnahen Hochmooren mit gehölzfreier Moorvegetation, Torfmoor-Schlenken und noch renaturierungsfähigen degradierten Hochmooren,
  - d) naturnahen Übergangs- und Schwingrasenmooren,
  - e) artenreichen, mageren Wiesen , artenreichem Feuchtgrünland sowie Pfeifengras-Wiesen ,
  - f) Quellbereichen ,
  - g) niederungstypischen Biotopkomplexen wie feuchten Hochstandenfuren, Riedern , Röhricht en und Feuchtgebüsch,
2. die Erhaltung und Förderung insbesondere
- a) der prioritären Lebensraumtypen (Anhang I FFH-Richtlinie)
    - aa) 91EO Auenwälder mit *Alnus glutinosa* und *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*) als naturnahe, feuchte bis nasse Erlen-, Eschen- und Weidenwälder aller Altersstufen entlang der Lachte und ihren Nebenbächen sowie in Quellbereichen mit einem naturnahen Wasserhaushalt, standortgerechten, ursprünglich im Naturraum heimischen Baumarten, einem hohen Alt- und Totholzanteil, Höhlenbäumen sowie spezifischen Habitatstrukturen (Flutrinnen, Tümpel, Verlichtungen) einschließlich ihrer typischen Tier- und Pflanzenarten,
    - bb) 91D0 Moorwälder als naturnahe torfmoosreiche Birken- und Birken-Kiefernwälder auf nährstoffarmen, nassen Moorböden mit allen Altersphasen in mosaikartigem Wechsel, mit standortgerechten, ursprünglich im Naturraum heimischen Baumarten, einem hohen Alt- und Totholzanteil, Höhlenbäumen, natürlich entstandenen Lichtungen und strukturreichen Waldrändern einschließlich ihrer typischen Tier- und Pflanzenarten,
  - b) der übrigen Lebensraumtypen (Anhang I FFH-Richtlinie)
    - aa) 3150 Natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamions oder Hydrocharitions als naturnahe Stillgewässer mit klarem bis leicht getrübbtem, gut nährstoffversorgtem Wasser sowie gut entwickelter Wasser- und Verlandungsvegetation einschließlich ihrer typischen Tier- und Pflanzenarten, u. a. mit Vorkommen untergetaucht wachsender Großlaichkraut-Gesellschaften und/oder Froschbiss-Gesellschaften,
    - bb) 3160 Dystrophe Seen und Teiche als naturnahe nährstoffarme, huminstoffreiche Stillgewässer mit torfmoosreicher Verlandungsvegetation in Heide- und Mooregebieten einschließlich ihrer typischen Tier- und Pflanzenarten,
    - cc) 3260 Flüsse der planaren bis montanen Stufe mit Vegetation des *Ranunculion fluitantis* und des *Callitriche-Batrachion* als naturnahe Fließgewässer mit unverbauten Ufern, vielfältigen Sedimentstrukturen (in der Regel Wechsel zwischen feinsandigen, kiesigen und grobsteinigen Bereichen), guter Wasserqualität, natürlicher Dynamik des Abflussesgeschehens, einem durchgängigen, unbegradigten Verlauf und zumindest abschnittsweise naturnahem Auwald- und Gehölzsaum sowie gut entwickelter flutender Wasservegetation an besonnten Stellen, einschließlich ihrer typischen Tier- und Pflanzenarten,
    - dd) 4010 Feuchte Heiden des nordatlantischen Raumes mit *Erica tetralix* als naturnahe bis halbnatürliche Feucht- bzw. Moorheiden mit hohem Anteil von Glockenheide und weiteren Moor- und Heidearten (z. B. Torfmoose, Moorlilie, Lungen-Enzian, Schnabelried, Besenheide) einschließlich ihrer typischen Tier- und weiteren Pflanzenarten,
    - ee) 6430 Feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe als artenreiche Hochstaudenfluren (einschließlich ihrer Vergesellschaftungen mit Röhricht) an Gewässerufeln und feuchten Waldrändern einschließlich ihrer typischen Tier- und Pflanzenarten,

- ff) 6510 Magere Flachlandmähwiesen (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*) als artenreiche, wenig gedüngte, vorwiegend gemähte Wiesen auf mäßig feuchten bis mäßig trockenen Standorten, teilweise im Komplex mit Feuchtgrünland oder Magerrasen, einschließlich ihrer typischen Tier- und Pflanzenarten,
- gg) 7140 Übergangs- und Schwingrasenmoore als naturnahe, waldfreie Übergangs- und Schwingrasenmoore, u. a. mit torfmoosreichen Seggen- und Wollgras-Rieden, auf sehr nassen, nährstoffarmen Standorten, meist im Komplex mit nährstoffarmen Stillgewässern und anderen Moortypen, einschließlich ihrer typischen Tier- und Pflanzenarten,
- hh) 7150 Torfmoor-Schlenken (*Rhynchosporion*) als nasse, nährstoffarme Torf- und/oder Sandflächen mit Schnabelried-Gesellschaften im Komplex mit Hoch- und Übergangsmooren, Feuchtheiden und/oder nährstoffarmen Stillgewässern einschließlich ihrer typischen Tier- und Pflanzenarten,
- ii) 9160 Subatlantischer oder mitteleuropäischer Stieleichenwald oder Eichen-Hainbuchenwald (*Carpinion betuli*) als naturnahe bzw. halbnatürliche, strukturreiche Eichenmischwälder auf feuchten bis nassen Standorten mit allen Altersphasen in mosaikartigem Wechsel, mit standortgerechten, ursprünglich im Naturraum heimischen Baumarten, einem hohen Tot- und Altholzanteil, Höhlenbäumen, natürlich entstandenen Lichtungen und vielgestaltigen Waldrändern einschließlich ihrer typischen Tier- und Pflanzenarten,
- jj) 9190 Alte bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen mit *Quercus robur* als naturnahe bzw. halbnatürliche, strukturreiche Eichenmischwälder auf nährstoffarmen Sandböden mit allen Altersphasen in mosaikartigem Wechsel, mit standortgerechten, ursprünglich im Naturraum heimischen Baumarten, einem hohen Tot- und Altholzanteil, Höhlenbäumen und vielgestaltigen Waldrändern einschließlich ihrer typischen Tier- und Pflanzenarten.

**Das NSG „Obere Allerniederung bei Celle“** ist zugleich Teil des Fauna-Flora-Habitat-(FFH-)Gebiets „Aller mit Barnbruch, untere Leine, untere Oker“.

**Verordnung über das Naturschutzgebiet „Obere Allerniederung bei Celle“ in der Stadt Celle, Landkreis Celle vom 15.8.2007:**

Besonderer Schutzzweck (Erhaltungsziele) für das NSG im FFH-Gebiet ist die Erhaltung oder Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustandes durch

1. den Schutz und die Entwicklung insbesondere der großräumigen, naturnah strukturierten Flussniederungslandschaft mit
  - a) natürlicher Auendynamik,
  - b) flusstypischen, gewässerbegleitenden Ufergehölzen,
  - c) vielgestaltigen, durchgängigen Ufer- und Sohlenstrukturen (Uferabbrüche, Anlandungen, Prall- und Gleituferbildungen, Auskolkungen usw.) sowie dem Zulassen entsprechender Entwicklungen,
  - d) auentypischen Strukturen wie Flutrinnen, Altwässern und ständig oder temporär wasserführenden Stillgewässern mit Bedeutung als Lebensraum u.a. für Fischotter, Grüne Keiljungfer, Grüne Moosjungfer und Kleinfischarten,
  - e) ihrer Bedeutung für Fledermausarten,
2. die Erhaltung und Förderung insbesondere
  - a) des prioritären Lebensraumtyps (Anhang I FFH-Richtlinie) 91E0 Auenwälder mit Erle und Esche (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*) als naturnahe, feuchte bis nasse Erlen-, Eschen- und Weidenwälder aller Altersstufen an Aller, Lachte und deren Altarmen mit einem naturnahen Wasserhaushalt, ursprünglich im Naturraum heimischen Baumarten, einem hohen Alt- und Totholzanteil, Höhlenbäumen sowie spezifischen Habitatstrukturen (Flutrinnen, Tümpel, Verlichtungen) einschließlich ihrer typischen Tier- und Pflanzenarten,

- b) der übrigen Lebensraumtypen (Anhang I FFH-Richtlinie)
- aa) 2310 Trockene Sandheiden mit *Calluna* und *Genista* (Dünen im Binnenland) auf den Dünen beim Finkenherde mit gut entwickelten, nicht oder wenig verbuschten, örtlich von Baumgruppen durchsetzten Zwergstrauchheiden mit Dominanz von Besenheide (eingestreut auch Englischer und Behaarter Ginster, teilweise auch Dominanz von Heidel- oder Preiselbeere) sowie einem Mosaik unterschiedlicher Altersstadien mit offenen Sandstellen, niedrig- und hochwüchsigen Heidebeständen, einschließlich ihrer typischen Tier- und Pflanzenarten, insbesondere der Zauneidechse,
  - bb) 2330 Dünen mit offenen Grasflächen mit *Corynephorus* und *Agrostis* (Dünen im Binnenland) auf den Schwalbenbergen mit gut entwickelten, nicht oder wenig verbuschten, von offenen Sandstellen durchsetzten Sandtrockenrasen einschließlich ihrer typischen Tier- und Pflanzenarten,
  - cc) 3150 Natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamions oder Hydrocharitions als naturnahe Stillgewässer und Altwässer mit klarem bis leicht getrübbtem, gut nährstoffversorgtem Wasser sowie gut entwickelter Wasser- und Verlandungsvegetation einschließlich ihrer typischen Tier- und Pflanzenarten (u. a. Krebschere), u. a. mit Vorkommen untergetaucht wachsender Vegetation wie Großlaichkraut-Gesellschaften und/oder Froschbiss-Gesellschaften,
  - dd) 3260 Flüsse der planaren bis montanen Stufe mit Vegetation des *Ranunculion fluitantis* und des *Callitricho-Batrachion* als naturnahe Fließgewässer mit unverbauten Ufern, vielfältigen Sedimentstrukturen (in der Regel Wechsel zwischen feinsandigen, kiesigen und grobsteinigen Bereichen), guter Wasserqualität, natürlicher Dynamik des Abflussgeschehens, einem durchgängigen, unbegradigtem Verlauf und zumindest abschnittsweise naturnahem Auwald- und Gehölzsaum sowie gut entwickelter flutender Wasservegetation an besonnten Stellen einschließlich der typischen Tier- und Pflanzenarten; Sicherung des funktionalen Zusammenhangs mit den Uferbiotopen und der bei Hochwasser überfluteten Aue,
  - ee) 4030 Trockene europäische Heiden als strukturreiche, teils gehölzfreie, teils von Baumgruppen durchsetzte Zwergstrauchheiden mit Dominanz von Besenheide (eingestreut Englischer oder Behaarter Ginster, teilweise auch Dominanz von Heidel- oder Preiselbeere) sowie einem aus geeigneter Pflege resultierendem Mosaik unterschiedlicher Altersstadien mit offenen Sandflächen, niedrig- und hochwüchsigen Heidebeständen, einschließlich ihrer typischen Tier- und Pflanzenarten, insbesondere beim Finkenherde,
  - ff) 6430 Feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe als artenreiche Hochstaudenfluren (einschließlich ihrer Vergesellschaftungen mit Röhrichtern) an Gewässeruferrändern und feuchten Waldrändern mit ihren typischen Tier- und Pflanzenarten,
  - gg) 6510 Magere Flachlandmähwiesen (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*) als artenreiche, vorwiegend gemähte Grünlandflächen auf mäßig feuchten bis mäßig trockenen Standorten, teilweise im Komplex mit Feuchtgrünland oder Magerrasen, einschließlich ihrer typischen Tier- und Pflanzenarten,
  - hh) 9190 Alte bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen mit *Quercus robur* als naturnahe bzw. halbnatürliche, strukturreiche Eichenmischwälder auf nährstoffarmen, trockenen bis feuchten Sandböden mit allen Altersphasen in mosaikartigem Wechsel, mit ursprünglich im Naturraum heimischen Baumarten, einem hohen Tot- und Altholzanteil, Höhlenbäumen und vielgestaltigen Waldrändern einschließlich ihrer typischen Tier- und Pflanzenarten,
  - ii) 91F0 Hartholzaewälder mit *Quercus robur*, *Ulmus laevis*, *Ulmus minor*, *Fraxinus excelsior* (*Ulmion minoris*) als naturnahe Hartholz-Auwälder in den Flussauen von Aller und Lachte, die einen naturnahen Wasserhaushalt mit periodischen Überflutungen und alle Altersphasen in mosaikartigem Wechsel aufweisen, mit ursprünglich im Naturraum heimischen Baumarten, einem hohen Tot- und Altholzanteil, Höhlenbäumen, vielgestalti-

gen Waldrändern und auentypischen Habitatstrukturen (Flutrinnen, Tümpel u. a.) einschließlich ihrer typischen Tier- und Pflanzenarten,

#### 5.4.2 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 (mittels BERN-Modell), 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 entwickeln kann (vgl. Tab. 26 in Verbindung mit Tab. 27).

Tab. 26: Entwicklungsziel der Vegetation an den Beurteilungspunkten zur Erhaltung/Herstellung eines günstigen Erhaltungszustandes (vgl. Kap. 0).

