

TEXTE

63/2014

# Modellierung und Kartierung atmosphärischer Stoffeinträge und kritischer Belastungs- schwellen zur kontinuierlichen Bewertung der ökosystem- spezifischen Gefährdung der Biodiversität in Deutschland - PINETI (Pollutant INput and EcosysTem Impact).

Teilbericht 4

Critical Loads, Exceedance und Belastungsbewertung



TEXTE 63/2014

Umweltforschungsplan des  
Bundesministeriums für Umwelt,  
Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit

Forschungskennzahl 3710 63 246  
UBA-FB 002007/4

**Modellierung und Kartierung atmosphä-  
rischer Stoffeinträge und kritischer  
Belastungsschwellen zur kontinuierlichen  
Bewertung der ökosystemspezifischen  
Gefährdung der Biodiversität in Deutschland -  
PINETI (Pollutant INput and EcosysteM  
Impact)**

**Teilbericht 4  
Critical Load, Exceedance und  
Belastungsbewertung**

von

Hans-Dieter Nagel, Angela Schlutow und Thomas Scheuschner

unter Mitarbeit von

Regine Weigelt-Kirchner und Juliane Kokoscha

Gesellschaft für Ökosystemanalyse und Umweltdatenmanagement mbH  
(ÖKO-DATA), Strausberg

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

# Impressum

**Herausgeber:**

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

 /umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt

**Durchführung der Studie:**

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

**Abschlussdatum:**

2014

**Redaktion:**

Fachgebiet II 4.3 Luftreinhaltung und terrestrische Ökosysteme  
Dr. Jakob Frommer, Markus Geupel

**Publikationen als pdf:**

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/modellierung-kartierung-atmosphaerischer-1>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, Dezember 2014

Das diesem Bericht zu Grunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit unter der Forschungskennzahl 3710 63 246 gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

## **Kurzbeschreibung**

Zur Bewertung der Risiken, denen naturnahe Ökosysteme durch den Eintrag von Luftschadstoffen ausgesetzt sind, wurde in diesem Vorhaben der Critical-Load-Ansatz verwendet und auf Natura 2000 Gebiete ausgedehnt. Werden die ökosystemspezifischen Critical Load durch die ebenfalls in diesem Vorhaben ermittelten Stoffeinträgen für die Jahre 2008 und 2009 überschritten, sind die Ökosysteme durch den Eintrag von Schwefel- und Stickstoffverbindungen einem Versauerungsrisiko ausgesetzt bzw. unterliegen einer unzulässigen Eutrophierung (nur Stickstoff). Damit einher geht die Gefährdung der Biodiversität in Deutschland. Beim Schutz vor Versauerung zeigen die Maßnahmen zur Luftreinhaltung große Wirkung. So verminderte sich der Anteil an Ökosystemen, die von Überschreitung der Critical Load für Säureeinträge betroffenen sind, von ehemals über 80 Prozent in den Jahren 1980 und 1990 auf nunmehr weniger als 20 Prozent (Jahr 2009). Deutlich geringere Entlastungen gab es beim Schutz vor Eutrophierung, wo auch im Jahr 2009 noch die Hälfte aller Ökosysteme durch Stickstoffeinträge über den Critical Load hinaus gefährdet bleibt. Zur spezifischen Bewertung der Belastung von FFH-Gebieten wurden im Vorhaben methodische Grundlagen entwickelt.

## **Abstract**

To evaluate the risks that natural ecosystems are exposed by deposition of air pollutants, the critical load approach has been used and extended to Natura 2000 sites in this project. If the ecosystem specific critical load is exceeded due to air pollutant depositions determined in this project for the years 2008 and 2009, ecosystems are exposed to an acidification risk by the entry of sulfur and nitrogen compounds and/or are under risk of eutrophication (nitrogen only). This is accompanied by the threat to biodiversity in Germany. In protection against acidification the measures to avoid air pollution have a great effect. Thus, the proportion of ecosystems that are affected by critical load exceedances decreased from formerly more than 80 percent in the years 1980 and 1990 to recent below 20 percent (2009). But there was significantly less progress in the protection against eutrophication, where even half of all ecosystems remain endangered in 2009 by nitrogen deposition above the critical load. For specific assessment of FFH areas methodological principles were developed in the project.

## Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	V
Tabellenverzeichnis.....	VII
Abkürzungen .....	VIII
1 Critical Load als ökosystemspezifischer Indikator zum Schutz vor Versauerung und Eutrophierung (Indikatorenfortschreibung).....	1
1.1 Modellansatz zur Berechnung des Deutschen Critical-Load-Datensatz für natürliche und halbnatürliche Ökosysteme im nationalen Raster-System von 1 x 1 km <sup>2</sup> .....	1
1.1.1 Grundlagen der Critical-Load-Modellierung.....	1
1.1.2 Eingangsdaten für die Critical-Load-Berechnung nach Massenbilanz .....	4
1.1.3 Massenbilanzmethode zur Berechnung der Critical Load zum Schutz vor Versauerung.....	8
1.1.4 Massenbilanzmethode zur Berechnung der Critical Load zum Schutz vor Eutrophierung .....	12
1.1.5 Ableitung der Critical-Load-Funktion .....	14
1.2 Bewertung der Einträge von Luftschadstoffen im Vergleich zu den Critical Load.....	16
2 Entwicklung von Indikatoren zur Bewertung der ökosystemspezifischen Gefährdung von Natura 2000 Gebieten durch atmosphärische Stoffeinträge auf Basis der Critical Load (Indikatorenentwicklung).....	24
2.1 Möglichkeiten zur Bestimmung von Critical Load für Natura 2000 Gebiete .....	24
2.2 Übertragung der nationalen Critical-Load-Daten auf Natura 2000 Gebiete.....	25
2.3 Critical Load bezogen auf den Schutzstatus der Natura 2000-Gebiete.....	29
2.3.1 Standortspezifische Anwendung der Massenbilanzmethode .....	29
2.3.2 Nach dem Schutzstatus bestimmte Critical Load im Vergleich zur Schadstoffbelastung .....	37
2.4 Ermittlung von Critical Load für Lebensraumtypen der FFH-Gebiete .....	39
2.4.1 Modellansatz zur Bestimmung von Critical Load für Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie.....	39
2.4.2 Belastungsbewertung basierend auf Lebensraumtypen in den FFH-Gebieten.....	46
2.5 Forschungsbedarf.....	48
3 Zusammenfassung und Ausblick .....	49
4 Quellenverzeichnis.....	51

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Prinzip der Critical Load (links) und der darauf basierenden Ableitung von Strategien zur Luftreinhaltung (rechts).....	2
Abbildung 2:	Rezeptorkarte abgeleitet aus der CORINE Land Cover (CLC 2006).....	5
Abbildung 3:	Ökologische Rezeptoren zur Critical-Load-Berechnung nach EUNIS-Klassifikation. ....	7
Abbildung 4:	Critical Load für den Säureeintrag in Schwefeleinheiten (links) und durch Stickstoffverbindungen (rechts).....	9
Abbildung 5:	Die Statistische Verteilung der Critical Load zum Schutz vor Versauerung für die verschiedenen CORINE Klassen.....	10
Abbildung 6:	Critical Load für den eutrophierenden Stickstoff.....	13
Abbildung 7:	Die Statistische Verteilung der Critical Load für Eutrophierung für die verschiedenen CORINE Klassen.....	14
Abbildung 8:	Grundformen der Critical-Load-Funktion für die Versauerung (links) und unter Einschluss der eutrophierenden Wirkung (rechts) .....	15
Abbildung 9:	Critical-Load-Funktion und deren Überschreitung (links) durch Schwefel-, Ex(S) sowie durch Stickstoffeinträge, Ex(N) und die daraus abgeleiteten Erfordernisse zur Minderung von Schadstoffeinträgen (rechts).....	16
Abbildung 10:	Überschreitung der Critical Load für Versauerung durch die Schwefel- und Stickstoffeinträge im Jahr 2009.....	17
Abbildung 11:	Überschreitung der Critical Load für eutrophierenden Stickstoff durch die Einträge im Jahr 2009.....	18
Abbildung 12:	Auswirkungen aktualisierter Daten und veränderter Berechnungsmethoden auf die Critical Load für eutrophierenden Stickstoff .....	19
Abbildung 13:	Flächenanteil ohne Überschreitung der Critical Load für Versauerung im zeitlichen Trend nach den Daten des CCE (2013) und PINETI .....	20
Abbildung 14:	Überschreitung der Critical Load für Versauerung im zeitlichen Trend nach nationalen Daten.....	21
Abbildung 15:	Flächenanteil ohne Überschreitung der Critical Load für Eutrophierung im zeitlichen Trend nach den Daten des CCE (2013) und PINETI .....	22
Abbildung 16:	Überschreitung der Critical Load für Eutrophierung im zeitlichen Trend nach nationalen Daten.....	23
Abbildung 17:	Critical Load für versauernde Einträge in Natura 2000 Gebieten .....	27
Abbildung 18:	Critical Load für eutrophierenden Stickstoff in Natura 2000 Gebieten .....	28

Abbildung 19:	Die UNESCO-Weltnaturerbe-Gebiete in Deutschland .....	30
Abbildung 20:	Übertragung von Grundlegendaten aus dem nationalen deutschen CL-Datensatz auf den Nationalpark Hainich.....	31
Abbildung 21:	Ableitung der temperaturabhängigen Immobilisierungsrate .....	34
Abbildung 22:	Critical Load für Säureeinträge in Schwefeleinheiten (links) und Critical Load für eutrophierende Stickstoffeinträge (rechts) für den Nationalpark Hainich .....	36
Abbildung 23:	Critical Load für Säureeinträge in Schwefeleinheiten (links) und Critical Load für eutrophierende Stickstoffeinträge (rechts) an den fünf UNESCO-Buchenwaldstandorten.....	36
Abbildung 24:	Überschreitung der Critical Load für Eutrophierung in den Jahren 2008 und 2009.....	38
Abbildung 25:	Überschreitung der Critical Load am Standort Hainich in den Jahren 2008 (oben) und 2009 (unten) .....	38
Abbildung 26:	Schematische Darstellung der wesentlichen Wirkungen bei zunehmenden N-Einträgen in naturnahen/ halbnatürlichen Ökosystemen .....	40
Abbildung 27:	Übersicht über die Eingangsdaten (mittlere Spalte) für die Terme der Critical-Load-Formeln (rechte Spalte) und die Quelle für Referenzdaten (linke Spalte) .....	43
Abbildung 28:	Critical Load für eutrophierenden Stickstoff auf Basis des sensitivsten LRT im FFH-Gebiet.....	44
Abbildung 29:	Critical Load für eutrophierenden Stickstoff auf Basis des flächendominanten LRT im FFH-Gebiet .....	45
Abbildung 30:	Ergebnisse des direkten Critical-Load-Vergleiches zwischen Critical Load aus der LRT Zuordnung und den Critical Load aus dem nationalen deutschen Datensatz .....	46
Abbildung 31:	Belastungstypen abgeleitet aus den Critical-Load-Überschreitungen für eutrophierend wirkenden Stickstoff.....	47

