



# **Verträglichkeitsuntersuchung versauernder Schadstoffeinträge im FFH-Gebiet Drevenacker Dünen bei Wesel im Wirkraum der erweiterten Recycling- Anlage der GS Wesel**

GS-Recycling GmbH & Co. KG  
Raiffeisenstraße 38  
47665 Sonsbeck

Bearbeitet von:  
PD Dr.-Ing. habil. A. Schlutow

Ahrensfelde, 24. Dezember 2020

## Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Aufgabenstellung</b> .....	<b>5</b>
1.1	Veranlassung und Ziele .....	5
1.2	Arbeitsschritte.....	5
<b>2</b>	<b>Untersuchungsgebiet</b> .....	<b>6</b>
<b>3</b>	<b>Datengrundlagen</b> .....	<b>8</b>
3.1	Vegetation der beurteilungsrelevanten LRT-Flächen .....	8
3.2	Abiotische Bestandteile der Habitate bzw. Biotope .....	8
3.2.1	Bodenformen .....	8
3.2.2	Klimadaten.....	9
3.3	Hintergrund-Depositionen im Untersuchungsgebiet.....	9
3.4	Zusatzdepositionen .....	10
3.5	Erhaltungsziele .....	10
<b>4</b>	<b>Critical-Loads-Konzept und Modellansätze</b> .....	<b>12</b>
4.1	Empirische Critical Loads .....	12
4.2	Das SMB-Modell zur Ermittlung von Critical Loads für versauernde Stoffeinträge .....	13
4.2.1	Modellansatz und Grundannahmen .....	13
4.2.2	Modellansätze zur Ermittlung der kritischen Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität $ANC_{le(crit)}$ .....	14
4.3	Das BERN-Modell als Datenbasis für die Ermittlung von vegetationspezifischen Eingangswerten für die Modellierung.....	19
4.4	Diskussion der Modelle und Schlussfolgerungen für die Anwendbarkeit.....	21
4.4.1	Gründe für die Wahl der Modelle zur Ermittlung von Critical Loads .....	21
4.4.2	Unsicherheiten der Modelle und der Eingangsdaten.....	21
<b>5</b>	<b>Material und Methoden zur Ermittlung von standortspezifischen Referenzdaten für die Critical Load-Modellierung</b> .....	<b>22</b>
5.1	$C/N_{crit(phyto)}$ und $BS_{crit(phyto)}$ .....	22
5.2	Kritischer pH-Wert ( $pH_{crit}$ ) .....	23
5.3	Kritisches Verhältnis von basischen Kationen zu Aluminium-Ionen [ $Bc/Al_{(crit)}$ ] in der Bodenlösung .....	25
5.4	tolerierbarer Stickstoffaustrag mit dem Sickerwasser $N_{le(acc)}$ .....	25
5.5	Denitrifikationsrate ( $N_{de}$ ) .....	27
5.6	Auswaschungsrate von Hydrogenkarbonat ( $HCO_{3,le}$ ) .....	28
5.7	Immobilisierungsrate ( $N_i$ ) .....	28
5.8	Bestimmung der Aufnahmerate von basischen Kationen ( $Bc_u$ ) und Stickstoff ( $N_u$ ) in die Vegetation .....	31
5.8.1	Abschätzung des pflanzenphysiologischen Ertragspotenzials der Biomasse ....	31
5.8.2	Ermittlung der bodenspezifischen relativen Ertragspotenziale .....	32
5.8.3	Ermittlung der durchwurzelt Bodentiefe in Abhängigkeit von vegetations- und bodenspezifischen Durchwurzelungspotenzialen.....	34
5.8.4	Ermittlung der klimaspezifischen Ertragspotenziale .....	35
5.8.5	Berechnung des Biomasse-Ertrages.....	36
5.8.6	Gehalte an Stickstoff und basischen Kationen in der Biomasse.....	36
5.8.7	Ermittlung des N- und Bc-Entzuges durch Biomasse-Ernte .....	36
5.9	Freisetzungsrates basischer Kationen durch Verwitterung des Ausgangssubstrats.....	37
5.10	Deposition basischer Kationen und Chlorid-Ionen .....	39
<b>6</b>	<b>Ergebnisse der Critical-Loads-Berechnung und Vergleich mit den Depositionen im Mittel der Jahre 2013 bis 2015</b> .....	<b>41</b>
<b>7</b>	<b>Beurteilung der Erheblichkeit der Stickstoff- und Schwefeleinträge</b> .....	<b>41</b>
<b>8</b>	<b>Zusammenfassung</b> .....	<b>43</b>

## Tabellenverzeichnis

Tab. 1: im Untersuchungsgebiet vorkommende Bodenformen der Forstlichen Standortskarte Bk5 NRW mit Beurteilungspunkt (BP).....	8
Tab. 2: Sickerwasserrate (BGR 2004), Jahressumme der Niederschläge sowie Jahresmitteltemperatur (DWD 2012) an den Beurteilungspunkten (BP).....	9
Tab. 3: Hintergrunddepositionen im Mittel der Jahre 2013-2015 (Schaap et al. 2018) .....	9
Tab. 4: Maximale vorhabensbedingte Gesamtdeposition des Werkes im Planzustand an den Beurteilungspunkten (BP) des Wirkraums (Ingenieurbüro Uppenkamp u. Partner 2020) .....	10
Tab. 5: Logarithmischer GAPON-Austausch-Koeffizient Al bzw. H zu Ca+Mg+K [eq m <sup>-3</sup> ] <sup>-1/2</sup> (DeVries und Posch 2003).....	19
Tab. 6: Anzahl von Datensätzen in der BERN-Datenbank mit Stand 10/2020.....	21
Tab. 7: Vegetationsspezifische Critical Limits C/N <sub>crit(phyto)</sub> und BS <sub>crit(phyto)</sub> der Pflanzengesellschaften im günstigen Ziel-Erhaltungszustand (nach Schlutow et al. 2018) an den Beurteilungspunkten (BP) .....	23
Tab. 8: Kritische untere Spannungsgrenze des pH(H <sub>2</sub> O)-Wertes für die Pufferbereiche der Böden (nach Ulrich 1987) .....	23
Tab. 9: Zuordnung der Ausgangsgesteinsklassen zu Pufferbereichen (nach Ulrich 1987) .....	24
Tab. 10: im Untersuchungsgebiet gemessene pH(CaCl <sub>2</sub> )-Werte (eurofins Umwelt Aachen 2020) .....	24
Tab. 11: Substratspezifische Critical Limits pH <sub>crit</sub> der Bodenformen im Referenzzustand .....	24
Tab. 12: Vegetationsabhängige kritische Verhältnisse von basischen Nährkationen zu Aluminiumionen Bc/Al <sub>crit</sub> zum Schutz vor Wachstumsdepressionen ≥2% (CLRTAP 2017) .....	25
Tab. 13: Substratspezifische Critical Limits Bc/Al <sub>crit</sub> in Abhängigkeit von den Hauptbaumarten .....	25
Tab. 14: Kritische N-Konzentrationen in der Bodenlösung ([N] <sub>crit</sub> ) zur Berechnung von Critical Loads nach BMVBS (2013), aktualisiert nach Mapping Manual (CLRTAP 2017) .....	26
Tab. 15: Eingangsdaten [N] <sub>crit(phyto)</sub> und Ergebnis der Berechnung des tolerierbaren Stickstoffaustrags mit dem Sickerwasser N <sub>le(acc)</sub> in den Beurteilungsflächen (BF).....	26
Tab. 16: Matrix zur Ermittlung der Denitrifikationsfaktoren (CLRTAP 2004, 2014, 2017) .....	27
Tab. 17: Denitrifikationsraten N <sub>de</sub> in Abhängigkeit von Grund- und Stauwassereinfluss bzw. Tongehalt sowie von der Ziel-Vegetation .....	28
Tab. 18: Ergebnisse der Berechnung von HCO <sub>3,le</sub> .....	28
Tab. 19: Kritische Minima und Maxima von C/N-Verhältnissen zur Gewährleistung eines langfristigen Gleichgewichtes von Immobilisierung und Mineralisierung im Humus (Klap et al. 1997) .....	30
Tab. 20: Eingangsdaten und Ergebnisse der Berechnung der Netto-Immobilisierungsrate N <sub>i</sub> an den Beurteilungspunkten (BP) (nach BMVBS 2013) .....	31
Tab. 21: Ertragsspannen der Haupt- und Nebenbaumarten.....	32
Tab. 22: Spezifische Dichten von Stammholz und Rinde sowie deren Masseverhältnisse (De Vries et al. 1990) .....	32
Tab. 23: Haupteinflussfaktoren der Ertragsbildung .....	33
Tab. 24: Klassifizierung bodenartabhängiger Bodeneigenschaften bezüglich des Einflusses auf potenzielle Holzerträge (BMVBS 2013).....	33
Tab. 25: Länge der Hauptwurzelttracht nach Köstler et al. (1968) und die Wurzelttracht abschneidende nicht durchwurzelbare Horizonte (BMVBS 2013) .....	35
Tab. 26: Netto-Stoffgehalte der Hauptbaumarten in der Trockensubstanz (TS) von Derbholz mit Rinde (Jacobsen et al. 2002, De Vries et al. 1990) .....	36
Tab. 27: Entzugsraten N <sub>u(korr)</sub> und Bc <sub>u(korr)</sub> in Abhängigkeit von Bodenform, Vegetationszeitlänge und Hauptbaumarten an den beurteilungspunkten (BP) .....	37
Tab. 28: Zuordnung der im Untersuchungsgebiet typischen Ausgangssubstrate zu den Substratklassen entsprechend Manual (CLRTAP 2004, 2014, 2017).....	37
Tab. 29: Matrix zur Bestimmung der Texturklasse aus Sand- und Tongehalten (Eurosoil 1999). .....	38

Tab. 30: Matrix zur Bestimmung der Verwitterungsklasse ( $W_{(class)}$ ) aus der Substrat- und Texturklasse (CLRTAP 2017) .....	38
Tab. 31: Eingangsdaten und Ergebnisse der Berechnung der Freisetzungsrates basischer Kationen durch Verwitterung $BC_w (=Ca^{2+}+K^++Mg^{2+}+Na^+)$ und $Bc_w (=Ca^{2+}+K^++Mg^{2+})$ ..	39
Tab. 32: Hintergrunddepositionen von Kalzium-, Kalium- und Magnesium-Ionen im Mittel der Jahre 2013 bis 2015 (Schaap et al. 2018), * seesalzkorrigiert .....	40
Tab. 33: Ergebnisse der Critical Loads-Berechnung für den versauernden Einfluss von Stickstoff und Schwefel - CL(S+N) .....	41
Tab. 34: Prüfung der Erheblichkeit von versauernden N+S-Einträgen an den Beurteilungspunkten .....	42
Tab. 35: Zusammenfassung der Ergebnisse der Critical Loads-Berechnung CL(S+N) sowie Beurteilung der Erheblichkeit der Stickstoff- und Schwefeleinträge .....	44

# 1 Aufgabenstellung

## 1.1 Veranlassung und Ziele

Die Firma GS Recycling GmbH & Co. KG, kurz GSR, betreibt am Firmenstandort "Zum Ölhafen 1 in 46485 Wesel" auf der Grundlage einer Baugenehmigung vom 15.10.2013 (Az.: 16262 Stadt Wesel) ein Mineralöltanklager inkl. Werkstatt-/Magazin-/Sozialgebäude, Energiezentrale, Abwasserbiologie und Nebeneinrichtungen.

An diesem Standort beabsichtigt die GSR, unter Nutzung der bestehenden Anlagen einen Anlagenverbund mit Rhein-Anbindung zur Reinigung und Entgasung von Güterschiffen und zur Verwertung schiffsbürtiger und artverwandter, industrieller und gewerblicher Abfälle, Reststoffe und Abwässer zu errichten und zu betreiben. Neben neu zu errichtenden Anlagen auf dem bestehenden Betriebsgelände ist die räumlich getrennte Errichtung eines Schiffsterminals an den Deichanlagen des Rhein-Lippe-Hafens vorgesehen.

Nach FFH-Richtlinie, Anhang I, geschützte Lebensraumtypen (LRT) könnten möglicherweise von den vorhabensbedingten Immissionen mit Schwefel- und Stickstoffverbindungen aus dem Betrieb der Anlage erheblich betroffen sein, was zu prüfen ist.

Das Ziel des vorliegenden Projektes ist somit die Bewertung der Empfindlichkeit der Lebensräume innerhalb von FFH-Gebieten gegenüber eutrophierenden und versauernden Schadstoffeinträgen.

Da die Empfindlichkeit der Biotope jeweils sowohl von der Vegetation als auch von der Bodenform, vom Bodenwasserhaushalt und von Klimaparametern abhängt, sind für jeden Ausprägungstyp, d.h. für jeden Kombinationstyp aus den genannten Faktoren, gesonderte Belastbarkeitsgrenzen (Critical Loads) zu berechnen.

Die Critical Loads für den Luftschadstoffeintrag werden im Gutachten mit Hilfe des international üblichen Einfachen-Massenbilanz-Modells entsprechend Schlutow et al. (in BMVBS 2013) ermittelt, in das u. a. Eingangsdaten aus dem bei ÖKO-DATA entwickelten BERN-Modell (**B**ioindication for **E**cosystem **R**egeneration towards **N**atural conditions) eingespeist werden.

Bei der Bewertung anthropogener Einflüsse auf FFH-Lebensraumtypen muss entsprechend FFH-Richtlinie sowohl dem Verschlechterungsverbot als auch dem Wiederherstellungsgebot eines günstigen Erhaltungszustandes entsprochen werden. Die zu ermittelnden Critical Loads müssen die Garantie geben, dass sich der aktuelle Erhaltungszustand auch nach Inbetriebnahme der erweiterten Produktion zu einem günstigen Erhaltungszustand entwickeln könnte, sobald die allgemeine Luftreinhaltepolitik dies zulässt. Deshalb müssen zunächst die realistischen Entwicklungsziele für die maßgeblichen Bestandteile der Lebensräume mit Hilfe des BERN-Modells ermittelt werden, für die der Critical Load als Indikator für den Erhalt bzw. die Wiederherstellung eines guten ökologischen Zustandes dienen soll. Dabei sind die Entwicklungsziele der FFH-Standarddatenbögen bzw. ggf. Managementpläne zu beachten.

Die Ermittlung der Critical Loads erfolgt entsprechend den Methoden in BMVBS (2013), CLRTAP (2017) und Schlutow et al. (2018) und ist selbstverständlich ergebnisoffen. Diese Methode liegt auch den Critical Loads zugrunde, die im BImSchG-Stickstoffleitfaden (Ad hoc-AG 2019) zur Anwendung vorgesehen sind.

## 1.2 Arbeitsschritte

Für das Gutachten werden folgende Arbeitsschritte bearbeitet:

1. Ermittlung der Ausprägungsformen der LRT-Flächen und Bestimmung der Referenzdaten für einen günstigen Erhaltungszustand
2. Ermittlung der Belastbarkeitsgrenzen (Critical Loads) für versauernde Schwefel- und Stickstoffstoffeinträge

3. Ermittlung der Hintergrunddeposition von basischen Kationen, Stickstoff- und Schwefeleinträgen im Mittel der Jahre 2013-2015
4. Bewertung der Erheblichkeit der Belastung durch die Gesamt- und die Zusatzdeposition anhand der naturschutzfachlich begründbaren Beurteilungskriterien
5. Ggf. Vorschlag von Vermeidungs- bzw. vorgezogenen Schadensbegrenzungsmaßnahmen

## 2 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet der Verträglichkeitsuntersuchung zum Vorhaben umfasst die Flächen der FFH-LRT im Wirkraum des Vorhabens. Der Wirkraum ergibt sich aus der Ausbreitungsrechnung der vorhabensbedingten Immissionen von Stickstoff- und Schwefelverbindungen. Die Ausbreitungsfahne der Immissionszusatzbelastung der Gesamtanlage im Planzustand wird zur Abgrenzung des relevanten Wirkraums an der jeweiligen Isoplethe von  $0,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  bzw.  $32 \text{ eq S+N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  abgeschnitten (vgl. Ad-hoc-AG 2019), FGSV 2019, MULNV NRW 2019).

Da die Immissionsprognose (Uppenkamp u. Partner 2020) ergab, dass kein FFH-LRT innerhalb der Isoplethe von  $0,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  liegt, erübrigt sich die Ermittlung von Critical Loads für den eutrophierenden Stickstoffeintrag (vgl. Kap. 0).

Jedoch liegen LRT-Flächen mit einem Stickstoff- plus Schwefeleintrag  $> 32 \text{ eq S+N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  im FFH-Gebiet „Komplex In den Drevenacker Dünen, mit Erweiterung (FFH-Gebiet)“. Betroffen sind Flächen des LRT 9190 „Alte bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen mit Quercus robur“ in 6 unterschiedlichen Ausprägungsformen.

Das FFH-Gebiet DE 4306-302 „Komplex In den Drevenacker Dünen, mit Erweiterung“ umfasst einen heterogenen Gebietskomplex in der Lippeaue bzw. auf den Lippedünen. Dünenbereiche mit ausgedehnten Sandtrockenrasen, Heiden und Eichenwäldern wechseln mit Altwasserkomplexen ab. In feuchten Dünensenken befinden sich kleine Moorreste bzw. Moorbirkenbestände.

Für die Beurteilung der vorhabensbedingten Zusatzdeposition wird pro Ausprägungstyp ein Beurteilungspunkt gesetzt. Der Ausprägungstyp ergibt sich aus der Kombination von Lebensraumtyp, Vegetationstyp und Bodenform. Von allen Flächen, die einem Ausprägungstyp angehören, wird diejenige Fläche gesucht, in der die höchste Zusatzdeposition zu erwarten ist, um dort den Beurteilungspunkt zu setzen. Dieser Punkt ist somit repräsentativ für alle Flächen des gleichen Ausprägungstyps und stellt gleichzeitig den worst case in Bezug auf die zu erwartende Zusatzbelastung dar.

Dementsprechend wurden 6 Beurteilungspunkte im Wirkraum so ermittelt, dass die nach den Ergebnissen der Ausbreitungsrechnung am höchsten betroffenen Flächen einerseits und alle vorkommenden Ausprägungsformen der beurteilungsrelevanten Lebensraumtypen in die Verträglichkeitsuntersuchung von Schadstoffeinträgen andererseits einbezogen wurden (Abbildung 1).



Abbildung 1: Beurteilungspunkte im Wirkraum der erweiterten Anlage

## 3 Datengrundlagen

### 3.1 Vegetation der beurteilungsrelevanten LRT-Flächen

In allen beurteilungsrelevanten Biotopflächen wurde eine Vegetationskartierung 2020 durchgeführt (Kelschebach per Email am 18.12.2020).

Erhaltungsziel ist in den NATURA-2000-Gebieten die nachhaltige Sicherung eines günstigen Erhaltungszustandes. Dieses Kriterium lässt sich nur erfüllen, wenn eine naturnahe Vegetation entwickelt bzw. erhalten wird, die unter den aktuellen Standort- und Nutzungsbedingungen die besten Existenzmöglichkeiten hat, damit verbunden hohe Konkurrenzstabilität der Arten untereinander sowie volle Vitalität als Voraussetzung für das Selbstregenerationspotenzial. In jedem Fall ist es notwendig, eine Indikatorvegetation anzugeben, die einen günstigen und typischen Erhaltungszustand bezüglich Standortfaktoren und Vegetation widerspiegelt.

Im vorliegenden Fall ist die aktuelle Vegetation bereits soweit naturnah entwickelt, dass die teilweise erst fragmentarisch ausgebildeten Pflanzengesellschaften sich bei weiterer ungestörter Entwicklung zu nachhaltig dynamisch-stabilen Gesellschaften im Konkurrenzgleichgewicht der Arten untereinander und im Gleichgewicht mit den Standortfaktoren stabilisieren werden.

In allen 6 Ausprägungsformen der beurteilungsrelevanten LRT-Flächen ist die Pflanzengesellschaft im aktuellen und auch im günstigen Erhaltungszustand ein **Birken-Stieleichen-Wald (Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1937)**.

### 3.2 Abiotische Bestandteile der Habitate bzw. Biotope

#### 3.2.1 Bodenformen

Bodentyp und Substrat (= Bodenform) wurde aus der Bodenkarte zur Forstlichen Standortskartierung 1:5.000<sup>1</sup> (Bk5) standortspezifisch entnommen (Tab. 1). In jeder unterschiedlichen Bodenform wurde ein Beurteilungspunkt (BP) am westlichen Rand der kartierten Fläche gesetzt. Damit ist der BP der Emissionsquelle am nächsten und repräsentiert somit den worst case in Bezug auf die vorhabensbedingte Zusatzbelastung.