BP	LRT	Zielgesellschaft im günstigen Erhaltungszustand
1	2310	Genisto anglicae-Callunetum vulgaris (typ. Subass.) SCHWICK. 1933 em. TX. 1937
2	2330	Spergulo-Corynephoretum canescentis (TX. 1928) LIBB. 1933
3	6430	Valeriano-Filipenduletum SISSINGH in WESTHOFF et al. 1946
4	6430	Valeriano-Filipenduletum SISSINGH in WESTHOFF et al. 1946
5	4030	Genisto anglicae-Callunetum vulgaris (Cladonio-Subass.) SCHWICK. 1933 em. TX. 1937
6	4030	Genisto anglicae-Callunetum vulgaris (typ. Subass.) SCHWICK. 1933 em. TX. 1937
7	6430	Veronico longifoliae-Filipenduletum Tx. et Hülbusch 1968
8	6430	Cuscuto europaeae-Convolutetum sepium TX. 1947 ex LOHM. 1953
9	6430	Cuscuto europaeae-Convolutetum sepium TX. 1947 ex LOHM. 1953
10	6430	Cuscuto europaeae-Convolutetum sepium TX. 1947 ex LOHM. 1953
11	6510	Dauco-Arrhenatheretum (Alopecurus-Subass.) BR.-BL. 1919
12	6510	Dauco-Arrhenatheretum (Alopecurus-Subass.) BR.-BL. 1919
13	6510	Dauco-Arrhenatheretum elatioris (typ. Subass.) BR.-BL. 1919
14	9110	Fago-Quercetum petraea TÜXEN 1955
15	9110	Maianthemo-Fagetum sylvatici (typ. Subass.) PASS. 1959
16	9160	Stellario holostaeae-Carpinetum betuli OBERD. 1957
17	9190	Fago-Quercetum petraea TÜXEN 1955
18	9190	Betulo-Quercetum petraeae (Molinia-Subass.) TÜXEN 1937
19	9190	Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1930
20	9190	Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1930
21	9190, 9160	Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1930
22	9190, 9160	Betulo-Quercetum roboris (Molinia-Subass.) (TX. 1937) SCAMONI et PASSARGE 1959
23	91E0*	Stellario nemorum-Alnetum glutinosae LOHMEYER 1957
24	91E0*	Pruno-Fraxinetum OBERD. 1953
25	91E0*	Pruno-Fraxinetum OBERD. 1953
26	91E0*	Salicetum albo-fragilis ISSLER 1926
27	91F0	Querco-Ulmetum minoris ISSLER 1953
28	91F0	Querco-Ulmetum minoris ISSLER 1953

Tab. 27: Ausgewertete Stetigkeitstabellen der Ziel-Pflanzengesellschaften

Zielgesellschaft	Quellennachweis der ausgewerteten Stetigkeitstabellen	Berücksichtigte empfindlichste Art
Betulo-Quercetum petraeae (Molinia-Subass.) TÜXEN 1937	TÜXEN (1937) S. 131	<i>Holcus mollis</i>
Betulo-Quercetum roboris (Molinia-Subass.) (TX. 1937) SCAMONI	TÜXEN (1937) S. 128 unten (auch PASSARGE U. HOFMANN (1968) Tab. 32d-e; SCHMIDT (2002)	<i>Holcus mollis</i>

Zielgesellschaft	Quellennachweis der ausgewerteten Stetigkeitstabellen	Berücksichtigte empfindlichste Art
et PASSARGE 1959	5.2.1, Tab. 2/4/2.4; )	
Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1930	TÜXEN (1937) S. 128 oben	<i>Calluna vulgaris</i>
Cuscuta europaeae-Convolutetum sepium TX. 1947 ex LOHM. 1953	OBERDORFER (1993) Teil III, Tab. 169/3	<i>Phalaris arundinacea</i>
Dauco-Arrhenatheretum (Alopecurus-Subass.) BR.-BL. 1919	PASSARGE (1964) Tab. 66b	<i>Chrysanthemum leucanthemum</i>
Dauco-Arrhenatheretum elatioris (typ. Subass.) BR.-BL. 1919	TÜXEN (1937) S. 105 (auch PASSARGE (1964) Tab. 66e-i; OBERDORFER (1993) Teil III, Tab. 235/1a)	<i>Daucus carota</i>
Fago-Quercetum petraea TÜXEN 1955	OBERDORFER (1992) Teil IV, Tab. 287/1 und Textband S. 109	<i>Holcus mollis</i>
Genisto anglicae-Callunetum vulgaris (Cladonio-Subass.) SCHWICK. 1933 em. TX. 1937	KRIEGER (1937) Tab. 11 (auch PASSARGE (1964) Tab. 91a,b)	<i>Cladonia mitis</i>
Genisto anglicae-Callunetum vulgaris (typ. Subass.) SCHWICK. 1933 em. TX. 1937	PASSARGE (1964) Tab. 90a-c	<i>Calluna vulgaris</i>
Maianthemo-Fagetum sylvatici (typ. Subass.) PASS. 1959	WILLNER (2002) Tab. 6/40 (auch PASSARGE U. HOFMANN (1968) Tab. 17b; SCHMIDT (2002) 2.4, Tab. 2/1/1; RUNGE (1994) S. 273)	<i>Maianthemum bifolium</i>
Pruno-Fraxinetum OBERD. 1953	OBERDORFER (1992) Teil IV, Tab. 307/7Ba und Textband S. 150 (auch PASSARGE U. HOFMANN (1968) Tab. 5d; SCHMIDT (2002) 8.2, Tab. 2/7/2)	<i>Prunus padus</i>
Quercu-Ulmetum minoris ISSLER 1953	OBERDORFER (1992) Teil IV, Tab. 308/8Ab und Textband S. 153 (auch PASSARGE U. HOFMANN (1968) Tab. 8e-f; SCHMIDT (2002) 9.1, Tab. 2/7/4)	<i>Crataegus monogyna</i>
Salicetum albo-fragilis ISSLER 1926	TÜXEN (1937) S. 135 (auch OBERDORFER (1992) Teil IV, Tab. 241/6, 247/6a-6l und Textband S. 22, PASSARGE U. HOFMANN (1968) Tab. 39b; SCHMIDT (2002) 10.2)	<i>Filipendula ulmaria</i>
Spergulo-Corynephorretum canescens (TX. 1928) LIBB. 1933	TÜXEN (1937) S. 55 (auch PASSARGE (1964) Tab. 79c-f; OBERDORFER (1993) Teil II, Tab. 79/5a/2)	<i>Teesdalia nudicaulis</i>
Stellario holosteae-Carpinetum betuli OBERD. 1957	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; TH. MÜLLER (1990) Tab. 2)	<i>Lonicera periclymenum</i>
Stellario nemorum-Alnetum glutinosae LOHMEYER 1957	OBERDORFER (1992) Teil IV, Tab. 305/5A und Textband S. 147 (auch PASSARGE ET HOFMANN (1968) Tab. 39 g-i; SCHMIDT (2002) 8.1.1, Tab. 2/7/3.2)	<i>Stellaria nemorum</i>
Valeriano-Filipenduletum SISSINGH in WESTHOFF et al. 1946 (incl. Filipendula ulmaria-Ges.)	OBERDORFER (1993) Teil III, Tab. 222/3c	<i>Filipendula ulmaria</i>
Veronico longifoliae-Filipenduletum Tx. et Hülbusch 1968	DIERSCHKE (1986) (auch PREISING et al. 1990b; PASSARGE 2002)	<i>Filipendula ulmaria</i>

## 6 Ergebnisse der Einzelfallprüfung

### 6.1 Besondere Einzelfalluntersuchungen

Den Auenwäldern im Überflutungsbereich (LRT 91E0) wird die SMB-Methode nur ansatzweise gerecht. Wichtige Einflussfaktoren müssen vernachlässigt werden, so dass insbesondere die natürliche Nährstoffzufuhr (z. B. die Schwebstoffsedimentation) unterschätzt wird. Die modellierten Critical Load liegen zwar damit auf der sicheren Seite, überschätzen aber die Empfindlichkeit der Auenwälder. Außerdem überwiegt der eutrophierende Einfluss des Überschwemmungswassers bei Weitem den Einfluss von Fremdstoffeinträgen aus der Luft, zumal die Depositionsrate auf Wasseroberflächen vergleichsweise sehr gering ist. Somit wird auch der Einfluss der Zusatzbelastung mit dem hier durchgeführten Modellierungsverfahren überschätzt.

*„Kann für Auenstandorte mit regelmäßigen Überflutungen und naturnaher Auendynamik ... im Einzelfall nachgewiesen werden, dass es sich um einen eutrophen Standort handelt, in den regelmäßig Nährstoffe in erheblichem Umfang eingetragen werden und der aus der Sicht des Nährstoffhaushaltes einen guten Erhaltungszustand aufweist, kann davon ausgegangen werden, dass die Empfindlichkeit gegenüber Stickstoffeintrag aus der Luft gering ist.“* (Zitat aus BMVBS 2013, S. 206).

Diese Einschätzung wird auch durch die Einstufung der Biotoptypen der LRT 6430 und 91E0 in Niedersachsen wie folgt untermauert: *„mäßige Empfindlichkeit: CL 20-30 kg N ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup>, teilweise evtl. auch noch etwas höhere Werte“* oder *„geringe oder keine Empfindlichkeit (Vegetation von Nährstoffzeigern gekennzeichnet, sehr nährstoffreiche Standorte und/oder Biotoptyp durch starke Düngung geprägt)“* (DRACHENFELS 2012).

Auch die Einstufung der Lebensraumtypen in NRW nach Ellenberg-N-Zeigerwerten bewertet den LRT 6430 als *„nicht empfindlich“* (LANUV NRW 2013) und ordnet dem LRT 91E0 hohe CL-Werte von 23-25 kg N ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> zu.

Um zu klären, ob es sich bei den Flächen der LRT 6430 und 91E0, die typischerweise (auch) in überfluteten Auen auftreten, an der Lachte und weiteren Nebenflüssen tatsächlich um Standorte mit einer naturnahen Auendynamik handelt, wurde ein entsprechendes Gutachten erstellt (STADT-LAND-FLUSS INGENIEURDIENSTE 2013).

In diesem Gutachten wurden 43 Flächen der LRT 6430 und 91E0 untersucht. Die Bewertung erfolgte auf Grundlage der Anzahl und Dauer der Überflutungen der Aller, ggf. auch der Lachte, pro Jahr (vgl. Tab. 28). Als repräsentativer Betrachtungszeitraum wurden die letzten fünf Jahre angesetzt.

Tab. 28: Untersuchungsergebnisse zur Auendynamik in Flächen der LRT 6430 und 91E0 im Untersuchungsgebiet (aus STADT-LAND-FLUSS INGENIEURDIENSTE 2013)

BP	Relevante Ergebnisse aus STADT-LAND-FLUSS INGENIEURDIENSTE 2013		
	Untersuchungsfläche Nr.	Überflutungshäufigkeit in Tagen pro Jahr (Durchschnitt in 5 Jahren)	Auswertung
8	36-38	0	„Die Fläche ... und 38 werden bei keinem der betrachteten Ereignisse nass werden.“

BP	Relevante Ergebnisse aus STADT-LAND-FLUSS INGENIEURDIENSTE 2013		
	Unter-suchungs-fläche Nr.	Überflu-tungshäu-figkeit in Tagen pro Jahr (Durch-schnitt in 5 Jahren)	Auswertung
9	29	15,4	„An den übrigen Flächen treten regelmäßig Überflutungen auf. Bezogen auf die jeweilige mittlere Geländehöhe zwischen einmal pro Jahr bis zu mehrmals pro Monat.“
10	10	18,8	„An den übrigen Flächen treten regelmäßig Überflutungen auf. Bezogen auf die jeweilige mittlere Geländehöhe zwischen einmal pro Jahr bis zu mehrmals pro Monat.“
16	21	3,2	„Die Flächen 21 und ... liegen ebenfalls abseits der Gewässer und werden, bedingt durch Barrieren (Geländehochpunkte innerhalb des potenziellen Fließpfades), erst ab ... rund 45 m <sup>3</sup> /s (Fläche 21) am Pegel Celle überschwemmt.“
24	22	40	„An den übrigen Flächen treten regelmäßig Überflutungen auf. Bezogen auf die jeweilige mittlere Geländehöhe zwischen einmal pro Jahr bis zu mehrmals pro Monat.“
25	22		
26	8-9	10,6-11,2	„An den übrigen Flächen treten regelmäßig Überflutungen auf. Bezogen auf die jeweilige mittlere Geländehöhe zwischen einmal pro Jahr bis zu mehrmals pro Monat.“
27	24	0	Die Flächen ... und 24 liegen ebenfalls abseits der Gewässer und werden, bedingt durch Barrieren (Geländehochpunkte innerhalb des potenziellen Fließpfades), erst ab rund 35 m <sup>3</sup> /s (Fläche 24) ... am Pegel Celle überschwemmt.
28	23	17,8	„An den übrigen Flächen treten regelmäßig Überflutungen auf. Bezogen auf die jeweilige mittlere Geländehöhe zwischen einmal pro Jahr bis zu mehrmals pro Monat.“

Somit unterliegen die Flächen mit den repräsentativen Beurteilungspunkten 9, 10, 24, 25, 26 und 28 einer naturnahen Auendynamik.

Dies wird an den Beurteilungspunkten 9, 10, 24, 25 und 26 bestätigt durch die Vegetation, die autotypische Zeigerarten (z. B. *Phalaris arundinacea*, *Pseudolysimachion longifolium*, *Salix alba* u.a.) enthält. Zum anderen wird dies bestätigt durch die aktuellen Bodenuntersuchungen (AGROFOR 2013, vgl. auch Anhang 1), die im April 2013 einen Grundwasserflurabstand von 50-80 cm und als Bodentypen Gley bzw. Gley-Braunerde festgestellt haben. Diese Beurteilungspunkte können aus der weiteren Betrachtung ausgeschlossen werden.

Am BP 28 weist die Charakteristik der aktuellen Vegetation (Stiel-Eichen-Auwald des *Ulmion minoris*) auf eine Auendynamik hin, jedoch entspricht der Bodentyp nicht (mehr?) einem Überflutungsstandort (Braunerde mit einer Gr-Horizont-Obergrenze in 1,70 m unter Flur) (AGROFOR 2013, vgl. auch Anhang 1). Deshalb wird dieser BP im Folgenden weiter betrachtet.

## 6.2 Aktuelle Regenerierungspotenziale der LRT-Flächen

Um zu klären, ob irreversible Vorschädigungen der LRT-Flächen im Boden vorliegen, die das Erreichen des Entwicklungszieles und der damit verbundenen Critical Limits (vgl. Kap. 5.4) erschweren würden, sind Profile und chemische Parameter an den 28 ausgewählten repräsentativen Beurteilungspunkten analysiert und ausgewertet worden (vgl. Tab. 19).

Die beprobten Tiefenstufen umfassen jeweils die gesamte vegetationsabhängige Wurzeltiefe. In der folgenden Tabelle (vgl. Tab. 29) sind die Messergebnisse der relevanten 23 Beurteilungspunkte, zusammengefasst jeweils für die von Kraut- und Baumschicht durchwurzelten Horizonte (tiefenstufengewichteter Mittelwert), dargestellt.