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Rezeptortypen und deren Flächenanteile nach CORINE (CLC 2006) in Deutschland.....	4
Tabelle 2:	Ableitung der Eingangsgrößen für die Critical-Load-Berechnung.....	25
Tabelle 3:	Sensitivitätsklassen der Critical Load für eutrophierenden Stickstoff im deutschen Datensatz (DDS) und in Natura 2000 Gebieten. ....	26
Tabelle 4:	Vorherrschende Vegetationsgesellschaften an den Buchenwaldstandorten (BMU 2011) .....	31
Tabelle 5:	Zuordnung der Buchenwaldstandorte zu FFH-Steckbriefen, der Bodenübersichtskarte und den Vegetationsgesellschaften.....	32
Tabelle 6:	Stoffgehalte zur Berechnung der Austräge bzw. Festlegung von Stickstoff ( $N_u$ ) und basischen Kationen ( $Bc_u$ ) nach der Massenbilanzmethode .....	33
Tabelle 7:	Matrix zur Ermittlung der Denitrifikationsfaktoren und Tongehaltsklassen, verändert nach De Vries (1991), Reinds et al. (2001), ICP Modelling & Mapping (2010, Manual S. V-14).....	35
Tabelle 8:	Zusammenfassung modellierter CL(N)-Ergebnisse in Spannen für die FFH-LRT [ $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ] (n=1990).....	43
Tabelle 9:	Klassifikation der Belastungstypen .....	46

## Abkürzungen

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

# **1 Critical Load als ökosystemspezifischer Indikator zum Schutz vor Versauerung und Eutrophierung (Indikatorenfortschreibung)**

## **1.1 Modellansatz zur Berechnung des Deutschen Critical-Load-Datensatz für natürliche und halbnatürliche Ökosysteme im nationalen Rastersystem von 1 x 1 km<sup>2</sup>**

### **1.1.1 Grundlagen der Critical-Load-Modellierung**

Unter dem Begriff Critical Load sind naturwissenschaftlich begründete Belastungsgrenzen zu verstehen, die für die Wirkung von Luftschadstoffen auf unsere Umwelt ermittelt werden. Die Einhaltung oder Unterschreitung solcher Belastungsgrenzwerte gibt nach heutigem Wissen Gewähr dafür, dass ein ausgewähltes Schutzgut, der ökologische Rezeptor, weder akut noch langfristig geschädigt wird. Die Schutzgüter oder Rezeptoren können ganze Ökosysteme sein, Teile davon oder Organismen, aber auch Baudenkmäler oder besondere Materialien. Als Wert für die Critical Load wird in quantitativer Abschätzung derjenige Schadstoffeintrag bestimmt, bei dessen Unterschreitung nach derzeitigem Kenntnisstand schädliche Effekte am ausgewählten Schutzgut nicht zu erwarten sind.

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

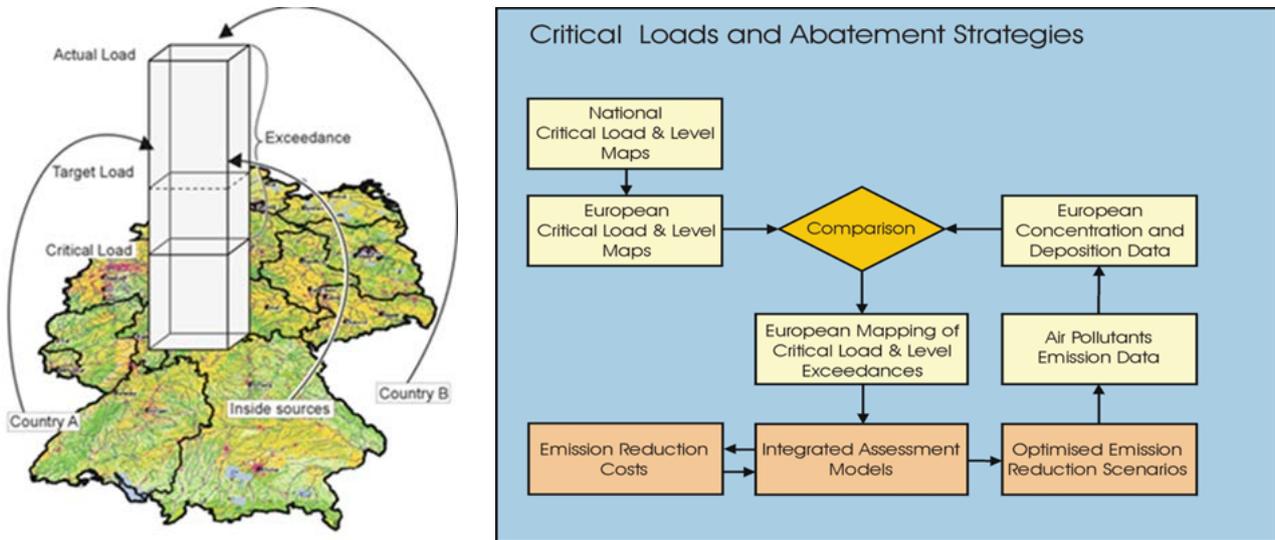
In Deutschland wurde, wie in vielen anderen europäischen Ländern auch, für den Wald und andere naturnahe Ökosysteme der Critical-Load-Ansatz benutzt, um für den Säureeintrag und für die eutrophierenden<sup>1</sup> Luftschadstoffe die ökologischen Belastungsgrenzen zu bestimmen. Dazu wird eine Massenbilanzmethode benutzt, bei der - wie auf einer Waage - den Einträgen der betrachteten Stoffe auf der einen Seite die Aufnahme oder Festlegung dieser Stoffe sowie ein unschädlicher oder tolerierbarer Austrag auf der anderen Seite gegenübergestellt werden. Solange diese Waage ausgeglichen ist wird die ökologische Belastungsgrenze - der Critical Load - nicht überschritten. Bei jedem weiteren Eintrag kann jedoch eine Schädigung des Rezeptors und eine Gefährdung der Stabilität des Systems nicht mehr ausgeschlossen werden. Im Vergleich mit der aktuellen Luftbelastung durch diese Schadstoffe zeigt sich dann, wo und in welchem Umfang weitere Maßnahmen notwendig sind, um auf Dauer stabile Ökosysteme zu erhalten. Die Einhaltung ökologischer Belastungsgrenzen wird damit Kriterium und Ziel von Maßnahmen im Umweltschutz.

Dem Critical Load werden die tatsächlichen Depositionen atmosphärischer Schadstoffe (Actual oder Deposition Load) gegenübergestellt. Aus der Differenz der beiden Größen ergibt sich, ob die Belastungsgrenzen eingehalten oder überschritten werden. Bei einer Überschreitung (Exceedance) der Critical Load sind Maßnahmen zur Reduzierung der Schadstoffbelastung notwendig. Dabei ist das generelle Ziel die Einhaltung der Critical Load; auf dem Weg dahin sind Zwischenziele (Target Loads) möglich (vgl. Abbildung 1).

---

<sup>1</sup> Eutrophierung = Überangebot bzw. Ungleichgewicht von Nährstoffen, insbesondere von Stickstoffverbindungen

Abbildung 1: Prinzip der Critical Load (links) und der darauf basierenden Ableitung von Strategien zur Luftreinhaltung (rechts).



Durch die Bestimmung und Kartierung von Critical Load wird die Höhe der jeweils tolerierbaren, weil langfristig unschädlichen, Deposition ausgewiesen, die sich allein nach den Eigenschaften des betrachteten Ökosystems bzw. Rezeptors richtet. Damit gilt beispielsweise für einen Fichtenwald ein anderer Wert als für einen Buchenwald auf dem gleichen Standort, und ein Ökosystem mit einem sandigen Boden ist empfindlicher als eines mit einem kalkreichen Lehmboden. Die Bestimmung von Critical Load stellt damit eine wesentliche Grundlage für die Anwendung des Vorsorgeprinzips im Umweltschutz dar.

Methodisch unterscheiden sich bei der Bestimmung der Critical Load drei verschiedene Ansätze:

### Empirische Ansätze

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 langjährigen Beobachtungen. Auf mehreren Workshops wurden von den europäischen Experten unter Federführung von Achermann u. Bobbink (2003) sowie Bobbink u. Hettelingh (2011) empirische Critical Load für Stickstoff den verschiedenen Ökosystemtypen Europas zugeschrieben, die den gegenwärtigen Erkenntnisstand widerspiegeln. Diese empirischen Werte wurden in modifizierter Form auch von der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz zur Bewertung von Stickstoffeinträgen übernommen (LAI 2012).

### Massenbilanzmethode

Mit einer einfachen Massenbilanz (Simple Mass Balance, SMB) wird bei dieser Methode versucht, die Ein- und Austragsberechnungen von Schadstoffen für ein Ökosystem vorzunehmen. Die Grundannahme dabei ist, dass die langfristigen Stoffeinträge gerade noch so hoch sein dürfen, wie diesen ökosysteminterne Prozesse gegenüberstehen, die den Eintrag puffern, speichern oder aufnehmen können bzw. in unbedenklicher Größe aus dem System heraustragen.

Es werden also die Quellen und Senken der betrachteten (Schad-)Stoffe gegeneinander aufgewogen. Versauernd wirkende Stoffeinträge z. B. dürfen danach höchstens der gesamten Säureneutralisationskapazität des Systems entsprechen.

Den anthropogenen Stickstoffdepositionen werden die Stickstoff speichernden bzw. umwandelnden Prozesse im Ökosystem gegenübergestellt. Zu diesen zählen die Nettofestlegung von Stickstoff in der Biomasse, die Nettoimmobilisierung in der Humusschicht, die Denitrifikation und ein zu tolerierender bzw. unvermeidbarer Nitrataustrag mit dem Sickerwasser.

Einige der Prozesse, die bei Bestimmung der Critical Load Berücksichtigung finden, sind klimaabhängig. So stehen z. B. Verwitterungsprozesse und N-Immobilisierung in Wechselwirkung mit der Temperatur, während der akzeptable Austrag von Stickstoff und die Säureneutralisationskapazität von der sich aus dem Niederschlag ergebenden Sickerwasserrate abhängen. Die Massenbilanzmethode wird gegenwärtig in Deutschland in den meisten Fällen einer empirischen Betrachtung vorgezogen. Eine ausreichende Datenverfügbarkeit gewährleistet genauere Aussagen zur Sensitivität des Ökosystems. Ein Nachteil der Massenbilanzmethode ist, dass damit ein stationärer Gleichgewichtszustand (steady state) abgebildet wird. Zeitlich sich ändernde Prozesse und die Dynamik des Ökosystems werden nicht erfasst, das bleibt der dynamischen Modellierung vorbehalten.