Tab. 1: im Untersuchungsgebiet vorkommende Bodenformen der Forstlichen Standortskarte Bk5 NRW mit Beurteilungspunkt (BP)

BP	Bodenform		Bodenartenschichtung
1	Gley-Podsol, sandig, basenarm	G-P842	Bis 14-20 dm: mittelsandiger Feinsand und schwach lehmiger Sand; Bis 20 dm: schwach sandiger Lehm und schluffiger Lehm
2	Podsol-Regosol, sandig, sehr basenarm	P-Q851	Bis 20 dm: mittelsandiger Feinsand und schwach lehmiger Sand;
3	Braunerde-Podsol, sandig, sehr basenarm	B-P851	Bis 20 dm: mittelsandiger Feinsand und schwach lehmiger Sand;
4	Eisen-Humus-Podsol, vergleht, sandig, sehr basenarm	gP851	Bis 20 dm: mittelsandiger Feinsand und schwach lehmiger Sand;
5	Podsol-Gley, sandig, basenarm	P-G852	Bis 20 dm: mittelsandiger Feinsand und schwach lehmiger Sand;
6	Podsol-Regosol, vergleht, sandig, sehr basenarm	gP-Q851	Bis 20 dm: mittelsandiger Feinsand und schwach lehmiger Sand;

<sup>1</sup> <https://www.geoportal.nrw/suche?lang=de&searchTerm=3E7CC528-6560-4BBE-AAB0-7DE2417EF993>

### 3.2.2 Klimadaten

Jahresniederschlagssumme und Jahresmitteltemperatur sind den Rasterdaten des DWD-Datensatzes für das jeweils 30-jährige Mittel von 1981-2010 entnommen (DWD 2012). Die Sickerwasserrate stammt aus „Langjährigen Wasserhaushaltskomponenten im Wasserhaushaltsmodell mGROWA als Geodatabase“ (LANUV NRW 2020<sup>2</sup>) (Tab. 2).

Tab. 2: Sickerwasserrate (BGR 2004), Jahressumme der Niederschläge sowie Jahresmitteltemperatur (DWD 2012) an den Beurteilungspunkten (BP)

BP	LRT	Niederschlag (mm a <sup>-1</sup> )	Sickerwasserrate (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	Temperatur (°C)
1	9190	809	313	10,6
2	9190	809	313	10,6
3	9190	809	313	10,6
4	9190	809	313	10,6
5	9190	809	313	10,6
6	9190	809	313	10,6

### 3.3 Hintergrund-Depositionen im Untersuchungsgebiet

Die Depositionen sind den Rasterdatensätzen des PINETI 3-Projektes entnommen worden, die im Auftrag des Umweltbundesamtes von Schaap et al (2018) ermittelt bzw. modelliert wurden.

PINETI 3 stellt eine methodische Weiterentwicklung der Modelle zur Ermittlung der Deposition MAPESI (2004), PINETI 1/2 (2009) dar und entspricht somit dem neuesten Stand der Technik.

Umfangreiche Validierungen haben gezeigt, dass das PINETI 3-Modell die realitätsnahesten Ergebnisse liefert.

Da die Autorin dieses Berichtes auch Mitautorin des PINETI 3-Projektes war, stehen ihr die Rasterdatensätze der betrachteten Jahre für die relevanten Luftschadstoffe zur Verfügung.

Die Hintergrunddepositionen wurden an den repräsentativen Beurteilungspunkten für die LRT-Fächen im Wirkraum im Mittel der Jahre 2013-2015 ausgelesen (Tab. 3).

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 Depositionswert ermittelt, der in der Fläche liegt bzw. dessen Raster in die Fläche hineinragt.

Tab. 3: Hintergrunddepositionen im Mittel der Jahre 2013-2015 (Schaap et al. 2018)

BP	LRT	Landnutzungstyp	N <sub>gesamt</sub>	N <sub>gesamt</sub>	S <sub>gesamt</sub>
			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	9190	Laubwald	1808	25,3	416
2	9190	Laubwald	1808	25,3	416
3	9190	Laubwald	1808	25,3	416
4	9190	Mischwald	1943	27,2	418
5	9190	Mischwald	1943	27,2	418
6	9190	Mischwald	1943	27,2	418

**Nach Aussage des Ingenieurbüros Uppenkamp und Partner 2020 ist eine zeitliche oder räumliche Korrektur der Hintergrundbelastung mit Depositionen vorhabensnaher Dritter nicht erforderlich.**

<sup>2</sup> [https://www.opengeodata.nrw.de/produkte/umwelt\\_klima/wasser/mgrowa/](https://www.opengeodata.nrw.de/produkte/umwelt_klima/wasser/mgrowa/)

### 3.4 Zusatzdepositionen

Die vom Ingenieurbüro Uppenkamp u. Partner 2020 durchgeführte Ausbreitungsberechnung der zu erwartenden N- und S-Immissionen und -depositionen als Gesamtdeposition des erweiterten Werkes im Planzustand weist folgende Maximalwerte an der westlichen Grenze des FFH-Gebietes auf (Tab. 4):

Tab. 4: Maximale vorhabensbedingte Gesamtdeposition des Werkes im Planzustand an den Beurteilungspunkten (BP) des Wirkraums (Ingenieurbüro Uppenkamp u. Partner 2020)

BP	LRT	Depositionsgeschwindigkeit	N <sub>Zusatz</sub>	N <sub>Zusatz</sub>	S <sub>Zusatz</sub>
			kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>	eq ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>	eq ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>
1	9190	für Wald	0,15	11	25
2	9190	für Wald	0,09	11	25
3	9190	für Wald	0,09	11	25
4	9190	für Wald	0,09	11	25
5	9190	für Wald	0,09	11	25
6	9190	für Wald	0,09	11	25

**Nach Aussage des Ingenieurbüros Uppenkamp und Partner 2020 ist eine Kumulation der Zusatzbelastung mit Depositionen von Vorhaben Dritter nicht erforderlich.**

### 3.5 Erhaltungsziele

Für das FFH-Gebiet DE 4306-302 „Komplex In den Drevenacker Dünen, mit Erweiterung“ sind für den beurteilungsrelevanten LRT folgende Erhaltungsziele und -maßnahmen mit Stand vom 23.9.2020) ausgewiesen (Naturschutzinformationen NRW <sup>3</sup>):

#### 9190 Alte bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen mit *Quercus robur*

##### Erhaltungsziele

Erhaltung eines günstigen Erhaltungszustands im Gebiet auch als Beitrag zur Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustands in der biogeographischen Region. Den Rahmen hierfür liefert das Maßnahmenkonzept für das Gebiet mit den entsprechenden Angaben insbesondere zu Zielgrößen, zeitlicher Priorisierung und behördlichen Zuständigkeiten.

- Erhaltung naturnaher alter bodensaurer Eichenwälder auf nährstoffarmen Sand-Standorten mit ihrer lebensraumtypischen Arten- und Strukturvielfalt in einem Mosaik aus ihren verschiedenen Entwicklungsstufen/ Altersphasen und in ihrer standörtlich typischen Variationsbreite, inklusive ihrer Vorwälder sowie ihrer Waldränder und Sonderstandorte
- Erhaltung des Lebensraumtyps als Habitat für seine charakteristischen Arten
- Erhaltung eines lebensraumangepassten Wildbestandes
- Erhaltung lebensraumtypischer Wasser- und Bodenverhältnisse (Wasserhaushalt, Nährstoffhaushalt, Bodenstruktur) unter Berücksichtigung des Wassereinzugsgebietes
- Vermeidung und ggf. Verminderung von Nährstoff- und Schadstoffeinträgen
- Erhaltung eines störungsarmen Lebensraumtyps
- Erhaltung eines an Störarten armen LRT- Merkmale für einen guten Erhaltungszustand von LRT-Flächen siehe Bewertungsmatrix

<sup>3</sup> <http://natura2000-meludedok.naturschutzinformationen.nrw.de/natura2000-meludedok/web/babel/media/zdok/DE-4306-302.pdf>

### Geeignete Erhaltungsmaßnahmen

- naturnahe Waldbewirtschaftung unter Ausrichtung auf die natürliche Waldgesellschaft einschließlich ihrer Nebenbaumarten sowie auf alters- und strukturdiverse Bestände und Förderung der Naturverjüngung aus Baumarten der natürlichen Waldgesellschaft
- Angemessene Bewirtschaftung zur Erhaltung eines Bestockungsanteils von mindestens 30 % Stiel- und/oder Traubeneiche auf Flächen mit höchstens 30 % konkurrierender Buche
- Belassen eines dauerhaften und ausreichenden Anteils von Alt- und Totholz (möglichst  $\geq 10$  Bäume/ha) bis zur Zerfallsphase, insbesondere von Großhöhlen- und Uraltbäumen, bevorzugt Entwicklung von Altholzinseln
- Belassen von Biotopbäumen (unter Berücksichtigung der Arbeits- und Verkehrssicherheit ggf. Biotopbaumgruppen, -bestände) einschließlich der häufig wärme- und lichtbegünstigten Biotopbäume an Bestandsrändern (Belassen möglichst großer Baumteile stehend oder liegend im Rahmen von Verkehrssicherungsmaßnahmen)
- Belassen von geeigneten Teilflächen ohne Nutzung
- Belassen der natürlichen Entwicklung von Vor- und Pionierwaldstadien auf Sukzessionsflächen
- Förderung der Verjüngung der Stiel- und Traubeneichen durch kleinflächige Kahlschläge oder Femelhiebe bis 1 ha und gezielte Freistellung alter und nachwachsender Eichen; sofern nicht vermeidbar Eichen-Pflanzung; ggf. Entfernung von Naturverjüngung von nichtlebensraumtypischen Gehölzen (insbesondere von Neophyten wie die Späte Traubenkirsche)
- Förderung der Verjüngung lebensraumtypischer Baumarten insbesondere der Stieleiche vorzugsweise durch Saat und / oder Hähersaat
- keine Förderung standortfremder Baumarten und kein Voranbau oder Unterbau mit Buche
- Förderung und Anlage gestufter Waldränder als Lebensraum für Arten der Übergangsbereiche von Wald zu Offenland
- Vermehrung des Lebensraumtyps "Alte bodensaure Eichenwälder" durch den Umbau von mit nicht bodenständigen Gehölzen bestandenen Flächen auf geeigneten Standorten und ausschließlicher Verwendung von lebensraumtypischen Gehölzen geeigneter Herkunft bei Pflanzungen und Saat (insbesondere Stiel-Eiche)
- Umbau von Nadelwald in Quellbereichen, Siepen und Bachtälern sowie auf Flächen, deren floristische oder faunistische Schutzwürdigkeit durch Nadelholz unmittelbar gefährdet bzw. erheblich beeinträchtigt sind (incl. hiebsunreifer Bestände)
- Regulierung der Schalenwildichte auf ein solches Maß, dass die Verjüngung aller lebensraumtypischen Baumarten ohne besondere Schutzmaßnahmen ermöglicht wird
- Vermeidung von Emissionsquellen im Umgebungsbereich der Vorkommen
- bei feuchten Ausprägungen: Vermeidung von Entwässerung und Grundwasserabsenkung und ggf. Maßnahmen zur Wiederherstellung des lebensraumtypischen Wasserhaushaltes: Verschluss, Anstau ggf. Entfernen von Drainagen und Entwässerungsgräben
- Ausrichtung des Erschließungsnetzes an die Standortbedingungen und Schutzziele, i.d.R. Rückegassen-Mindestabstand 40 m, keine Rückegassen in Quellbereichen, Siepen und Bachtälern, in geschützten Biotopen, Sonderbiotopen und bei Vorkommen von seltenen undgefährdeten Pflanzenarten
- keine Befahrung außerhalb des Erschließungsnetzes
- Holzeinschlag und -rücken in mehr als 80 Jahre altem Laubholz nur außerhalb des Fortpflanzungszeitraumes der jeweils betroffenen Tierart unter Beachtung der artspezifischen Schutzzone
- Wegeinstandhaltungsmaßnahmen nur mit Material, dass nicht zur Veränderung der Standorte führt; kein Recycling-Material

- keine Ablagerung von Holz (incl. Astmaterial, Kronenholz) in geschützten Biotopen, in-Quellbereichen, Siepen und Bachtälern und bei Vorkommen von gefährdeten Pflanzenarten
- keine Bodenschutzkalkung
- Beibehaltung und im Bedarfsfall Anlage von geeigneten nährstoffarmen bzw. abschirmenden Pufferzonen
- Vermeidung der Ausbreitung und ggf. Zurückdrängen von Neophyten
- Regelung nicht schutzzielkonformer Freizeitnutzungen

## 4 Critical-Loads-Konzept und Modellansätze

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). Die Aufgaben eines National Focal Center (1997- 2012) bzw. des National Data Center Deutschlands (2012 – 2017) für dieses Programm wurden der ÖKO-DATA GmbH übertragen (s. Schlutow et al. 2018).

Die o. g. Definition der Critical Loads ist dem Mapping Manual (CLRTAP 2004, 2014, 2017) 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, Habitate geschützter Arten und geschützte Biotope auf für diesen Schutzzweck modifizierten Grundlagen und Methoden. Die in den periodisch erscheinenden CCE-Reports des ICP Modelling & Mapping (zuletzt 2017) veröffentlichten Critical Loads für Europa sind auf regionaler Ebene daher nicht auf FFH-Lebensraumtypen und -Habitate sowie geschützte Biotope übertragbar.

### 4.1 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 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  $CL_{empN}$  2010 eine Spanne von Critical Loads ( $CL_{empN}$ ) von  $10 - 20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ , für Fichten- und Tannenwälder eine Spanne von  $10 - 20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  und für Kiefernwälder  $5 - 15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  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 Hainbuchen-, Erlen-/Eschen-, Weiden- und Ahorn-/Ulmen-/Linden-Schluchtwälder, die Moorwälder, alpinen Wälder u. a.

Empirische CL für mitteleuropäisches Grasland und Heiden reichen von 5 bis 30 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>. Die untere Spanne berücksichtigt die besondere Empfindlichkeit von Moosen und Flechten. Bei den (moos- und flechtenfreien) 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.

Empirische Critical Loads für den versauernde Stickstoff- und Schwefeleintrag liegen nicht vor.

## 4.2 Das SMB-Modell zur Ermittlung von Critical Loads für versauernde Stoffeinträge

### 4.2.1 Modellansatz und Grundannahmen

Die Ermittlung der Critical Loads für die versauernde Wirkung von Stickstoff- und Schwefel-Einträgen und die hieraus abgeleitete Bewertung von möglichen multiplen Wirkungen von N- und S-Einträgen erfolgt im Wesentlichen nach methodischen Grundsätzen und Formeln, wie sie auch im Manual (CLRTAP 2004, 2014, 2017) empfohlen werden, jedoch angepasst an die Erfordernisse der standortspezifischen Einzelfallbetrachtung.

Der Critical Load für den aktuellen Säureeintrag wird in Anwendung der Massenbilanz-Methode entsprechend Manual (CLRTAP 2004, 2014, 2017) nach folgender Gleichung berechnet, die die wichtigsten Quellen und Senken für Protonen berücksichtigt:

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

wobei:

$CL$	=	Critical Load (Belastungsgrenzwert) [eq ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]
$S$	=	Schwefelverbindungen
$N$	=	Stickstoffverbindungen
$BC_{dep}^*$	=	seesalzkorrigierte Rate der Deposition basischer Kationen Ca <sup>2+</sup> +Mg <sup>2+</sup> +K <sup>+</sup> +Na <sup>+</sup> [eq ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]
$Cl_{dep}^*$	=	seesalzkorrigierte Rate der Deposition von Cloridionen [eq ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]
$BC_w$	=	Freisetzungsrates basischer Kationen durch Verwitterung, Ca <sup>2+</sup> +Mg <sup>2+</sup> +K <sup>+</sup> +Na <sup>+</sup> [eq ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]
$Bc_u$	=	Nettoaufnahmerate basischer Kationen durch die Vegetation, Ca <sup>2+</sup> +Mg <sup>2+</sup> +K <sup>+</sup> [eq ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]
$N_i$	=	Stickstoff-Immobilisierungsrate [eq ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]
$N_u$	=	Nettoaufnahmerate von Stickstoff durch die Vegetation [eq ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]
$N_{de}$	=	Denitrifikationsrate von Stickstoff [eq ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]
$ANC_{le(crit)}$	=	Kritische Austragsrate der Säureneutralisationskapazität mit dem Sickerwasser [eq ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]

**BC als Summe der basischen Kationen bezieht sich immer auf Ca<sup>2+</sup>+Mg<sup>2+</sup>+K<sup>+</sup>+Na<sup>+</sup> [eq ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>]. Im Unterschied dazu enthält Bc nur die Summe von Ca<sup>2+</sup>+Mg<sup>2+</sup>+K<sup>+</sup> [eq ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>], weil Na kein relevanter Pflanzennährstoff ist.**

Zu den maßgeblichen Prozessen, die den Säureinträgen gegenüberstehen, gehören die Verwitterung (Kap. 5.9) und die Deposition basischer Kationen (Kap. 5.10), die wiederum jedoch vermindert werden durch den Stoffentzug mit der Biomasse (Kap. 5.8) sowie durch die Auswaschung

von Säureneutralitätskapazität mit dem Sickerwasser (Kap. 4.2.2 in Verbindung mit Kap. 5.1, Kap. 5.2, Kap. 5.3 und Kap. 5.4).

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. 5.7). 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. 5.5). Die Denitrifikationsrate wird als Anteil von der tolerierbaren Auswaschungsrate, d. h. vom Rest an deponiertem und mineralisiertem Stickstoff, der nicht von Pflanzen aufgenommen, oder durch Immobilisierung im Humus akkumuliert wird, berechnet. Dieser Rest wird teilweise denitrifiziert und ausgegast und teilweise mit dem Niederschlag aus dem Bodenwasser in die tieferen Schichten und letztendlich ins Grundwasser ausgewaschen (= Austrag mit dem Sickerwasser). Dieser Austrag wird auf ein tolerierbares Maß begrenzt, indem kritische Schwellenwerte für die Konzentrationen in der Bodenlösung festgelegt wurden (vgl. Kap. 5.4).

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

Die N<sub>2</sub>-Fixierungsrate durch einige Pflanzen bzw. ihre Symbionten wird als vernachlässigbar eingeschätzt. Dies ist deshalb gerechtfertigt, weil die anthropogen verursachten Depositionsraten von reduzierten und oxidierten N-Verbindungen in Deutschland i.d.R. dazu führen, dass Pflanzen die Aufnahme von molekularem N<sub>2</sub> aus der Luft reduzieren und vorzugsweise NO<sub>x</sub> oder NH<sub>y</sub> aus den Luftverunreinigungen aufnehmen, da für die Verstoffwechslung dieser N-Verbindungen weniger Energie benötigt wird als zur Verwertung von N<sub>2</sub> (Sakalli 2012).

#### 4.2.2 Modellansätze zur Ermittlung der kritischen Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität ANC<sub>le(crit)</sub>

Eine vollständige Säureneutralisation findet im Boden statt, wenn ein Gleichgewicht zwischen basischen Ionen und sauren Ionen in der Bodenlösung herrscht (CLRTAP 2004, 2014, 2017):



$[RCOO]^-$  = Konzentration organischer Anionen [eq m<sup>-3</sup>]

$[HCO_3]^-$  = Konzentration von Hydrogencarbonationen [eq m<sup>-3</sup>]

Als Maß für die Säureneutralisationskapazität kann die Konzentration der basischen Reaktionsprodukte des Neutralisationsvorganges in der Bodenlösung herangezogen werden (CLRTAP 2004, 2014, 2017):



Die Berechnung von  $[HCO_3]^-_{le} + [RCOO]^-_{le}$  wird im Manual als optionale Erweiterung des Einfachen-Massenbilanz-Ansatzes vorgeschlagen. Die resultierenden Werte sind meist sehr klein. Unter besonderen Standortverhältnissen können sich aber nicht zu vernachlässigende Werte für  $[HCO_3]^-_{le}$  ergeben, die den Critical Load vermindern, während  $[RCOO]^-_{le}$  mit Werten regelmäßig unter 1 eq ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> vernachlässigt werden kann.

**Im vorliegenden Projekt wird daher nur HCO<sub>3</sub><sup>-</sup><sub>le</sub> berechnet (vgl. Kap. 5.4).**

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:

$$ANC_{le(crit)} = -Al_{le(crit)} - H_{le(crit)} + HCO_{3le} = -PS \cdot ([AL]_{crit} + [H]_{crit} + [HCO_3])$$

wobei:

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

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

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

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

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

wobei  $K_{gibb}$  die Gibbsit-Gleichgewichts-Konstante ist und wie folgt eingesetzt wird:

- ▶ für sehr humusarme (<5% OM) mineralische Böden  $K_{gibb} = 950 \text{ m}^6 \text{ eq}^{-2}$ ,
- ▶ für humusarme (<15% OM) mineralische Böden  $K_{gibb} = 300 \text{ m}^6 \text{ eq}^{-2}$ ,
- ▶ für humusreiche (15-30 % OM) mineralische Böden  $K_{gibb} = 100 \text{ m}^6 \text{ eq}^{-2}$  und
- ▶ für Torfböden (>70% OM)  $K_{gibb} = 9,5 \text{ m}^6 \text{ eq}^{-2}$ .