Tab. 29: Ergebnisse der Bodenanalysen (AGROFOR 2013, vgl. auch Anhang 1)

Tiefenstufen	pH <sub>(H<sub>2</sub>O)</sub> [-]	pH <sub>(KCl)</sub> [-]	KAK <sub>eff</sub> [mmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> ]	BS [%]	C/N [-]
<b>BP 1 LRT 2310 (Trockene Sandheide)</b>					
Krautschicht (bis 60 cm)	4,5	4,1	12,8	39,1	24,1
<b>BP 2 LRT 2330 (Silbergras-Flur)</b>					
Krautschicht (bis 20 cm)	4,6	4,0	6,0	54,8	13,6
<b>BP 3 LRT 6430 (Bach- und sonstige Uferstaudenflur)</b>					
Krautschicht (bis 60 cm)	4,3	3,9	31,5	68,5	15,7
<b>BP 4 LRT 6430 (Bach- und sonstige Uferstaudenflur)</b>					
Krautschicht (bis 60 cm)	5,9	5,4	19,8	99,9	14,1
<b>BP 5 LRT 4030 (Trockene Sandheide)</b>					
Krautschicht (bis 60 cm)	4,3	3,8	22,3	29,4	24,8
<b>BP 6 LRT 4030 (Trockene Sandheide)</b>					
Krautschicht (bis 40 cm)	4,3	3,8	18,7	31,7	23,8
<b>BP 7 LRT 6430 (Bach- und sonstige Uferstaudenflur)</b>					
Krautschicht (bis 60 cm)	5,7	4,9	38,2	96,8	11,8
<b>BP 8 LRT 6430 (Bach- und sonstige Uferstaudenflur)</b>					
Krautschicht (bis 60 cm)	4,9	4,5	137,5	90,4	14,2
<b>BP 11 LRT 6510 (Mesophiles Grünland)</b>					
Krautschicht (bis 60 cm)	5,3	4,7	43,6	96,3	11,6
<b>BP 12 LRT 6510 (Mesophiles Grünland)</b>					
Krautschicht (bis 60 cm)	5,2	4,7	54,8	93,9	12,0
<b>BP 13 LRT 6510 (Mesophiles Grünland)</b>					
Krautschicht (bis 60 cm)	5,2	4,3	75,7	95,1	10,3
<b>BP 14 LRT 9110 (Eichen- und Hainbuchen-Mischwald)</b>					
Krautschicht (bis 60 cm)	5,0	4,2	60,9	86,6	16,6
Baumschicht (bis 160 cm)	5,4	4,8	49,2	93,2	
<b>BP 15 LRT 9110 (Bodensaurer Buchenwald)</b>					
Krautschicht (bis 60 cm)	3,8	3,3	84,0	22,6	17,3
Baumschicht (bis 100 cm)	4,0	3,6	68,9	34,6	
<b>BPK 16 LRT 9160 (Mesophiler Eichen- und Hainbuchen-Mischwald)</b>					
Krautschicht (bis 60 cm)	4,8	4,2	24,2	63,6	13,8
Baumschicht (bis 160 cm)	5,1	4,4	15,2	75,9	



Tiefenstufen	pH <sub>(H<sub>2</sub>O)</sub> [-]	pH <sub>(KCl)</sub> [-]	KAK <sub>eff</sub> [mmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> ]	BS [%]	C/N [-]
<b>BP 17 LRT 9190 (Eichen-Mischwald)</b>					
Krautschicht (bis 60 cm)	3,9	3,3	32,0	21,3	21,7
Baumschicht (bis 160 cm)	4,2	3,7	20,7	28,0	
<b>BP 18 LRT 9190 (Eichen-Mischwald)</b>					
Krautschicht (bis 60 cm)	3,9	3,6	24,0	21,6	14,9
Baumschicht (bis 160 cm)	4,1	3,8	14,5	34,6	
<b>BP 19 LRT 9190 (Kiefernforst/Eichen-Mischwald)</b>					
Krautschicht (bis 60 cm)	3,9	3,5	27,5	20,8	21,6
Baumschicht (bis 160 cm)	4,3	3,9	15,5	39,9	
<b>BP 20 LRT 9190 (Eichen-Mischwald)</b>					
Krautschicht (bis 60 cm)	4,0	3,4	48,5	16,6	20,9
Baumschicht (bis 160 cm)	4,3	3,8	23,2	27,9	
<b>BP 21 LRT 9190, 9160 (Eichen-Mischwald)</b>					
Krautschicht (bis 60 cm)	4,0	3,6	44,4	18,7	21,8
Baumschicht (bis 160 cm)	4,6	4,1	20,5	49,1	
<b>BP 22 LRT 9190, 9160 (Eichen-Mischwald)</b>					
Krautschicht (bis 60 cm)	4,1	3,8	20,1	29,5	18,1
Baumschicht (bis 160 cm)	4,9	4,5	12,4	54,5	
<b>BP 23 LRT 91E0 ((Traubenkirschen-), Erlen- und Eschenwald)</b>					
Krautschicht (bis 60 cm)	4,6	4,2	317,3	91,1	13,7
Baumschicht (bis 80 cm)	4,5	4,1	280,8	91,2	
<b>BP 27 LRT 91F0 (Hartholzauwald)</b>					
Krautschicht (bis 60 cm)	4,3	3,6	27,1	25,4	17,9
Baumschicht (bis 100 cm)	4,5	3,9	19,0	38,6	
<b>BP 28 LRT 91F0 (Hartholzauwald)</b>					
Krautschicht (bis 60 cm)	4,2	3,5	27,0	18,4	18,1
Baumschicht (bis 100 cm)	4,3	3,8	20,0	20,4	

Anmerkungen:

BS = Basensättigung (NH<sub>4</sub>Cl-Aufschluss)

- BS für den Wurzelraum der Krautschicht, d. h. Mittelwert über Humus- und Mineralbodenschichten bis zur von der Krautschicht durchwurzelten Tiefe
- BS für den Wurzelraum der Baumschicht, d. h. Mittelwert über Humus- und Mineralbodenschichten

KAK eff = effektive Kationenaustauschkapazität in  $\mu\text{mol}_c \text{ g}^{-1} = \text{mmol}_c \text{ kg}^{-1}$  in der Tiefenstufe 20 - 60 cmpH<sub>(H<sub>2</sub>O)</sub> = pH-Wert in Wasser

- pH-Werte für den Wurzelraum der Krautschicht, Mittelwert über Humus- und Mineralbodenschichten bis zur von der Krautschicht durchwurzelten Tiefe bis zur von der Krautschicht durchwurzelten Tiefe
- pH-Werte für den gesamten Wurzelraum der Baumschicht als Mittelwert über Humus- und Mineralbodenschichten.

$\text{pH}_{(\text{KCl})}$	=	pH-Wert in Kalium-Chlorid <ul style="list-style-type: none"> <li>• pH-Werte für den Wurzelraum der Krautschicht, Mittelwert über Humus- und Mineralbodenschichten bis zur von der Krautschicht durchwurzelten Tiefe</li> <li>• pH-Werte für den gesamten Wurzelraum der Baumschicht als Mittelwert über Humus- und Mineralbodenschichten.</li> </ul>
C/N	=	Verhältnis von Kohlenstoff- zu Stickstoffionen [% % <sup>-1</sup> ] für den Wurzelraum der Krautschicht, d. h. Mittelwert in der Humusaufgabe zuzüglich obere 10 cm Mineralboden.

Unter „durchwurzelte Bodenzone“ der Baumschicht werden hierbei grundsätzlich die Humushorizonte zuzüglich der Mineralbodentiefenstufen verstanden, in denen die Hauptwurzelmasse der jeweiligen Hauptbaumart(en) am Standort (auch unter Beachtung der Zielbaumart(en) im günstigen Zielzustand entspr. Kap. 5.4.2) zur Entfaltung kommt.

Der **Status der Eutrophierung** wird durch das C/N-Verhältnis im Oberboden angezeigt.

In allen untersuchten LRT-Flächen liegen die aktuellen C/N-Verhältnisse innerhalb der *bodentypischen* Spanne ( $C/N_{\min(\text{crit})} < C/N_{\text{akt}} < C/N_{\max(\text{crit})}$ ) (s. Kap. 6.3). Somit kann davon ausgegangen werden, dass hinsichtlich des aktuellen Ausmaßes der Eutrophierung durch die Vorbelastung hier keine irreversiblen Standortveränderungen vorliegen.

Allerdings werden die *vegetationstypischen* C/N-Verhältnisse an den BP 2, 7, 11, 12 und 13 aktuell unterschritten (s. Kap. 6.5). Diese Verletzung des Critical Limits  $C/N_{\text{phyto}(\text{crit})}$  ist aber noch reversibel, da die bodentypischen C/N-Spannen ( $C/N_{\min(\text{crit})}$  bis  $C/N_{\max(\text{crit})}$ ) noch nicht verlassen sind.

Der **aktuelle Säure-Basen-Status** wird durch die pH-Werte und die Basensättigung charakterisiert.

Die Säurestärke in der Bodenlösung bestimmt die Lebensbedingungen für die Bodenorganismen, die Verfügbarkeit der basischen Nährkationen sowie die Löslichkeit toxischer Aluminium-Ionen.

Während die in der reinen Wassersuspension gemessenen pH-Werte ( $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$ ) den aktuellen Säurezustand angeben, zeigen die in Salzlösung gemessenen  $\text{pH}_{(\text{KCl})}$  die potenziell mögliche Verringerung des aktuellen  $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$ -Wertes bei ungünstigsten Umweltbedingungen an. Der  $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$ -Wert kann relativ starken saisonalen Schwankungen unterliegen, während der  $\text{pH}_{(\text{KCl})}$  relativ stabil ist.

Kein pH-Wert, auch der potenziell niedrigste  $\text{pH}_{(\text{KCl})}$ -Wert, liegt unterhalb der Grenze des Aluminium-Eisen-Pufferbereiches des Mineralbodens ( $< 3,2$ ), der Grenze für eine irreversible Bodendegradierung.

Alle  $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$ -Werte im Mittel über die durchwurzelte Bodentiefe liegen oberhalb des kritischen unteren  $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$ -Wertes ( $\text{pH}_{(\text{crit})}$ ) des bodentypischen Pufferbereiches (vgl. Kap. 3.4.2.4 und Kap. 6.3).

Bei allen Beurteilungspunkten ist die aktuelle Basensättigung oberhalb des jeweiligen Critical Limits (s. Kap. 6.3) und damit im unkritischen Bereich.

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

Der stabile multifunktionale Zielzustand soll derjenige harmonische naturidentische Möglichkeitsraum 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.

Folgende Belastbarkeitsschwellen (= Critical Limits) werden zur Berechnung des Critical Loads für die Sicherung eines stabilen multifunktionalen Zielzustandes in Ansatz gebracht (vgl. Tab. 30):

Tab. 30: 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)

BP	LRT	Bodenform	pH-Wert (H <sub>2</sub> O)	C/N <sub>min(crit)</sub>	C/N <sub>max(crit)</sub>
1	2310	reliktischer Gley	≥3,8	≥15	≤35
2	2330	Lockersyrosem, Rohboden	≥3,8	≥10	≤25
3	6430	stark wechselnd	≥4,2	≥10	≤25
4	6430	Anmoorgley	≥4,2	≥10	≤25
5	4030	reliktischer Gley	≥3,8	≥15	≤35
6	4030	reliktischer Gley	≥3,8	≥15	≤35
7	6430	reliktischer Gley	≥4,2	≥10	≤25
8	6430	Nassgley	≥4,5	≥10	≤20
11	6510	Gley	≥4,2	≥10	≤25
12	6510	Gley	≥4,2	≥10	≤25
13	6510	Podsol	≥3,8	≥10	≤25
14	9110	Gley-Braunerde	≥4,2	≥10	≤25
15	9110	Braunerde	≥3,8	≥15	≤35
16	9160	Gley	≥4,2	≥10	≤25
17	9190	reliktischer Gley	≥3,8	≥15	≤35
18	9190	Nassgley	≥3,8	≥15	≤35
19	9190	Podsol	≥3,8	≥15	≤35
20	9190	reliktischer Gley	≥3,8	≥10	≤25
21	9190, 9160	reliktischer Gley	≥3,8	≥10	≤25
22	9190, 9160	reliktischer Gley	≥3,8	≥10	≤25
23	91E0*	Anmoorgley	≥4,5	≥10	≤20
27	91F0	Braunerde (schwach podsolig)	≥3,8	≥10	≤25
28	91F0	Braunerde (schwach podsolig)	≥3,8	≥10	≤25

Zum anderen sind pflanzenphysiologische Belastbarkeitsschwellen (= Critical Limits) einzuhalten (vgl. Tab. 31).

Tab. 31: Kritische Schwellenwerte der Pflanzengesellschaften gegenüber Versauerung und Eutrophierung (vgl. Kap. 0 in Verbindung mit Kap. 3.4.2.1, 3.4.2.6 und Kap. 3.4.2.5)

Beurteilungspunkt	LRT	Pflanzengesellschaft im günstigen Ziel-Erhaltungszustand	C/N-Verhältnis	Basensättigung	Verhältnis basischer Nährkationen zu Stickstoffionen Bc/N	Verhältnis basischer Nährkationen zu Aluminiumionen Bc/Al	N-Konzentration im Bodenwasser
			C/N <sub>(crit) phyto</sub>	[%]	[-]	[-]	[kg m <sup>-3</sup> ]
1	2310	Genisto anglicae-Callunetum vulgaris (typ. Subass.) SCHWICK. 1933 em. TX. 1937	≥20	≥10	≥0,7	≥0,8	≤0,004
2	2330	Spergulo-Corynephorretum canescens (TX. 1928) LIBB. 1933	≥20	≥5	≥0,5	≥0,8	≤0,003

Beurteilungspunkt	LRT	Pflanzengesellschaft im günstigen Ziel-Erhaltungszustand	C/N-Verhältnis	Basensättigung	Verhältnis basischer Nährkationen zu Stickstoffionen Bc/N	Verhältnis basischer Nährkationen zu Aluminiumionen Bc/Al	N-Konzentration im Bodenwasser
			$\frac{C/N}{C/N_{(crit) phyto}}$	[%]	[-]	[-]	[kg m <sup>-3</sup> ]
3	6430	Valeriano-Filipenduletum SISSINGH in WESTHOFF et al. 1946 (incl. Filipendula ulmaria- Ges.)	≥13	≥26	≥0,6	≥0,8	≤0,002
4	6430	Valeriano-Filipenduletum SISSINGH in WESTHOFF et al. 1946 (incl. Filipendula ulmaria- Ges.)	≥13	≥26	≥0,6	≥0,8	≤0,002
5	4030	Genisto anglicae-Callunetum vul- garis (Cladonio-Subass.) SCHWICK. 1933 em. TX. 1937	≥28	≥5	≥0,7	≥0,8	≤0,0003
6	4030	Genisto anglicae-Callunetum vul- garis (typ. Subass.) SCHWICK. 1933 em. TX. 1937	≥20	≥10	≥0,7	≥0,8	≤0,004
7	6430	Veronico longifoliae- Filipenduletum Tx. et Hülbusch 1968	≥13	≥23	≥0,8	≥0,8	≤0,005
8	6430	Cuscuto europaeae-Convolutum sepium TX. 1947 ex LOHM. 1953	≥10	≥23	≥0,8	≥0,8	≤0,005
11	6510	Dauco-Arrhenatheretum (Alopecu- rus-Subass.) BR.-BL. 1919	≥14	≥24	≥0,5	≥0,8	≤0,003
12	6510	Dauco-Arrhenatheretum (Alopecu- rus-Subass.) BR.-BL. 1919	≥14	≥24	≥0,5	≥0,8	≤0,003
13	6510	Dauco-Arrhenatheretum elatioris (typ. Subass.) BR.-BL. 1919	≥12	≥20	≥0,5	≥0,8	≤0,003
14	9110	Fago-Quercetum petraea TÜXEN 1955	≥15	≥5	≥0,7	≥0,6	≤0,003
15	9110	Maianthemo-Fagetum sylvatici (typ. Subass.) PASS. 1959	≥18	≥10	≥0,7	≥0,6	≤0,005
16	9160	Stellario holostea-Carpinetum betuli OBERD. 1957	≥12	≥17	≥0,7	≥0,6	≤0,005
17	9190	Fago-Quercetum petraea TÜXEN 1955	≥15	≥5	≥0,7	≥0,6	≤0,003
18	9190	Betulo-Quercetum petraeae (Molin- ia-Subass.) TÜXEN 1937	≥18	≥10	≥0,7	≥0,6	≤0,003
19	9190	Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1930	≥15	≥10	≥0,7	≥0,6	≤0,003
20	9190	Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1930	≥15	≥10	≥0,7	≥0,6	≤0,003
21	9190, 9160	Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1930	≥15	≥10	≥0,7	≥0,6	≤0,003
22	9190, 9160	Betulo-Quercetum roboris (Molin- ia-Subass.) (TX. 1937) SCAMONI et PASSARGE 1959	≥18	≥10	≥0,7	≥0,6	≤0,003
23	91E0*	Stellario nemorum-Alnetum gluti- nosae LOHMEYER 1957	≥10	≥21	≥0,7	≥2	≤0,005