### **Dynamische Modelle**

Bei den dynamischen Modellen ist der Zeitbezug gewährleistet. Damit können auch Entwicklungsszenarien beschrieben und verschiedene Depositionsmengen in ihren Auswirkungen dargestellt werden. Auch Klimaprognosen lassen sich in ihren Auswirkungen darlegen. Allerdings stellen die dynamischen Modelle sehr hohe Ansprüche an die Datenverfügbarkeit bzw. die modellhafte Abbildung ökosystemarer Zusammenhänge. Deshalb werden dynamische Ansätze in der Regel bei Einzelfallstudien angewendet und ergänzen oft die Untersuchungen nach der Massenbilanzmethode.

### **Vergleich**

Allen drei Ansätzen ist gemeinsam, dass für einen konkreten Ökosystemtyp an einem definierten Standort Critical-Load-Werte bestimmt bzw. berechnet werden. Das Ausmaß ihrer Überschreitungen bildet dann die Grundlage für Maßnahmen zur Verminderung der atmosphärischen Schadstoffbelastung und für die Luftreinhaltepolitik im lokalen oder regionalen Maßstab ebenso wie auf Bundesebene und bei der Umsetzung der Genfer Luftreinhaltekonvention.

Nach der Massenbilanz berechnete Critical Load bilden nach wie vor die Grundlage für die Bewertung des erreichten Ökosystemschatz und werden genutzt, um Fortschritte in der Luftreinhaltung auf nationaler und europäischer Ebene nachzuweisen. In überwiegender Mehrheit beruhen die von den National Focal Center (NFC) an das europäische Koordinierungszentrum übermittelten Critical-Load-Daten auf der Massenbilanzmethode. Auch die für Deutschland berechneten Critical Load folgen dem Massenbilanzansatz.

## 1.1.2 Eingangsdaten für die Critical-Load-Berechnung nach Massenbilanz

Für die Critical-Load-Berechnung werden die notwendigen Datengrundlagen mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems miteinander verschnitten und in eine Datenbank überführt. Dabei kommen sowohl originäre Daten, z. B. Texturklassen der Bodenübersichtskarte, als auch daraus abgeleitete Daten, z.B. aus der Bodenübersichtskarte abgeleitete Verwitterungsrate von basischen Kationen, zur Anwendung. Die Haltung, Auswertung und Darstellung der Daten erfolgt in einem Rasterystem mit einer Zellengröße von 1 x 1 km<sup>2</sup>. Aus den Eingangsdaten ergibt sich, dass die Informationen über Klimaparameter und über Depositionen innerhalb einer Analysezelle konstant sind. Die Boden- und Landnutzungsdaten liegen jedoch als Vektordatensatz vor und haben innerhalb einer Analysezelle verschiedene Kombinationsmöglichkeiten. Enthält eine Analysezelle nun mehrere Kombinationstypen, so wird die flächengrößte Information dieser Rasterzelle zugeordnet.

### Biotoptypen- und Landnutzungskartierung

Die flächige Verteilung der untersuchten Rezeptoren in Deutschland wird aus der CORINE Land Cover 2006 (CLC 2006) entnommen (UBA, DLR-DFG 2009). Dabei erfolgt eine Berechnung von Critical Load ausschließlich für die von menschlicher Aktivität weniger beeinflussten natürlichen und halbnatürlichen Ökosysteme. Folgende Legendeneinheiten der CLC 2006 werden daher als Rezeptorflächen betrachtet (vgl. Abbildung 2):

Tabelle 1: Rezeptortypen und deren Flächenanteile nach CORINE (CLC 2006) in Deutschland

CORINE - Code	Beschreibung	Fläche in Deutschland [ha]	Fläche in Deutschland [%]	Anteil an Rezeptoren gesamt [%]
311	Laubwälder	2.434.365	6,3	22,3
312	Nadelwälder	5.675.543	14,6	52,0
313	Mischwälder	2.420.277	6,2	22,2
321	Natürliches Grünland	172.424	0,4	1,7
322	Heiden und Moorheiden	57.183	0,2	0,5
411	Sümpfe	53.706	0,1	0,5
412	Torfmoore	90.652	0,2	0,8
<b>Summe der Rezeptorflächen</b>		<b>10.904.150</b>	<b>28,0</b>	<b>100,00</b>

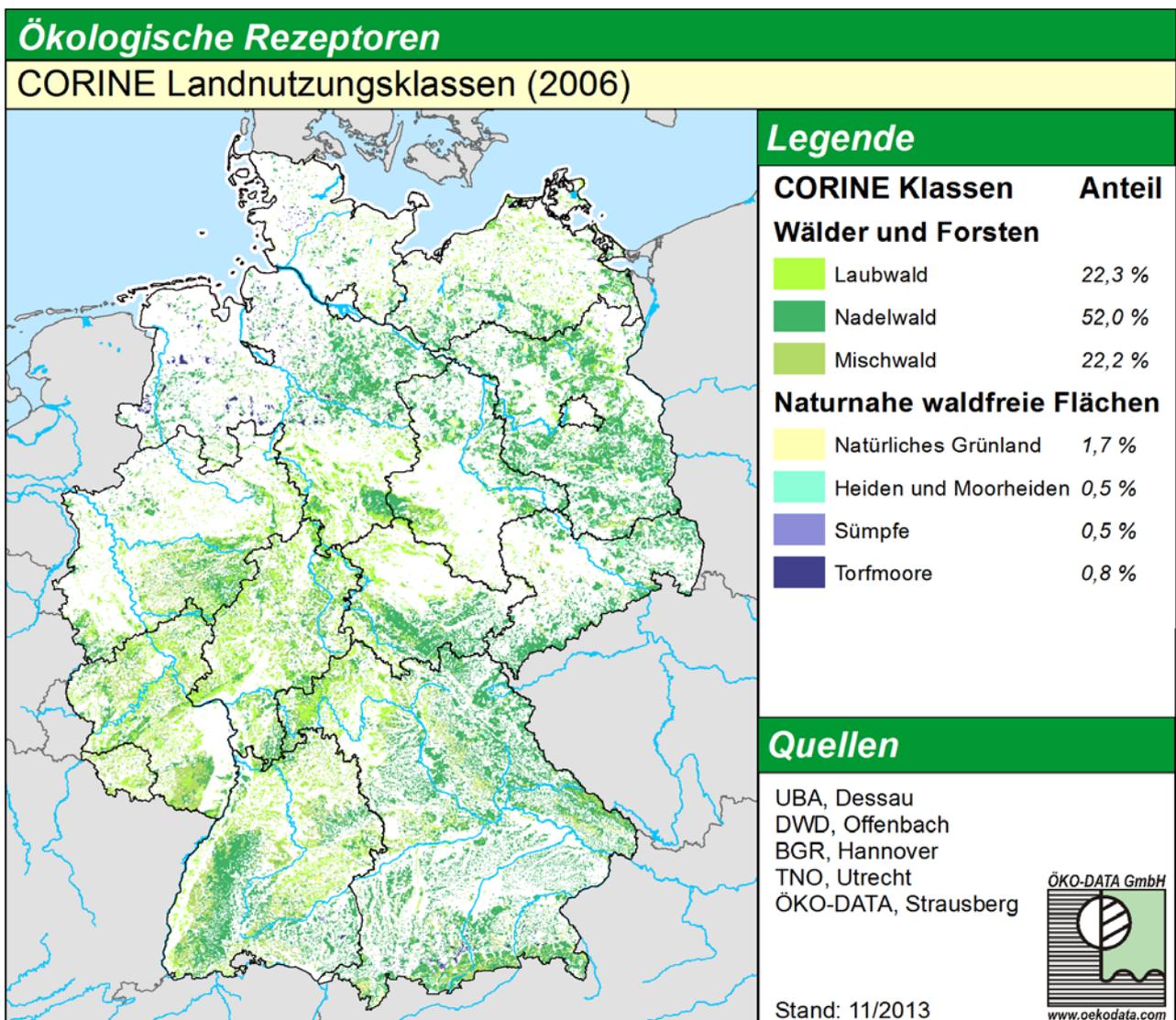
### Bodenübersichtskarte Deutschlands

Die nutzungsdifferenzierte Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland im Maßstab von 1 : 1.000.000 (BÜK 1000 N 2.3), herausgegeben von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, stellt die flächenhafte Verbreitung von Bodentypen, zusammengefasst in Leitbodenassoziationen (= Bodeneinheiten), dar. Im Unterschied zur BÜK 1000 mit ihren 71

bodenkundlichen Legendeneinheiten werden die Polygone der BÜK 1000 N maßgeblich durch eine Boden- und Landnutzungsinformation gekennzeichnet. So sind 66 Legendeneinheiten mit der Landnutzung Ackerland kombiniert, 56 mit Grünland und 63 Legendeneinheiten mit Wald. Berücksichtigt man die durch Regionalisierung (Europäische Klimagebiete) erfolgte Differenzierung, so liegen insgesamt 210 Legendeneinheiten für diese drei Hauptnutzungen vor (BGR 2008).

Jeder Bodeneinheit wird ein charakteristisches Bodenprofil – das der Leitbodenform – zugeordnet, wobei die Bodenarten der Horizonte, die Horizontabfolge mit Mächtigkeitsangaben, die Gründigkeit, sowie für jeden Horizont die Ton-, Schluff- und Sandgehalte, der Humus, Gesamtkohlenstoff-, Gesamtstickstoff- und Carbonatgehalt, der pH-Wert, die Rohdichte, die Lagerungsdichte, die Feldkapazitäten, die Luftkapazität, das Gesamtporenvolumen und der Skelettgehalt angegeben sind. Dabei erfolgt eine nutzungsdifferenzierte Verknüpfung der Legendeneinheit zu einem Leitbodentyp.

Abbildung 2: Rezeptorkarte abgeleitet aus der CORINE Land Cover (CLC 2006).



## **Langjähriges Mittel von Temperatur und Niederschlag sowie mittlere jährliche Sickerwasserrate**

Vom Deutschen Wetterdienst in Offenbach (DWD), Abteilung Klima und Umwelt, wurden folgende Raster-Datenbanken zur Verfügung gestellt:

- Mittlere monatliche Lufttemperatur für die Monate Januar-Dezember aus dem Zeitraum 1981-2010 (DWD 2012)
- Mittlere monatliche Niederschlagsmengen für die Monate Januar-Dezember aus dem Zeitraum 1981-2010 (DWD 2012)

Die Daten liegen als ASCII-Datei vor und ergeben eine Matrix von 650 x 880 Punkten. Jeder dieser Punkte verkörpert den Wert einer 1 x 1 km<sup>2</sup> großen Zelle. Die Grenzen des Datenfeldes reichen von Rechtswert 3.280.000 bis Rechtswert 3.930.000 und von Hochwert 5.230.000 bis Hochwert 6.110.000 des Gauß-Krüger-Koordinatensystems.