**Um  $ANC_{le(crit)}$  für die CL Versauerung zu berechnen, gibt es 4 Ansätze**, die verschiedene Kriterien auf Basis der Massenbilanz berücksichtigen (vgl. CLRTAP 2004, 2014, 2017):

- ▶ Kriterium 1: Schutz der Pflanzen vor Aluminium-Intoxikation
- ▶ Kriterium 2: Erhaltung des bodentypischen pH-Pufferbereiches
- ▶ Kriterium 3: Erhaltung der Boden-Stabilität
- ▶ Kriterium 4: Erhaltung einer vegetationspezifischen akzeptablen Basensättigung

### Variantenvergleich

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

**Als Critical Load für Versauerung (CL(S+N)) wird der niedrigste Wert, der sich für ein Ökosystem aus den Variantenrechnungen ergibt, übernommen:**

$$CL(S+N) = \min\{ CL(S+N) (1); CL(S+N) (2); CL(S+N) (3); CL(S+N) (4) \}$$

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

Eine zu hohe  $Al^{3+}$ -Konzentration kann toxisch auf die Pflanzen des Ökosystems wirken, wenn nicht gleichzeitig genügend basische Kationen für die Pflanzen in der Bodenlösung zur Verfügung stehen. Grenzkriterium für den Verlust an Säureneutralisationskapazität ist deshalb das Verhältnis der durch Verwitterung freigesetzten pflanzenverfügbaren basischen Kationen  $Bc = Ca + Mg + K$  zu  $Al^{3+}$ -Ionen. Diese Schwelle zur Schädigung ist pflanzenartspezifisch unterschiedlich hoch. Die kritische Aluminium-Auswaschungsrate, die sich ergibt, wenn ein kritisches (beginnend toxisch zu wirkendes)  $Bc/Al$ -Verhältnis in der empfindlichsten Art des Vegetationstyps erreicht ist, lässt sich wie folgt ermitteln (CLRTAP 2004, 2014, 2017):

$$Al_{le(crit)} = 1,5 \cdot \frac{Bc_{le}}{\left(\frac{Bc}{Al}\right)_{crit}} = 1,5 \cdot \frac{Bc_{dep} + Bc_w - Bc_u}{\left(\frac{Bc}{Al}\right)_{crit}} - HCO_{3le}$$

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

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

wobei:

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

$B_{C_{dep}}$  = Rate der Deposition pflanzenphysiologisch wirksamer basischer Kationen, nicht seesalzkorrigiert (Ca, Mg, K) [eq ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>]

$B_{C_w}$  = Freisetzungsrates pflanzenphysiologisch wirksamer basischer Kationen durch Verwitterung [eq ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>]

$B_{C_u}$  = Netto-Aufnahmerate pflanzenphysiologisch wirksamer basischer Kationen durch die Vegetation [eq ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>]

$B_{C_{le}}$  muss mindestens 0,01 eq m<sup>-3</sup> Bodenwasser betragen, sonst kann die Vegetation bei Unterschreitung dieser Minimum-Konzentration keine basischen Kationen mehr aufnehmen. D. h. folgende Prüfung wird durchgeführt:

WENN( $B_{C_{dep}} + B_{C_w} - B_{C_{u(korr)}}$  < 0,01 \* PS, dann  $B_{C_{le}} = 0,01 * PS$ , ansonsten  $B_{C_{le}} = B_{C_{dep}} + B_{C_w} - B_{C_{u(korr)}}$ )

**$B_{C_{dep}}$  geht in dieser Formel nicht seesalzkorrigiert ein**, denn auch die seesalzbürtigen Basen werden von der Vegetation aufgenommen und bestimmen die vegetationsabhängige akzeptable Auswaschungsrate mit.

Die Ermittlung der Verwitterungsrate basischer Kationen  $B_{C_w}$  wird in Kap. 5.9,  $B_{C_{dep}}$  in Kap. 5.10 und der Entzug basischer Kationen in Kap. 5.8 erläutert.

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

$$-ANC_{le(crit)} = PS^{2/3} \cdot \left( 1,5 \cdot \frac{B_{C_{dep}} + B_{C_w} - B_{C_u}}{K_{gibb} \cdot \left(\frac{BC}{AL}\right)_{crit}} \right)^{\frac{1}{3}} + 1,5 \cdot \frac{B_{C_{dep}} + B_{C_w} - B_{C_u}}{\left(\frac{BC}{AL}\right)_{crit}} - HCO_{3le}$$

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:

$$H_{le(crit)} = 0,5 \cdot \frac{B_{C_{le}}}{(BC/H)_{crit}}$$

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

Demzufolge ist

$$-ANC_{le(crit)} = 0,5 \cdot \left( \frac{B_{C_w} + B_{C_{dep}} - B_{C_u}}{(BC/H)_{crit}} \right) - HCO_{3le}$$

### **Kriterium 2: Erhaltung des bodentypischen pH-Wertes (pH<sub>crit</sub>)**

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

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

Da gilt:

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

wobei:

$[H]_{crit}$  = kritische Protonenkonzentration in der Bodenlösung [eq l<sup>-1</sup>]

ergibt sich:

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

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

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

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 (CLRTAP 2004, 2014, 2017), dass die kritische Auswaschungsrate von Al mit dem Sickerwasser nicht höher sein darf als die Freisetzungsrates 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 (CLRTAP 2004, 2014, 2017) 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:

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

mit:

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

wobei in Mitteleuropa  $p = 2$  gesetzt wird (Manual, CLRTAP 2004, 2014, 2017).

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 für Torfmoore, Heiden mit mächtigen Rohhumusaufgaben). Derartige Böden kommen bei den BP des UG nicht vor, weshalb dieses Kriterium für alle BP hier angewendet wird.

#### **Kriterium 4: Erhaltung einer vegetationspezifischen akzeptablen Basensättigung** **(BS<sub>crit(phyto)</sub>)**

Für die Ermittlung von Critical Loads für Stickstoff- und Schwefelverbindungen, die für den Erhalt der Biodiversität zumindest eingehalten werden sollten, ist der Standortparameter Basensättigung von besonderem Interesse. Da die Stickstoff- und Schwefeldepositionen sich verändernd auf diese Bodenparameter auswirken, werden als vegetationspezifischer Schwellenwert die kritische Basensättigung (BS<sub>crit(phyto)</sub>) für jede Pflanzengesellschaft bestimmt, bei dem die Pflanzengesellschaft gerade noch ohne Verlust der typischen Biodiversität existieren kann. Als typische Biodiversität wird die Artenliste der diagnostischen Arten der Gesellschaft, d. h. die Charakter- und hochsteten Begleitarten definiert, wie sie in der BERN-Datenbank in Auswertung der veröffentlichten Stetigkeitstabellen enthalten sind (vgl. BMVBS 2013, S. 135-148).

BS<sub>crit(phyto)</sub> der Pflanzengesellschaften wird dort angesetzt, wo der stickstoff- und schwefelinduzierte Standortgradient den Optimumbereich der Pflanzengesellschaft verlässt (vgl. BMVBS 2013, S. 158-160). Dieser Gradient weist unterhalb des Optimumbereichs auf ein zunehmendes Nährstoffungleichgewicht hin. Die Critical Limits BS<sub>crit(phyto)</sub> ergeben sich aus dem höchsten unteren Optimumwert aller diagnostischen Arten der Gesellschaft. Das heißt, die empfindlichste charakteristische Art bestimmt mit ihrer (engen) ökologischen Nische die Critical Limits der Gesellschaft (vgl. BMVBS 2013, S. 147).

Um den Zusammenhang zwischen dem Schwellenwert (Critical Limit) der Basensättigung [BS<sub>crit(phyto)</sub>] des Bodens für eine optimale Existenz der Pflanzengesellschaft und einem Grenzwert für den Eintrag von Säurebildnern herzustellen, muss in das Massenbilanzmodell ein Schwellenwert für den Austrag von Säureneutralisationskapazität aufgenommen werden, der sich über empirisch ermittelte GAPON-Austausch-Koeffizienten und das ebenfalls empirisch festgelegte Verhältnis von H<sup>+</sup>-Ionen zu Al<sup>3+</sup>-Ionen errechnen lässt.

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

wobei:

k <sub>AlBC</sub>	=	GAPON-Austausch-Koeffizient Al zu Ca+Mg+K
k <sub>HBC</sub>	=	GAPON-Austausch-Koeffizient H zu Ca+Mg+K
E <sub>BC(crit)</sub>	=	BS <sub>(crit)</sub> / 100
[Bc]	=	Konzentration basischer Kationen Ca+Mg+K in der Bodenlösung

Die Konzentration basischer Kationen in der Bodenlösung wird ermittelt nach:

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

$$\text{mit } Bc_{le} = \text{Max}\{0, Bc_{dep} + Bc_w - Bc_{u(korr)} - PS \cdot [Bc]_{min}\}$$

$$\text{mit } [Bc]_{min} = 0,01 \text{ eq m}^{-3}$$

Die kritische Austragsrate von Säureneutralisationskapazität ANC<sub>le(crit)</sub> ergibt sich damit wie folgt:

$$-ANC_{le(crit)} = H_{le(crit)} + Al_{le(crit)} - HCO_{3le} = PS \cdot ([H]_{crit} + [Al]_{crit} - [HCO_3]) \text{ mit}$$

$$[Al]_{crit} = K_{gibb} \cdot [H]_{crit}^3$$

Für die GAPON-Austausch-Koeffizienten Al bzw. H zu Ca+Mg+K stehen derzeit nur Referenzwerte aus den Niederlanden zur Verfügung (vgl. Tab. 5). 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 1000N (BGR 2014) 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.

Tab. 5: Logarithmischer GAPON-Austausch-Koeffizient Al bzw. H zu Ca+Mg+K [eq m<sup>-3</sup>]<sup>-1/2</sup> (DeVries und Posch 2003)

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

### 4.3 Das BERN-Modell als Datenbasis für die Ermittlung von vegetationspezifischen Eingangswerten für die Modellierung

Mit Hilfe des BERN-Modells werden die maßgeblichen Bestandteile der Biotope (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 naturnahe und halbnatürliche Ökosystemtypen durchgeführt:

1. Zuordnung der charakteristischen Pflanzengesellschaften 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 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 Standorttypen 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 Standorttypen 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-Verteilungs-Funktion des Pflanzenvorkommens in Abhängigkeit von einem oder mehreren Standortfaktoren in einem Wertebereich von 0 bis 1.

Die Datenbasis beruht auf empirischen Erhebungen von Standort-Pflanzen-Paaren. Die BERN-Datenbank wurde stetig weiterentwickelt. Der jeweilige Stand der Entwicklungen wurde publiziert (BERN1: Schlutow in Achermann u. Bobbink (2003); Schlutow u. Hübener in UBA-Texte 22/2004; BERN2: Schlutow in deVries et al. (2007), Nagel et al. in UBA-Texte 08/2010; BERN3: Schlutow et al. in BMVBS (2013), Schlutow et al. in deVries et al. (2015)). Nunmehr liegt die Datenbank in der Version 4.0 (BERN4) vor, die nachfolgend dokumentiert wird. Die Berechnung der Critical Limits zum Schutz der Biodiversität für dieses Gutachten erfolgt mit dem BERN-Modell.

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

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

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

Für Deutschland wurden aus 32 Standardwerken der Pflanzensoziologie die dort dokumentierten Stetigkeitstabellen ausgewertet, die insgesamt auf rund 20.000 Vegetationsaufnahmen beruhen. Die Datenbanken im BERN-Modell decken die Gesamtfläche Deutschlands ab. Die ca. 20.100 deutschen Vegetationsaufnahmen, die bis heute aus den Stetigkeitstabellen ausgewertet wurden (Anders et al. 2002, Ellenberg 1996, Härtle et al. 2004, Hartmann und Jahn 1967, Hofmann 1969a, Hundt 1964, Issler 1942, Klapp 1965, Mahn 1959,1965, Matuszkiewicz 1958, 1962, Oberdorfer 1957, 1992-1998, Passarge 1964, Passarge und Hofmann 1968, Preising 1953, Preising et al. 1990a,b u. 1997, Schmidt et al. 2002, Schubert 1960, 1991, Tüxen 1937, 1958, Tüxen und Westhoff 1963, Willner 2002, Willner u. Grabherr 2007, Wolfram 1996) verteilen sich auf Deutschland mit Schwerpunkten in überwiegend bewaldeten, von Grasland oder Mooren geprägten Regionen.

Außerhalb Deutschlands wurden weitere Stetigkeitstabellen von rund 25.000 Vegetationsaufnahmen ausgewertet und die entsprechenden gewonnenen Daten aus den Aufnahmen in die BERN-Datenbank übernommen. Besonderes Augenmerk wurde dabei auf Vegetationsaufnahmen aus Südost-Europa wie der Slowakei (Michalko 1986), aus Tschechien (Neuhäusl 1976, Knollová und Chytrý 2004, Rolecek 2005), aus Ungarn (Jakucs 1961; Kevy und Borhidi 2005), aus Österreich (Grabherr u. Mucina 1993, Willner u. Grabherr 2007), aus der Schweiz und Slowenien (Willner 2002) sowie aus dem Balkan (Horvat et al. 1974, Soó 1964) gelegt. Diese Aufnahmen ermöglichen eine Abschätzung der potenziell möglichen natürlichen und halbnatürlichen Pflanzengesellschaften, die im Zuge der Klimaerwärmung nach Deutschland einwandern könnten (vgl. Schlutow u. Gemballa 2008; Schlutow et al. 2009).

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

Mit Stand 10/2020 enthält die BERN-Datenbank folgende Datensätze (Tab. 6):

Tab. 6: Anzahl von Datensätzen in der BERN-Datenbank mit Stand 10/2020

Stand	BERN4 (2020)
Anzahl der Vegetationsaufnahmen, die zu Stetigkeitstabellen zusammengefasst wurden (Europa)	46.195
davon für in Deutschland vorkommende Gesellschaften	21.573
Standort-Pflanzen-Paare mit standortoriginalen Messwerten der Bodenchemie (europaweit)	879
Anzahl Referenzbodenprofile der BÜK1000N mit standorttypischen Messwerten der Bodenchemie, die im BERN-Modell den Pflanzengesellschaften gutachterlich zugeordnet sind	674
Pflanzenarten mit artspezifischen ökologischen Nischen für 8 Standortparameter, u.a. C/N, Basensättigung	1996
Pflanzengesellschaften mit gesellschaftsspezifischen Möglichkeitsfunktionen für 8 Standortparameter, u.a. C/N, Basensättigung	715

## 4.4 Diskussion der Modelle und Schlussfolgerungen für die Anwendbarkeit

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

Empirische Critical Loads fehlen für den versauernden N- und S-Eintrag.

Mittelbar geht die kritische N-Konzentration (s. Tab. 6), die auf der Ableitung aus empirischen Critical Loads beruht, in die Berechnung mit dem SMB-Modell ein.

Der BImSchG-Stickstoffleitfaden (Ad hoc-AG 2019) empfiehlt die Anwendung von CL, die mittels SMB ermittelt wurden.

**Für die Berechnung des Critical Loads für versauernde Einträge wird das SMB-Modell verwendet, kombiniert mit Eingangsdaten, die teilweise aus empirischen Critical Loads abgeleitet wurden.**

**Dabei werden überwiegend die Methoden und Modelle zur Ermittlung der geochemischen Eingangsdaten entsprechend dem Manual des ICP MODELLING & MAPPING (CLRTAP 2004, 2014, 2017) angewendet, jedoch ergänzt mit vegetationsspezifischen Eingangswerten, die mittels BERN-Modell bestimmt wurden.**

### 4.4.2 Unsicherheiten der Modelle und der 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 Standorten sowie auf Expertenschätzungen. So sind Eingangsdaten immer mit einer gewissen Unsicherheit aufgrund von Verallgemeinerungen der Standortcharakteristika, bezogen auf den konkret zu untersuchenden Standort, behaftet.

Der Critical Load muss für einen angestrebten Referenzzustand bezüglich Bodenqualität und Vegetationsstruktur ermittelt werden, der für geschützten Lebensraumtypen, Habitats und geschützte Biotope die Existenz einer stabilen standorttypischen Pflanzengesellschaft in ihren typischen Strukturen und Funktionen garantiert. In diesem Fall muss auf idealtypische Referenzwerte zurückgegriffen werden, deren Übertragbarkeit auf den konkreten Standort naturgemäß mit Ungenauigkeiten verbunden ist, auch wenn dies nach bestem Wissen geschieht. Die BERN-Datenbank, die auf der Auswertung von bisher rund 25 000 Einzelstandortuntersuchungen in Deutschland beruht (vgl. Kap. 4.3 und Schlutow et al. 2018), bietet hierfür eine repräsentative Datenbasis, wodurch der Ungenauigkeitsgrad auf ein Minimum reduziert wird.

## 5 Material und Methoden zur Ermittlung von standortspezifischen Referenzdaten für die Critical Load-Modellierung

Die im Folgenden dargestellten Methoden und Modelle dienen der Ermittlung von Eingangsdaten für die Critical-Loads-Berechnung mit dem SMB-Modell.

### 5.1 $C/N_{\text{crit(phyto)}}$ und $BS_{\text{crit(phyto)}}$

Diese beiden vegetationspezifischen Schwellenwerte  $C/N_{\text{crit(phyto)}}$  und  $BS_{\text{crit(phyto)}}$  werden mit dem BERN4.0-Modell ermittelt.

Entsprechend der Definition des **ökologischen Belastbarkeitsgrenzwertes** („Critical Load“) gegenüber Stoffeinträgen (CLRTAP 2004, 2014, 2017), 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 Ziel-Pflanzengesellschaft zum Standortparameter ergeben. Ein sinnvoller Schwellenwert ist der Zugehörigkeitsgrad von 1. An diesem Zustandsparameterwert hat die Ziel-Pflanzengesellschaft 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 bzw. naturnahen oder halbnatürlichen Pflanzengesellschaft gekennzeichnet ist. Auch dies ist ein Vorsorgewert, oberhalb dessen mit Sicherheit davon ausgegangen werden kann, dass ein hervorragender Erhaltungszustand auch langfristig erhalten bleibt bzw. wieder hergestellt wird. 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.

Für die Ermittlung von Critical Loads für Stickstoff- und Schwefelverbindungen, die für den Erhalt der Biodiversität zumindest eingehalten werden sollten, sind die Standortparameter C/N und Basensättigung von besonderem Interesse. Da die Stickstoff- und Schwefeldepositionen sich verändernd auf diese Bodenparameter auswirken, werden als vegetationspezifische Schwellenwerte das kritische C/N-Verhältnis ( $C/N_{\text{crit(phyto)}}$ ) und die kritische Basensättigung ( $BS_{\text{crit(phyto)}}$ ) für jede Pflanzengesellschaft bestimmt, bei dem die Pflanzengesellschaft gerade noch ohne Verlust der typischen Biodiversität existieren kann (vgl. Schlutow et al. 2018). Als typische Biodiversität wird die Artenliste der diagnostischen Arten der Gesellschaft, d. h. die Charakter- und hochsteten Begleitarten definiert, wie sie in der BERN4-Datenbank in Auswertung der veröffentlichten Steigtigkeitstabellen enthalten sind (Schlutow et al. 2018).

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

Die so bestimmten Critical Limits für das vegetationspezifische C/N-Verhältnis für jede Pflanzengesellschaft gehen ein in die Berechnung der Netto-Immobilisierungsrate (vgl. Kap. 0). Das vegetationspezifische Critical Limit für die Basensättigung geht ein in die Ermittlung der kritischen Austragsrate von Säureneutralisationskapazität nach Variante 4 (vgl. Kap. 4.2.2).

Folgende vegetationspezifischen Critical Limits wurden mit dem BERN-Modell für die Beurteilungspunkte (BP) ermittelt (Tab. 7):

Tab. 7: Vegetationsspezifische Critical Limits  $C/N_{crit(phyto)}$  und  $BS_{crit(phyto)}$  der Pflanzengesellschaften im günstigen Ziel-Erhaltungszustand (nach Schlutow et al. 2018) an den Beurteilungspunkten (BP)

BP	LRT	Vegetation im günstigen Ziel-Erhaltungszustand	$C/N_{crit(phyto)}$	$BS_{crit(phyto)}$
			%/%	%
1	9190	Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1937	18	4
2	9190	Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1937	18	4
3	9190	Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1937	18	4
4	9190	Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1937	18	4
5	9190	Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1937	18	4
6	9190	Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1937	18	4

## 5.2 Kritischer pH-Wert ( $pH_{crit}$ )

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

Stickstoff- und Schwefeleinträge haben eine versauernde Wirkung, insbesondere im Mineralboden durch Austausch und Auswaschung von basischen Kationen bei gleichzeitiger Erhöhung der  $H^+$ -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. 8). Reicht die Wirkung einer Puffersubstanz nicht mehr aus, den Protoneneintrag zu kompensieren, findet eine Absenkung des pH-Wertes statt und der im folgenden pH-Bereich befindliche Puffer wird wirksam. Die Geschwindigkeit der pH-Wert-Absenkung ist sowohl von der Menge der deponierten Protonen als auch von diversen anderen Faktoren wie der Mineralverwitterung des Bodensubstrats, dem Klima, der Vegetation u. a. abhängig.