Beurteilungspunkt	LRT	Pflanzengesellschaft im günstigen Ziel-Erhaltungszustand	C/N-Verhältnis	Basensättigung	Verhältnis basischer Nährkationen zu Stickstoffionen Bc/N	Verhältnis basischer Nährkationen zu Aluminiumionen Bc/Al	N-Konzentration im Bodenwasser
			$\frac{C/N}{C/N_{(crit) phyto}}$	[%]	[-]	[-]	[kg m <sup>-3</sup> ]
27	91F0	Querco-Ulmetum minoris ISSLER 1953	≥14	≥18	≥0,7	≥0,6	≤0,005
28	91F0	Querco-Ulmetum minoris ISSLER 1953	≥14	≥18	≥0,7	≥0,6	≤0,005

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 immer nach den Schwellenwerten der ökologischen Amplitude der empfindlichsten charakteristischen Art (Charakter- und/oder gesellschaftstreue Begleitart), die am Aufbau der Pflanzengesellschaft maßgeblich beteiligt ist bzw. zukünftig sein soll (vgl. Kap. 5.4.2). Wenn aktuell besonders empfindliche Arten nachgewiesen sind (vgl. Kap. 0), werden auch diese in den Vergleich der Schwellenwerte mit einbezogen und können ggf. das Critical Limit für den Einzelfall bestimmen. 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.

Demgegenüber sind Bäume empfindlicher als die Krautschicht hinsichtlich Bc/Al-Verhältnis und N-Konzentration im Bodenwasser. Diese beiden Kriterien gelten demnach für den gesamten Wurzelraum der Baumschicht d. h. für den Mittelwert in der Humusaufgabe zuzüglich alle durchwurzelten Mineralbodenschichten.

## 6.4 Ergebnisse der Critical Loads-Berechnung

### 6.4.1 Modellierungsergebnisse

Die folgenden Tabellen zeigen die Ergebnisse der Critical Loads-Berechnung für den eutrophierenden Einfluss von Stickstoff (vgl. Tab. 32) sowie für den versauernden Einfluss von Stickstoff (vgl. Tab. 33) unter Berücksichtigung der in Kap. 6.3 genannten Critical Limits.

Tab. 32: Eingangsdaten und Ergebnisse der Critical Loads-Berechnung für den eutrophierenden Einfluss von Stickstoff (CL<sub>nut</sub>N)

Beurteilungspunkt/ LRT/ Pflanzengesellschaft im Zielzustand	Bodenform	N <sub>de</sub>	N <sub>u</sub>	N <sub>le(acc)</sub>	N <sub>I(acc)</sub>	CL <sub>nut</sub> N
		[kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]				
<b>BP 1 LRT 2310</b> Genisto anglicae-Callunetum vulgaris (typ. Subass.) SCHWICK. 1933 em. TX. 1937	reliktischer Gley	1,57	4,96	7,14	2,56	16,2
<b>BP 2 LRT 2330</b> Spergulo-Corynephoretum canescentis (TX. 1928) LIBB. 1933	Lockersyrosem, Rohboden	1,37	0	5,36	4,35	11,1

Beurteilungspunkt/ LRT/ Pflanzengesellschaft im Zielzustand	Bodenform	N <sub>de</sub>	N <sub>u</sub>	N <sub>le(acc)</sub>	N <sub>i(acc)</sub>	CL <sub>nut</sub> N
		[kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]				
<b>BP 3 LRT 6430</b> Valeriano-Filipenduletum SISSINGH in WESTHOFF et al. 1946 (incl. Filipendula ulmaria-Ges.)	stark wechselnd	9,11	0	3,57	1,49	14,2
<b>BP 4 LRT 6430</b> Valeriano-Filipenduletum SISSINGH in WESTHOFF et al. 1946 (incl. Filipendula ulmaria-Ges.)	Anmoorgley	15,06	0	3,57	1,49	20,1
<b>BP 5 LRT 4030</b> Genisto anglicae-Callunetum vulgaris (Cladonio-Subass.) SCHWICK. 1933 em. TX. 1937	reliktischer Gley	2,92	4,96	0,54	1,13	9,5
<b>BP 6 LRT 4030</b> Genisto anglicae-Callunetum vulgaris (typ. Subass.) SCHWICK. 1933 em. TX. 1937	reliktischer Gley	1,57	4,96	7,14	2,56	16,2
<b>BP 7 LRT 6430</b> Veronico longifoliae-Filipenduletum Tx. et Hülbusch 1968	reliktischer Gley	6,73	0	8,93	2,56	18,2
<b>BP 8 LRT 6430</b> Cuscuto europaeae-Convolvuletum sepium TX. 1947 ex LOHM. 1953	Nassgley	21,60	0	8,93	0,78	31,3
<b>BP 11 LRT 6510</b> Dauco-Arrhenatheretum (Alopecurus-Subass.) BR.-BL. 1919	Gley	8,81	9,84	5,36	2,21	26,2
<b>BP 12 LRT 6510</b> Dauco-Arrhenatheretum (Alopecurus-Subass.) BR.-BL. 1919	Gley	8,81	9,84	5,36	2,21	26,2
<b>BP 13 LRT 6510</b> Dauco-Arrhenatheretum elatioris (typ. Subass.) BR.-BL. 1919	Podsol	4,35	11	5,36	1,49	22,2
<b>BP 14 LRT 9110</b> Fago-Quercetum petraea TÜXEN 1955	Gley-Braunerde	1,74	9,98	3,86	2,06	17,6
<b>BP 15 LRT 9110</b> Maianthemo-Fagetum sylvatici (typ. Subass.) PASS. 1959	Braunerde	2,38	6,9	6,43	1,74	17,5
<b>BP 16 LRT 9160</b> Stellario holostea-Carpinetum betuli OBERD. 1957	Gley	5,06	4,4	6,43	1,63	17,5
<b>BP 17 LRT 9190</b> Fago-Quercetum petraea TÜXEN 1955	reliktischer Gley	1,21	3,78	3,86	0,78	9,6
<b>BP 18 LRT 9190</b> Betulo-Quercetum petraeae (Molinia-Subass.) TÜXEN 1937	Nassgley	4,63	5,73	3,86	1,36	15,6
<b>BP 19 LRT 9190</b> Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1930	Podsol	1,21	3,78	3,86	0,78	9,6
<b>BP 20 LRT 9190</b> Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1930	reliktischer Gley	2,06	5,4	3,86	2,06	13,4
<b>BP 21 LRT 9190/9160</b> Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1930	reliktischer Gley	1,74	5,4	3,86	2,06	13,1
<b>BP 22 LRT 9190/9160</b> Betulo-Quercetum roboris (Molinia-Subass.) (TX. 1937) SCAMONI et PASSARGE 1959	reliktischer Gley	1,74	5,4	3,86	2,83	13,8

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> ]				
<b>BP 23 LRT 91E0*</b> Stellario nemorum-Alnetum glutinosae LOHMEYER 1957	Anmoorgley	15,77	5,35	6,43	0,78	28,3
<b>BP 27 LRT 91F0</b> Quercu-Ulmetum minoris ISSLER 1953	Braunerde (schwach podsolig)	5,06	5,19	6,43	2,49	19,2
<b>BP 28 LRT 91F0</b> Quercu-Ulmetum minoris ISSLER 1953	Braunerde (schwach podsolig)	5,06	5,19	6,43	2,49	19,2

- $CL_{nut}N$  = 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

### Anmerkungen:

Die Netto-Stickstoff- und Basen-Aufnahmerate durch die Vegetation wurde ermittelt (siehe Kap. 3.4.3.4) unter der Annahme, dass die lebensraumtypische bestandsprägende Bewirtschaftungsweise bzw. Pflege durchgeführt wird. So ist für die LRT 2310, 4030 und 6510 eine extensive Pflege durch Mahd und/oder Beweidung erforderlich. Für die LRT 9110, 9190 und 9190 sowie für den LRT 91E0 mit Erlenbeständen ist eine naturnahe Waldbewirtschaftung durch Einzelstammentnahme zur Erhaltung bzw. Entwicklung naturnaher und strukturreicher Bestände mit lebensraumtypischen Baumarten in ihren verschiedenen Entwicklungsstufen und Altersphasen (d. h. Standraumregulierung, Entnahme lebensraumuntypischer Baumarten, Regulierung der Baumartenmischung) notwendig (vgl. Kap. 5.4.1). Im LRT 2330 und 6430 wird ein Nutzungsverzicht angenommen (vgl. SSYMANK et al. 1998).

Die Denitrifikationsrate wurde mit dem aktuellen Wassergehalt des Bodens unter Berücksichtigung des aktuellen Grundwasserflurabstandes bei entwässerten Standorten (nach unten) korrigiert, so dass hier vorsichtshalber der worst case (eine Wiedervernässung findet nicht statt) angenommen wird.

Tab. 33: Eingangsdaten und Ergebnisse der Critical Loads-Berechnung für den versauernden Einfluss von Stickstoff und Schwefel ( $CL_{\max}N$ )

Beurteilungspunkt/ LRT/ Pflanzengesellschaft im Zielzustand	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> ]
<b>BP 1 LRT 2310</b> Genisto anglicae-Callunetum vulgaris (typ. Subass.) SCHWICK. 1933 em. TX. 1937	reliktischer Gley	250	232	1785	2075
<b>BP 2 LRT 2330</b> Spergulo-Corynephorretum canescentis (TX. 1928) LIBB. 1933	Lockersyrosem, Rohboden	250	0	1785	2038
<b>BP 3 LRT 6430</b> Valeriano-Filipenduletum SISSINGH in WESTHOFF et al. 1946 (incl. Filipendula ulmaria-Ges.)	stark wechselnd	562	0	1785	10573
<b>BP 4 LRT 6430</b> Valeriano-Filipenduletum SISSINGH in WESTHOFF et al. 1946 (incl. Filipendula ulmaria-Ges.)	Anmoorgley	500	0	1785	15059
<b>BP 5 LRT 4030</b> Genisto anglicae-Callunetum vulgaris (Cladonio-Subass.) SCHWICK. 1933 em. TX. 1937	reliktischer Gley	250	232	1785	2050
<b>BP 6 LRT 4030</b> Genisto anglicae-Callunetum vulgaris (typ. Subass.) SCHWICK. 1933 em. TX. 1937	reliktischer Gley	250	232	1785	2075
<b>BP 7 LRT 6430</b> Veronico longifoliae-Filipenduletum Tx. et Hülbusch 1968	reliktischer Gley	688	0	1785	4333
<b>BP 8 LRT 6430</b> Cuscuto europaeae-Convolvuletum sepium TX. 1947 ex LOHM. 1953	Nassgley	750	0	1785	11929
<b>BP 11 LRT 6510</b> Dauco-Arrhenatheretum (Alopecurus-Subass.) BR.-BL. 1919	Gley	563	457	1785	5515
<b>BP 12 LRT 6510</b> Dauco-Arrhenatheretum (Alopecurus-Subass.) BR.-BL. 1919	Gley	563	457	1785	5515
<b>BP 13 LRT 6510</b> Dauco-Arrhenatheretum elatioris (typ. Subass.) BR.-BL. 1919	Podsol	250	512	1785	2881
<b>BP 14 LRT 9110</b> Fago-Quercetum petraea TÜXEN 1955	Gley-Braunerde	688	953	1285	2021
<b>BP 15 LRT 9110</b> Maianthemo-Fagetum sylvatici (typ. Subass.) PASS. 1959	Braunerde	281	659	1285	2172
<b>BP 16 LRT 9160</b> Stellario holostaeae-Carpinetum betuli OBERD. 1957	Gley	563	346	1285	4504
<b>BP 17 LRT 9190</b> Fago-Quercetum petraea TÜXEN 1955	reliktischer Gley	250	297	1285	2019
<b>BP 18 LRT 9190</b> Betulo-Quercetum petraeae (Molinia-Subass.) TÜXEN 1937	Nassgley	250	450	1285	4647
<b>BP 19 LRT 9190</b> Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1930	Podsol	250	297	1285	2071



Beurteilungspunkt/ LRT/ Pflanzengesellschaft im Zielzustand	Bodenform	Bc <sub>w</sub>	Bc <sub>u</sub>	PS	CL <sub>max</sub> N
		[eq ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]	[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> ]
<b>BP 20 LRT 9190</b> Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1930	reliktischer Gley	281	424	1285	2795
<b>BP 21 LRT 9190/9160</b> Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1930	reliktischer Gley	281	424	1285	2573
<b>BP 22 LRT 9190/9160</b> Betulo-Quercetum roboris (Molinia-Subass.) (TX. 1937) SCAMONI et PASSARGE 1959	reliktischer Gley	281	424	1285	2573
<b>BP 23 LRT 91E0*</b> Stellario nemorum-Alnetum glutinosae LOHMEYER 1957	Anmoorgley	750	546	1285	6048
<b>BP 27 LRT 91F0</b> Querco-Ulmetum minoris ISSLER 1953	Braunerde (schwach podsolig)	250	408	1285	3837
<b>BP 28 LRT 91F0</b> Querco-Ulmetum minoris ISSLER 1953	Braunerde (schwach podsolig)	250	408	1285	3837

- CL<sub>max</sub>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)

#### 6.4.2 Validierung

Diese Modellergebnisse lassen sich mit entsprechenden Einstufungen der N-Empfindlichkeit nach anderen Verfahren wie folgt vergleichen (vgl. Tab. 34).