Die Daten zur mittleren jährlichen Sickerwasserrate aus dem Boden wurden dem Hydrologischen Atlas von Deutschland, Tafel 4.5 (Duijnsveld et al. 2003) entnommen und seitens der BGR digital zur Verfügung gestellt (BGR 2002). Der Datensatz beschreibt die räumliche Verteilung der Sickerwasserraten mit einer Rasterauflösung von 1 x 1 km<sup>2</sup> auf der geometrischen Bezugsbasis des ATKIS-DLM 1000.

## **Rezeptorkarte nach EUNIS Klassifikation**

Aus der Kombination von CLC 2006, der BÜK 1000 N und der regionalen Klimagliederung können vorherrschende Vegetationsgesellschaften abgeleitet und einem Biotoptyp nach EUNIS-Klassifikation<sup>2</sup> zugeordnet werden.

Derzeit liegt keine flächendeckende Karte der Rezeptoren auf Basis der EUNIS Klassifikation vor. Die Vegetationsklassifikation der CORINE Datenbank erweist sich als zu grob, um EUNIS Klassen mit hinreichend detailliertem Informationslevel direkt ableiten zu können. Daher wurden aus den 37 im deutschen CORINE Datensatz vorhandenen Klassen 17 ausgewählt, welche mit Blick auf potentielle Rezeptoren sinnvoll erscheinen. Für jede der genannten Klassen wurde eine Abschätzung getroffen, welche EUNIS Klasse unter Einbeziehung der Informationen aus der BÜK 1000 N Datenbank am wahrscheinlichsten ist. Dadurch wurde gewährleistet, dass Bodenchemische und hydrologische Aspekte in die Betrachtung einbezogen wurden. Die entstandene Zuordnungsmatrix umfasst 1224 Kombinationstypen, wobei 74 verschiedene EUNIS Klassen mit unterschiedlichem Detailgrad zugeordnet werden konnten. Die Zuordnungsmatrix liegt als Tabelle im MS Access Format vor. Die Flächendaten des CORINE und BÜK 1000 N Datensatzes wurden mit Hilfe eines GIS zusammengeführt und darüber hinaus mit dem Analyseraster verschnitten. Dadurch ist es möglich, für jede Analysezelle des Critical-Load-Datensatzes folgende Aussagen zu treffen: a) welche EUNIS Klassen sind möglich bzw. am wahrscheinlichsten und b) welche EUNIS Klasse ist flächendominant innerhalb einer Analysezelle. Der entstandene Datensatz wurde in eine ESRI Personal Geodatabase überführt, um die Zuordnungsmatrix anwenden zu können. Nachdem nun ungeeignete EUNIS Klassen (z.B. Strauchplantagen, Typ FB oder nicht ausdifferenzierte Habitatkomplexe, Typ X) ausgeklammert wurden, musste nur noch die

---

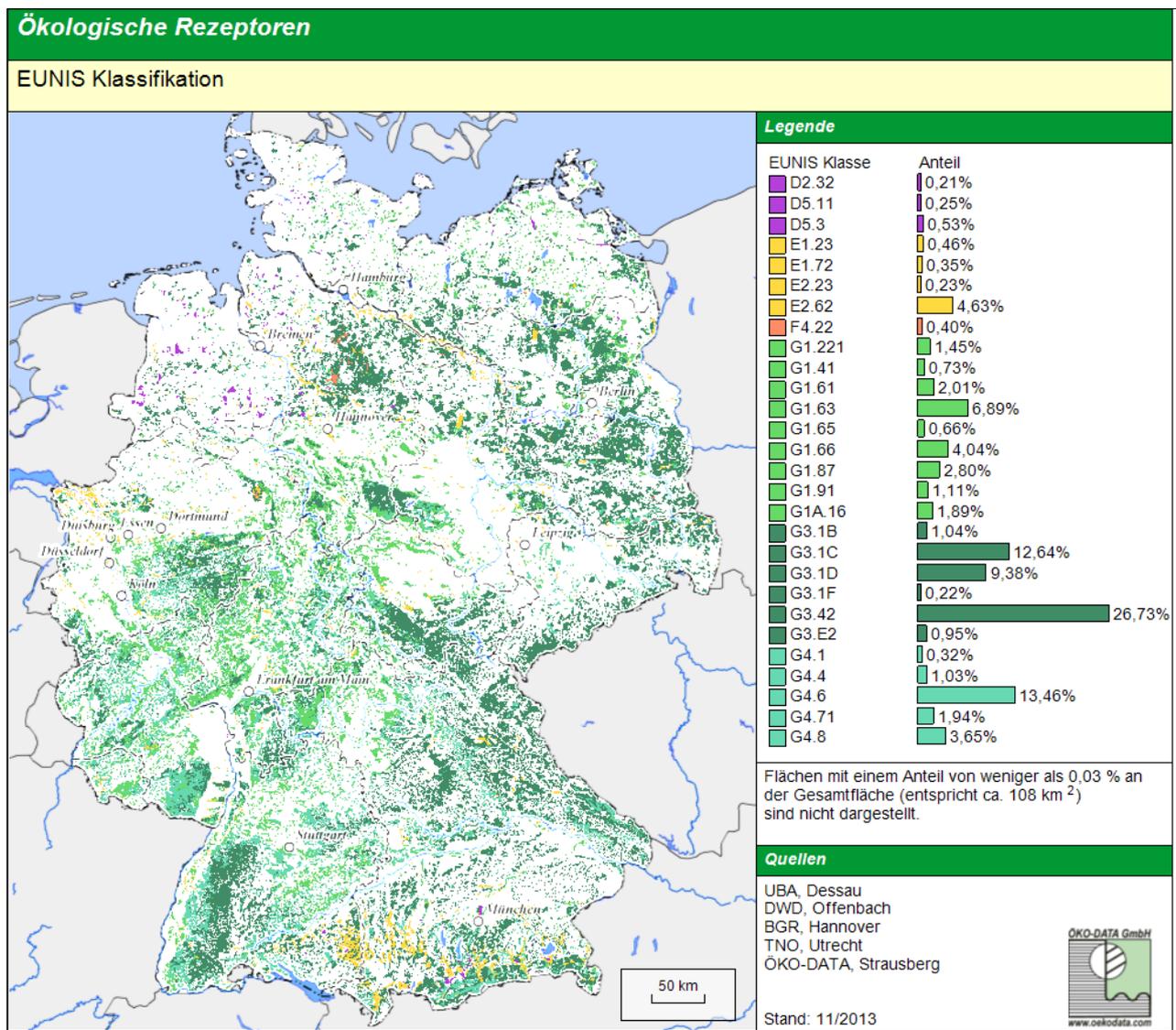
2 EUNIS: Europäische Klassifikation der Ökosysteme, European Nature Information System (EUNIS), siehe <http://eunis.eea.europa.eu>

EUNIS Klasse mit dem größten Flächenanteil identifiziert werden. Das Ergebnis dieser Modellierung ist in Abbildung 3 dargestellt.

### Schutzgebietsdaten

Die verwendeten Geo- und Sachinformationen zu den Schutzgebieten in Deutschland wurden vom Bundesamt für Naturschutz (BfN) zusammengestellt. Die zur Verfügung gestellte Datenbank (BfN 2012) enthält Angaben zu den unter Natura 2000 zusammengefassten Gebieten für den Habitatschutz (FFH-Gebiete bzw. im englischen Sprachraum SAC) und den Vogelschutz (SPA-Gebiete) mit Stand von 2012, sowie die Biosphärenreservate (Stand 2012), Naturparke (2013), Nationalparke (2012), Landschaftsschutzgebiete (2011) und Naturschutzgebiete (2011).

Abbildung 3: Ökologische Rezeptoren zur Critical-Load-Berechnung nach EUNIS-Klassifikation.



## Deposition von Luftschadstoffen

Der jährliche Eintrag von versauernden Luftschadstoffen ( $\text{SO}_x$ ,  $\text{NO}_x$  und  $\text{NH}_y$ ) sowie derer mit eutrophierender Wirkung ( $\text{NO}_x$  und  $\text{NH}_y$ ) wird mit den ökologischen Belastungsgrenzen verglichen, um Risiken für die Ökosysteme zu identifizieren. In die Critical-Load-Berechnung gehen ebenfalls Depositionswerte von basischen Kationen und Chlorid Ionen ein. Die Depositionsfrachten für die einzelnen Stoffgruppen und Jahre sind folgenden F+E-Projekten des Umweltbundesamtes (UBA) entnommen:

- 1990 FKZ 203 43 257/02 (Gauger 2005)
- 1995 bis 2003 FKZ 204 63 252 (Gauger et al. 2008)
- 2004 bis 2007 FKZ 3707 64 200, MAPESI (Gauger et al. 2011)
- 2008 und 2009 FKZ 3710 63 246, PINETI (dieses Projekt, Forschungsbericht Teil 1)

### 1.1.3 Massenbilanzmethode zur Berechnung der Critical Load zum Schutz vor Versauerung

Der Critical Load für den aktuellen Säureeintrag wird in Anwendung der Massenbilanzmethode entsprechend Manual (ICP Modelling & Mapping 2010) nach folgender Gleichung berechnet, die die wichtigsten Quellen und Senken berücksichtigt:

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

wobei:

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

$S$  = Schwefelverbindungen

$N$  = Stickstoffverbindungen

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

$Cl_{dep}$  = Rate der Deposition von Chloridionen [ $\text{eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ ], seesalzkorrigiert

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Da einige Senkenprozesse aus der Massenbilanz nur für den Stickstoff gelten (N-Pflanzenaufnahme und N-Immobilisierung), muss die maximal zulässige Deposition von Säurebildnern ohne diese formuliert werden, sodass der Grenzwert auch unter der Annahme gültig bleibt, dass allein Schwefelverbindungen eingetragen werden [ $CL_{max}(S)$ ].