Tab. 8: Kritische untere Spannungsgrenze des  $pH(H_2O)$ -Wertes für die Pufferbereiche der Böden (nach Ulrich 1987)

Puffersubstanz	pH ( $H_2O$ )-Bereich	niedrigster akzeptabler pH-Wert ( $H_2O$ )
Karbonat-Pufferbereich ( $CaCO_3$ )	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 ( $n [Al(OH)_x(3-x)^+]$ , Aluminium-Hydroxosulfate	< 4,2	3,8
Aluminium-Eisen-Puffer (wie Aluminium-Puffer, „Boden- $Fe(OH)_3$ “)	< 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 ( $pH_{crit}$ ) des Pufferbereichs, dem ein Boden natürlicherweise im unbelasteten Zustand angehört (Spalte 2 der Tab. 8).

Die Zuordnung der Ausgangsgesteine zu Pufferbereichen erfolgt nach Ulrich (1987) (Tab. 9).

Tab. 9: Zuordnung der Ausgangsgesteinsklassen zu Pufferbereichen (nach Ulrich 1987)

<b>Puffersubstanz</b>	<b>Zuordnung der Ausgangsgesteine</b>
Karbonat-Pufferbereich	Carbonatgesteine (Kalk- und Mergelgesteine), Kalk-Marsch
Silikat-Pufferbereich	Silikatgesteine, Kleimarsch, Geschiebemergel/ -lehme, Löss und Lössderivate (entkalkt), Auensedimente, Terrassen- und Schotterablagerungen
Austauscher-Pufferbereich	Basische Magmatite und Metamorphite, Tongesteine, Sandlössse, Bimstuff Sande und mächtige Sand-Deckschichten, Niedermoortorf
Aluminium-Puffer	Sande und mächtige Sand-Deckschichten, Saure Magmatite und Metamorphite, Sandsteine
Aluminium-Eisen-Puffer	Sehr stark saure Sande und mächtige Sand-Deckschichten, Sehr saure Magmatite und Metamorphite, Sehr saure Sandsteine
Eisen-Puffer	Hochmoor-Torf

An den Beurteilungspunkten sind pH(CaCl<sub>2</sub>)-Messungen durchgeführt worden (eurofins Umwelt Aachen 2020). Der tiefenstufengewichtete Mittelwert ergibt sich wie folgt (Tab. 10):

Tab. 10: im Untersuchungsgebiet gemessene pH(CaCl<sub>2</sub>)-Werte (eurofins Umwelt Aachen 2020)

<b>BP</b>	<b>LRT</b>	<b>Bodenform</b>		<b>Probe- stelle</b>	<b>pH(CaCl<sub>2</sub>)</b>
1	9190	Gley-Podsol, sandig, basenarm	G-P842	7	3,50
2	9190	Podsol-Regosol, sandig, sehr basenarm	P-Q851	5	3,62
3	9190	Braunerde-Podsol, sandig, sehr basenarm	B-P851	6	3,44
4	9190	Eisen-Humus-Podsol, vergleht, sandig, sehr basenarm	gP851	2	3,44
5	9190	Podsol-Gley, sandig, basenarm	P-G852	3	4,04
6	9190	Podsol-Regosol, vergleht, sandig, sehr basenarm	gP-Q851	4	3,50

Zwar ist der pH<sub>crit</sub> für einen idealtypischen Referenzzustand des Bodens als Zielwert anzugeben, jedoch sollte er mit dem aktuellen Messwert abgeglichen werden. Im vorliegenden Fall ist keiner der Messwerte außerhalb des idealtypischen Bereiches entsprechend der Bodenform.

Für die Beurteilungspunkte im UG ergeben sich demzufolge die pH<sub>crit</sub> entsprechend Tab. 11:

Tab. 11: Substratspezifische Critical Limits pH<sub>crit</sub> der Bodenformen im Referenzzustand

<b>BP</b>	<b>LRT</b>	<b>Bodenform</b>	<b>pH<sub>crit</sub></b>
1	9190	Gley-Podsol, sandig, basenarm	3,2
2	9190	Podsol-Regosol, sandig, sehr basenarm	3,2
3	9190	Braunerde-Podsol, sandig, sehr basenarm	3,2
4	9190	Eisen-Humus-Podsol, vergleht, sandig, sehr basenarm	3,2
5	9190	Podsol-Gley, sandig, basenarm	3,8
6	9190	Podsol-Regosol, vergleht, sandig, sehr basenarm	3,2

### 5.3 Kritisches Verhältnis von basischen Kationen zu Aluminium-Ionen $[Bc/Al_{(crit)}]$ in der Bodenlösung

Sinkt der pH-Wert durch Basenauswaschung infolge von Versauerung vom Aluminium- oder Aluminium-Eisen-Pufferbereich in den Eisen-Pufferbereich (vgl. Kap. 5.2), 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 (gerade noch nicht 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  $Bc/H_{crit}$  toxisch.

Im revidierten Manual (CLRTAP 2017) ist eine Tabelle enthalten, in der für ausgewählte Arten  $Bc/Al_{crit}$ -Werte in Abhängigkeit von der Wachstumsdepressionsrate der Art angegeben werden. In diesem Projekt werden die kritischen  $Bc/Al$ -Verhältnisse unter Berücksichtigung einer akzeptablen Wachstumsdepression von nicht mehr als 2 % angenommen (Tab. 12).

Tab. 12: Vegetationsabhängige kritische Verhältnisse von basischen Nährkationen zu Aluminiumen  $Bc/Al_{crit}$  zum Schutz vor Wachstumsdepressionen  $\geq 2\%$  (CLRTAP 2017)

Baumart	$Bc/Al_{crit}$	$Bc/H_{crit}$
Fichte	15	15
Waldkiefer	5	5
Rotbuche	2,5	0,75
Stieleiche	2,5	0,75
Sandbirke	2,5	0,75
Drahtschmiele	6,4	1,92
Heidekraut	10	3,33

Rein organische Torfböden, die über die gesamte Durchwurzelungstiefe keine mineralischen Bestandteile aufweisen, kommen im UG nicht vor, so dass die Anwendung des  $Bc/H_{crit}$  entfällt.

Für die Beurteilungspunkte im UG ergeben sich demzufolge die  $Bc/Al_{crit}$  entsprechend Tab. 11 wie folgt (Tab. 13):

Tab. 13: Substratspezifische Critical Limits  $Bc/Al_{crit}$  in Abhängigkeit von den Hauptbaumarten

BP	LRT	Hauptbaumarten	$Bc/Al_{crit}$
1	9190	Stiel-Eiche, Sand-Birke	2,5
2	9190	Stiel-Eiche, Sand-Birke	2,5
3	9190	Stiel-Eiche, Sand-Birke	2,5
4	9190	Stiel-Eiche, Sand-Birke	2,5
5	9190	Stiel-Eiche, Sand-Birke	2,5
6	9190	Stiel-Eiche, Sand-Birke	2,5

### 5.4 tolerierbarer Stickstoffaustrag mit dem Sickerwasser $N_{le(acc)}$

Die Berechnung des tolerierbaren Stickstoffaustrags mit dem Sickerwasser  $N_{le(acc)}$  erfolgt durch Multiplikation der Sickerwasserrate mit einer gesetzten Grenz-Konzentration von Stickstoff im Sickerwasser wie folgt:

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

wobei:

$$PS = \text{Sickerwasserrate [m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}\text{]} \text{ (siehe Kap. 3.2.2)}$$

$[N]_{\text{crit(phyto)}}$  = kritische N-Konzentration im Sickerwasser [ $\text{kg N m}^{-3}$ ]

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).

Das Manual zur Kartierung und Modellierung von Critical Loads enthält eine Zusammenstellung der kritischen Stickstoffkonzentrationen in der Bodenlösung verschiedener Vegetationstypen (CLRTAP 2017).

Im Manual (CLRTAP 2017) wird jedoch darauf hingewiesen, dass keine direkte Abhängigkeit von N-Auswaschungsrate und Vegetationswandel nachweisbar ist. 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.

Vor diesem Hintergrund wurde in diesem Projekt die Bestimmung der kritischen N-Konzentration im Sickerwasser für jede Beurteilungsfläche (Tab. 15) nach der Methode in Anlehnung an die Empfehlung des Manuals (CLRTAP 2017) vorgenommen, wie sie im BMVBS (2013, S. 162-165) beschrieben wird.

Da die kritischen N-Konzentrationen im Manual (CLRTAP 2017) als Wertespanssen aufgelistet sind, erfolgte im vorliegenden Fall für die Critical Load-Berechnung eine eindeutige Zuordnung, wie in Tab. 14 angegeben. Die im Manual angegebenen Spannen basieren auf unterschiedlichen Ergebnissen mehrerer qualitativ abgesicherter Studien zu Dosis-Wirkungs-Experimenten an gleichen Arten bzw. Vegetationstypen.

Tab. 14: Kritische N-Konzentrationen in der Bodenlösung ( $[N]_{\text{crit}}$ ) zur Berechnung von Critical Loads nach BMVBS (2013), aktualisiert nach Mapping Manual (CLRTAP 2017)

Sensitive Arten der Vegetationstypen (Deutscher CL-Datensatz)	$[N]_{\text{crit}}$	
	[mg N/l]	[kg/m <sup>3</sup> ]
Flechten	0,2 - 0,4	0,0003
Preiselbeere	0,4 - 0,6	0,0005
Blaubeere	1-2	0,0015
Wälder mit hoher Sensitivität der Feinwurzeln, mit hoher Frostempfindlichkeit und Anfälligkeit gegenüber Pilzkrankheiten, Nährstoff-Ungleichgewichten, erhöhter Stickstoffauswaschungsgefahr	0,2-5	0,003
wenig sensitive Nadelbaum-Wälder, einschließlich Bodenvegetation	2,5-4	0,004
wenig sensitive Laubbaum-Wälder, einschließlich Bodenvegetation	3,5-6,5	0,005
Grasland	3	0,003
Heide	3-6	0,004
Krautarten	3-5	0,005

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

Tab. 15: Eingangsdaten  $[N]_{\text{crit(phyto)}}$  und Ergebnis der Berechnung des tolerierbaren Stickstoffaustrags mit dem Sickerwasser  $N_{\text{le(acc)}}$  in den Beurteilungsflächen (BF)

BP	LRT	Vegetation im günstigen Ziel-Erhaltungszustand	$[N]_{\text{crit}}$	$N_{\text{le(acc)}}$	
			kg N/m <sup>3</sup>	kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>	eq N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>
1	9190	Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1937	0,003	9,39	671
2	9190	Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1937	0,003	9,39	671
3	9190	Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1937	0,003	9,39	671
4	9190	Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1937	0,003	9,39	671
5	9190	Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1937	0,003	9,39	671
6	9190	Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1937	0,003	9,39	671

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

Wesentliche Einflussfaktoren auf die Stickstoff-Denitrifikationsrate ( $N_{de}$ ) sind die Bodenfeuchte, d. h. das Vorliegen sauerstofffreier Verhältnisse, der Humusgehalt, die Bodentemperatur und die Basensättigung. Ein einfacher, aber validierter, Ansatz von de Vries et al. (2007) geht von folgendem linearen Zusammenhang zwischen Denitrifikationsrate und dem N-Eintrag unter Berücksichtigung der Immobilisierungsrate und dem N-Entzug durch die Vegetation aus. Dieser Ansatz geht vereinfachend davon aus, dass die Immobilisierung und der N-Entzug schneller vorstattengehen als die Denitrifikation, was zwar in der Regel, aber nicht immer zutrifft.

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

wobei:

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

Für die Erhaltung der Masse muss gelten:

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

Daraus lässt sich  $N_{de}$  wie folgt bestimmen:

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

mit  $N_{le(acc)}$  = tolerierbare N-Auswaschungsrate mit dem Sickerwasser (Kap. 5.4).

Für die hydromorphen Böden des UG wurde der Denitrifikationsfaktor  $f_{de}$  entsprechend Manual (CLRTAP 2017) nach dem Stau- bzw. Grundwassereinfluss ermittelt (Tab. 16). Dabei wurden in Abhängigkeit von den Erfordernissen der Ziel-Vegetation niedrigere  $f_{de}$ -Faktoren für die schwach und sehr schwach drainierten Böden gewählt.

Tab. 16: Matrix zur Ermittlung der Denitrifikationsfaktoren (CLRTAP 2004, 2014, 2017)

CLRTAP 2017		Anwendung auf BP im UG		
Boden-Parameter		$f_{de}$	Boden-Parameter	$f_{de}$
Dränagestatus excessiv		0	OO	0
Dränagestatus gut	Tongehalt <20 %	0,1	RR, RQn, PP	0,1
Dränagestatus moderat	Tongehalt >20,0 bis < 25,0	0,2	BBn, PP-BB	0,15
Dränagestatus moderat	Tongehalt > 25,0 bis < 30,0	0,2	BB-LL, BB-LF	0,2
Dränagestatus moderat	Tongehalt > 30,0 bis < 62,5	0,3	LLd, LLn	0,3
Dränagestatus imperfect	Tongehalt > 62,5	0,4	TT	0,4
Dränagestatus imperfect		0,4	SS-BB, SS-PP	0,4
Dränagestatus schlecht bis imperfekt		0,5	SS-LL, SS-GG	0,5
Dränagestatus schlecht		0,7	GG-BB, GG-SS	0,6
Dränagestatus schlecht		0,7	GG, GH, AB-GG	0,7
Dränagestatus sehr schlecht		0,8	HNn, Wasser	0,8

Für die Beurteilungspunkte im UG ergeben sich demzufolge Denitrifikationsraten in Abhängigkeit von Grund- und Stauwassereinfluss (vgl. Kap. 3.2), sowie unter Berücksichtigung des günstigen Ziel-Zustandes wie folgt (Tab. 17).

Tab. 17: Denitrifikationsraten  $N_{de}$  in Abhängigkeit von Grund- und Stauwassereinfluss bzw. Tongehalt sowie von der Ziel-Vegetation

BP	LRT	Bodenform	Ziel-Vegetation	$f_{de}$	$N_{de}$	
				-	kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>	eq N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>
1	9190	Gley-Podsol, sandig, basenarm	Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1937	0,5	9,39	671
2	9190	Podsol-Regosol, sandig, sehr basenarm	Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1937	0,1	1,04	75
3	9190	Braunerde-Podsol, sandig, sehr basenarm	Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1937	0,1	1,04	75
4	9190	Eisen-Humus-Podsol, vergleyt, sandig, sehr basenarm	Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1937	0,4	6,26	447
5	9190	Podsol-Gley, sandig, basenarm	Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1937	0,5	9,39	671
6	9190	Podsol-Regosol, vergleyt, sandig, sehr basenarm	Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1937	0,4	6,26	447

## 5.6 Auswaschungsrate von Hydrogenkarbonat ( $HCO_{3,le}$ )

Die Auswaschungsrate von Hydrogenkarbonat (Tab. 18) wurde nach folgenden Formeln berechnet (CLRTAP 2004, 2014, 2017):

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

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

wobei:

$K_1$  = 1. Dissoziations-Konstante

$K_H$  = Henrys Konstante

$p_{CO_2}$  = Partialdruck von  $CO_2$  in der Bodenlösung (im Mittel das 15fache des Drucks über dem Boden)

$K_1 \cdot K_H = 0,02 \text{ eq}^2 \text{ m}^{-6} \text{ atm}^{-1}$  bei 8°C Bezugstemperatur.

$p_{CO_2}$  ist dagegen signifikant abhängig von der Bodentemperatur T, die hier näherungsweise der Jahresdurchschnittstemperatur gleichgesetzt wird:

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

Tab. 18: Ergebnisse der Berechnung von  $HCO_{3,le}$ 

BP	LRT	Bodenform	$HCO_{3,le}$
			eq ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>
1	9190	Gley-Podsol, sandig, basenarm	0,88
2	9190	Podsol-Regosol, sandig, sehr basenarm	0,88
3	9190	Braunerde-Podsol, sandig, sehr basenarm	0,88
4	9190	Eisen-Humus-Podsol, vergleyt, sandig, sehr basenarm	0,88
5	9190	Podsol-Gley, sandig, basenarm	3,51
6	9190	Podsol-Regosol, vergleyt, sandig, sehr basenarm	0,88

## 5.7 Immobilisierungsrate ( $N_i$ )

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

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

Die jährliche Zuwachsrate an 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/Immobilisierungs-Bilanz beeinflussen, sind nach Walse et al. (1998) und Belyazid (2006): Streufallmenge, Abbaubarkeit der organischen Kompartimente in der Streu und ihre Anteile in der Streufallmenge, Jahresdurchschnittstemperatur, pH-Wert des Oberbodens, volumetrischer Wassergehalt, Konzentration von Aluminium in der Bodenlösung und N-Gehalt in den Streufall-Kompartimenten. Den größten Einfluss auf die Mineralisationsrate haben jedoch das C/N-Verhältnis und die Temperatur (Schachtschabel et al. 1998). Bodenfeuchte und pH-Wert haben dagegen nur einen modifizierenden Einfluss, wenn sie die jeweils optimale Spanne verlassen (ebenda). Deshalb werden bei der Ermittlung der Immobilisationsrate (bisher) nur der Einfluss von Temperatur und C/N-Verhältnis wie folgt berücksichtigt:

In zahlreichen Studien wurde die positive Korrelation zwischen Temperatur und Mineralisationsraten nachgewiesen (Stanford et al. 1973, Tietema et Verstraten 1991, Foster 1989, Zogg et al. 2000, Stuhmann 2000). Bei 0°C ist die Mineralisationsrate annähernd 0 und steigt bis ca. 50°C an (Schachtschabel et al. 1998). Dieser temperaturbedingt mögliche Anstieg wird jedoch begrenzt von anderen Faktoren, insbesondere vom Vorrat organischer Substanz und deren Zersetzbarkeit. Im Umkehrschluss ist die Immobilisationsrate desto höher, je niedriger die Jahresdurchschnittstemperatur ist. Demzufolge kann man umgekehrt von einer negativen Korrelation zwischen Temperatur und Immobilisierung ausgehen.

Zur Bestimmung der akzeptablen Netto-Immobilisationsrate mit dem SMB-Modell kann man in grober Abschätzung davon ausgehen, dass in Mitteleuropa die temperaturabhängige Netto-Immobilisationsrate in der Spanne von 0,5 kg N ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> (vom CCE verwendeter Hintergrundwert, vgl. CCE 2016) und 5 kg N ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> bei < 5 °C Jahresdurchschnittstemperatur (Hornung et al. 1995) angesetzt werden kann.

Daraus ergibt sich folgende empirisch ermittelte Formel:

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

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

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

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

Der Anteil an der Immobilisationsrate von Stickstoff im Boden, der durch die unterschiedliche Zersetzbarkeit des Streufalls (Blatt- und Nadelstreu, Feinäste und Feinwurzeln) bedingt ist, wird durch das C/N-Verhältnis der Streu und das bodenspezifisch mögliche C/N-Verhältnis, folglich durch das C/N-Verhältnis in der Humusaufgabe und in der obersten Mineralbodenschicht gesteuert. Unter Steady-state-Bedingungen, wie sie dem SMB-Modell zugrunde liegen, soll eine Verringerung des C/N-Verhältnisses durch N-Akkumulation langfristig nicht zugelassen werden (vgl. Manual – CLRTAP 2017). Deshalb ist für die Bestimmung der Critical Loads die Netto-Immobilisationsrate 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 Immobilisationsraten. Das heißt, je höher das  $CN_{crit(Phyto)}$ , desto höher die Immobilisationsrate (Gundersen et al. 1998) und umgekehrt.

Die vegetationsbestimmte Netto-Immobilisationsrate 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 ökologischen Nische der Gesellschaft hinsichtlich des C/N-Verhältnisses).

Nur ein Standort, dessen C/N-Verhältnis im bodenartenspezifischen ausbalancierten Bereich über  $CN_{\min(\text{geo})}$  und unter  $CN_{\max(\text{geo})}$  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.

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

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

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

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

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

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  $N_{dep} \equiv CLeutN$

$CN_{\min(\text{geo})}$  = 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)

$N_{i(\text{Phyto})}$  ergibt sich nunmehr wie folgt:

$$N_{i(\text{phyto})} = \frac{f_i}{1-f_i} N_{le}$$

Der akzeptable niedrigste und höchste Grenzwert des C/N-Verhältnisses im Oberboden wird entsprechend Tab. 19 in die Critical-Loads-Berechnung eingestellt.