Tab. 34: Gegenüberstellung empirischer Critical Loads-Spannen (BOBBINK & HETTELINGH (2011)) zu den modellgestützt konkretisierten CL<sub>nut</sub>N an den Beurteilungspunkten

Beurteilungspunkt/ 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)	Emp. CL(N) (BOBBINK ET HETTELINGH 2011)	Modell. CL <sub>nut</sub> N (s. o.)
<b>BP 1 LRT 2310</b> Genisto anglicae-Callunetum vulgaris (typ. Subass.) SCHWICK. 1933 em. TX. 1937	!!* 8-20	6-10	10-20	16,2
<b>BP 2 LRT 2330</b> Spargulo-Corynephorretum canescentis (TX. 1928) LIBB. 1933	!!!/!!+* 5-20	7-10	8-15	11,1
<b>BP 3 LRT 6430</b> Valeriano-Filipenduletum SISSINGH in WESTHOFF et al. 1946 (incl. Filipendula ulmaria-Ges.)	0 20-30	nicht empfindlich	k.A.	14,2
<b>BP 4 LRT 6430</b> Valeriano-Filipenduletum SISSINGH in WESTHOFF et al. 1946 (incl. Filipendula ulmaria-Ges.)	0 20-30	nicht empfindlich	k.A.	20,1

Beurteilungspunkt/ LRT/ Pflanzengesellschaft im Ziel- zustand	Einstufung der Biotoptypen in Niedersachsen (Drachenfels 2012) s. u.	Einstufung der Le- bensraumtypen in NRW nach Ellen- berg-N-Zeigerwerten (LANUV NRW 2013)	Emp. CL(N) (BOBBINK ET HETTELINGH 2011)	Modell. CL <sub>nut</sub> N (s. o.)
<b>BP 5 LRT 4030</b> Genisto anglicae-Callunetum vulgaris (Cladonio-Subass.) SCHWICK. 1933 em. TX. 1937	!!* 8-20	6-10	10-20	9,5
<b>BP 6 LRT 4030</b> Genisto anglicae-Callunetum vulgaris (typ. Subass.) SCHWICK. 1933 em. TX. 1937	!!* 8-20	6-10	10-20	16,2
<b>BP 7 LRT 6430</b> Veronico longifoliae- Filipenduletum Tx. et Hül- busch 1968	0 20-30	nicht empfindlich	k.A.	18,2
<b>BP 8 LRT 6430</b> Cuscuto europaeae- Convolvuletum sepium TX. 1947 ex LOHM. 1953	0/- 20-30	nicht empfindlich	k.A.	31,3
<b>BP 11 LRT 6510</b> Dauco-Arrhenatheretum (Alo- pecurus-Subass.) BR.-BL. 1919	!0* 15-30	24-30	20-30	26,2
<b>BP 12 LRT 6510</b> Dauco-Arrhenatheretum (Alo- pecurus-Subass.) BR.-BL. 1919	!0* 15-30	24-30	20-30	26,2
<b>BP 13 LRT 6510</b> Dauco-Arrhenatheretum ela- tioris (typ. Subass.) BR.-BL. 1919	0* 20-30	24-30	20-30	22,2
<b>BP 14 LRT 9110</b> Fago-Quercetum petraea TÜXEN 1955	! 15-20	13-16	10-20	17,6
<b>BP 15 LRT 9110</b> Maianthemo-Fagetum sylvati- ci (typ. Subass.) PASS. 1959	!! 8-20	13-16	10-20	17,5
<b>BP 16 LRT 9160</b> Stellario holosteaе- Carpinetum betuli OBERD. 1957	! 15-20	15-20	15-20	17,5
<b>BP 17 LRT 9190</b> Fago-Quercetum petraea TÜXEN 1955	!! 8-20	13-16	10-15	9,6
<b>BP 18 LRT 9190</b> Betulo-Quercetum petraeae (Molinia-Subass.) TÜXEN 1937	!! 8-20	13-16	10-15	15,6

Beurteilungspunkt/ LRT/ Pflanzengesellschaft im Ziel- zustand	Einstufung der Biotoptypen in Niedersachsen (Drachenfels 2012) s. u.	Einstufung der Le- bensraumtypen in NRW nach Ellen- berg-N-Zeigerwerten (LANUV NRW 2013)	Emp. CL(N) (BOBBINK ET HETTELINGH 2011)	Modell. CL <sub>nut</sub> N (s. o.)
<b>BP 19 LRT 9190</b> Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1930	!!+ 8-15	13-16	10-15	9,6
<b>BP 20 LRT 9190</b> Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1930	!! 8-20	13-16	10-15	13,4
<b>BP 21 LRT 9190/9160</b> Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1930	!!/ 8-20	13-20	10-20	13,1
<b>BP 22 LRT 9190/9160</b> Betulo-Quercetum roboris (Molinia-Subass.) (TX. 1937) SCAMONI et PASSARGE 1959	!!/ 8-20	13-20	10-20	13,8
<b>BP 23 LRT 91E0*</b> Stellario nemorum-Alnetum glutinosae LOHMEYER 1957	0 20-30	23-25	k.A.	28,3
<b>BP 27 LRT 91F0</b> Querco-Ulmetum minoris ISSLER 1953	0 20-30	20-22	k.A.	19,2
<b>BP 28 LRT 91F0</b> Querco-Ulmetum minoris ISSLER 1953	0 20-30	20-22	k.A.	19,2

#### 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

Für 16 der 23 Beurteilungspunkte lassen sich entsprechend den Biotoptypen nach der EUNIS-Klassifikation empirische Critical Loads-Spannen zuordnen (BOBBINK & HETTELINGH 2011). Für die LRT 6430, 91E0 und 91F0 gibt es keine adäquaten empirischen Critical Loads. Vergleicht man die Ergebnisse der Modellierung mit den empirischen CL-Spannen, so liegen bei allen 16 vergleichbaren BP die modellierten CL<sub>nut</sub>N innerhalb der empirischen CL-Spannen oder weichen nur im Nachkommabereich ab.

Der Vergleich der in diesem Projekt modellierten CL<sub>nut</sub>N mit der Einstufung der N-Empfindlichkeit der Biotoptypen Niedersachsens (DRACHENFELS 2012) zeigt ebenfalls eine sehr gute Übereinstimmung. 20 der 23 Standorte stimmen hinsichtlich ihrer Einstufung überein. An 2 Standorten ist der modellierte CL niedriger als die untere Spanngrenze nach

DRACHENFELS (2012). Dabei resultiert der niedrige  $CL_{\text{nut}}N$  an den BP 3 und 7 (beide LRT 6430) aus der Empfehlung des BfN, keine Nutzung durchzuführen, so dass der fehlende Biomasseentzug nicht zu einer Entlastung des Ökosystems führt. Am Standort BP 8 (LRT 6430) wird zwar auch eine Nutzung ausgeschlossen, aber der sehr hohe Grundwasserstand bedingt eine sehr hohe Denitrifikationsrate; jedoch liegt der modellierte Wert nur 4% über der oberen Spannungsgrenze nach DRACHENFELS (2012). Dieser LRT wird auch vom LANUV NRW (2013) als nicht empfindlich eingestuft.

Der Vergleich der in diesem Projekt modellierten CL mit den vorgeschlagenen Spannen des LANUV NRW auf Basis der Stickstoffzahlen nach ELLENBERG (1996) 1 zeigt eine Übereinstimmung der Einstufung lediglich an 14 BP. Für die LRT 2310 (BP 1) und LRT 4030 (BP 6) gibt es keine Schnittmenge der Spannen nach LANUV mit den empirischen Spannen (BOBBINK & HETTELINGH 2011) sowie mit den Spannen nach DRACHENFELS (2012), so dass hier eine Übereinstimmung der Einstufung mit den modellierten CL von vornherein unmöglich ist. An den BP 14 und 15 ist nach Renaturierung der Lachte aktuell ein höherer Grundwasserstand festgestellt worden, verbunden mit einer höheren Denitrifikationsrate, als dies typisch für einen LRT 9110 ist, so dass hier der modellierte  $CL_{\text{nut}}N$  etwas höher als die Einstufung nach LANUV NRW (2013) ausfällt. Auch am BP 23 bedingt der sehr hohe Grundwasserstand eine sehr hohe Denitrifikationsrate, mithin einen relativ hohen modellierten  $CL_{\text{nut}}N$ . An den anderen nicht übereinstimmenden Standorten liegt der modellierte  $CL_{\text{nut}}N$  unter dem unteren Spannenwert nach LANUV NRW (2013) und damit auf der sicheren Seite.

## 6.5 Überschreitungen der Critical Loads und Bewertung der Erheblichkeit

### 6.5.1 Überschreitungen an den repräsentativen Beurteilungspunkten

Die Berechnung der Überschreitungen der Critical Loads (vgl. Tab. 35 und Tab. 36) im Jahr 2007 sowie im Plan-Nullfall 2020 erfolgt durch einfache Subtraktion der Hintergrund-Deposition 2007 und 2020 (vgl. Kap. 5.3.3) minus Critical Load des BP (vgl. Kap.6.4.1).

Für die Berechnung der zu erwartenden Überschreitung im Planfall wird zur Hintergrunddeposition des Jahres 2020 die zu erwartende Zusatzbelastung für den Planfall (vgl. Kap. 5.3.3) addiert und dann der  $CL_{\text{nut}}N$  bzw.  $CL_{\text{max}}N$  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 vorhabensbedingten N- und S-Eintrag bedingten erheblichen Beeinträchtigung des LRT im Einzelfall zu bewerten. 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 8, beziehen sich jeweils auf die konkrete Belastungssituation an den Beurteilungspunkten der einzelnen LRT-Flächen. Die konkrete Bewertung der Betroffenheit der LRT-Flächen insgesamt erfolgt in Tab. 37.

1 Die N-Zahl (Stickstoff-Zahl) als Zeigerwert für die Stickstoffempfindlichkeit gilt im Vergleich zu den anderen Zeigerwerten nach Ellenberg als besonders unsicher. Die N-Zahl ist eher als „Nährstoffzahl“ zu interpretieren, die eine summarische Abschätzung der Pflanzenverfügbarkeit von Stickstoff, Kalium, Phosphor und Magnesium bietet (vgl. u.a. DIERSCHKE 1994, SCHAFFERS & SYKORA 2000, WAMELINK et al. 2002). Die N-Zahl ist daher zur Ableitung von CL für Stickstoff nach Einschätzung von BMVBS (2013) nur bedingt geeignet.

Tab. 35: Überschreitungen der Critical Loads für den eutrophierenden N-Eintrag an den Beurteilungspunkten und Bewertung der Erheblichkeit anhand der Bagatellschwelle für die Zusatzbelastung

1	2	3	4	5	6	7	8
Beurteilungspunkt/ LRT mit Pflanzengesellschaft im Zielzustand	CL <sub>nut</sub> N	3 % des CL <sub>nut</sub> N (Bagatellschwelle) (vgl. Kap.4)	Überschreitung 2007 durch Vorbelastung (vgl. Kap. 5.3.1)	Überschreitung durch Hintergrundbelastung 2020 (vgl. Kap. 5.3.1)	Überschreitung durch Gesamtbelastung im Planfall 2020 (vgl. Kap. 4 und Kap. 5.3.3)	Anteil der Zusatzbelastung am CL <sub>nut</sub> N	Bewertung der Erheblichkeit der Zusatzbelastung
<b>BP 1 LRT 2310</b> Genisto anglicae- Callunetum vulgaris (typ. Subass.) SCHWICK. 1933 em. TX. 1937	16,2	0,49	3,3	1,0	1,14	0,6	nicht erheblich
<b>BP 2 LRT 2330</b> Spergulo- Corynephorretum canescentis (TX. 1928) LIBB. 1933	11,1	0,33	8,4	6,2	6,33	0,9	nicht erheblich
<b>BP 3 LRT 6430</b> Valeriano- Filipenduletum SISSINGH in WESTHOFF et al. 1946 (incl. Filipendula ulmaria-Ges.)	14,2	0,43	3,8	2,0	2,06	0,7	nicht erheblich
<b>BP 4 LRT 6430</b> Valeriano- Filipenduletum SISSINGH in WESTHOFF et al. 1946 (incl. Filipendula ulmaria-Ges.)	20,1	0,60	-2,0	-4,0	-4,05	0,0	nicht relevant
<b>BP 5 LRT 4030</b> Genisto anglicae- Callunetum vulgaris (Cladonio-Subass.) SCHWICK. 1933 em. TX. 1937	9,5	0,29	9,9	7,8	7,99	2,1	nicht erheblich
<b>BP 6 LRT 4030</b> Genisto anglicae- Callunetum vulgaris (typ. Subass.) SCHWICK. 1933 em. TX. 1937	16,2	0,49	3,3	1,0	1,24	1,2	nicht erheblich
<b>BP 7 LRT 6430</b> Veronico longifoliae-Filipenduletum Tx. et Hülbusch 1968	18,2	0,55	-0,1	-2,1	-2,04	0,5	nicht relevant

1	2	3	4	5	6	7	8
Beurteilungspunkt/ LRT mit Pflanzengesellschaft im Zielzustand	CL <sub>nut</sub> N	3 % des CL <sub>nut</sub> N (Bagatellschwelle) (vgl. Kap.4)	Überschreitung 2007 durch Vorbelastung (vgl. Kap. 5.3.1)	Überschreitung durch Hintergrundbelastung 2020 (vgl. Kap. 5.3.1)	Überschreitung durch Gesamtbelastung im Planfall 2020 (vgl. Kap. 4 und Kap. 5.3.3)	Anteil der Zusatzbelastung am CL <sub>nut</sub> N	Bewertung der Erheblichkeit der Zusatzbelastung
	[kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]					[%]	
<b>BP 8 LRT 6430</b> Cuscuto europaeae- Convolvuletum sepium TX. 1947 ex LOHM. 1953	31,3	0,94	-13,1	-15,3	-15,18	0,3	nicht relevant
<b>BP 11 LRT 6510</b> Dauco- Arrhenatheretum (Alopecurus- Subass.) BR.-BL. 1919	26,2	0,79	-8,1	-10,1	-10,04	0,4	nicht relevant
<b>BP 12 LRT 6510</b> Dauco- Arrhenatheretum (Alopecurus- Subass.) BR.-BL. 1919	26,2	0,79	-8,1	-10,1	-10,04	0,4	nicht relevant
<b>BP 13 LRT 6510</b> Dauco- Arrhenatheretum elatioris (typ. Sub- ass.) BR.-BL. 1919	22,2	0,67	-4,1	-6,2	-6,01	0,9	nicht relevant
<b>BP 14 LRT 9110</b> Fago-Quercetum petraea TÜXEN 1955	17,6	0,53	5,3	3,4	3,69	1,7	nicht erheblich
<b>BP 15 LRT 9110</b> Maianthemo- Fagetum sylvatici (typ. Subass.) PASS. 1959	17,5	0,52	5,5	3,6	3,68	0,6	nicht erheblich
<b>BP 16 LRT 9160</b> Stellario holosteae- Carpinetum betuli OBERD. 1957	17,5	0,53	5,7	3,6	4,22	3,4	erheblich
<b>BP 17 LRT 9190</b> Fago-Quercetum petraea TÜXEN 1955	9,6	0,29	13,3	11,4	11,51	1,0	nicht erheblich
<b>BP 18 LRT 9190</b> Betulo-Quercetum petraeae (Molinia- Subass.) TÜXEN 1937	15,6	0,47	7,4	5,4	5,88	3,2	erheblich
<b>BP 19 LRT 9190</b> Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1930	9,6	0,29	13,6	11,5	11,82	3,1	erheblich