Damit wird gewährleistet, dass die ermittelten Grenzwerte für Säureeinträge unter allen möglichen Depositionsbedingungen gelten und nicht die N-bezogenen Senkenprozesse für den Ausgleich von S-Einträgen herangezogen werden können:

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

Unter Berücksichtigung der für den Stickstoff zusätzlich zur Verfügung stehenden Senkenprozesse kann als Belastungsgrenze für Versauerung entsprechend auch der maximal zulässige Stickstoffeintrag ermittelt werden nach

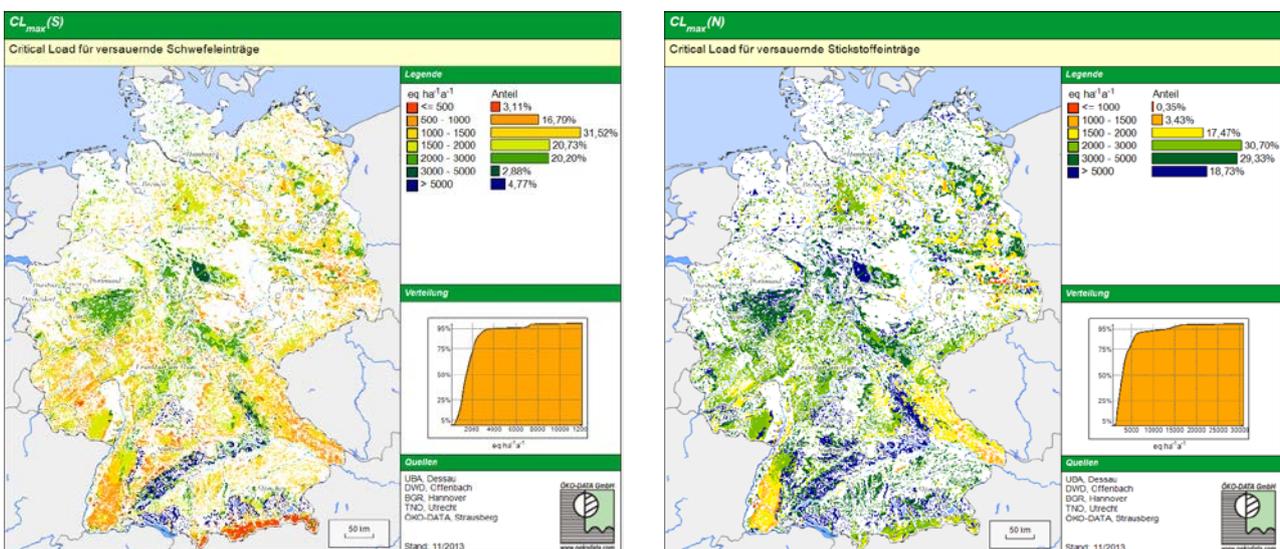
$$CL_{max}(N) = CL_{min}(N) + \frac{CL_{max}(S)}{1 - f_{de}}$$

mit:

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

$f_{de}$  = Denitrifikations-Faktor (siehe ICP Modelling & Mapping 2010)

Abbildung 4: Critical Load für den Säureeintrag in Schwefeleinheiten (links) und durch Stickstoffverbindungen (rechts)



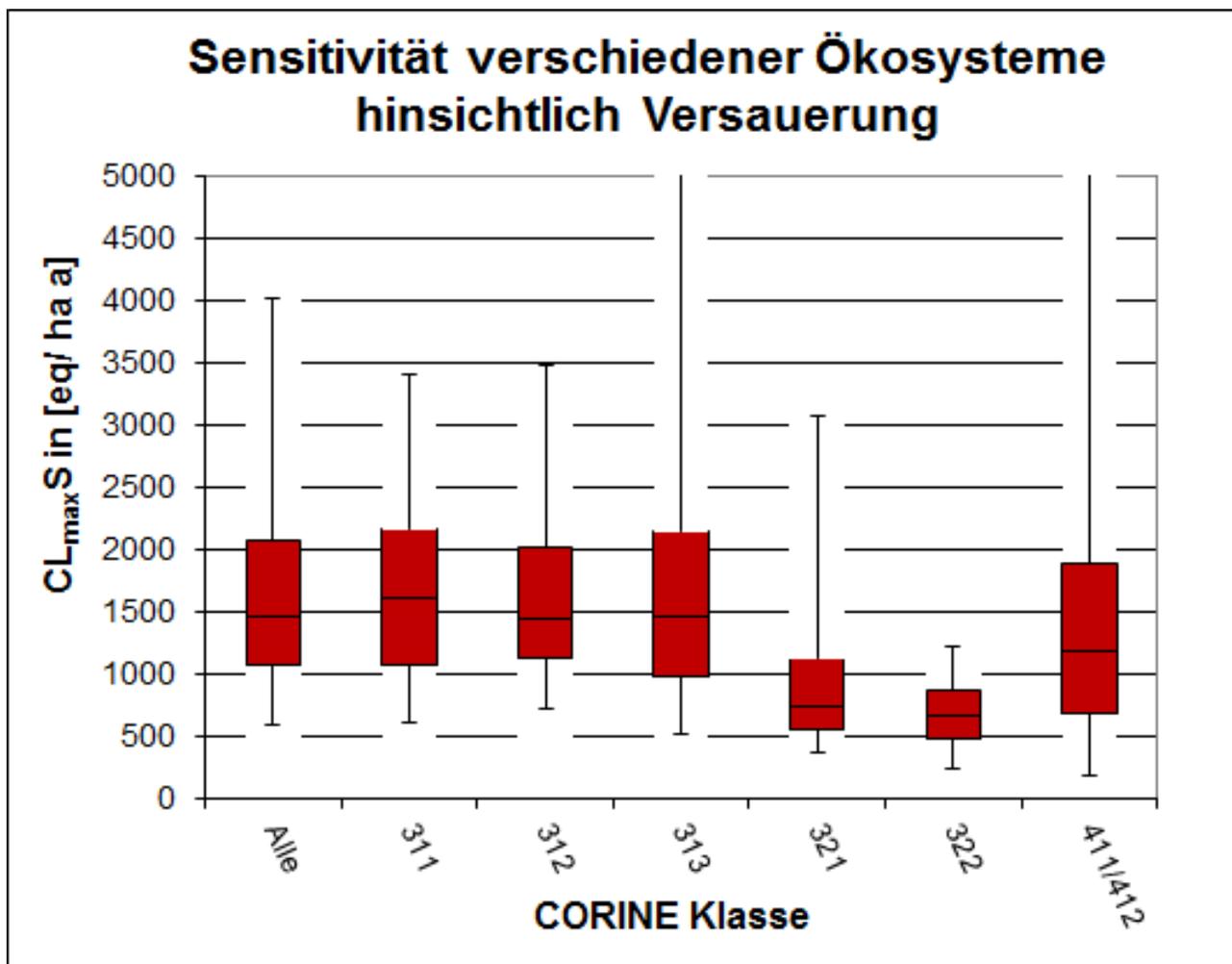
Die ökologischen Belastungsgrenzen sind in Äquivalenteinheiten angegeben. 1000 Äquivalente entsprechen etwa 16 kg Schwefel (als Sulfat) oder 14 kg Stickstoff. Die Critical Load für die versauernde Wirkung von Stickstoffeinträgen liegen etwas höher, da Anteile des Stickstoffs ja von der Vegetation als Nährstoff ökosystemverträglich aufgenommen werden. Solange die Quelle der Säureeinträge nicht eindeutig zu ermitteln ist, wird im Sinne des Vorsorgeprinzips der Critical Load in Schwefeleinheiten  $CL_{max}(S)$  als Belastungsgrenze verwendet (vgl. Abbildung 4).

Sind jedoch die Anteile von Schwefel- und Stickstoffverbindungen an der aktuellen Gesamtdosition von Säurebildnern z. B. eines Jahres bekannt – wie es aufgrund der Methoden der De-

positionserfassung für Deutschland in der Regel der Fall ist – wird die Critical-Load-Funktion gebildet (siehe Kapitel 1.1.5).

Da sich die Datengrundlagen seit der letzten Lieferung eines deutschen Critical-Load-Datensatz an das europäische Koordinierungszentrum im Jahr 2011 (Gauger et al. 2011) nicht verändert haben erfolgte keine Neuberechnung innerhalb dieses Projekts, die Datenbank wurde jedoch unter den neuen Aspekten der Belastungsbewertung für verschiedene Schutzziele einer erweiterten Analyse unterzogen.

Abbildung 5: Die Statistische Verteilung der Critical Load zum Schutz vor Versauerung für die verschiedenen CORINE Klassen



Die in Abbildung 5 gezeigte statistische Verteilung der Critical Load für Versauerung unterteilt in die verschiedenen CORINE Landnutzungsklassen ermöglicht eine Analyse hinsichtlich unterschiedlicher Empfindlichkeiten. Hierbei ist zu beachten, dass die Klasse 312 (Nadelwald) mit 51 % einen deutlich stärkeren Einfluss auf die Gesamtverteilung hat als die „Nicht-Waldtypen“ (321, 322, 411 und 412). Generell lässt sich eine leicht geringe Empfindlichkeit der reinen Laubwälder im Vergleich zu Nadelwäldern ausmachen. Die Mischwälder sind im Mittel leicht empfindlicher, allerdings liegt das 95er Perzentil bei über  $5 \text{ keq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Dies bedeutet, dass eine relativ große Anzahl an Mischwäldern in Bereichen mit niedriger Versauerungsempfindlichkeit liegt. Eine Ursache dafür ist möglicherweise das relative hohe

Aufkommen von Mischwäldern in der Schwäbischen und Fränkischen Alb, welche durch ihre Jura-Kalkböden Säureeffekte gut puffern können. Bei den „Nicht-Waldtypen“ erscheinen die Heiden und Moorheiden als relativ empfindlich während die Sümpfe und Torfmoore eher weniger sensibel wirken.

### 1.1.4 Massenbilanzmethode zur Berechnung der Critical Load zum Schutz vor Eutrophierung

Die nach Mapping Manual (ICP Modelling & Mapping 2010) zur Anwendung kommende Massenbilanz-Methode geht von folgendem Gleichgewicht der Ein- und Austräge aus:

$$N_{dep} = N_u + N_i + N_{le} + N_{de}$$

wobei:

$$N_{dep} = \text{Depositionsrate von Stickstoff [kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}\text{]}$$

$$N_u = \text{Netto-Stickstoff-Aufnahmerate mit der Vegetation [kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}\text{]}$$

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

$$N_{le} = \text{Tolerierbare Austragsrate von Stickstoff mit dem Sickerwasser [kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}\text{]}$$

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

Für alle Prozesse wird von vornherein angenommen, dass sie depositionsunabhängig formuliert werden können (Nagel & Gregor 1999). Andernfalls wäre eine iterative Berechnung des Critical-Load-Wertes bei sich ändernden Depositionen notwendig. Unter diesen Voraussetzungen entspricht  $N_{dep}$  dem Critical Load für den eutrophierenden Stickstoffeintrag, d. h. dem maximal zulässigen, akzeptablen Stickstoffdepositionswert  $CL_{nut}(N)$ , bei dem für das System keine schädlichen Veränderungen in Struktur und Funktion und keine Stickstoffübersättigung zu erwarten sind (vgl. Abbildung 6).

Die Höhe der Critical Load wird demzufolge von den natürlichen Eigenschaften der betrachteten Ökosysteme bestimmt. Die zulässige Stickstoffdeposition kann dabei als die Einstellung des Gleichgewichts zwischen Stoffein- und -austrägen beschrieben werden. Zeitweilige Abweichungen vom Gleichgewichtszustand sind nur tolerierbar, solange das System aus sich selbst heraus regenerationsfähig bleibt (quasi-stationärer Zustand).