Tab. 19: Kritische Minima und Maxima von C/N-Verhältnissen zur Gewährleistung eines langfristigen Gleichgewichtes von Immobilisierung und Mineralisierung im Humus (Klap et al. 1997)

Bodenart des mineralischen Oberbodens	Minimum des C/N-Verhältnisses zur Gewährleistung der Immobilisierung $C/N_{\min(\text{geo})}$	Kritisches Maximum des C/N-Verhältnisses zur Gewährleistung der Mineralisierung $C/N_{\max(\text{geo})}$
Hochmoortorf	20	60
Niedermoor	15	40
großporige Bodenarten (Sand, Lehm)	15	35
feinporige Bodenarten (Ton)	10	25
vulkanische Böden	10	20
Kalk-Böden	10	20

Die Bestimmung der pflanzengesellschaftsspezifischen C/N-Schwellenwerte  $CN_{\text{crit}(\text{phyto})}$  erfolgt mit Hilfe des BERN-Modells anhand der statistischen Auswertung der Vegetations-/Standortangaben aus der pflanzensoziologischen Fachliteratur (vgl. Kap. 5.1 in Verbindung mit Kap. 4.3 und Schlutow et al. 2018).

Die Eingangsdaten und die Ergebnisse der Berechnung der Netto-Immobilisierungsrate  $N_i$  in den Beurteilungspunkten (BP) zeigt Tab. 20.

Tab. 20: Eingangsdaten und Ergebnisse der Berechnung der Netto-Immobilisierungsrate  $N_i$  an den Beurteilungspunkten (BP) (nach BMVBS 2013)

BP	LRT	$N_{i(T)}$	$C/N_{\min(\text{geo})}$	$C/N_{\max(\text{geo})}$	$N_{i(\text{phyto})}$	$N_{i(\text{gesamt})}$	$N_{i(\text{gesamt})}$
		$\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	%/‰	%/‰	$\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	$\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$	$\text{eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$
1	9190	0,55	15	35	1,7	2,2	158
2	9190	0,55	15	35	1,7	2,2	158
3	9190	0,55	15	35	1,7	2,2	158
4	9190	0,55	15	35	1,7	2,2	158
5	9190	0,55	15	35	1,7	2,2	158
6	9190	0,55	15	35	1,7	2,2	158

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

Die Entzugsrate von Stoffen mit der Ernte von Biomasse (Kap. 5.8.7) ergibt sich aus dem Ertrag der zu erntenden Biomasse (Kap. 5.8.1 bis Kap. 5.8.5), multipliziert mit dem darin befindlichen Stoffgehalt (Kap. 5.8.6).

### 5.8.1 Abschätzung des pflanzenphysiologischen Ertragspotenzials der Biomasse

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

Da eine Nutzung nicht ausgeschlossen wird (vgl. Kap. 3.5), ist langfristig davon auszugehen, dass eine naturnahe Waldbewirtschaftung in Kombination mit der tendenziellen Abnahme von Stickstoffeinträgen die potenzielle Holzertragserwartung sowie die Stoffgehalte auf ein nachhaltig stabiles Gleichgewicht regulieren wird. Deshalb werden für die Ertrags- und Gehaltsabschätzung konservative Annahmen getroffen, die aus Messdaten an mehr oder weniger unbelasteten Standorten abgeleitet wurden.

Die Stickstoff- und Basen-Aufnahmerate in die oberirdische pflanzliche Biomasse ( $N_u$ ,  $B_{cu}$ ) von Bäumen und Sträuchern wird aus dem jährlichen Biomassezuwachs und dem Gehalt an Stickstoff ermittelt. Berücksichtigt werden nur die in der Biomasse festgelegte Stickstoff- und Basenverbindungen, die durch langlebige Biomasse dem System entzogen werden, also die Menge an Derbholz, nicht aber der Blatt- und Streufall.

Der Entzug von Stoffen durch Biomasse wird aus der Biomasseproduktivität in Abhängigkeit vom Ertragspotenzial des Standortes unter Berücksichtigung des pflanzenphysiologisch möglichen Biomassezuwachses abgeschätzt. Als Grundlage für die standorttypspezifische Abschätzung des potenziellen Holzertrages in den Wald-Biotopen dienen Ertragstafeln des laufenden Zuwachses der Baumarten. Über 100 Jahre wird der durchschnittliche Zuwachs pro Jahr jeweils für die beste Ertragsklasse I ( $E_{\max(\text{phyto})}$ ) und die schlechteste Ertragsklasse der Baumart ( $E_{\min(\text{phyto})}$ ) aus den Ertragstafeln entnommen. Die so ermittelten potenziellen Festmaß-Zuwächse (DGZ 100) werden in Gewichtsmaß-Zuwächse mit Hilfe der baumartenspezifischen Holz- und Rindendichte umgerechnet (vgl. Tab. 21 und Tab. 22). Es wird angenommen, dass die Rinde, wie derzeit allgemein üblich, ebenfalls dem Bestand entzogen wird. Die hier ausgewerteten alten Ertragstafeln ermöglichen eine sehr konservative Schätzung der Biomasseentzüge, so dass die sich ergebenden Spannen Mindesterträge im Spektrum der Standortbedingungen darstellen.

Tab. 21: Ertragsspannen der Haupt- und Nebenbaumarten

Baumart	Durchschnittliche jährliche Zuwachsraten (Trockensubstanz TS) nach 100 Jahren [DGZ 100]				Ertragstafel von:
	Ertragspotenzial der Ertragsklasse I für Stammholz mit Rinde $E_{\max(\text{Phyto})}$		Ertragspotenzial der schlechtesten Ertragsklasse für Stammholz mit Rinde $E_{\min(\text{Phyto})}$		
	[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> ]	
Gemeine Kiefer	8,1	3,5	3,3	1,4	Wiedemann 1943 (in Schober 1975)
Gemeine Fichte	12,0	4,9	7,5	3,2	Wiedemann 1936 (in Schober 1975)
Stiel- und Trauben-Eiche	6,7	4,0	2,1	1,4	Mitcherlich 1950 (in Schober 1975)
Birke, alle Arten	4,9	2,8	3,6	2,1	Schwappach 1912 (in Schober 1975)

Tab. 22: Spezifische Dichten von Stammholz und Rinde sowie deren Masseverhältnisse (De Vries et al. 1990)

Baumart	Trockensubstanz-Dichte von Stammholz	Trockensubstanz-Dichte von Rinde	Verhältnis von Rinde zu Stammholz
	m <sup>3</sup> t <sup>-1</sup> TS	m <sup>3</sup> t <sup>-1</sup> TS	t t <sup>-1</sup> TS
Kiefer	0,476	0,32	0,17
Fichte	0,455	0,28	0,17
Stiel- und Trauben-Eiche	0,714	0,44	0,20
Birke	0,625	0,42	0,20

### 5.8.2 Ermittlung der bodenspezifischen relativen Ertragspotenziale

Innerhalb der vegetationstypspezifischen potenziellen Ertragsspanne (vgl.

Tab. 21) kann dann unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Bodeneigenschaften, also anhand des relative Ertragspotenzials des Bodens ( $EP_{\text{geo}}$ ), das relative Ertragspotential des jeweiligen Standortes konkretisiert werden.

Dazu ist zunächst die bestmögliche Abschätzung der Bodenfruchtbarkeit in Abhängigkeit von den Bodenarten (S=Sand, s=sandig, L=Lehm, l=lehmig, U=Schluff, u=schluffig, T=Ton, t=tonig, H=Torf, h=hochmoorig, n=niedermoorig) der Horizonte notwendig (vgl. Tab. 24).

Verschiedene Eigenschaften der Bodenarten werden im Hinblick auf die Ertragsbildung jeweils als sehr ungünstig (Wert 1) bis sehr günstig (Wert 5) eingeschätzt (ausführlich hierzu in BMVBS 2013, S. 182 ff.). Diese Werte beziehen sich auf die jeweilige Bodenart der Schichten der Bodenform (Tab. 1).

Die zur Bewertung des relativen Ertragspotenzials  $EP_{\text{geo}}$  herangezogenen Einzelparameter (vgl. Tab. 24) sind nicht gleichgewichtet in die Abschätzung des bodenspezifischen Ertragspotenzials eingegangen, weil einzelne Kriterien einen größeren Einfluss als andere auf das Pflanzenwachstum haben und mitunter auch auf mehrere verschiedene physiologische Vorgänge einwirken. Aus diesem Grunde wurden die einzelnen Parameter der Tab. 24 entsprechend der folgenden Übersicht zu Haupteinflussfaktoren der Ertragsbildung zusammengefasst (vgl.

Tab. 23). Aus den Mittelwerten für die 3 Haupteinflussfaktoren konnte abschließend ein mittleres relatives Ertragspotenzial ( $EP_{\text{geo}}$ ) abgeleitet werden (vgl. Tab. 24, letzte Spalte). Das relative Ertragspotenzial  $EP_{(\text{geo})}$  der Bodenformen an den Beurteilungspunkten wurde nun für jede Schicht

basierend auf den Angaben zu den Bodenarten zugeordnet (vgl. Tab. 1) und dann bis zur Durchwurzelungstiefe (vgl. Kap. 5.8.3) tiefenstufengewichtet gemittelt.

Tab. 23: Haupteinflussfaktoren der Ertragsbildung

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

Tab. 24: Klassifizierung bodenartabhängiger Bodeneigenschaften bezüglich des Einflusses auf potenzielle Holzerträge (BMVBS 2013)

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

Bodenarten	Entstehung	Bodenwasserhaushalt						Nährstoffhaushalt			Bodengefüge	Relatives Ertragspotenzial $EP_{(geo)}$
		Porenanteil <0,2 µm mit Totwasser (pF>4,2) / Staunässebildung	Austrocknungsgefährdung	Grund- o. Stauwassereinfluss	Nutzbare Feldkapazität (Porenanteil 0,2-50 µm mit pflanzenverfügbarem Haftwasser pF4,2-1,8)	Humusspiegel in Abhängigkeit von der Bodenart	Kationenaustauschkapazität	Gründigkeit	Durchwurzelbarkeit (Porenanteil >50 µm mit Luft, pF<1,8)	Verfestigung im B-Horizont		
Lts, Ts4, Ts3	K	3	4	4	5	3	4	3	3	4	3,78	
	V	3	4	3	5	3	4	2	3	4	3,58	
	Vg	3	4	1	5	3	4	1	3	4	3,31	
Uu, Us, Ut2-4, Uls, Lu	D	2	3	3	4	4	3	3	2	5	3,33	
	Al	2	5	5	4	4	4	5	2	5	4,00	
	Lö	2	3	2	4	4	4	5	2	5	3,58	
	K	2	3	4	4	4	3	4	2	5	3,53	
	V	2	3	3	4	4	3	2	2	5	3,22	
	Vg	2	3	1	4	4	3	1	2	5	2,94	
Lt3, Tu2-4, Ts2, Tl, Tt	D	1	1	2	3	5	5	3	1	5	3,03	
	Al	1	1	5	3	5	5	4	1	5	3,39	
	Lö	1	1	2	3	5	5	5	2	5	3,36	
	K	1	1	4	3	5	5	1	1	5	2,97	
	V	1	1	3	3	5	5	2	1	5	3,00	
	Vg	1	1	2	3	5	5	1	1	5	2,81	
Hh		1	1	1	1	5	1	1	1	1	1,44	
Hn		1	1	1	2	5	3	4	3	1	2,42	

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

### 5.8.3 Ermittlung der durchwurzelten Bodentiefe in Abhängigkeit von vegetations- und bodenspezifischen Durchwurzelungspotenzialen

Anhand der Pflanzengesellschaft konnte die vegetationspezifische Durchwurzelungstiefe der dominanten und charakteristischen Arten abgeschätzt werden. Die von Pflanzen durchwurzelte Tiefe hängt aber auch von der durchwurzelbaren Tiefe des Bodens ab. Geht man zunächst von der potenziellen Länge der Hauptwurzeltracht (= 80% der Gesamtwurzelmasse) der charakteristischen Hauptbaumart bzw. der charakteristischen dominanten Art der Krautschicht aus, kann man folgende potenzielle Durchwurzelungstiefen für die Hauptbestände angeben (vgl. Tab. 25). Diese potenziellen Wurzellängen werden bei den meisten Vegetationstypen (außer bei den Pionierbaumarten Bergkiefer, Espe und Birke) eingeschränkt durch den oberen Rand nicht durchwurzelbarer Horizonte wie z.B. Fels, bei nässemeidenden Baumarten durch den oberen Rand des sauerstofffreien (reduzierten) Grundwasser- bzw. Stauwasserhorizontes (Gr/Sr-Horizonte) oder bei allen Vegetationstypen durch den oberen Rand des durch Reduktgase geprägten Horizontes (Y-Horizonte). Das bedeutet, die vegetationsstypische potenzielle Wurzellänge wird durch

das standortspezifische Bodenprofil in den Fällen abgeschnitten, bei denen die potenzielle Wurzellänge größer ist als die obere Tiefe des obersten nicht durchwurzelbaren Horizontes (= physiologische Gründigkeit).

Tab. 25: Länge der Hauptwurzeltracht nach Köstler et al. (1968) und die Wurzeltracht abschneidende nicht durchwurzelbare Horizonte (BMVBS 2013)

Vegetationstyp/ Hauptbaumart	Potenzielle Hauptwurzellänge [cm]	nicht durchwurzelbare Horizonte (nach Bodenkundlicher Kartieranleitung KA 5, 83ff und siehe Text)
Natürliches Grünland	40	C;P;Gr;Y;F;Go;S
Heiden und Moorheiden	20	C;P;Gr;Y;F;Sr;S
Sümpfe	110	C; P; Y; Fr
Torfmoore	90	C; P; Y; Fr
Wiesen und Weiden	60	C C;P;Gr;Y;F;Sr;Sd;Sg
Gemeine Kiefer	180	C;P;Gr;Y;F;Sr;Sd;Sg
Fichte	80	C;P;Gr;Y;F;Sr;Sd;Sg
Rotbuche	80	C;P;Gr;Y;F;Go;Sr;Sd;Sg
Esche	140	C;P;Gr;Y;F;Sr;Sd;Sg
Erle	80	C;P;Gr;Y;F;Sr;Sd;Sg
Stiel-Eiche	180	C;P;Gr;Y;F
Trauben-Eiche	180	C;P;Gr;Y;F;Sr;Sd;Sg
Lärche, Douglasie	100	C;P;Gr;Y;F;Go;S
Ahorn (alle Arten)	80	C;P;Gr;Y;F;Go;S
Pappeln, Espe	120	
Bergkiefer	180	
Schwarzkiefer	180	C;P;Gr;Y;F;Sr;Sd;Sg
Birke	100	
Linde (alle Arten), Hainbuche, Robinie	100	C;P;Gr;Y;F;Go;S
Weiden u. Ulmen (alle Arten)	60	C;P;Gr;Y;F;Sr;Sd;Sg

Die obere Tiefe der anstehenden schneidenden Horizonte wurde der Profilbeschreibung zu den Bodenformen der Bk 5 entnommen (vgl. Kap. 3.2). Die Mittelwertbildung der bodenspezifischen relativen Ertragspotenziale  $EP_{geo}$  der einzelnen Horizonte erfolgt dann tiefenstufengewichtet bis zur realen Durchwurzelungstiefe.

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

#### 5.8.4 Ermittlung der klimaspezifischen Ertragspotenziale

Neben den bodenspezifischen Parametern ist eine Einbeziehung klimatischer Bedingungen ebenfalls geboten.

Ein klimaökologisch hochsignifikanter Einflussfaktor ist vor allem die Länge der Vegetationszeit. Je länger die Vegetationszeitdauer im Jahr (Anzahl der Tage im Jahr mit einer durchschnittlichen Lufttemperatur von  $\geq 10$  °C), desto größer die Nettoprimärproduktion. Gute bis sehr gute Zuwachseleistungen werden durch Vegetationszeiten von 100 Tagen (mittlere montane Lagen) bis 200 Tagen (planare Tieflandlagen) gefördert, während im hochmontanen und alpinen Raum (60-100 Tage) die Nettoprimärproduktion deutlich unter das bodenspezifische Ertragspotenzial sinkt.

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

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

wobei:

$EP_{(Klima-korr)}$  = klimakorrigiertes Ertragspotenzial  
 $EP_{geo}$  = bodenspezifisches Ertragspotenzial (zwischen 1...5)  
 VZ = Vegetationszeitdauer (Anzahl der Tage im Jahr mit einer durchschnittlichen Lufttemperatur von  $\geq 10$  °C).

Zwischen der Jahresmitteltemperatur und der Vegetationszeitdauer besteht eine sehr enge Korrelation (Bestimmtheitsgrad=97%). Die Vegetationszeitdauer wurde in diesem Projekt mit Hilfe der folgenden empirischen Funktion aus der Jahresmitteltemperatur des standortspezifischen Grids des Rasterdatensatzes des DWD (2012) berechnet:

$VZ=15,843 \cdot JMT+23,727$  mit  $JMT$ = Jahresmitteltemperatur (siehe Tab. 2).

Für alle BP in diesem Projekt wurde eine Vegetationszeitlänge von 192 Tagen im Jahr mit einer durchschnittlichen Tagesmitteltemperatur von  $\geq 10$ °C angesetzt.

### 5.8.5 Berechnung des Biomasse-Ertrages

Der Bereich, der sich zwischen Minimum und Maximum der pflanzenphysiologisch möglichen Erträge laut Ertragstabellen (vgl.

Tab. 21) ergibt, wird nun entsprechend dem relativen boden- und klimaspezifischen Ertragspotenzial  $EP_{(Klima-korr)}$  interpoliert.

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

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

### 5.8.6 Gehalte an Stickstoff und basischen Kationen in der Biomasse

$N_u$  und  $B_{C_u}$  für genutzte Wälder ergeben sich aus dem geschätzten Biomasseentzug durch den Jahreszuwachs an Derbholz und Rinde der Hauptbaumarten der aktuellen Bestockung am Standort, multipliziert mit den Durchschnittsgehalten an Nährelementen in Derbholz und Rinde (Tab. 26).

Tab. 26: Netto-Stoffgehalte der Hauptbaumarten in der Trockensubstanz (TS) von Derbholz mit Rinde (Jacobsen et al. 2002, De Vries et al. 1990)

Art	Ca	Mg	K	N
	eq t <sup>-1</sup> TS			
Kiefer	53,89	19,8	16,6	77,82
Fichte	70,36	14,8	19,7	87,1
Eichen	123,3	14,8	26,9	149,9
Birke	59,88	16,5	19,2	121,4
Sonst. Laubbaumarten	84,83	24,7	33,3	99,95

### 5.8.7 Ermittlung des N- und Bc-Entzuges durch Biomasse-Ernte

Sind einzelfallbezogene Biomasseertragsdaten verfügbar, dann wird in die Critical-Loads-Berechnung der jeweilige einzelfallkonkrete Entzug eingestellt. Für dieses Projekt standen keine konkreten einzelfallbezogenen Ertrags- oder Gehaltsdaten zur Verfügung.

$N_u$  und  $B_{C_u}$  für genutzte bzw. durch Biomasseentzug gepflegte Habitats bzw. Biotope ergeben sich somit in diesem Projekt aus dem geschätzten Biomasseentzug durch den Jahreszuwachs an derbholz, multipliziert mit den Durchschnittsgehalten an Nährelementen.

$$B_{C_u} = E \cdot (Ca+Mg+K)_{Gehalt}$$

$$N_u = E \cdot N_{Gehalt}$$

Allerdings kann der Entzug die verfügbaren Raten an Nährstoffen nicht übersteigen. Eine Aufnahme basischer Kationen bei Konzentrationen von  $\leq 5 \text{ meq Ca}^{2+} \text{ m}^{-3}$  sowie  $\leq 5 \text{ meq K}^+ \text{ m}^{-3}$  ist nicht mehr möglich. Deshalb sind gegebenenfalls folgende Korrekturen notwendig:

wenn  $B_{Cu} > B_{Cw} + B_{Cdep} - PS * [Bc]_{min}$  mit  $[Bc]_{min} = 0,01 \text{ eq m}^{-3}$ , dann  $B_{Cu(korr)} = B_{Cw} + B_{Cdep} - PS * [Bc]_{min}$ ,  
ansonsten  $B_{Cu(korr)} = E * (Ca + Mg + K)_{Gehalt}$

wenn  $N_u > N_{dep}$ , dann  $N_{u(korr)} = N_{dep}$ , ansonsten  $N_{u(korr)} = E * N_{Gehalt}$

Für die Beurteilungspunkte im UG ergeben sich demzufolge Entzugsraten in Abhängigkeit von Bodenform und Vegetationszeitlänge (vgl. Kap. 3.2) sowie von der Ziel-Vegetation wie folgt (Tab. 27).