1	2	3	4	5	6	7	8
Beurteilungspunkt/ LRT mit Pflanzengesellschaft im Zielzustand	CL <sub>nut</sub> N	3 % des CL <sub>nut</sub> N (Bagatellschwelle) (vgl. Kap.4)	Überschreitung 2007 durch Vorbelastung (vgl. Kap. 5.3.1)	Überschreitung durch Hintergrundbelastung 2020 (vgl. Kap. 5.3.1)	Überschreitung durch Gesamtbelastung im Planfall 2020 (vgl. Kap. 4 und Kap. 5.3.3)	Anteil der Zusatzbelastung am CL <sub>nut</sub> N	Bewertung der Erheblichkeit der Zusatzbelastung
<b>BP 20 LRT 9190</b> Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1930	13,4	0,40	9,6	7,6	9,89	17,2	erheblich
<b>BP 21 LRT</b> 9190/9160 Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1930	13,1	0,39	10,2	8,0	8,22	1,5	nicht erheblich
<b>BP 22 LRT</b> <b>9190/9160</b> Betulo-Quercetum roboris (Molinia-Subass.) (TX. 1937) SCAMONI et PASSARGE 1959	13,8	0,41	9,4	7,3	7,45	1,4	nicht erheblich
<b>BP 23 LRT 91E0*</b> Stellario nemorum-Alnetum glutinosae LOHMEYER 1957	28,3	0,85	-5,4	-7,3	-7,10	0,7	nicht relevant
<b>BP 27 LRT 91F0</b> Querco-Ulmetum minoris ISSLER 1953	19,2	0,58	4,0	1,9	2,01	0,5	nicht erheblich
<b>BP 28 LRT 91F0</b> Querco-Ulmetum minoris ISSLER 1953	19,2	0,58	4,0	1,9	2,01	0,5	nicht erheblich

Tab. 36: Überschreitungen der Critical Loads für den versauernden N- und S-Eintrag an den Beurteilungspunkten und Bewertung der Erheblichkeit anhand der Bagatellschwelle für die Zusatzbelastung

1	2	3	4	5	6	7	8
Beurteilungspunkt/ LRT mit Pflanzengesellschaft im Zielzustand	CL <sub>max</sub> N	3 % des CL <sub>max</sub> N (Bagatellschwelle) (vgl. Kap.4)	Überschreitung 2007 durch Vorbelastung S+N (vgl. Kap. 5.3.1)	Überschreitung durch Hintergrundbelastung 2020 S+N (vgl. Kap. 5.3.1)	Überschreitung durch Gesamtbelastung im Planfall 2020 (vgl. Kap. 4 und Kap. 5.3.3)	Anteil der Zusatzbelastung am CL <sub>max</sub> N	Bewertung der Erheblichkeit der Zusatzbelastung
<b>BP 1 LRT 2310</b> Genisto anglicae-Callunetum vulgaris (typ. Subass.) SCHWICK. 1933 em. TX. 1937	2075	62	-182	-557	-550	0,34	nicht relevant

1	2	3	4	5	6	7	8
<b>Beurteilungspunkt/ LRT mit Pflanzengesell- schaft im Zielzu- stand</b>	<b>CL<sub>max</sub>N</b>	<b>3 % des CL<sub>max</sub>N (Bagatell- schwelle) (vgl. Kap.4)</b>	<b>Über- schrei- tung 2007 durch Vorbelas- tung S+N (vgl. Kap. 5.3.1)</b>	<b>Über- schrei- tung durch Hin- tergrund- belastung 2020 S+N (vgl. Kap. 5.3.1)</b>	<b>Überschrei- tung durch Gesamtbe- lastung im Planfall 2020 (vgl. Kap. 4 und Kap. 5.3.3)</b>	<b>Anteil der Zu- satzbelas- tung am CL<sub>max</sub>N</b>	<b>Bewertung der Erheb- lichkeit der Zusatzbe- lastung</b>
<b>BP 2 LRT 2330</b> Spergulo- Corynephorum canescentis (TX. 1928) LIBB. 1933	2038	61	-142	-518	-511	0,34	nicht rele- vant
<b>BP 3 LRT 6430</b> Valeriano- Filipenduletum SISSINGH in WESTHOFF et al. 1946 (incl. Fili- pendula ulmaria- Ges.)	10573	317	-8818	-9161	-9154	0,07	nicht rele- vant
<b>BP 4 LRT 6430</b> Valeriano- Filipenduletum SISSINGH in WESTHOFF et al. 1946 (incl. Fili- pendula ulmaria- Ges.)	15059	452	-13295	-13650	-13650	0,00	nicht rele- vant
<b>BP 5 LRT 4030</b> Genisto anglicae- Callunetum vulgare (Cladonio-Subass.) SCHWICK. 1933 em. TX. 1937	2050	62	-169	-530	-516	0,68	nicht rele- vant
<b>BP 6 LRT 4030</b> Genisto anglicae- Callunetum vulgare (typ. Subass.) SCHWICK. 1933 em. TX. 1937	2075	62	-182	-557	-543	0,67	nicht rele- vant
<b>BP 7 LRT 6430</b> Veronico longifo- liae-Filipenduletum Tx. et Hülbusch 1968	4333	130	-2569	-2924	-2917	0,16	nicht rele- vant
<b>BP 8 LRT 6430</b> Cuscuta europaeae- Convolvuletum sepi- um TX. 1947 ex LOHM. 1953	11929	358	-10151	-10520	-10513	0,06	nicht rele- vant
<b>BP 11 LRT 6510</b> Dauco- Arrhenatheretum (Alopecurus- Subass.) BR.-BL. 1919	5515	165	-3751	-4106	-4099	0,13	nicht rele- vant



1	2	3	4	5	6	7	8
Beurteilungspunkt/ LRT mit Pflanzengesell- schaft im Zielzu- stand	CL <sub>max</sub> N	3 % des CL <sub>max</sub> N (Bagatell- schwelle) (vgl. Kap.4)	Über- schrei- tung 2007 durch Vorbela- stung S+N (vgl. Kap. 5.3.1)	Über- schrei- tung durch Hin- tergrund- belastung 2020 S+N (vgl. Kap. 5.3.1)	Überschrei- tung durch Gesamtbe- lastung im Planfall 2020 (vgl. Kap. 4 und Kap. 5.3.3)	Anteil der Zu- satzbelas- tung am CL <sub>max</sub> N	Bewertung der Erheb- lichkeit der Zusatzbe- lastung
	[eq ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]					[%]	
<b>BP 12 LRT 6510</b> Dauco- Arrhenatheretum (Alopecurus- Subass.) BR.-BL. 1919	5515	165	-3751	-4106	-4099	0,13	nicht rele- vant
<b>BP 13 LRT 6510</b> Dauco- Arrhenatheretum elatoris (typ. Sub- ass.) BR.-BL. 1919	2881	86	-1107	-1476	-1462	0,49	nicht rele- vant
<b>BP 14 LRT 9110</b> Fago-Quercetum petraea TÜXEN 1955	2021	61	154	-193	-172	1,04	nicht rele- vant
<b>BP 15 LRT 9110</b> Maianthemo- Fagetum sylvatici (typ. Subass.) PASS. 1959	2172	65	3	-344	-337	0,32	nicht rele- vant
<b>BP 16 LRT 9160</b> Stellario holostea- Carpinetum betuli OBERD. 1957	4504	135	-2292	-2661	-2618	0,95	nicht rele- vant
<b>BP 17 LRT 9190</b> Fago-Quercetum petraea TÜXEN 1955	2019	61	156	-191	-184	0,35	nicht rele- vant
<b>BP 18 LRT 9190</b> Betulo-Quercetum petraeae (Molinia- Subass.) TÜXEN 1937	4647	139	-2464	-2824	-2788	0,77	nicht rele- vant
<b>BP 19 LRT 9190</b> Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1930	2071	62	141	-228	-207	1,01	nicht rele- vant
<b>BP 20 LRT 9190</b> Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1930	2795	84	-610	-968	-804	5,87	nicht rele- vant
<b>BP 21 LRT 9190/9160</b> Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1930	2573	77	-367	-734	-720	0,54	nicht rele- vant

1	2	3	4	5	6	7	8
<b>Beurteilungspunkt/ LRT mit Pflanzengesell- schaft im Zielzu- stand</b>	<b>CL<sub>max</sub>N</b>	<b>3 % des CL<sub>max</sub>N (Bagatell- schwelle) (vgl. Kap.4)</b>	<b>Über- schrei- tung 2007 durch Vorbelas- tung S+N (vgl. Kap. 5.3.1)</b>	<b>Über- schreitung durch Hin- tergrund- belastung 2020 S+N (vgl. Kap. 5.3.1)</b>	<b>Überschrei- tung durch Gesamtbe- lastung im Planfall 2020 (vgl. Kap. 4 und Kap. 5.3.3)</b>	<b>Anteil der Zu- satzbelas- tung am CL<sub>max</sub>N</b>	<b>Bewertung der Erheb- lichkeit der Zusatzbe- lastung</b>
			[eq ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]			[%]	
<b>BP 22 LRT 9190/9160</b> Betulo-Quercetum roboris (Molinia- Subass.) (TX. 1937) SCAMONI et PASSARGE 1959	2573	77	-367	-734	-720	0,54	nicht rele- vant
<b>BP 23 LRT 91E0*</b> Stellario nemorum- Alnetum glutinosae LOHMEYER 1957	6048	181	-3873	-4220	-4206	0,23	nicht rele- vant
<b>BP 27 LRT 91F0</b> Quercu-Ulmetum minoris ISSLER 1953	3837	115	-1631	-1998	-1991	0,18	nicht rele- vant
<b>BP 28 LRT 91F0</b> Quercu-Ulmetum minoris ISSLER 1953	3837	115	-1631	-1998	-1991	0,18	nicht rele- vant

### 6.5.2 Überschreitungen auf den LRT-Flächen der FFH-Gebiete im UG

Die Beurteilungspunkte sind einerseits repräsentativ für alle vorkommenden Standort-/Vegetationstypen der LRT, stellen aber gleichzeitig den worst case in Bezug auf die Zusatzbelastung dar. Das heißt, alle Flächen mit einem Standort-/Vegetationstyp, der sowohl in Tab. 35 als auch in Tab. 36 als nicht relevant oder nicht erheblich belastet ausgewiesen ist, kann auf keiner Fläche diesen Typs erheblich belastet sein.

Andererseits können weitere LRT-Flächen der Standort-/Vegetationstypen im UG erheblich belastet sein, wenn der jeweilige repräsentative Beurteilungspunkt in einer der beiden Tabellen (vgl. Tab. 35 und Tab. 36) erheblich überbelastet ist. Die GIS-technische Überprüfung aller Flächen mit dem jeweils gleichen Standorts-/Vegetationstyp (d. h. auch gleichem CL) der Beurteilungspunkte 16, 18, 19 und 20 ergab folgende Flächen (vgl. Tab. 37). Hierbei wurde das Abschneidekriterium entsprechend Kap. 4 angewendet, d. h. es werden im Folgenden nur Flächen betrachtet, deren Zusatzdeposition 0,3 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> oder mehr beträgt.

Da nur der CL<sub>nut</sub>N an einigen BP erheblich überschritten ist, konnte auf die Überprüfung aller Flächen hinsichtlich der Überschreitung des CL<sub>max</sub>N verzichtet werden.

Tab. 37: Überschreitungen des  $CL_{nut}N$  an allen relevanten LRT-Flächen des UG und Bewertung der Erheblichkeit anhand der Bagatellschwelle für die Zusatzbelastung

Repräsentativer BP	LRT	Hintergrundbelastung 2020 [kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]	Zusatzdeposition (PF-NF) [kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]	Fläche [m <sup>2</sup> ]	$CL_{nut}N$ [kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]	Überschreitung durch Gesamtbelastung im Planfall 2020	Anteil der Zusatzbelastung am $CL_{nut}N$ [%]	Bewertung
16	9160	21,1	0,6	244	17,5	4,2	3,4	erheblich
18	9190	21,0	0,4	41	15,6	5,8	2,6	nicht erheblich
18	9190	21,0	0,5	68	15,6	5,9	3,2	erheblich
19	9190	21,1	0,3	63	9,6	11,8	3,1	erheblich
20	9190	21,0	0,3	4367	13,4	7,9	2,2	nicht erheblich
20	9190	21,0	0,4	2036	13,4	8,0	3,0	nicht erheblich
20	9190	21,0	0,5	1161	13,4	8,1	3,7	erheblich
20	9190	21,0	0,6	757	13,4	8,2	4,5	erheblich
20	9190	21,0	0,7	441	13,4	8,3	5,2	erheblich
20	9190	21,0	0,8	124	13,4	8,4	6,0	erheblich
20	9190	21,0	0,9	260	13,4	8,5	6,7	erheblich
20	9190	21,0	1	226	13,4	8,6	7,5	erheblich
20	9190	21,0	1,1	219	13,4	8,7	8,2	erheblich
20	9190	21,0	1,2	129	13,4	8,8	9,0	erheblich
20	9190	21,0	1,3	284	13,4	8,9	9,7	erheblich
20	9190	21,0	1,4	121	13,4	9,0	10,4	erheblich
20	9190	21,0	1,5	228	13,4	9,1	11,2	erheblich
20	9190	21,0	1,6	46	13,4	9,2	11,9	erheblich
20	9190	21,0	1,7	352	13,4	9,3	12,7	erheblich
20	9190	21,0	1,8	163	13,4	9,4	13,4	erheblich
20	9190	21,0	1,9	402	13,4	9,5	14,2	erheblich
20	9190	21,0	2	57	13,4	9,6	14,9	erheblich
20	9190	21,0	2,1	121	13,4	9,7	15,7	erheblich
20	9190	21,0	2,2	133	13,4	9,8	16,4	erheblich
20	9190	21,0	2,3	55	13,4	9,9	17,2	erheblich
20	9190	21,1	0,3	226	13,4	8,0	2,2	nicht erheblich

Hieraus ergibt sich, dass auf 244 m<sup>2</sup> des LRT 9160 sowie auf 5410 m<sup>2</sup> des LRT 9190 ein erhöhtes Risiko der Verschlechterung des Erhaltungszustandes durch mehr als bagatellhafte vorhabensbedingte Stickstoffeinträge besteht.

### 6.5.3 Bewertung der Erheblichkeit der Zusatzdepositionen in den LRT-Flächen

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. Die Anwendung der flächenbezogenen Bagatellschwelle nach LAMBRECHT und TRAUTNER (2007) muss daher für die tatsächliche graduelle Funktionsbeeinträchtigung umgerechnet werden. Ein gradueller Wert von 100 % entspricht dabei einem definitiven Totalverlust. Der bei einem Stickstoffeintrag anzunehmende Funktionsbeeinträchtigungsgrad in Abhängigkeit von der Höhe der Zusatzbelastung und der Gefährdungsklasse eines Standort-/Vegetationstyps wird nach BMVBS 2013 (vgl. Tab. 17 und Tab. 18) im UG wie folgt eingeschätzt (vgl. Tab. 38).