Eine modellhafte Beschreibung des Stickstoffhaushalts von Ökosystemen unter diesen Bedingungen stellt die folgende Gleichung dar:

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

wobei:

$$CL_{nut}(N) = \text{Critical Load für eutrophierenden Stickstoffeintrag [kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}\text{]}$$

$$N_u = \text{Netto-Stickstoff-Aufnahmerate durch die Vegetation [kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}\text{]}$$

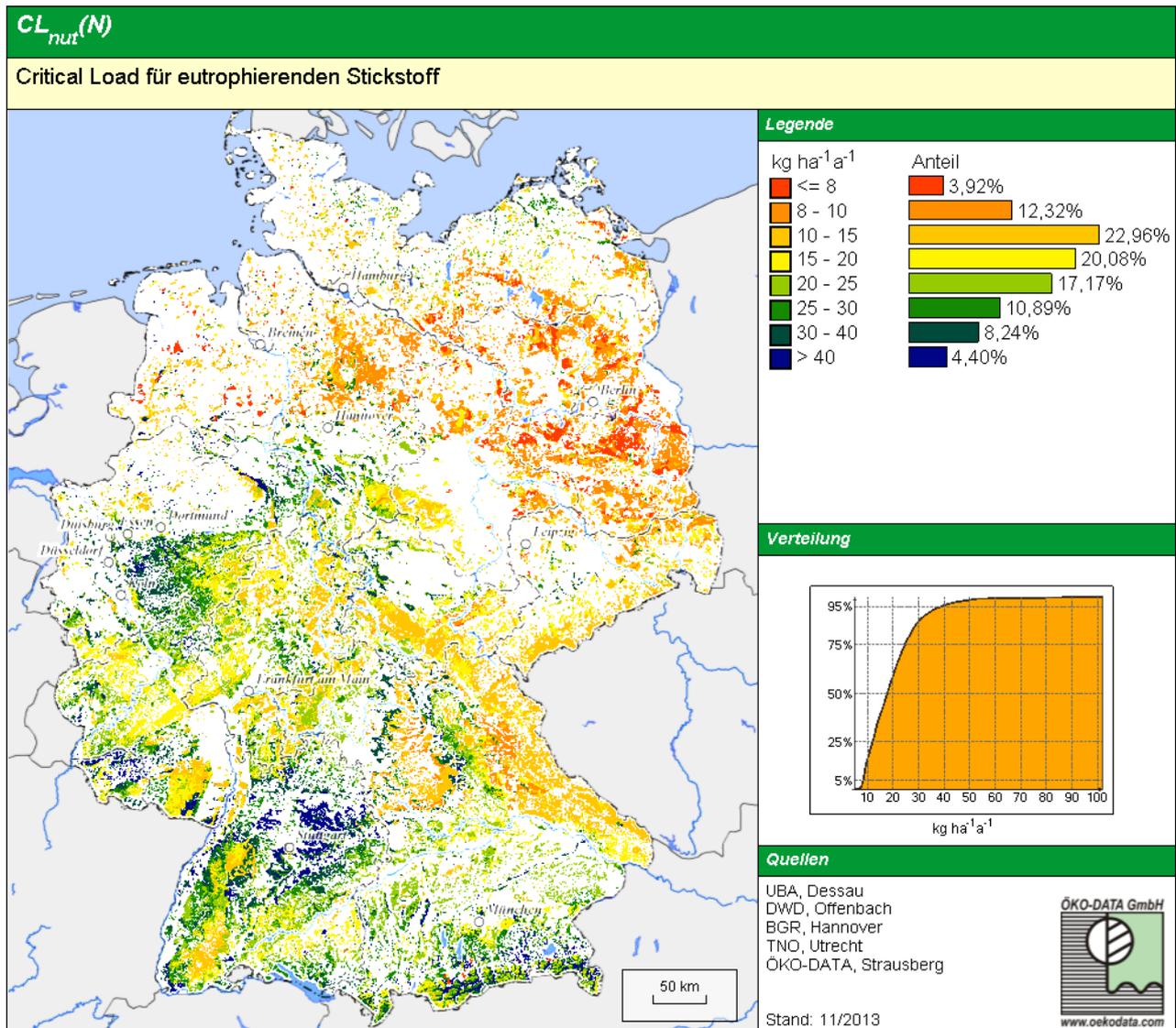
$$N_i = \text{Stickstoff-Immobilisierungsrate [kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}\text{]}$$

$$N_{le(acc)} = \text{tolerierbare Austragsrate von Stickstoff mit dem Sickerwasser [kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}\text{]}$$

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

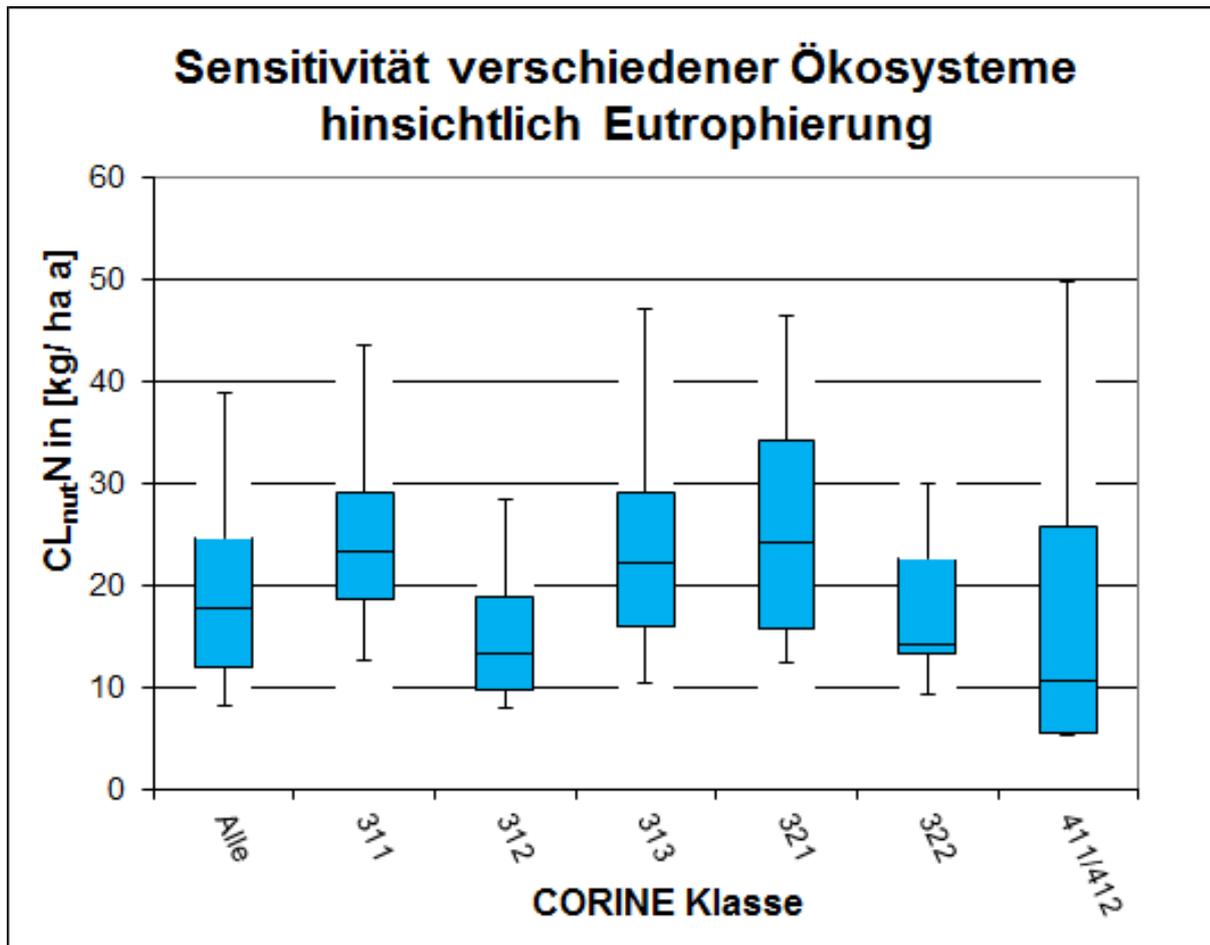
Ebenso wie bei der Versauerung erfolgte innerhalb dieses Projekts keine Neuberechnung der Critical Load für eutrophierenden Stickstoff sondern wurde auf den aktuellen Deutschen Datensatz (Gauger et al. 2011) zurückgegriffen, dieser jedoch einer erweiterten Auswertung unterzogen.

Abbildung 6: Critical Load für den eutrophierenden Stickstoff.



In Abbildung 7 ist in Analogie zur Versauerung die Empfindlichkeiten hinsichtlich der Eutrophierung unterteilt in CORINE Klassen dargestellt. Im Vergleich der Waldtypen ergibt sich eine etwas geringere Sensitivität der Laubwälder im Vergleich zu den Nadelwäldern. Die Gründe dafür sind allerdings zu komplex, um auf nationaler Maßstabsebene kausale Zusammenhänge formulieren zu können. Eine mögliche Ursache ist sicherlich die Dominanz von Nadelwäldern auf eher ertragsschwachen Böden (z.B. Sandböden in Ostdeutschland) und die damit verbundenen geringeren Ertrags- bzw. Stickstoffentzugsmengen. Bei den „Nicht-Waldtypen“ scheint das natürliche Grünland unempfindlicher gegenüber Eutrophierung zu sein als dies bei Heiden und Moorheiden, Sümpfen und Torfmooren der Fall ist.

Abbildung 7: Die Statistische Verteilung der Critical Load für Eutrophierung für die verschiedenen CORINE Klassen.