Tab. 27: Entzugsraten  $N_{u(korr)}$  und  $B_{Cu(korr)}$  in Abhängigkeit von Bodenform, Vegetationszeitlänge und Hauptbaumarten an den beurteilungspunkten (BP)

BP	LRT	Bodenform	Hauptbaumart bzw. Vegetationstyp des Offenlandes	E	$B_{Cu(korr)}$	$N_{u(korr)}$	
				t TS $\text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$	eq $\text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$	kg $\text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$	eq $\text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$
1	9190	Gley-Podsol, sandig, basenarm	Stiel-Eiche, Sand-Birke	2,69	444	5,65	404
2	9190	Podsol-Regosol, sandig, sehr basenarm	Stiel-Eiche, Sand-Birke	2,03	336	4,27	305
3	9190	Braunerde-Podsol, sandig, sehr basenarm	Stiel-Eiche, Sand-Birke	2,42	400	5,09	363
4	9190	Eisen-Humus-Podsol, vergleyt, sandig, sehr basenarm	Stiel-Eiche, Sand-Birke	2,69	444	5,65	404
5	9190	Podsol-Gley, sandig, basenarm	Stiel-Eiche, Sand-Birke	2,69	444	5,65	404
6	9190	Podsol-Regosol, vergleyt, sandig, sehr basenarm	Stiel-Eiche, Sand-Birke	2,03	336	4,27	305

## 5.9 Freisetzungsrates basischer Kationen durch Verwitterung des Ausgangssubstrats

Die Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung ( $B_{Cw}$ ), im Folgenden auch kurz als Verwitterungsrate bezeichnet, wird entsprechend Mapping Manual (CLRTAP 2004, 2014, 2017) im ersten Schritt anhand der Verknüpfung von Ausgangssubstrat und Tongehalt (Texturklasse) bestimmt, wie im Folgenden dargestellt. Die Zuordnung der Ausgangssubstrate zu den Substratklassen erfolgte aus den Angaben der Bk 5 (Tab. 28).

Tab. 28: Zuordnung der im Untersuchungsgebiet typischen Ausgangssubstrate zu den Substratklassen entsprechend Manual (CLRTAP 2004, 2014, 2017)

Bodenausgangsgestein	Substratklasse
Sande	sauer

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

Tab. 29: Matrix zur Bestimmung der Texturklasse aus Sand- und Tongehalten (Eurosoil 1999).

Texturklasse	Name	Definition
1	grob	Ton < 18 % und Sand ≥ 65 %
2	mittelgrob	Ton < 35 % und Sand > 15 %, aber Ton ≥ 18 % wenn Sand ≥ 65 %
3	mittelfein	Ton < 35 % und Sand < 15 %
4	fein	35 % ≤ Ton < 60 %
5	sehr fein	Ton ≥ 60 %

Die Bestimmung der Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung erfolgte nun anhand der Verknüpfung von Ausgangssubstrat (Substratklassen, vgl. Tab. 28) und Tongehalt (Texturklasse, vgl.

Tab. 29) durch Zuordnung zu einer Verwitterungsklasse.

Das Manual (CLRTAP 2017) enthält folgende Matrix zur Bestimmung der Verwitterungsklasse aus den zuvor erläuterten Parametern Substratklasse und Texturklasse (vgl. Tab. 30).

Tab. 30: Matrix zur Bestimmung der Verwitterungsklasse ( $W_{(class)}$ ) aus der Substrat- und Texturklasse (CLRTAP 2017)

Verwitterungsklasse:	Texturklasse				
Substratklasse	1	2	3	4	5
sauer	1	3	3	6	6
neutral	2	4	4	6	6
basisch	2	5	5	6	6
kalkhaltig	20				
organisch	$W_{(class)} = 6$ für basenreich, ansonsten $W_{(class)} = 1$				

Für jede Schicht der Bodenform der Bk5 an den Beurteilungspunkten (vgl. Tab. 1) wurden nun Zugehörigkeitsgrade zu Verwitterungsklassen abgeleitet. Dann erfolgte eine tiefenstufengewichtete Mittelwertbildung über die Verwitterungsklassen der Schichten.

De Vries et al. (1993) haben für die Ableitung der Verwitterungsrate als Term des Critical Loads eine Bodenschicht von 0,5 m zugrunde gelegt. Die von der Hauptwurzeltracht eines Vegetationstyps durchwurzelte Tiefe kann aber deutlich davon abweichen. Deshalb wurden die Verwitterungsraten für die BP im UG über die Horizonte berechnet und anschließend gemittelt, die tatsächlich hauptsächlich durchwurzelte sind (vgl. Kap. 5.8.3).

Eine weitere Modifizierung ergibt sich aus der Abhängigkeit der Verwitterungsrate auch von der Differenz der lokalen Temperatur zur Referenztemperatur, die den Verwitterungsraten nach De Vries et al. (1993) zugrunde lag (8 °C = 281 K). Die temperatur- und wurzeltiefenkorrigierte Verwitterungsrate wird unter Einbeziehung der tatsächlichen Durchwurzelungstiefe nach folgender Gleichung berechnet (CLRTAP 2017):

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

wobei:

- $BC_w(T)$  = temperaturkorrigierte Verwitterungsrate [ $\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ ]
- $z$  = durchwurzelte Tiefe [m]
- $W_{(class)}$  = Verwitterungsklasse
- $T$  = Jahresmitteltemperatur im 30-jährigen Mittel 1981-2010 nach DWD (2012) [°C]
- $A$  = Quotient aus Aktivierungsenergie und idealer Gaskonstante (= 3600 K)

### Bestimmung der Verwitterungsrate der pflanzenverfügbaren basischen Kationen ( $B_{c_w}$ )

Dem Manual (CLRTAP 204, 2014, 2017) 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. 4.2.2).

Der Anteil der pflanzenverfügbaren basischen Kationen Ca + Mg + K ( $B_{c_w}$ ) beträgt laut Manual (CLRTAP 2004, 2014, 2017) ca. 70% bei nährstoffarmen Böden und bis zu 85% bei nährstoffreichen Böden. Um die Verwitterungsrate für Ca + Mg + K lokal 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, ergibt sich aus

$$B_{c_w} = x_{CaMgK} BC_w.$$

Der Berechnungsfaktor  $x_{CaMgK}$  wird im Manual (CLRTAP 2004, 2014, 2017) mit 0,7 - 0,85 angegeben.

Daraus ergibt sich folgende empirische Funktion:

$$x_{CaMgK} = 0,038 * EP_{(geo)} + 0,664$$

mit  $EP_{geo}$  = bodenspezifisches Ertragspotenzial (zwischen 1...5) (Tab. 27)

### Ergebnis

Für die Beurteilungspunkte im UG ergeben sich demzufolge Verwitterungsraten in Abhängigkeit von der Bodenform (vgl. Kap. 3.2) wie folgt (Tab. 31):

Tab. 31: Eingangsdaten und Ergebnisse der Berechnung der Freisetzungsrates basischer Kationen durch Verwitterung  $BC_w (=Ca^{2+}+K^++Mg^{2+}+Na^+)$  und  $B_{c_w} (=Ca^{2+}+K^++Mg^{2+})$

BP	LRT	Bodenform	Verwitterungs- klasse	Ertrags- klasse $EP_{(geo)}$	$BC_w$	$B_{c_w}$
			-	-	eq ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>	
1	9190	Gley-Podsol, sandig, basenarm	1	2,36	590	444
2	9190	Podsol-Regosol, sandig, sehr basenarm	1	1,56	590	427
3	9190	Braunerde-Podsol, sandig, sehr basenarm	1	2,03	590	437
4	9190	Eisen-Humus-Podsol, vergleyt, sandig, sehr basenarm	1	2,36	590	444
5	9190	Podsol-Gley, sandig, basenarm	1	2,36	590	444
6	9190	Podsol-Regosol, vergleyt, sandig, sehr basenarm	1	1,56	590	427

## 5.10 Deposition basischer Kationen und Chlorid-Ionen

Zu den Eingangsdaten für die Modellierung der Critical Loads für Versauerung zählen Angaben zur Deposition von basischen Kationen ( $Ca^{2+}$ ,  $K^+$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Na^+$ ) und Chlorid ( $Cl^-$ ), jeweils seesalzkorrigiert ( $Ca^*_{dep}$ ,  $K^*_{dep}$ ,  $Mg^*_{dep}$ ,  $Na^*_{dep}$  und  $Cl^*_{dep}$ ) und nicht seesalzkorrigiert ( $Ca_{dep}$ ,  $K_{dep}$ ,  $Mg_{dep}$ ,  $Na_{dep}$  und  $Cl_{dep}$ ). Die Depositionen ergeben sich aus der Summe von nasser, im Niederschlag gebundener, und trockener, im Staub gebundener, Anteile.

Allerdings ist im UBA-Datensatz im Mittel der Jahre 2013 bis 2015 (Schaap et al. 2018) weder der seesalzkorrigierte Na- oder Cl-Anteil, noch die trockene Cl-Deposition ermittelt worden. Aufgrund fehlender Daten im UBA-Hintergrunddatensatz wurde für dieses Projekt vorsorglich angenommen, dass der gesamte Natriumeintrag und sämtliche Chlorid-Einträge aus dem Meersalz stammen und daher in der CL-Berechnung zu vernachlässigen sind<sup>4</sup>.

Es gilt daher:

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

und

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

Die Vernachlässigung des Na-Eintrages aus dem Seesalzpray und aus dem Saharastaub führt zu einer Unterschätzung der Säureneutralisationskapazität durch basische Einträge. Die CL sind daher als besonders konservativ zu bewerten.

Die Deposition basischer Kationen wurde im Rahmen des UBA-Projektes „Ermittlung und Bewertung der Einträge von versauernden und eutrophierenden Luftschadstoffen in terrestrische Ökosysteme (PINETI3) im Mittel der Jahre 2013 bis 2015 wie folgt ermittelt (Tab. 32).

Tab. 32: Hintergrunddepositionen von Kalzium-, Kalium- und Magnesium-Ionen im Mittel der Jahre 2013 bis 2015 (Schaap et al. 2018), \* seesalzkorrigiert

BP	LRT	Landnutzungstyp	Ca <sub>dep</sub>	K <sub>dep</sub>	Mg <sub>dep</sub>	Ca* <sub>dep</sub>	K* <sub>dep</sub>	Mg* <sub>dep</sub>
			eq ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>					
1	9190	Laubwald	93	39	79	82	33	18
2	9190	Laubwald	93	39	79	82	33	18
3	9190	Laubwald	93	39	79	82	33	18
4	9190	Mischwald	121	48	106	107	42	24
5	9190	Mischwald	121	48	106	107	42	24
6	9190	Mischwald	121	48	106	107	42	24

<sup>4</sup> Das OVG Münster hat im Trianel-Verfahren im Urteil vom 16.6.2016 die Auffassung vertreten, dass entsprechend (altem) Manual (CLRTAP 2004) nur der anthropogen erzeugte Anteil der Na-Deposition in der CL-Berechnung berücksichtigt werden sollte. Da nach Auffassung des Gerichtes annähernd der gesamte Na-Eintrag in NRW aus dem Seesalz stammt, sind laut OVG NRW diese Einträge nicht als Säureneutralisationskapazität anzurechnen. Diese Vorgehensweise entspricht nach wie vor nicht der Auffassung der Autorin. Für die maßgeblichen Bestandteile eines Lebensraumes ist die Herkunft von neutralisierenden Einträgen irrelevant. Basische Kationen (einschließlich Natrium) aus Seesalz, Saharastaub und Bodenerosion tragen ebenso zur Neutralisation versauernder Einträge bei wie Basendepositionen aus anthropogenen Quellen. Die Berücksichtigung ausschließlich anthropogen verursachter Depositionen, d. h. aus der Verbrennung fossiler Brennstoffe, als Säureneutralisationskapazität erscheint der Autorin nach wie vor aus umweltethischen Gründen fragwürdig.

## 6 Ergebnisse der Critical-Loads-Berechnung und Vergleich mit den Depositionen im Mittel der Jahre 2013 bis 2015

Die folgende Tabelle zeigt die Ergebnisse der Critical-Loads-Berechnung für den versauernden Eintrag von Stickstoff und Schwefel (Tab. 33).

Tab. 33: Ergebnisse der Critical Loads-Berechnung für den versauernden Einfluss von Stickstoff und Schwefel - CL(S+N)

BP	LRT	Bodenform	Ziel-Vegetation	CL(S+N)
				eq N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>
1	9190	Gley-Podsol, sandig, basenarm	Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1937	1797
2	9190	Podsol-Regosol, sandig, sehr basenarm	Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1937	1285
3	9190	Braunerde-Podsol, sandig, sehr basenarm	Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1937	1236
4	9190	Eisen-Humus-Podsol, vergleht, sandig, sehr basenarm	Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1937	1667
5	9190	Podsol-Gley, sandig, basenarm	Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1937	1888
6	9190	Podsol-Regosol, vergleht, sandig, sehr basenarm	Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1937	1749

## 7 Beurteilung der Erheblichkeit der Stickstoff- und Schwefeleinträge

Die Beurteilung der Erheblichkeit von Luftschadstoffeinträgen in Natura-2000-Gebieten erfolgt nach 3 Kriterien (Tab. 34). Wird eines dieser Kriterien eingehalten, ist der vorhabensbedingte Eintrag unerheblich.

### Abschneidekriterium

Unterschreitet die vorhabensbedingte Deposition am Beurteilungspunkt 0,3 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> bzw. 32 eq N+S ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>, ist diese Zusatzbelastung nicht relevant (vgl. Ad-hoc-AG 2019), FGSV 2019, MULNV NRW 2019). In allen bisher ausgewerteten Studien (vgl. BMVBS 2013) konnten keine zusätzlichen eutrophierenden oder versauernden Effekte bei einer zusätzlichen Deposition von unter 0,5 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (=36 eq N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) und 31 eq S ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (=67 eq N+S ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) festgestellt werden. Vorsorglich wird daher ca. die Hälfte dieses Wertes als Irrelevanzschwelle für FFH-Lebensräume angewendet.

### Critical Load

Unterschreitet die Gesamtbelastung aus Hintergrunddeposition + vorhabensnahe Vorbelastung + Zusatzdeposition aus anderen Plänen und Projekten + vorhabensbedingte Zusatzdeposition den ermittelten Critical Load, besteht kein Risiko für das betrachtete Ökosystem. Die Berechnung der Überschreitungen der Critical Loads durch die Gesamtdeposition (Vorbelastung im Mittel der Jahre 2013 bis 2015, zuzüglich vorhabensbedingter Zusatzdeposition S+N und ggf. Zusatzdeposition aus Vorhaben Dritter) erfolgt durch einfache Subtraktion der Gesamt-Depositionen N+S (vgl. Kap. 3.3 und 3.4) minus Critical Load der Beurteilungspunkte (Kap. 0).

### Bagatellschwelle

Per Definition bezeichnet der Critical Load die Menge an Fremdstoffeintrag in ein Ökosystem, bei deren Einhaltung bzw. Unterschreitung ein Schaden im Ökosystem mit Sicherheit ausgeschlossen werden kann („Null-Effekt-Grenze“). Bei seiner Überschreitung steigt das Risiko eines Schadens mehr oder weniger langsam an. Ab welcher Überschreitungsrate tatsächlich mit einem Schadenseintritt oder gar mit einem erheblichen Schaden zu rechnen ist, ist derzeit nicht vorhersagbar. Zwischen Critical Load und Erheblichkeitsgrenzwert besteht ein mehr oder weniger

großer Pufferbereich. Die Bagatellschwelle von 3% des Critical Loads ist eine sehr niedrige Erheblichkeitsgrenze. Wird diese durch die kumulierte Zusatzbelastung unterschritten, ist von einer Unerheblichkeit der Zusatzdeposition auszugehen.

### Ergebnis der standortspezifischen Prüfung

An allen Beurteilungspunkten ist die Irrelevanzschwelle für den eutrophierenden N-Eintrag unterschritten, so dass die vorhabensbedingte Zusatzbelastung damit irrelevant ist (Kap. 3.4, Tab. 4).

An allen Beurteilungspunkten ist der Critical Load für den versauernden N+S-Eintrag überschritten, die Bagatellschwelle wird jedoch eingehalten, so dass eine erhebliche Beeinträchtigung sicher auszuschließen ist (Tab. 34).

Tab. 34: Prüfung der Erheblichkeit von versauernden N+S-Einträgen an den Beurteilungspunkten

BP	Kriterium 1: Abschneidekriterium			Kriterium 2: Critical Load			Kriterium 3: Bagatellschwelle		
	Soll	Ist	Vergleich	Soll	Ist	Vergleich	Soll	Ist	Vergleich
	(nach FGSV 2019)	Vorhabensbedingte Zusatzdeposition	Kriterium 1 eingehalten?	CL(S+N)	Gesamtdeposition	Kriterium 2 eingehalten?	3% des CL(S+N)	(ggf. kumulierte Zusatzdeposition)	Kriterium 3 eingehalten?
	eq S+N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>		Ja/nein	eq ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>		Ja/nein	eq ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>		Ja/nein
BP1	32	36	nein	1797	2224	nein	54	36	ja
BP2	32	36	nein	1285	2224	nein	39	36	ja
BP3	32	36	nein	1236	2224	nein	37	36	ja
BP4	32	36	nein	1667	2361	nein	50	36	ja
BP5	32	36	nein	1888	2361	nein	57	36	ja
BP6	32	36	nein	1749	2361	nein	52	36	ja

#### Hinweis:

Würden alle 3 Kriterien nicht eingehalten werden, könnte ein weiteres Kriterium geprüft werden, nämlich die Einhaltung der Flächenbagatellschwelle nach Lambrecht u. Trautner (2007) unter Berücksichtigung des graduellen Funktionsverlustes des betrachteten Ökosystems durch Fremdstoffeinträge (vgl. FGSV 2019).

## 8 Zusammenfassung

Die Firma GS Recycling GmbH & Co. KG, kurz GSR, betreibt am Firmenstandort "Zum Ölhafen 1 in 46485 Wesel" auf der Grundlage einer Baugenehmigung vom 15.10.2013 (Az.: 16262 Stadt Wesel) ein Mineralöltanklager inkl. Werkstatt-/Magazin-/Sozialgebäude, Energiezentrale, Abwasserbiologie und Nebeneinrichtungen.

An diesem Standort beabsichtigt die GSR, unter Nutzung der bestehenden Anlagen einen Anlagenverbund mit Rheinanbindung zur Reinigung und Entgasung von Güterschiffen und zur Verwertung schiffsbürtiger und artverwandter, industrieller und gewerblicher Abfälle, Reststoffe und Abwässer zu errichten und zu betreiben. Neben neu zu errichtenden Anlagen auf dem bestehenden Betriebsgelände ist die räumlich getrennte Errichtung eines Schiffsterminals an den Deichanlagen des Rhein-Lippe-Hafens vorgesehen.

Nach FFH-Richtlinie, Anhang I, geschützte Lebensraumtypen (LRT) könnten möglicherweise von den vorhabensbedingten Immissionen mit Schwefel- und Stickstoffverbindungen aus dem Betrieb der Anlage erheblich betroffen sein, was zu prüfen ist.

Das Ziel des vorliegenden Projektes ist somit die Bewertung der Empfindlichkeit der Lebensräume innerhalb des FFH-Gebietes gegenüber versauernden Schadstoffeinträgen.

Da die Empfindlichkeit der Biotope jeweils sowohl von der Vegetation als auch von der Bodenform und vom Bodenwasserhaushalt abhängt, sind für jeden Ausprägungstyp gesonderte Belastbarkeitsgrenzen (Critical Loads) zu berechnen.

Die Critical Loads für den Luftschadstoffeintrag werden im Gutachten mit Hilfe des international üblichen Einfachen-Massenbilanz-Modells entsprechend Schlutow et al. (in BMVBS 2013) ermittelt, in das u. a. Eingangsdaten aus dem bei ÖKO-DATA entwickelten BERN-Modell (Bioindication for Ecosystem Regeneration towards Natural conditions) eingespeist werden.

Das Untersuchungsgebiet der Verträglichkeitsuntersuchung zum Vorhaben umfasst die Flächen der FFH-LRT im Wirkraum des Vorhabens. Der Wirkraum ergibt sich aus der Ausbreitungsrechnung der vorhabensbedingten Immissionen von Stickstoff- und Schwefelverbindungen. Die Ausbreitungsfahne der Immissionszusatzbelastung der Gesamtanlage im Planzustand wird zur Abgrenzung des relevanten Wirkraums an der jeweiligen Isoplethe von  $0,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  bzw.  $32 \text{ eq S+N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  abgeschnitten (vgl. Ad-hoc-AG 2019), FGSV 2019, MULNV NRW 2019).

Da die Immissionsprognose (Uppenkamp u. Partner 2020) ergab, dass kein FFH-LRT innerhalb der Isoplethe von  $0,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  liegt, erübrigt sich die Ermittlung von Critical Loads für den eutrophierenden Stickstoffeintrag.

Jedoch liegen LRT-Flächen mit einem Stickstoff- plus Schwefeleintrag  $> 32 \text{ eq S+N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  im FFH-Gebiet „Komplex In den Drevenacker Dünen, mit Erweiterung (FFH-Gebiet)“. Betroffen sind Flächen des LRT 9190 „Alte bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen mit Quercus robur“ in 6 unterschiedlichen Ausprägungsformen.

Im Ergebnis konnte festgestellt werden, dass an keinem Beurteilungspunkt das Abschneidekriterium von  $0,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  für den eutrophierenden vorhabensbedingten N-Zusatzeintrag überschritten wird.