Tab. 38: Bewertung der Erheblichkeit an den relevanten LRT-Flächen des UG anhand der flächenbezogenen Bagatellschwelle nach LAMPRECHT U. TRAUTNER (2007)

Repräsentativer BP	LRT	Erheblich betroffene Fläche [m <sup>2</sup> ]	CL <sub>nut</sub> N [kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]	Anteil der Zusatzbelastung am CL <sub>nut</sub> N [%]	Gefährdungsklasse (vgl. Tab. 17)	Graduelle Funktionsbeeinträchtigung [%] (vgl. Tab. 18)	quantitativ-relativer Flächenverlust [m <sup>2</sup> ]
16	9160	244	17,5	3,4	1ab	40	97,6
18	9190	68	15,6	3,2	1ab	40	27,2
19	9190	63	9,6	3,1	1aa	40	25,2
20	9190	1161	13,4	3,7	1aa	40	464,4
20	9190	757	13,4	4,5	1aa	40	302,8
20	9190	441	13,4	5,2	1aa	70	308,7
20	9190	124	13,4	6,0	1aa	70	86,8
20	9190	260	13,4	6,7	1aa	70	182
20	9190	226	13,4	7,5	1aa	70	158,2
20	9190	219	13,4	8,2	1aa	70	153,3
20	9190	129	13,4	9,0	1aa	70	90,3
20	9190	284	13,4	9,7	1aa	70	198,8
20	9190	121	13,4	10,4	1aa	100	121
20	9190	228	13,4	11,2	1aa	100	228
20	9190	46	13,4	11,9	1aa	100	46
20	9190	352	13,4	12,7	1aa	100	352
20	9190	163	13,4	13,4	1aa	100	163
20	9190	402	13,4	14,2	1aa	100	402
20	9190	57	13,4	14,9	1aa	100	57
20	9190	121	13,4	15,7	1aa	100	121
20	9190	133	13,4	16,4	1aa	100	133
20	9190	55	13,4	17,2	1aa	100	55

Der relative Flächenverlust durch erhebliche vorhabensbedingte Stickstoffeinträge im LRT 9160 beträgt 97,6 m<sup>2</sup> von 776.000 m<sup>2</sup> LRT 9160-Fläche gesamt im FFH-Gebiet Nr. 90 „Aller“; das entspricht 0,013 % Flächenanteil. Somit ist im LRT 9160 der Anteil des qualitativ-relativen Flächenverlustes sowohl unterhalb der Bagatellschwelle von 0,1% der Gesamt-LRT-Fläche im FFH-Gebiet als auch unterhalb des Orientierungswertes von 1000 m<sup>2</sup> nach LAMPRECHT und TRAUTNER (2007, Tab. 2) und damit letztendlich unter dem Aspekt der Flächenbagatelle unerheblich.

Im LRT 9190 beträgt der relative Flächenverlust 3675,7 m<sup>2</sup> von 3.042.000 m<sup>2</sup> LRT 9190-Fläche im FFH-Gebiet Nr. 90 „Aller“ insgesamt, mithin 0,12 % Flächenanteil. Somit ist im LRT 9190 der Anteil des qualitativ-relativen Flächenverlustes zwar unterhalb der Bagatellschwelle von 0,5% der Gesamt-LRT-Fläche im FFH-Gebiet, aber oberhalb des Orientierungswertes von 1250 m<sup>2</sup> nach LAMPRECHT und TRAUTNER (2007, Tab. 2) und damit letztendlich unter dem Aspekt der Flächenbagatelle erheblich.

## 6.6 Entwicklung des Erhaltungszustandes

### 6.6.1 Eutrophierende Wirkung

Der Critical Load für den eutrophierenden Eintrag von Stickstoff ( $CL_{nut}N$ ) wird auf den Flächen der Wald-LRT 9110, 9160, 9190 und 91F0 sowie auf allen Flächen der Dünen-LRT 2310 und 2330 sowie der Heiden-LRT 4030 sowohl durch die Hintergrundbelastung im Jahr 2007 überschritten, d. h. auch im Planfall durch die Gesamtdeposition. Nach konventioneller Trend-Prognose bis 2020 wird sich die Hintergrunddeposition zwar weiter verringern, aber die genannten LRT werden demnach auch bis 2020 überbelastet bleiben.

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

Die Flächen des LRT 2310 und 2330 sind auf anhydromorphen Sand-Podsolen ausgewiesen. Das Akkumulationsvermögen von Stickstoff im Boden und in der an nährstoffarme Standorte angepassten Vegetation ist gering. Hier kommt es bei Überschreitung des jeweiligen  $CL_{nut}N$  rasch zu einer Sättigung des Boden-Pflanze-Systems. Weitere N-Einträge werden dann ins Grundwasser ausgewaschen, ohne weitere Wirkung auf Pflanze und Boden, jedoch wird das Grundwasser durch steigende Nitrateinträge belastet. Da in diesen LRT das Grundwasser jedoch nicht zu den maßgeblichen Bestandteilen und demnach nicht zu den Schutzgütern zählt, ist dies im Rahmen der FFH-VU ohne Belang. Eine zunehmende Gefahr würde bestehen, wenn der  $CL_{max}N$  überschritten wäre, denn die Versauerung schreitet ständig weiter fort bei andauernden Überbelastungen mit versauernden Einträgen. An den Standorten der beiden LRT ist jedoch die „nachschaffende Kraft“ des Bodens, das heißt die Freisetzungsrates von basischen Kationen aus dem Substrat durch Verwitterung ausreichend hoch, um die Einträge aus der Luft ständig neutralisieren zu können. Eine Verschlechterung des Erhaltungszustandes ist daher auch bei fortdauernder Überschreitung des  $CL_{nut}N$  nach heutigem Kenntnisstand mit ausreichender Sicherheit auszuschließen.

Die Wald-LRT 9110, 9160, 9190, 91E0 und 91F0 sind grundwasserbeeinflusst. Hier könnte durch fortdauernde Überschreitung des  $CL_{nut}N$  eine Akkumulation von Stickstoff im Bodenwasser der Wurzelzone stattfinden. Allerdings handelt es sich um zügige Grundwasserleiter im Einzugsbereich von Aller und Lachte. So kann man davon ausgehen, dass die Wurzelzone auch ständig wieder durch laterale Durchströmung entlastet wird. Eine Verschlechterung des Erhaltungszustandes ist daher auch bei fortdauernder Überschreitung des  $CL_{nut}N$  durch die Gesamtbelastung nach heutigem Kenntnisstand mit ausreichender Sicherheit auszuschließen.

#### **Einschätzung der Gefährdung durch Spätfolgen hoher Vorbelastungen:**

Vergleicht man die Depositionszeitreihen von 1960 bis 2007 (Kap.5.3.2) mit den Belastbarkeitsgrenzen (Kap. 6.3), dann ergibt sich, dass die o.g. Flächen mit eutrophierendem Stickstoff seit mindestens 1950 stark überbelastet waren. Damit beträgt die Einwirkzeit von Belastungen bereits mindestens 60 Jahre. Es kann daher nicht mehr davon ausgegangen werden, dass 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.

Dies wird bestätigt durch die aktuell erhobenen Bodenparameterwerte, die zeigen, dass trotz langzeitiger CL-Überschreitungen keine irreversiblen Bodendegradierungen durch Versauerung eingetreten und zukünftig auch nicht zu erwarten sind.

**Einschätzung des Risikos durch die vorhabensbedingten Zusatzdepositionen:**

Der Anteil der zusätzlichen Stickstoffdepositionen im Planfall am jeweiligen  $CL_{nutN}$  ist an den BP 16 (LRT 9160), am BP 18 (LRT 9190), am BP 19 (LRT 9190), am BP 20 (LRT 9190) mit 3,1 bis 17,2 % des  $CL_{nutN}$  mehr als bagatellhaft hoch.

Auf allen LRT-Flächen wird die Gesamtbelastung im Planfall 2020 niedriger sein als die Hintergrundbelastung 2007. Somit kann hier die Zusatzbelastung nicht zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes beitragen. Durch eine mehr als bagatellhafte Zusatzbelastung auf Flächen der LRT 9110 und 9190 wird die Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustandes jedoch verzögert. Somit ist weder kurz- noch langfristig mit einem Totalverlust der LRT-Flächen zu rechnen und die graduelle Abstufung der Erheblichkeitsintensität entsprechend Kap. 6.5.3 ist gerechtfertigt. Diese Flächen weisen keine qualitativ-funktionalen Besonderheiten auf. Somit kann unter Berücksichtigung von Abstufungen anhand von Annahmen zu graduellen Beeinträchtigungen von einer Nichterheblichkeit ausgegangen werden.

Eine Teilfläche des LRT 6430 (BP 3) wird 2007 und 2020 noch durch die Hintergrunddeposition überbelastet, wobei der Anteil der Zusatzbelastung am  $CL_{nutN}$  bagatellhaft gering ist. Alle anderen Flächen des LRT 6430 wurden bereits 2007 und auch in Zukunft im Planfall nicht mehr überbelastet.

Auch die Flächen mit dem LRT 6510 und dem LRT 91E0 sind bereits 2007 nicht mehr überbelastet. Auch im Planfall wird die Gesamtbelastung aus Hintergrunddeposition 2007 + Zusatzdeposition an diesen Offenland-Flächen nicht wieder zu einer Überschreitung der  $CL_{nutN}$  führen.

**6.6.2 Versauernde Wirkung**

Der Critical Load für den versauernden Eintrag von Stickstoff ( $CL_{maxN}$ ) wird auf keiner LRT-Fläche im UG durch die Hintergrunddeposition 2007 mehr überschritten. Auch im Planfall werden die  $CL_{maxN}$  durch die Gesamtdeposition (Hintergrunddeposition 2007 + Zusatzdeposition) nicht mehr erreicht. Die versauernden Hintergrundbelastungen sind im UG bereits seit 1970 rückläufig. 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). Somit ist auch nicht damit zu rechnen, dass latente Schäden noch nicht sichtbar geworden sein könnten. Eine Verschlechterung des Erhaltungszustandes durch Säureeinträge durch die Hintergrund- und vorhabensbedingte Zusatzdeposition kann daher ausgeschlossen werden.

## 7 Zusammenfassung

Nach der geplanten Umverlegung der Bundesstraße 3 als Ortsumfahrung der Stadt Celle könnten möglicherweise Flächen mit geschützten Lebensraumtypen (LRT) in den FFH-Gebieten „Lutter, Lachte, Aschau (mit einigen Nebenbächen)“ und „Aller (mit Barnbruch), untere Leine, untere Oker“ zukünftig zusätzlich erheblich belastet werden, was zu untersuchen war.

Direkt in den o. g. FFH-Gebieten gegebenenfalls betroffene Flächen weisen die LRT 2310 trockene Sandheiden mit *Calluna* und *Genista*, 2330 Dünen mit offenen Grasflächen mit *Corynephorus* und *Agrostis*, 6430 Feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe, 4030 Trockene europäischen Heiden, 6430 feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe, 6510 magere Flachland-Mähwiesen (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*), 9110 Hainsimsen-Buchenwald (*Luzulo-Fagetum*), 9160 Subatlantischer oder mitteleuropäischer Stieleichenwald oder Eichen-Hainbuchenwald (*Carpinion betuli*), 9190 alte bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen mit *Quercus robur*, 9190/9160 Alte bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen mit *Quercus robur* im Komplex mit Subatlantischem oder mitteleuropäischem Stieleichenwald oder Eichen-Hainbuchenwald (*Carpinion betuli*), 91E0\* Auenwälder mit *Alnus glutinosa* und *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*), 91F0 Hartholzauenwälder mit *Quercus robur*, *Ulmus laevis*, *Ulmus minor*, *Fraxinus excelsior* (*Ulmenion minoris*) auf.

Diese LRT haben naturnahe Pflanzengesellschaften aktuell z. T. erst fragmentarisch ausgeprägt. Ihre Entwicklung zu funktionstüchtigen selbstregenerierungsfähigen und standorttypischen naturnahen Pflanzengesellschaften ist notwendig, um einen günstigen Erhaltungszustand zu erreichen. Für die nachhaltige Sicherung dieser Zielgesellschaften wurden die Belastbarkeitsgrenzen ermittelt.

Für die Ermittlung der Belastbarkeitsgrenzen (Critical Loads) 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 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.

Die Beurteilungspunkte wurden bodenchemisch und –physikalisch analysiert. Daraus ergab sich, dass überall die Selbstregenerierungspotenziale auch nach der hohen Vorbelastung in der 2. Hälfte des vorigen Jahrhunderts noch gegeben sind. Kürzlich vollendete Renaturierungsmaßnahmen an der Lachte haben partiell zu Veränderungen der Bodenformen gegenüber der aktuellsten verfügbaren Bodenkarte geführt, so dass für die Berechnung der Critical Loads die 2013 aktuell ermittelten Bodenformen herangezogen wurden.

Die so ermittelten **Critical Loads für den eutrophierenden Stickstoffeintrag ( $CL_{nut}N$ )** liegen zwischen  $9,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  im LRT 4030 und  $31,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  im LRT 6430. Der  $CL_{nut}N$  wird auf Flächen der Wald-LRT 9110, 9160, 9190 und 91F0 sowie auf allen Flächen der Dünen-LRT 2310 und 2330 sowie der Heiden-LRT 4030 durch die Hintergrundbelastung im Jahr 2007 überschritten, d. h. auch im Planfall durch die Gesamtdosition. Nach konventioneller Trend-Prognose bis 2020 wird sich die Hintergrunddeposition zwar weiter verringern, aber die genannten LRT werden demnach auch bis 2020 überbelastet bleiben.

Der Anteil der zusätzlichen Stickstoffdepositionen im Planfall am jeweiligen  $CL_{nut}N$  ist an den BP 16 (LRT 9160), am BP 18 (LRT 9190), am BP 19 (LRT 9190), am BP 20 (LRT 9190) mit 3,1 bis 17,2 % des  $CL_{nut}N$  mehr als bagatellhaft hoch.

Nach Übertragung dieser Ergebnisse von den repräsentativen Beurteilungspunkten auf alle Flächen innerhalb der beiden FFH-Gebiete des UG mit dem jeweils gleichen LRT/Standorts-/Vegetationstyp der Beurteilungspunkte 16, 18, 19, 20 ergab sich, dass auf 244 m<sup>2</sup> des LRT 9160, sowie auf 5410 m<sup>2</sup> des LRT 9190 im FFH-Gebiet Nr. 90 („Aller“) ein erhöhtes Risiko der Verschlechterung des Erhaltungszustandes durch mehr als bagatellhafte vorhabensbedingte Stickstoffeinträge besteht.