### 1.1.5 Ableitung der Critical-Load-Funktion

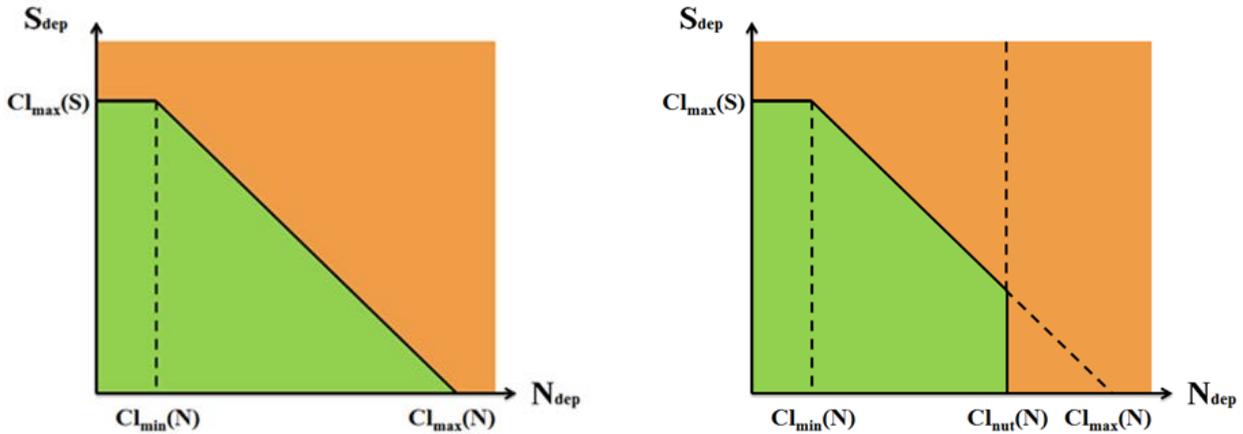
Wie gezeigt können die Wirkungen von Versauerung und Eutrophierung getrennt voneinander für die verschiedenen Ökosysteme betrachtet und die entsprechenden kritischen Belastungsgrenzen (Critical Load) für Säurebildner und eutrophierenden Stickstoff bestimmt werden. Zielführender ist jedoch, die versauernd wirkenden Einträge von Schwefel- und Stickstoffverbindungen sowie die Eutrophierungswirkung des Stickstoffs im Zusammenhang zu bewerten. Dadurch lassen sich dann auch notwendige Maßnahmen zur Senkung des Schadstoffeintrags effizienter ableiten. Mit Hilfe der berechneten Critical Load wird zu diesem Zwecke eine Critical-Load-Funktionen (CLF) generiert. Die Abbildung 8 zeigt den idealisierten Verlauf einer Critical-Load-Funktion.

Damit wird es möglich, eine schadstoffspezifische Bilanz bei der Überschreitung von Belastbarkeitsgrenzen zu generieren. Aus der Kenntnis der Eintragsraten von Schwefel und Stickstoff ergibt sich ein Depositionspunkt, aus dessen Lage zur Critical-Load-Funktion nun die Einhaltung oder Überschreitung der ökologischen Belastungsgrenzen ersichtlich wird (vgl. Abbildung 9 links).

Dazu wird die kürzeste Distanz vom aktuellen Depositionswert zur Critical-Load-Funktion ermittelt, die die „Exceedance“ und den Anteil von Schwefel- [Ex(S)] und Stickstoffverbindungen [Ex(N)] daran darstellt. Somit wird die Ableitung der effektivsten schadstoffspezifischen Minderungsmaßnahmen zum Schutz des Ökosystems gewährleistet (vgl. Abbildung 9 rechts). Ebenso

lassen sich Strategien zum Erreichen der Critical Load ableiten und die Anteile der dafür notwendigen Minderung der Schwefel- und / oder Stickstoffdeposition bestimmen.

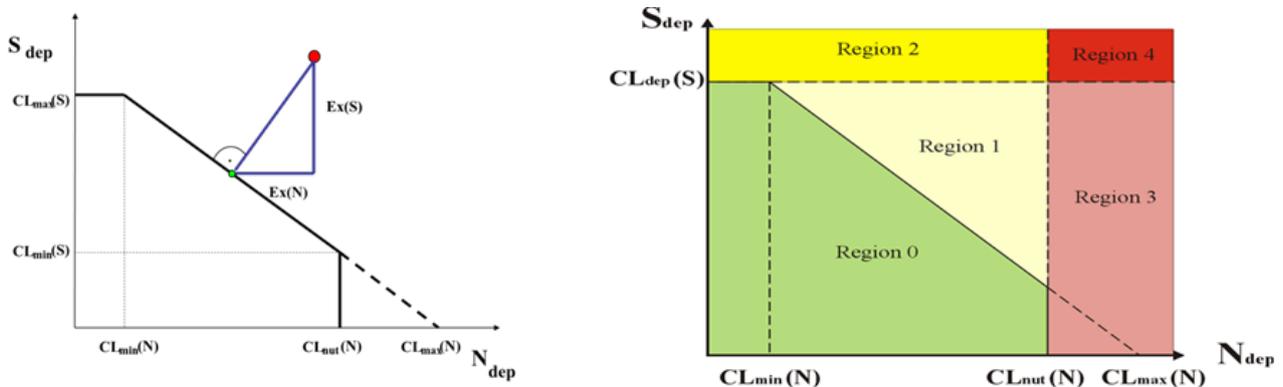
Abbildung 8: Grundformen der Critical-Load-Funktion für die Versauerung (links) und unter Einschluss der eutrophierenden Wirkung (rechts)



Für die Critical-Load-Funktion werden bestimmt:

- maximaler zulässiger Eintrag von versauernden Schwefelverbindungen  $CL_{max}(S)$ , der unter der Annahme errechnet wird, dass ausschließlich Schwefel- und keine Stickstoffverbindungen ( $N_{dep}=0$ ) zur Versauerung beitragen;
- Critical Load für den zulässigen versauernd wirkenden Stickstoffeintrag  $CL_{max}(N)$ , der analog zum maximalen Schwefeleintrag unter der Annahme bestimmt wird, dass ausschließlich Stickstoff zu den Versauerungsprozessen führt ( $S_{dep}=0$ );
- maximale Deposition von eutrophierenden Stickstoffverbindungen  $CL_{nut}(N)$ , wobei dieser Wert für den Fall  $CL_{nut}(N) < CL_{max}(N)$  die Funktion begrenzt;
- Wert für den minimal notwendigen Stickstoffeintrag  $CL_{min}(N)$ , da dieser als Nährstoff nicht völlig aus dem System herausgenommen und deshalb, anders als beim Schwefel, die Stickstoffdeposition nicht auf den Wert Null reduziert werden kann. Der Wert ergibt sich aus  $CL_{min}(N) = N_u + N_i$ .

Abbildung 9: Critical-Load-Funktion und deren Überschreitung (links) durch Schwefel-,  $Ex(S)$  sowie durch Stickstoffeinträge,  $Ex(N)$  und die daraus abgeleiteten Erfordernisse zur Minderung von Schadstoffeinträgen (rechts)



Region 0 = keine Minderungsmaßnahmen notwendig, Region 1 = wahlweise N und/oder S Minderung, Region 2 = zwingend Einträge von S mindern, Region 3 = Minderung von N-Einträgen erforderlich, Region 4 = Minderung von S- und N-Einträgen notwendig

## 1.2 Bewertung der Einträge von Luftschadstoffen im Vergleich zu den Critical Load

Die Einhaltung oder Überschreitung der Critical Load wird als ein Indikator für die Belastung der Ökosysteme durch Luftschadstoffe gesehen. Critical-Load-Überschreitungen (Exceedance) werden mittels der Critical-Load-Funktion ermittelt und als Jahreswerte kartiert sowie im zeitlichen Trend dargestellt. Dabei werden dem in der jeweiligen Rasterzelle von  $1 \times 1 \text{ km}^2$  vorhandenen Ökosystem (Rezeptor) die diesem Landnutzungstyp entsprechenden Depositionswerte zugeordnet. Wie in Kapitel 1.1.2 beschrieben wird für die weitere Betrachtung nur der flächendominante Rezeptor einbezogen. Eine ausführliche Beschreibung der Berechnung von landnutzungsabhängigen Stofffrachten ist dem Teilbericht 1 dieses Vorhabens zu entnehmen.

Mit den aktuellen Depositionsdaten des Jahres 2009 zeigt sich, dass die Critical Load für Versauerung in Deutschland nur noch auf wenigen Rasterzellen überschritten werden (vgl. Abbildung 10). Auf nahezu 85 % der Rezeptorfläche werden die Critical Load eingehalten und die Ökosysteme sind nicht mehr einem Versauerungsrisiko ausgesetzt.

Die Belastungsgrenzen für Eutrophierung bleiben demgegenüber auf etwa der Hälfte aller Rasterzellen überschritten, größtenteils im Bereich bis zu  $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ , auf 6 % jedoch deutlich darüber (vgl. Abbildung 11). Doch sind nur noch an wenigen Standorten so extrem hohe Überschreitungen der Belastbarkeitsgrenzen anzutreffen, wie es Anfang dieses Jahrhunderts noch der Fall war.

Grundsätzlich kann davon ausgegangen werden, dass die im deutschen Datensatz ausgewiesenen ökologischen Belastungsgrenzen die Ökosysteme langfristig und nachhaltig vor schädigenden Einflüssen schützen. Demzufolge bleibt ein vorrangiges Ziel, die Critical Load im nationalen Maßstab einzuhalten. Dort, wo die aktuellen Depositionen von Luftschadstoffen noch oberhalb der Belastungsgrenzen liegen, ist die Überschreitung zu vermindern und sind die Einträge weiter in Richtung auf die Belastbarkeitsgrenzen zu senken.

Abbildung 10: Überschreitung der Critical Load für Versauerung durch die Schwefel- und Stickstoffeinträge im Jahr 2009