Gleichzeitig wird an allen Beurteilungspunkten die Bagatellschwelle von 3% des Critical Loads für den versauernden Stickstoff- und Schwefeleintrag (CL(S+N)) eingehalten, so dass die versauernden Einträge als unerheblich bewertet werden können (Tab. 35).

Tab. 35: Zusammenfassung der Ergebnisse der Critical Loads-Berechnung CL(S+N) sowie Beurteilung der Erheblichkeit der Stickstoff- und Schwefeleinträge

BP	LRT	Ausprägungsform des LRT	CL(S+N)	Anteil der Zusatzbelastung am CL(S+N)	Beurteilung der Erheblichkeit von Einträgen
			eq ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>	%	
1	9190	Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1937 auf Gley-Podsol, sandig, basenarm	1797	2,0	unerheblich
2	9190	Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1937 auf Podsol-Regosol, sandig, sehr basenarm	1285	2,8	unerheblich
3	9190	Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1937 auf Braunerde-Podsol, sandig, sehr basenarm	1236	2,9	unerheblich
4	9190	Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1937 auf Eisen-Humus-Podsol, vergleyt, sandig, sehr basenarm	1667	2,2	unerheblich
5	9190	Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1937 auf Podsol-Gley, sandig, basenarm	1888	1,9	unerheblich
6	9190	Betulo-Quercetum roboris TÜXEN 1937 auf Podsol-Regosol, vergleyt, sandig, sehr basenarm	1749	2,1	unerheblich

**Somit ist sichergestellt, dass keine Lebensraumfläche im erweiterten Betrieb der Anlage der GS Recycling GmbH & Co. KG durch eutrophierende und/oder versauernde Luftschadstoffeinträge erheblich beeinträchtigt wird.**

Ahrensfelde, am 24.12.2020



PD Dr. habil. Angela Schlutow

## Quellen:

- Achermann, B., Bobbink, R. (eds.) (2003): Empirical critical loads for nitrogen: Expert workshop, Berne, 11-13 November 2002. Environmental Documentation 164, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape.
- Ad-hoc-AG (2019): Hinweise zur Prüfung von Stickstoffeinträgen in der FFH-Verträglichkeitsprüfung für Vorhaben nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz - Stickstoffleitfaden BImSchG-Anlagen - Ad-hoc-AG „Leitfaden zur Auslegung des § 34 BNatSchG im Rahmen immissionsschutzrechtlicher Genehmigungsverfahren“ 19. Februar 2019
- AG Boden (Arbeitsgruppe Boden) (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Auflage, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und den Geologischen Landesämtern der Bundesrepublik Deutschland (Hrsg.), Hannover.
- Amberger A (1988) Pflanzenernährung – Ökologische und physiologische Grundlagen, Dynamik und Stoffwechsel der Nähr-elemente. Stuttgart: 3. überarb. Aufl., Verlag Eugen Ulmer, S. 118 ff.
- Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 206 (1992): Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen.
- Anders, S., Beck, W., Bolte, A., Hofmann, G., Jenssen, M., Krakau, U.-K., Müller, J. (2002): Ökologie und Vegetation der Wälder Nordostdeutschlands – Einfluss von Niederschlagsarmut und erhöhtem Stickstoffeintrag auf Kiefern-, Eichen-, und Buchen-Wald- und Forstökosysteme des nordostdeutschen Tieflandes. Eberswalde. Verlag Dr. Kessel Oberwinter, 283 S.
- ARGE StickstoffBW (2014) (Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg, Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg & Ministerium für Verkehr und Infrastruktur Baden-Württemberg) [Hrsg.] (2014): Ermittlung standortspezifischer Critical Loads für Stickstoff - Dokumentation der Critical Limits und sonstiger Annahmen zur Berechnung der Critical Loads für bundesdeutsche FFH-Gebiete - Stand 2014 (CL-Dokumentation 2014).- 187 Seiten, Fachdokumentendienst Umweltbeobachtung, Karlsruhe, ID U26-S7-N12, <https://pudi.lubw.de/detailseite/-/publication/44534>
- Austal 2000 (2011): Rechenprogramm zur Ausbreitungsrechnung nach Richtlinie VDI 3945 Blatt 3. UF-OPLAN-Vorhaben 200 43 256 des Umweltbundesamtes. Online im Internet: URL: <http://www.austal2000.de/de/home.html> [Stand 20.01.2012].
- Balla, S., Bernotat, D., Frommer, J., Garniel, A., Geupel, M., Hebbinghaus, H., Lorentz, H., Schlutow, A. & R. Uhl (2014): Stickstoffdepositionen in der FFH-Verträglichkeitsprüfung: Critical Loads, Bagatellschwelle und Abschneidekriterium. – Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz Heft 14/3. ; 14 S. [http://www.afsv.de/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online\\_heft-14-3.pdf](http://www.afsv.de/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online_heft-14-3.pdf) (pdf 1.3 MB; urn:nbn:de:0041-afsv-01430).
- Bauer, F. (1953): Die Roteiche. D. Sauerländer' scher Verlag. Frankfurt a. M.
- Baumann, W., Biedermann, U., Breuer, W., Herbert, M., Kallmann, J., Rudolf, E., Wehrich, D., Weyrath, U., Winkelbrandt, A. (1999): Naturschutzfachliche Anforderungen an die Prüfung von Projekten und Plänen nach § 19c und § 19d BNatSchG (Verträglichkeit, Unzulässigkeit, Ausnahmen). –Natur und Landschaft 11, 463-472.
- Belyazid, S. (2006): Dynamic modelling of biogeochemical processes in forest ecosystems. Doctoral Thesis. Lund Institut of Technology, Lund University, Sweden, p. 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).
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (Hrsg.) (2009): Bundesnaturschutzgesetz vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), zuletzt geändert durch Artikel 5 des Gesetzes vom 6. Februar 2012 (BGBl. I S. 148).
- BMVBS – Bundesministerium für Verkehr, Bauwesen und Städtebau (2013): Untersuchung und Bewertung von straßenverkehrsbedingten Nährstoffeinträgen in empfindliche Biotope. Endbericht zum FE-Vorhaben 84.0102/2009 im Auftrag der Bundesanstalt für Straßenwesen, verfasst von Balla, S., Uhl, R., Schlutow, A., Lorentz, H., Förster, M., Becker, C., Scheuschner, Th., Kiebel, A., Herzog, W., Düring, I., Lüttmann, J., Müller-Pfannenstiel, K.= Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 1099, BMVBS Abteilung Straßenbau, Bonn. 362 S.
- Bobbink, R., Hettelingh, J.-P. (Hrsg.) (2011): Review and revision of Empirical Critical Loads and dose-response relationships. Proceedings of the Expert workshop in Nordwijkerhout 23-25 June 2010. National Institute for Public Health and the Environment Bilthoven, Netherlands
- Böckmann, T. (1990): Wachstum und Ertrag der Winterlinde (*Tilia cordata*) in Niedersachsen und Nordhessen. Dissertation der Georg-August-Universität Göttingen, 143 S. (zzgl. Anhang)
- Bohner, A., Eder, G., Schink, M. (2007): Nährstoffkreislauf und Stoffflüsse in einem Grünland-Ökosystem. 12. Gumpensteiner Lysimetertagung, Bericht HBLFA Raumberg-Gumpenstein, 91-99.

- Bolte, A. (2006): Biomasse- und Elementvorräte der Bodenvegetation auf Flächen des forstlichen Umweltmonitorings in Rheinland-Pfalz. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B, Bd. 72, Göttingen, 29 S. + Anhänge.
- Bösch, B. (2001): Neue Bonitierungs- und Zuwachshilfen. Schriftenreihe Freiburger Forstliche Forschung, Wissenstransfer in Praxis und Gesellschaft, FVA-Forschungstage, Band 18. [https://www.waldwissen.net/technik/inventur/fva\\_schaetzhilfen/fva\\_schaetzhilfen.pdf](https://www.waldwissen.net/technik/inventur/fva_schaetzhilfen/fva_schaetzhilfen.pdf)
- Braun-Blanquet, J. (1964): Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. Springer-Verlag Berlin 1928 = Biologische Studienbücher Bd. 7; 2. umgearb. u. verm. Aufl. Springer-Verlag Wien u. New York 1951; 3. neubearb. und wesentlich verm. Aufl. ebd. 1964.
- Brenner, S., Pfeffer, E., Schumacher, W. (2004): Extensive Schafbeweidung von Magerrasen im Hinblick auf Nährstoffentzug und Futterselektion. *Natur und Landschaft* 4: 167-174.
- Briemle, G., Eickhoff, D., Wolf, R. (1991): Mindestpflege und Mindestnutzung unterschiedlicher Grünlandtypen aus landschaftsökologischer und landeskultureller Sicht. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg und Staatliche Lehr- und Versuchsanstalt für Viehhaltung und Grünlandwirtschaft (LVVG) (Hrsg.). Beiheft 60 zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg. Karlsruhe, 160 S.
- Brünner, F., Schöllhorn, J. (1972): Bewirtschaftung von Wiesen und Weiden. 2., umgearb. u. erw. Aufl. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 166 S.
- Burrows, C. J. (1990): Processes of vegetation change, Unwin Hyman, London.
- CCE – Coordination Centre for Effects (2011): Status Report 2011. Eds.: Posch, M., Slootweg, J., Hettelingh, J. P., Report No. 680359003 ISBN No. 978-90-6960-254-7.
- CCE – Coordination Centre for Effects (2016): Modelling and Mapping the Impacts of Atmospheric Deposition of Nitrogen and Sulphur, CCE Status Report 2015, Coordination Centre for Effects, RIVM, Bilthoven, The Netherlands.
- Clements, F. E. (1916): Plant succession. Carnegie Institute Washington Publication #242 controlled by forest floor C/N ratio. *Environmental Pollution* 102: 403-407.
- CLRTAP (2004): Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads and Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. Druckversion in UBA-Texte 52/2004
- CLRTAP (2014): Guidance on mapping concentrations levels and deposition levels, Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends. UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. Online-Version unter [www.icpmapping.org](http://www.icpmapping.org).
- CLRTAP (2017): Mapping critical loads for ecosystems, Chapter V of Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends. UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution; accessed on 04.05.2017 on Web at [www.icpmapping.org](http://www.icpmapping.org) (last update 9/2017)
- Dässler H.G. 1991: Einfluss von Luftverunreinigungen auf die Vegetation. Gustav Fischer Jena
- De Vries, W. (1991): Methodologies for the assessment and mapping of the Critical Loads and of the impact of abatement strategies on forest soils. Wageningen 46
- De Vries, W., Hettelingh, J.-P., Posch, M. (eds) (2015): Critical Loads and Dynamic Risk Assessments: Nitrogen, Acidity and Metals in Terrestrial and Aquatic Ecosystems. Springer, 662 S.
- 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., Posch, M., Reinds, G. J., Kämäri, J. (1993): Critical Loads and their exceedance on forest soils in Europe. The Winand Staring Centre for Integrated Land, Soil and Water Research, Wageningen, The Netherlands, 58 p.
- Deutscher Wetterdienst (DWD) (2012): Mittlere Tagesmitteltemperatur der Referenzperiode (Rasterdatei); Mittlere Niederschlagsmengen aus dem Zeitraum 1981-2010. Rasterdatei
- Dierschke, H. (1985): 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, S. 9-24, Paderborn.
- Dierschke, H. (1994): Pflanzensoziologie, Ulmer, Stuttgart.

- Dierschke, H. und Briemle, G. (2008): Kulturgrasland. Wiesen, Weiden und verwandte Staudenfluren. - Ulmer-Verlag, Stuttgart, 239 S.
- Ellenberg H, Mayer R, Schaueremann J (1986): Ökosystemforschung. Ergebnisse des Solling-Projekts 1966–1986, Ulmer, Stuttgart
- Ellenberg, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht, 5. stark veränd. und verb. Aufl., Ulmer, Stuttgart., 1096 S.
- Elsässer, M. (2007): Düngung von Wiesen und Weiden. In: Bildungs- und Wissenszentrum für Viehhaltung, Grünlandwirtschaft, Wild und Fischerei, Aulendorf (Hrsg.) (2008): Merkblätter für die umweltgerechte Landbewirtschaftung Nr. 13, 4. Auflage.
- Elsässer, M. (2007): Düngung von Wiesen und Weiden. In: Bildungs- und Wissenszentrum für Viehhaltung, Grünlandwirtschaft, Wild und Fischerei, Aulendorf (Hrsg.) (2008): Merkblätter für die umweltgerechte Landbewirtschaftung Nr. 13, 4. Auflage.
- Erteld, E., Hengst, E. (1966): Waldertragslehre. Neumann, Radebeul, 332 S.
- EU-Kommission (2001) in: Europäische Kommission, GD Umwelt, Prüfung der Verträglichkeit von Plänen und Projekten mit erheblichen Auswirkungen auf „Natura-2000“-Gebiete – Methodische Leitlinien zur Erfüllung der Vorgaben des Artikels 6 Absätze 3 und 4 der Habitat-Richtlinie 92/43/EWG, November 2001, S. 16
- eurofins Umwelt Aachen (2020): Prüfbericht zu Auftrag 12043788, Auftragsbezeichnung: a 1639/20 Drevenacker Dünen, Wesel. Aachen am 11.12.2020
- Europäische Kommission (2000): NATURA 2000-Gebietsmanagement. Die Vorgaben des Artikels 6 der Habitat-Richtlinie 92/43 EWG.
- European Commission DG XI (1999): Interpretation manual of european union habitats. Version EUR15. Brüssel.
- Eurosoil (1999): Metadata: Soil Geographical Data Base of Europe v.3.2.8.0. Joint Research Centre, Ispra, Italy.
- FGSV (Forschungsgesellschaft für Straßen und Verkehr) (2019): Hinweise zur Prüfung von Stickstoffeinträgen in der FFH-Verträglichkeitsprüfung für Straßen (H PSE) - Stickstoffleitfaden Straße. Ausgabe 2019. FGSV-Verlag Köln. 75 S. Fiedler, H.-J. (2001): Böden und Bodenfunktionen: in Ökosystemen, Landschaften und Ballungsgebieten. Expert-Verlag Renningen-Malmsheim. Forum EIPOS, Bd. 7 , 459 S.
- 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.
- Grabherr, G., Mucina, L. (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs, Teile II-III. Gustav-Fischer-Verlag Jena, Stuttgart, New York.
- Gundersen, P.; Callesen, I.; De Vries, W. (1998): Nitrate leaching in forest ecosystems is controlled by forest floor C/N ratio. Environmental Pollution 102:403-407.
- 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. Tuexenia 15, S. 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. und Jahn, G. (1967): Waldgesellschaften des mitteleuropäischen Gebirgsraumes nördlich der Alpen, Jena, 636 S.
- Hennings V (1994) Methodendokumentation Bodenkunde. Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden, Geologisches Jahrbuch, Hrsg.: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und Geologische Landesämter der Bundesrepublik Deutschland, Reihe F, Heft 31, Hannover Hofmann, G. (1969): Zur pflanzensoziologischen Gliederung der Kiefernforsten des nordostdeutschen Tieflandes, in: Feddes Repertorium (Bd. 80, Heft 4-6), Berlin, S. 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 Workshop, 24-26 October 1994.

- Horvat, I., Glavac, V., Ellenberg, H. (1974): *Vegetation Südosteuropas*. Gustav-Fischer-Verlag, Jena, Stuttgart, New York., 768 S.
- Hrivnák, R. (2002): Aquatic plant communities in the catchment area of the Ipeľ river in Slovakia and Hungary. Part I. Classes Lemnetea and Charetea fragilis. *T H A I S Z I A JOURNAL OF BOTANY Thaiszia - J. Bot.*, Košice, 12: 25-50, 2002. Online im Internet: <http://www.upjs.sk/bz/thaiszia/index.html>
- Hundt, R. (1964): *Die Bergwiesen des Harzes, Thüringer Waldes und Erzgebirges*. Gustav Fischer Verlag Jena, 284 S.
- ICP Modelling & Mapping (2018): *European critical loads:database, biodiversity and ecosystems at risk. CCE Final Report 2017*
- Issler, E. (1924): *Les associations végétales des Vosges méridionales et de la plaine rhénane avoisinante. 1. Les forêts (fin)*. Bull. Soc. Hist. Nat. Colmar, Tom. 19 : 1 - 109.
- Issler, E. (1926): *Les associations végétales de la partie supérieure de la vallée de la Lane*. Thèse, 120 S., Besançon.
- 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, p 80
- Jakucs, P. (1961): *Die phytozöologischen Verhältnisse der Flaumeichen – Buschwälder Südostmitteleuropas*, Verlag der Ungarischen Akademie der Wissenschaften, Budapest 1961, 313 p.
- Keienburg, T. und Prüter, J. (Hrsg.) (2004): *Feuer und Beweidung als Instrumente zur Erhaltung magerer Offenlandschaften in Nordwestdeutschland – Ökologische und sozioökonomische Grundlagen des Heidemanagements auf Sand- und Hochmoorstandorten*. NNA-Berichte (17) Heft 2 Schneverdingen 221 S.
- Kevey, B., Borhidi, A. (2005): *The acidophilous forests of the Mecsek and their relationship with the Balkan-Pannonian acidophilous forests*, in: *Acta Botanica Hungarica* 47 (3-4), Budapest, pp. 273-368.
- 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*. Berlin und Hamburg: Verlag Paul Parey
- Knapp, E. (1973): *Ertragstabellen für Schwarzpappelsorten*. Forschungsbericht des Instituts für Rohholzzeugung, Abteilung. Waldbau/Ertragskunde. Eberswalde, 1973.
- Knollová, I., Chytrý, M. (2004). *Oak-hornbeam forests of the Czech Republic: geographical and ecological approaches to vegetation classification*. *Preslia*, Praha 76: 291-311.
- Kopecký, K., Hejný, S., Jehlík, V., Krippelová, T. (1979): *Prehled ruderalnich rostlinnych společenstev Československa*, *Rozpravy Československe Akademie Ved. Rada Matematických a přírodních Ved.* 89:2, Praha.
- Kopp, D. (2003): *Zusammenwirken von Standort und Vegetation bei der Erkundung des Zustandswandels von Waldnaturräumen im nordostdeutschen Tiefland*. *Archiv Naturschutz und Landschaftsforschung* 42 (1):1-50.
- Kopp, D., Succow, M., Jäger, K.-D. (1982): *Naturräumliche Grundlagen der Landnutzung im nordmitteleuropäischen Tiefland, dargestellt am Beispiel des Tieflands der DDR*. Akademie-Verlag Berlin.
- Köstler, J. N., Brückner, E. Bibelriether, H. (1968): *Die Wurzeln der Waldbäume*. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin . 284 Seiten
- Kuntze H Roeschmann G, Schwertfeger G (1988): *Bodenkunde*, Vierte erw. und neubearb. Auflage, UTB 1106, Ulmer, Stuttgart.
- Lambrecht, H., Trautner, J. (2007): *Fachinformationssystem und Fachkonventionen zur Bestimmung der Erheblichkeit im Rahmen der FFH-VP. – Endbericht zum Teil Fachkonventionen, Schlusstand Juni 2007. F+E-Vorhaben im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz - FKZ 804 82 004 [unter Mitarb. von Kockelke, K.; Steiner, R.; Brinkmann, R.; Bernotat, D; Gassner, E. & Kaule, G.]*. - Hannover, Filderstadt, 239 S. Online im Internet: URL: [http://www.bfn.de/0306\\_eingriffsregelung-literatur.html#c81713](http://www.bfn.de/0306_eingriffsregelung-literatur.html#c81713) [Stand 20.01.2012].
- LAI (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz) (2012): *Leitfaden zur Ermittlung und Bewertung von Stickstoffeinträgen der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz Langfassung*. URL: [http://stickstoff.naturschutzinformationen-nrw.de/site/files/stickstoff/einleitung/LAI\\_N-Leitfaden\\_Langfassung\\_M%C3%A4rz\\_2012.pdf](http://stickstoff.naturschutzinformationen-nrw.de/site/files/stickstoff/einleitung/LAI_N-Leitfaden_Langfassung_M%C3%A4rz_2012.pdf)