Nach Anwendung der flächenbezogenen Bagatellschwelle nach LAMBRECHT und TRAUTNER (2007) unter Berücksichtigung der tatsächlichen graduellen Funktionsbeeinträchtigung in Abhängigkeit von der Höhe der Zusatzbelastung und der Gefährdungsklasse eines Standort-/Vegetationstyps nach BMVBS 2013 ergab sich, dass der relative Flächenverlust durch erhebliche vorhabensbedingte Stickstoffeinträge 97,6 m<sup>2</sup> im LRT 9160 beträgt; das entspricht 0,013 % Flächenanteil. Somit ist im LRT 9160 der Anteil des qualitativ-relativen Flächenverlustes sowohl unterhalb der Bagatellschwelle von 0,1% der Gesamt-LRT-Fläche im FFH-Gebiet als auch unterhalb des Orientierungswertes von 1000 m<sup>2</sup> nach LAMBRECHT und TRAUTNER (2007, Tab. 2) und damit letztendlich unter dem Aspekt der Flächenbagatelle unerheblich.

Im LRT 9190 beträgt der relative Flächenverlust 3675,7 m<sup>2</sup>, mithin 0,12 % Flächenanteil. Somit ist im LRT 9190 der Anteil des qualitativ-relativen Flächenverlustes zwar unterhalb der Bagatellschwelle von 0,5% der Gesamt-LRT-Fläche im FFH-Gebiet, aber oberhalb des Orientierungswertes von 1250 m<sup>2</sup> nach LAMBRECHT und TRAUTNER (2007, Tab. 2) und damit letztendlich unter dem Aspekt der Flächenbagatelle erheblich. Der Kompensationsbedarf für den LRT 9190 beträgt demnach 3676 m<sup>2</sup>.

Auf allen LRT-Flächen wird die Gesamtbelastung im Planfall 2020 niedriger sein als die Hintergrundbelastung 2007. Somit kann auch hier die Zusatzbelastung nicht zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes beitragen. Durch eine mehr als bagatellhafte Zusatzbelastung auf Flächen der LRT 9110 und 9190 wird die Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustandes jedoch verzögert. Somit ist weder kurz- noch langfristig mit einem Totalverlust der LRT-Flächen zu rechnen und die graduelle Abstufung der Erheblichkeitsintensität entsprechend Kap. 6.5.3 ist gerechtfertigt.

Die Flächen mit den LRT 6430 (mit Ausnahme der Fläche mit dem BP 3) und alle Flächen der LRT 6510 und 91E0 sind bereits 2007 nicht mehr überbelastet. Auch im Planfall wird die Gesamtbelastung aus Hintergrunddeposition 2007 + Zusatzdeposition an diesen Offenland-Flächen nicht wieder zu einer Überschreitung der  $CL_{nut}N$  führen.

Der **Critical Load für den versauernden Eintrag von Stickstoff** ( $CL_{max}N$ ) reicht von 2019 eq N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> im LRT 9190 bis 15059 eq N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> im LRT 6430.

Der  $CL_{max}N$  wird auf keiner LRT-Fläche im UG durch die Hintergrunddeposition 2007 überschritten. Auch im Planfall werden die  $CL_{max}N$  durch die Gesamtdeposition (Hintergrunddeposition 2020 + Zusatzdeposition) nicht mehr erreicht.

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 Säureeinträge durch die Hintergrund- und vorhabensbedingte Zusatzdeposition kann daher ausgeschlossen werden.

Die aktuell erhobenen Bodenparameterwerte zeigen, dass trotz langzeitiger CL-Überschreitungen keine irreversiblen Bodendegradierungen durch Versauerung eingetreten und zukünftig auch nicht zu erwarten sind.



PD Dr. habil. Angela Schlutow

Strausberg, am 22.1.2014



**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 Geologisch-ökologischen Landesämtern der Bundesrepublik Deutschland (Hrsg.), Hannover.
- AGROFOR 2013: Gutachten AC131815, Projekt: Ortsumgehung Celle im Zuge der B3 (Mittelteil) - Verlegung der B3 von NO Celle (B 191) bis SO Celle (B 214). Bodenuntersuchungen in FFH-Gebieten bei Celle. Wettenberg im Juli 2013, 55 S., unveröffentlicht (im Anhang)
- 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.
- 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 Biotope. Endbericht zum FE-Vorhaben 84.0102/2009 im Auftrag der Bundesanstalt für Straßenwesen, verfasst von BALLA, S., UHL, R., SCHLUTOW, A., LORENTZ, H., FÖRSTER, M., BECKER, C., SCHEUSCHNER, TH., KIEBEL, A., HERZOG, W., DÜRING, I., LÜTTMANN, J., MÜLLER-PFANNENSTIEL, K. = Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 1099, BMVBS Abteilung Straßenbau, Bonn. 362 S.
- BOBBINK, R. (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 landschaftkultureller 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., 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](http://www.icpmapping.org), in prep.
- DEUTSCHER WETTERDIENST (DWD) (2011a): Mittlere monatliche Niederschlagsmengen für die Monate Januar-Dezember aus dem Zeitraum 1981-2010. Rasterdatei
- DEUTSCHER WETTERDIENST (DWD) (2011b): Mittlere Tagesmitteltemperatur der Referenzperiode 1981-2010 für Sommer und Winter. Rasterdatei
- DICKHOF, A. (2003): Bodenkarte zur Standorterkundung: Verfahren Frechen / Kerpen (Forst). Erläuterungen.- Krefeld (Geol. Dienst Nordrh.-Westf.). - [Auszug aus dem digitalen Fachinformationssystem Bodenkunde].
- 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. (1994): *Pflanzensoziologie – Grundlagen und Methoden.* Ulmer Verlag, Stuttgart. 683 S.
- DIERSCHKE, H., BRIEMLE, G. (2008): *Kulturgrasland.* Ulmer-Verlag, Stuttgart.
- DOLL, R. (1992): die Pflanzengesellschaften der stehenden Gewässer in Mecklenburg-Vorpommern, Teil I.4 Littorelletae Br.-Bl. Et Tx. 43 – Strandlingsgesellschaften. – *Feddes Repert.* 103:597-619. Berlin
- DRACHENFELS, O. V. (2011): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen. – *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen A/4:* 326 S.; Hannover.
- 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.*
- EMEP (2007): EMEP Status Report 1/07. Transboundary acidification, eutrophication and ground level ozone in Europe in 2005. Joint MSC-W & CCC Report. 147 S.
- 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.
- GARVE, E. (2004): *Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen, 5. Fassung, Stand 1.3.2004.* – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 24(1): 1-76; Hildesheim
- GRABHERR, G. und MUCINA, L. (1993): *Die Pflanzengesellschaften Österreichs, Teil II: Natürliche waldfreie Vegetation.* Gustav-Fischer-Verlag Jena. Stuttgart, New York.
- 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.
- 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.

- HÄRDTLE, W. (1984): Vegetationskundliche Untersuchungen in Salzwiesen der Ostholsteinischen Ostseeküste. Mitteilungen der AG Geobotanik in Schlesw-Holst. und Hamburg, Kiel, Heft 48, 415 S.
- HÄRDTLE, W. (1989): Potentiell Natürliche Vegetation - Ein Beitrag zur Kartierungsmethode am Beispiel der Topographischen Karte 1623 Owschlag. Mitteilungen der AG Geobotanik in Schlesw-Holst. und Hamburg, Kiel, Heft 40, 73 S.
- HÄRDTLE, W. (1995a): Vegetation und Standort der Laubwaldgesellschaften (Querco-Fagetea) im Nördlichen Schleswig-Holstein. Mitteilungen der AG Geobotanik in Schlesw-Holst. und Hamburg, Kiel, Heft 48, 415 S.
- HÄRDTLE, W. (1995b): Zur Systematik und Synökologie artenarmer Buchenwälder (Flutter-Gras-/Sauerklee-Buchenwälder) in Schleswig-Holstein. In: Tuexenia 15:45-51, Göttingen.
- HÄRDTLE, 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).
- INGENIEURBÜRO LOHMEYER (2013): Stickstoffeintrag in ein FFH-Gebiet im Zusammenhang mit dem Neubau der Ortsumgehung Celle im Zuge der B3, Mittelteil. Gutachten im Auftrag der Niedersächsischen Landesbehörde für Straßenbau und Verkehr Geschäftsbereich Verden, 12 S.
- ISSLER, E. (1942): Vegetationskunde der Vogesen. Pflanzensoziologie Band 5, Gustav Fischer Verlag Jena, 161 S.
- JACOBSEN, C., RADEMACHER, P., MEESENBURG, H., MEIWES, K. J. (2002): Element-Gehalte in Baum-Kompartimenten: Literatur-Studie und Datensammlung. Göttingen: Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt, Report, 80 S.
- KAISER, T. (2013): Bundesstraße 3 Ortsumgehung Celle (Mittelteil) Verlegung von nordöstlich Celle (B 191) bis südöstlich Celle (B 214) von Bau-km 23+340 bis Bau-km 28+645 - Vegetation der Probestellen für die Ermittlung von Critical Loads. 20 S. unveröffentlicht
- 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.

- KOPECKÝ, K., HEJNÝ, S., JEHLIK, V., KRIPPELOVÁ, T. (1979): Přehled ruderalních rostlinných společenstev Československa, Rozpravy Československé Akademie Ved. Rada Matematických a přírodních Ved. 89:2, Praha.
- KRIEGER, H. (1937): Die flechtenreichen Pflanzengesellschaften der Mark Brandenburg. Beihefte zum Botanischen Centralblatt. Hrsg. A. Pascher Prag. Band LVII, Abt. B S. 577-598.
- 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.
- 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. (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, T. (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, 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.
- OBERDORFER, E. (1977): Süddeutsche Pflanzengesellschaften I. 2. Aufl., Pflanzensoziologie 10, 311 S., Jena
- OBERDORFER, E. (1978): Süddeutsche Pflanzengesellschaften II. 2. Aufl., Pflanzensoziologie 10, 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.
- PIETSCH, W. (1984): Zur Soziologie und Ökologie von *Myriophyllum alterniflorum* D.C. in Mitteleuropa. – Mitt. AG Geobotanik Schleswig-Holstein Hamburg 33:224-245, Kiel
- 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 zum BMFT-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.
- SCHAFFERS, A. P., SÝKORA, K. V. (2000): Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction: a comparison with field measurements. - Journal of Vegetation Science 11: 225-244.
- SCHIEFFER, F., ULRICH, B. (1960): Lehrbuch der Agrikulturchemie und Bodenkunde, III. Teil, Humus und Humusdüngung, Band I, 2. Auflage. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- SCHLUTOW, A., GAUGER, T., KUNZE, F., EITNER, H. (1999): Erfassung und Kartierung von ökologischen Belastungsgrenzen - Critical Loads - für den Freistaat Sachsen, OMKAS, Abschlussbericht zur 3. Bearbeitungsphase, im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie, S. 96-108.
- 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.
- SCHÖBER, R. (1975): Ertragstabellen wichtiger Baumarten bei verschiedenen Durchforstungen. J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt (a. Main).

- SCHOBER, 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.
- STAATLICHES GEWERBEAUF SICHTSAMT HILDESHEIM (2013): Sonderbericht : Beurteilung der Luftqualität in Bezug auf die oberen und unteren Beurteilungsschwellen gemäß der 39. BImSchV für den Zeitraum von 2008 bis 2012, Zentrale Unterstützungsstelle Luftreinhaltung, Lärm und Gefahrstoffe – ZUS LLG Niedersachsen. Im Internet: <http://www.umwelt.niedersachsen.de/luft/LUEN/sonderberichte/einstufung-der-luftqualitaet-bzgl-der-beurteilungsschwellen-101994.html>
- STADT-LAND-FLUSS INGENIEURDIENSTE (2013): Ermittlung der Überflutungshäufigkeiten für ausgewählte Flächen entlang der Aller und Lachte im potenziellen Einflussbereich der OU Celle – Mittelteil Schlussdokumentation, im Auftrag der NLSbV, Geschäftsbereich Verden, PG OU Celle. Hannover, 61 S.
- 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
- UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.) (1990): Luftverschmutzung durch Stickstoffoxide – Ursachen, Wirkungen, Minderung. = Berichte des Umweltbundesamtes 3/90. Berlin.
- UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.) (1994): Umweltqualitätsziele, Umweltqualitätskriterien und -standards – Eine Bestandsaufnahme (Texte 64/94). Berlin.
- 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.) (2012): Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung (PAREST). Zusammenfassender Abschlussbericht. Forschungskennzahl 206 43 200/01. UBA-FB 001524. UBA-Texte 09/2012. Dessau-Rosslau. 160 S. im Internet: [www.umweltbundesamt.de/uba-info-medien/4268.html](http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-medien/4268.html)
- UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.) (o. J.): Stickstoff – zuviel des Guten? Überlastung des Stickstoffkreislaufs zum Nutzen von Umwelt und Mensch wirksam reduzieren. Dessau.
- UHL, R.; LÜTTMANN, J.; BALLA, S.; MÜLLER-PFANNENSTIEL, K. (2009): Ermittlung und Bewertung von Wirkungen durch Stickstoffdeposition auf Natura 2000 Gebiete in Deutschland. Online im Internet: [http://www.foea.de/pdf/Beurteilung % 20von % 20Stickstoffwirkungen-COST729-Uhl-et-al.pdf](http://www.foea.de/pdf/Beurteilung%20von%20Stickstoffwirkungen-COST729-Uhl-et-al.pdf). Englische Originalfassung in HICKS et al. (2011), S.45 – 54.
- 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]
- VDI 3782 Bl. 5 (2006): Umweltmeteorologie; Atmosphärische Ausbreitungsmodelle; Depositionsparame-ter. VDI-Richtlinie VDI 3782 Blatt 5. Hrsg.: Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) im VDI und DIN – Normenausschuss, Düsseldorf, April 2006.
- WALLMAN, K., ALOISI, G., HAECKEL, M., OBZHIROV, A., PAVLOVA, G., TISHCHENKO, P. (2006): Kinetics of organic matter degradation, microbial methane generation, and gas hydrate formation in anoxic marine sediments. In: *Geochimica et Cosmochimica Acta* 70(15):3905-3927.
- WALLMAN, P., BELYAZID, S., SVENSON, M. G. E., SVERDRUP, H. (2004): DECOMP – a semi-mechanical model of litter decomposition. Doctoral Thesis. Lund Institut of Technology, Lund University, Sweden, Part IV, 24 p.
- 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.
- WAMELINK, G.W.W., JOOSTEN, V., VAN DOBBEN, H.F., BERENDSE, F. (2002): Validity of Ellenberg indicator values judged from physico-chemical measurements. - *Journal of Vegetation Science* 13: 269–278.
- 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.
- WIMMENAUER, K. (1919): Wachstum und Ertrag der Esche. *AFJZ*, 9-17 und 37-40.
- 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.