- Lambrecht, H., Trautner, J., Kaule, G., Gassner, E. (2004): Ermittlung von erheblichen Beeinträchtigungen im Rahmen der FFH-Verträglichkeitsuntersuchung. Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz – FKZ 801 82 130. Endbericht 316 S. Hannover, Fiderstadt, Stuttgart, Bonn ([http://www.bfn.de/03/0303\\_ffhvertraeglich.pdf](http://www.bfn.de/03/0303_ffhvertraeglich.pdf))
- LANA (Länderarbeitsgemeinschaft Naturschutz) (2004): Empfehlungen der LANA zu „Anforderungen an die Prüfung der Erheblichkeit von Beeinträchtigungen der Natura 2000-Gebiete gemäß § 34 BNatSchG im Rahmen einer FFH-Verträglichkeitsprüfung (FFH-VP)“
- LANUV NRW (2020): Datensatz der langjährigen Wasserhaushaltskomponenten im Wasserhaushaltsmodell mGROWA als Geodatabase. URL: <https://www.opengeodata.nrw.de/produkte/umwelt/klima/wasser/mgrowa/>
- Liebert, H.-P. (1988): Umwelteinfluss auf Wachstum und Entwicklung von Wasserpflanzen sowie deren Rolle bei der Reinhaltung unserer Gewässer. Bibliografische Mitteilungen der Universität Jena 35, Jena.
- Limmer, C. (1996): N<sub>2</sub>-Fixierung in Waldböden. Diss. am Institut für Ökologische Mikrobiologie (BITÖK) der Universität Bayreuth. Bayreuther Forum Ökologie, Bd. 35 (1996), 80 S.
- Louis, H. W. (2003): Verträglichkeitsprüfung nach §§32ff. BNatSchG. Umsetzung für europäische Schutzgebiete, Verfahren, Darlegungslast und Abweichungsverfahren. Naturschutz und Landschaftsplanung 35 (4).
- Luthardt, V., Brauner, O., Hoffmann, C., Haggemüller, 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.
- Mahn, E. G. (1965): Vegetationsaufbau und Standortverhältnisse der kontinental-beeinflussten Xerothermasengesellschaften Mitteldeutschlands, in: Abhandlungen der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, Akademie-Verlag, Berlin, 138 S.
- Mahn, E.-G. (1959): Vegetations- und standortkundliche Untersuchungen an Felsfluren, Trocken- und Halbbröcken rasen Mitteldeutschlands. Diss. Uni Halle, 215 S.
- Martijn Schaap, Carlijn Hendriks, Richard Kranenburg, Jeroen Kuenen, Arjo Segers, Angela Schlutow, Hans-Dieter Nagel, Anja Ritter, Sabine Banzhaf (2018): PINETI-3: Modellierung atmosphärischer Stoffeinträge von 2000 bis 2015 zur Bewertung der ökosystem-spezifischen Gefährdung von Biodiversität durch Luftschadstoffe in Deutschland. UBA-FKZ: 3714 64 2010. UBA-Texte 79/2018 i. V. m. Rasterdatensätzen
- 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.
- Michalko, J. (1986): Geobotanická Mapa CSSR, Vydavatel'stvo Slovenskej Akadémie Vied, Bratislava, 263 S.
- Mitscherlich, G. (1945): Schwarzerlen-Ertragstafel (starke Durchforstung) In: Schober, R. 1975: Ertragstafeln wichtiger Baumarten bei verschiedener Durchforstung; J. D. Sauerländer's Verlag Frankfurt am Main, 154 S.
- Mitscherlich, G. (1950): Der Eichenbestand mit Bu- und Ta-Unterstand. Schriftenreihe der Bad. Forstl. V.A. Bd. 9
- Mucina, L.; Grabherr, G.; Wallnhöfer, S. (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs, Teil I und III, Gustav Fischer Verlag Jena.
- MüllerBBM (2020): Immissionsprognose für den erweiterten Betrieb der ERVIN-Anlage am Standort Glaubitz. unveröffentlicht
- MULNV NRW (2019): Ergänzender Runderlass vom 17.10.2019: Stickstoffeinträge in stickstoffempfindliche Lebensraumtypen hier: Entscheidung des BVerwG vom 15.05.2019, Az. 7 C 27.17
- 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., Kraft, Ph., Scheuschner, T. Weigelt-Kirchner, R. (2010): Modellierung und Kartierung räumlich differenzierter Wirkungen von Stickstoffeinträgen in Ökosysteme im Rahmen der UNECE-Luftreinhaltekonvention. Teilbericht II: Das BERN-Modell – ein Bewertungsmodell für die oberirdische Biodiversität. UBA-Texte 08/2010

- 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
- Neuhäusl, R. (1976): Geobotanická mapa České Socialistické Republiky: mapa rekonstruované přirozené vegetace, Praha: Academia
- Neuhäusl, R., Neuhäuslová-Novotná, Z. (1965): Syntaxonomische Revision der azidophilen Eichen- und Eichenmischwälder im westlichen Teile der Tschechoslowakei. © ACADEMIA, nakladatelství Československé akademie věd 1967. Springer Netherlands. ISSN 0015-5551
- Oberdorfer, E. (1957): Süddeutsche Vegetationsgesellschaften. Pflanzensoziologie 10, 564 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.) (1998): Süddeutsche Vegetationsgesellschaften. Teil I 4. Aufl. 1998 Gustav-Fischer-Verlag, Jena Stuttgart New York
- Passarge, H. (1960): Waldgesellschaften NW-Mecklenburgs. Arch. Forstwesen (Berlin) 9:499-541.
- Passarge, H. (1964): Vegetationsgesellschaften des nordostdeutschen Flachlandes I. Pflanzensoziologie 13. Jena.
- Passarge, H., Hofmann, G. (1968): Vegetationsgesellschaften des nordostdeutschen Flachlandes. II. Pflanzensoziologie 16. Jena 324 p.
- Paul, M. (2000): Erhaltung forstlicher Genressourcen in extremen Immissions-schadgebieten. For. Snow Landsc. Res. 75, 1/2: 233–249 (2000)
- Petersen, A. (1981): Die Gräser als Kulturpflanzen und Unkräuter auf Wiese, Weide und Acker. 5., bearb. Aufl., Akademie-Verlag, Berlin, 280 S.
- Petersen, B., Ellwanger, G., Biewald, G., Hauke, U., Ludwig, G., Pretscher, P., Schröder, E., Ssymank, A. (2003): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 1: Pflanzen und Wirbellose. BfN Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 69, Band1. Bonn-Bad Godesberg.
- Posthumus, A.C. (1991): Effects of air pollution on plants and vegetation. In: Rozema, J., Verkleij, J.A.C. (Hrsg.): Ecological responses to Environmental Stress, Kap. 17, S. 191-198. Kluwer Academic Publisher, Netherlands
- Pott, R. (1992): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. Ulmer Verlag, Stuttgart, 427 S.
- Pottgiesser, T. und Sommerhäuser, M. (2004): Fließgewässertypologie Deutschlands: Die Gewässertypen und ihre Steckbriefe als Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. In: Steinberg, C., Calmano, W., Wilken, R.-D., Klapper, H. (Hrsg.): Handbuch der Limnologie. 19. Erg.Lfg. 7/04. VIII-2.1: 1-16 + Anhang.
- Preisung, E. (1953): Süddeutsche Borstgras- u. Zwergstrauchheiden (Nardo-Callunetea). - Mitt. flor. soz. Arbeitsgem.N.F. 4: 112-123. Stolzenau.
- Preisung, 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. Naturschutz und Landschaftspflege Niedersachsens, Heft 20/7 (1-161), Hannover.
- Preisung, 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. Naturschutz und Landschaftspflege Niedersachsens, Heft 20/8 (1-161), Hannover.
- Preisung, 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. Naturschutz und Landschaftspflege Niedersachsens, Heft 20/5, S. 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.
- Richter, A (2006): Abschätzung der Aufnahme von Stickstoff in der Phyllosphäre zweier Waldbestände des UNECE Integrated Monitoring Standort Zöbelboden. [http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/umweltthemen/oekosystem/WS\\_Molln\\_20060614/Praesentationen/N-Aufnahme.pdf](http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/umweltthemen/oekosystem/WS_Molln_20060614/Praesentationen/N-Aufnahme.pdf)
- Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (FFH-Richtlinie), Abl. EG L 206/7 vom 22.07.1992, geändert durch Richtlinie 97/62/EG des Rates vom 27.10.1997, Abl. EG L 305/42.
- Rochow, M. von (1951): Die Pflanzengesellschaften des Kaiserstuhls. Pflanzensoziol. 8, 140 S. Jena.

- Rolecek, J. (2005): Vegetation types of dry-mesic oak forests in Slovakia. *Preslia*, Praha 77: 241-261
- Ruhr-Stickstoff-Aktiengesellschaft (Hrsg.) (1988): *Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau*. 11., überarb., erg. u. erw. Aufl.. Bochum, 587 S.
- Sakalli, A. (2012): Globale Modellierung der Erlenverteilung und der Leguminosendichte zur Verwendung in globalen N<sub>2</sub>-Fixierungsmodellen. Inaugural Dissertation. Justus-Liebig-Universität Gießen. 156 S.,
- Schaap M., Hendriks C., Kranenburg R., Kuenen, J., Segers A., Schlutow, A., Nagel, H.-D., Ritter, A., Banzhaf S. (2018): PINETI-3: Modellierung atmosphärischer Stoffeinträge von 2000 bis 2015 zur Bewertung der ökosystem-spezifischen Gefährdung von Biodiversität durch Luftschadstoffe in Deutschland. UBA-Texte 79/2018 i. V. m. Rasterdatensätzen. URL: <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/pineti-3-modellierung-atmosphaerischer>
- Schachtschabel, P., Auerswald, K., Brümmer, G., Hartke, K. H., Schwertmann, U. (1998): *Lehrbuch der Bodenkunde*, Verlag Ferdinand Enke, Stuttgart.
- Scheffer, F. und Schachtschabel, P. (1998): *Lehrbuch der Bodenkunde*. 14. Aufl. Stuttgart.
- Scheffer, F., Ulrich, B. (1960): *Lehrbuch der Agrikulturchemie und Bodenkunde*, III. Teil, Humus und Humusdüngung, Band I, 2. Auflage. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- Schlutow, A., Profft, I., Frischbier, N. (2009): Das BERN-Modell als Instrument zur Einschätzung der Anpassbarkeit von Waldgesellschaften und Baumarten an den Klimawandel in Thüringen. *J. Forst und Holz* 64(Heft 4):31-37
- Schlutow, A. (2001): Some experiences in accessing the biomass uptake in Germany in order to calculate Critical Loads. In: Nat. Inst. of Ecology of Moldova (ed.): *Critical Loads Calculation for Air Pollutants and Mapping in East and South-East Europe*. Proceedings of the Workshop 22.-24.3.2001 in Chisinau, Moldova, p. 58-81
- Schlutow, A. (2003): Entwicklungspotenziale für eine naturschutzfachlich bedeutsame Grünlandvegetation nach Auffassung von ackerbaulicher Intensivnutzung. *Arch. f. Naturschutz und Landschaftsforschung*. Band 42, Heft 3, Dez. 2003.
- Schlutow, A. (2013): Beurteilungsmaßstäbe für Stickstoffdepositionen (Critical Loads und Critical Levels). In: Balla, S., Uhl, R., Schlutow, A., Lorentz, H., Förster, M., Becker, C., Scheuschner, Th., Kiebel, A., Herzog, W., Düring, I., Lüttmann, J., Müller-Pfannenstiel, K. (2013). *Untersuchung und Bewertung von straßenverkehrsbedingten Nährstoffdepositionen in empfindliche Biotope*, Research and development study FE 84.0102/200. on behalf of the German Federal Highway Research Institute (BASt), *Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik*, Heft 1099, BMVBS Abteilung Straßenbau, Bonn. 362 S.
- Schlutow, A., Becker, R., Hübener, P. (2005): KliStWa - Einfluss regionalisierter Klimaprognosen und Stoffhaushaltssimulationen (dynamische Modellierung) auf den Stoffhaushalt repräsentativer Standorts- und Waldbestandstypen im Freistaat Sachsen, [http://www.umwelt.sachsen.de/lfug/documents/abschlussbericht\\_KliStWa\\_Teil\\_1.pdf](http://www.umwelt.sachsen.de/lfug/documents/abschlussbericht_KliStWa_Teil_1.pdf)
- Schlutow, A., Bouwer, Y., Nagel, H.-D. (2018): Bereitstellung der Critical Load Daten für den Call for Data 2015-2017 des Coordination Centre for Effects im Rahmen der Berichtspflichtigen Deutschlands für die Konvention über weitreichende grenzüberschreitende Luftverunreinigungen (CLRTAP). Im Auftrag des UBA, Abschlussbericht Projekt-Nr. UBA/43848. URL: <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/critical-load-daten-fuer-die-berichterstattung-2015>
- Schlutow, A., Bouwer, Y., Nagel, H.-D. (2018): Bereitstellung der Critical Load Daten für den Call for Data 2015-2017 des Coordination Centre for Effects im Rahmen der Berichtspflichtigen Deutschlands für die Konvention über weitreichende grenzüberschreitende Luftverunreinigungen (CLRTAP). Im Auftrag des UBA, Abschlussbericht Projekt-Nr. UBA/43848. URL: <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/critical-load-daten-fuer-die-berichterstattung-2015>
- Schlutow, A., Dirnböck, T., Pecka, T., Scheuschner, T. (2015): Use of an empirical model approach for modelling trends of ecological sustainability (Chapter 14 ). In: De Vries, W., Hettelingh, J.-P., Posch, M. (eds). *Critical Loads and Dynamic Risk Assessments: Nitrogen, Acidity and Metals in Terrestrial and Aquatic Ecosystems*. Springer, 662 S.
- Schlutow, A., Gemballa, R. (2008): Sachsens Leitwaldgesellschaften – Anpassung in Bezug auf den prognostizierten Klimawandel. *AFZ - Der Wald* 1/2008: 28-31.
- Schlutow, A., Hübener, P. (2004): The BERN Model: Bioindication for Ecosystem Regeneration towards Natural conditions. UBA-Texte 22/04. Umweltbundesamt Berlin, 50 S.
- Schlutow, A., Hübener, P. (2005): Ermittlung von aktuellen Regenerierungspotenzialen naturnaher Ökosysteme mittels Bioindikation. *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung*, 44(3): 27-78, ISSN: 0003-9306
- Schlutow, A., Kraft, P. (2006): Bioindication of ecosystems regeneration ability thresholds – a model for analysis current damage degree and recovery of harmonious balanced natural conditions. UNESCO Encyclopedia of living systems. [www.EOLS/E4-20-01-08](http://www.EOLS/E4-20-01-08)

- Schlutow, A., Kraft, P., Weigelt-Kirchner, R. (2007): Veränderungen der potenziell natürlichen Vegetation im Zuge des Klimawandels im Freistaat Sachsen. Endbericht zum Forschungsvorhaben Nr. 40200317 im Auftrag des Staatsbetriebes Sachsenforst. Graupa. Manuskriptdruck.
- Schlutow, A., Profft, I., Frischbier, N. (2009): Das BERN-Modell als Instrument zur Einschätzung der Anpassbarkeit von Waldgesellschaften und Baumarten an den Klimawandel in Thüringen. *Forst und Holz* 64: 31-37.
- Schlutow, A., Scheuschner, T., Heinzel, L., Schlutow, M. (2014): Anpassung von Klimagliederung und Leitwaldgesellschaften an den Klimawandel in Mecklenburg-Vorpommern. Projekt im Auftrag von Landesforst Mecklenburg – Vorpommern. 114 S.
- Schmidt, P. A.; Hempel, W.; Denner, M.; Döring, N.; Gnüchtel, B.; Walter, B.; Wendel, D. (2002): Potentielle natürliche Vegetation Sachsens mit Karte 1:200.000. Hrsg.: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden, 230 S.
- Schober, R. (1967): Ertragstabeln wichtiger Baumarten. J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt/M.
- Schober, R. (1975): Ertragstabeln wichtiger Baumarten bei verschiedenen Durchforstungen. Frankfurt a. M.: Verlag Sauerländer
- Schober, R. (1987): Ertragstabeln wichtiger Baumarten bei verschiedenen Durchforstungen. J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt/M.
- Schober, R., (1972): Die Rotbuche. *SchrReihe forstl. Fak. Univ. Göttingen u. Mitt. Nieders. VersAnst.*, Bd. 43/44, 333 S.
- 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., Klotz, W., Hilbig, S. (1995): Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Mittel- und Nordostdeutschlands. Fischer Jena, 403 S.
- Schwappach, H. (1912): Ertrags-Schätztafeln für Forstbestände. *Archiv der Forstwissenschaft Eberswalde*, unveröffentlicht
- Shugart, H. H. (1998): *Terrestrial ecosystems in changing environments*, Cambridge studies in ecology, Cambridge, S. 75.
- Slobodda, S. (1982): Pflanzengesellschaften als Kriterium zur ökologischen Kennzeichnung des Standortsmosaiks. *Archiv Naturschutz und Landschaftspflege*. 22. 2. S. 79-101.
- Soó, R. (1964): Die regionalen Fagion-Verbände und Gesellschaften Südosteuropas. Verlag der Ungarischen Akademie der Wissenschaften Budapest.
- Ssymank, A., Hauke, U., Rückriem, C., Schröder, E., Messer, D. 1998: Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna- Flora-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) und der Vogelschutzrichtlinie (79/409/EWG). Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 53, Bonn-Bad Godesberg.
- Stanford, G., Frere, M.H., Schwaninger D.H. (1973): Temperature coefficient of soil nitrogen mineralization. In: *Soil science* 115(4):321-323.
- Stein-Bachinger, K., Bachinger, J., Schmitt, L. (2004): Nährstoffmanagement im Ökologischen Landbau. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL) (Hrsg.). Darmstadt, 136 S.
- Stollmann, F. (1999): Rechtsfragen der FFH-Verträglichkeitsprüfung. *Natur und Landschaft* 74 (11).
- 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, Warfvinge P (1993): The effect of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the (Ca+Mg+K)/Al ratio. *Reports in Ecology and Environmental Engineering*, 1993:2.
- Sverdrup, H. (1990): The kinetics base of cation release due to chemical weathering. Lund University Press, Lund, Sweden.
- Sverdrup, H., 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, pp. 387-408.
- 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
- Tüxen, R. (1937): Die Pflanzengesellschaften Nordwestdeutschlands. *Jahresbericht Naturhistorische Gesellschaft Hannover* 31/87: 1-170, Hannover
- Tüxen, R. (1957): Entwurf einer Definition der Pflanzengesellschaft (Lebensgemeinschaft). *Mitteilungen der Floristisch-Soziologischen Arbeitsgemeinschaft* (6/7):151.

- Tüxen, R. (1958): Pflanzengesellschaften oligotropher Heidetümpel Nordwestdeutschlands. Veröff. D. Geobotanischen Instituts Rübel, 33: 207-231, Zürich
- Tüxen, R., Westhoff, V. (1963): *Saginetea maritimae*, eine Gesellschaftsgruppe im wechselhalinen Grenzbereich der europäischen Meeresküsten. In: Mitt. flor.-soz. Arbgemeinschaft. 1963, N. F. 10:116-129. Stolzenau/Weser.
- UBA – Umweltbundesamt (2015): Bodenbedeckungsdaten für Deutschland CORINE 2012, hochaufgelöste Version LBM-DE2012 © BKG/Geobasis-DE
- UBA – Umweltbundesamt (2018): Hintergrundbelastungsdaten - Ergebnisse und Daten des PINET13-Projekts. Erläuterungen des Umweltbundesamtes. Online im Internet: <http://gis.uba.de/website/depo1>
- Ulrich, B. (1981): Theoretische Betrachtung des Ionenkreislaufs in Waldökosystemen. Z Pflanzenernährung Bodenkunde 144
- Ulrich, B. (1985): Natürliche und anthropogene Komponenten der Bodenversauerung. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 43/1, 159-187 S.
- Ulrich, B. (1987): Stabilität, Elastizität und Resilienz von Waldökosystemen unter dem Einfluss saurer Deposition, Forstarchiv 58, S. 232-239.
- Van Dam, D. (1990): Atmospheric deposition and nutrient cycling in chalk grassland. PhD Thesis, University of Utrecht, Utrecht, The Netherlands, 119 pp.
- Van Dobben, H.F. und 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://www2.alterra.wur.nl/Webdocs/PDFFiles/Alterrapporten/AlterraRapport1654.pdf>.
- 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
- Warfvinge, P., Sverdrup, H. (1992): Calculating critical loads of acid deposition with PROFILE – A steady state soil chemistry model. In: Water, Air and Soil Pollution 63, pp. 119-143.
- Wellburn (1988): Air pollution and acid rain. The biological impact. Longman Singapore Publishers Ltd. New York
- WHO (World Health Organization) (2000): Air quality Guidelines for Europe. 2. Aufl., WHO regional Publications, European Series, Nr. 91
- Wiedemann, F. (1936): Ertragstafeln der Fichte. In: Schober (1975) Ertragstafeln wichtiger Baumarten bei verschiedenen Durchforstungen. Frankfurt a. M.: Verlag Sauerländer
- Wiedemann, F. (1943): Ertragstafeln der Kiefer. In: Schober (1975) Ertragstafeln wichtiger Baumarten bei verschiedenen Durchforstungen. Frankfurt a. M.: Verlag Sauerländer
- Willner, W. (2002): Syntaxonomische Revision der südmitteleuropäischen Buchenwälder, in: Phytocoenologia 32 (3), Berlin-Stuttgart, S. 337-453.
- Willner, W., Grabherr, G. (Hrsg.) 2007: Die Wälder und Gebüsche Österreichs. Elsevier, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, München., Textband 302 S., Tabellenband 290 S.
- Wimmenauer, K. (1919): Wachstum und Ertrag der Esche. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung, 95: 9-17.
- 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, 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.