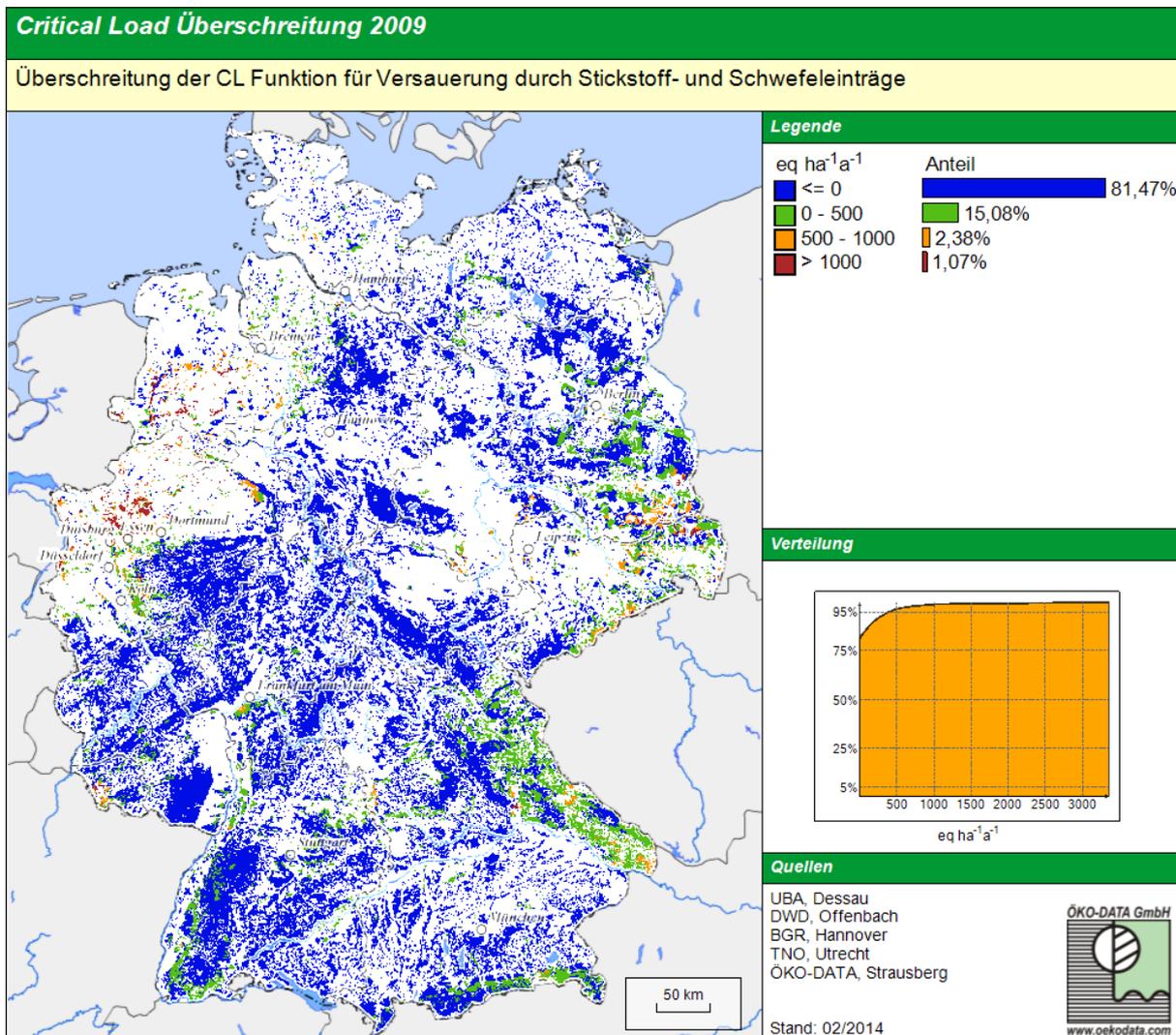
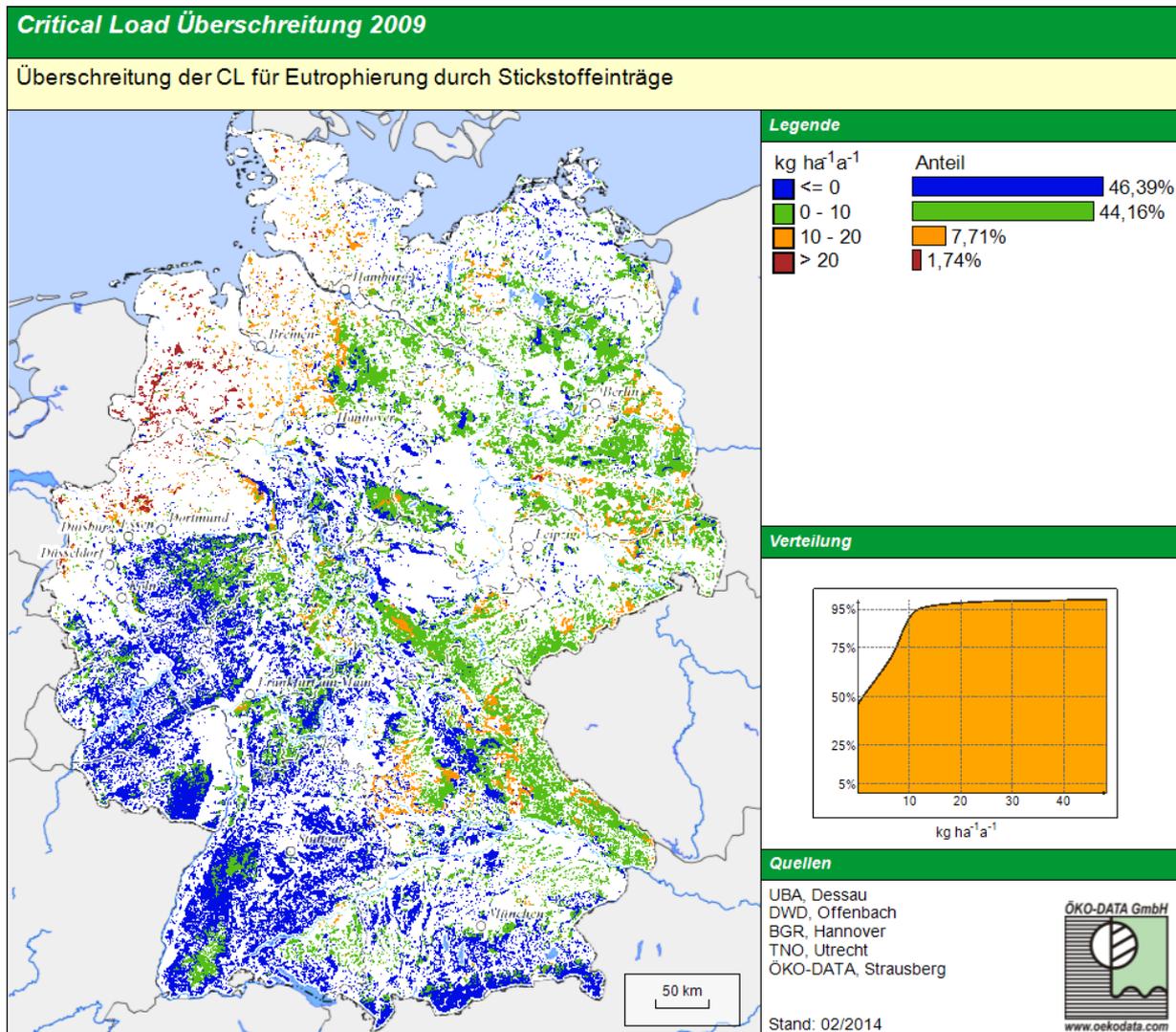


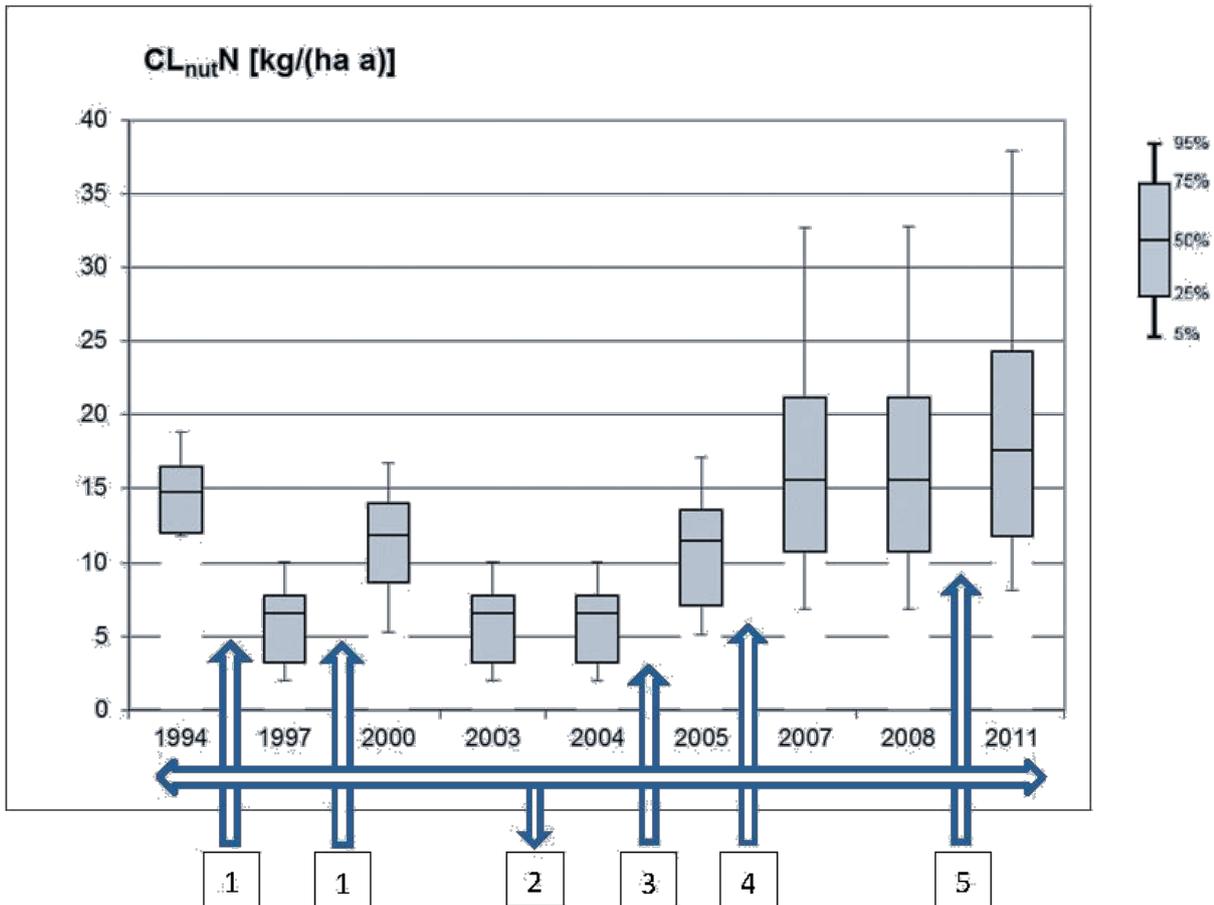
Abbildung 11: Überschreitung der Critical Load für eutrophierenden Stickstoff durch die Einträge im Jahr 2009



Um die Fortschritte bei der Luftreinhaltung verfolgen und hinsichtlich ihres Beitrags zum Naturschutz bewerten zu können wird der Anteil von gefährdeten Ökosystemen (area at risk) und die die Höhe der Critical-Load-Überschreitung (skaliert in Überschreitungsklassen) im zeitlichen Verlauf dargestellt. Unter Verwendung des nationalen Critical-Load-Datensatz sind diese Zeitreihenvergleiche jedoch mit der Einschränkung zu versehen, dass im Beobachtungszeitraum von 1990 bis 2009 sich verschiedene methodische Veränderungen ergeben haben. So beeinflussen neben den verminderten Einträgen auch Änderungen bei der Depositionmodellierung (siehe Teilberichte 1 bis 3 dieses Vorhabens) und aktualisierte Critical Load die Ergebnisdarstellung.

Die Critical Load sollen per Definition immer den aktuellen Stand des Wissens bzw. die neuesten Grundlegendaten widerspiegeln (...according to present knowledge). Daher hat es auch eine Reihe von Veränderungen bei der Critical-Load-Berechnung gegeben, die beispielhaft für  $CL_{nut}(N)$  in Abbildung 12 zusammengefasst sind.

Abbildung 12: Auswirkungen aktualisierter Daten und veränderter Berechnungsmethoden auf die Critical Load für eutrophierenden Stickstoff

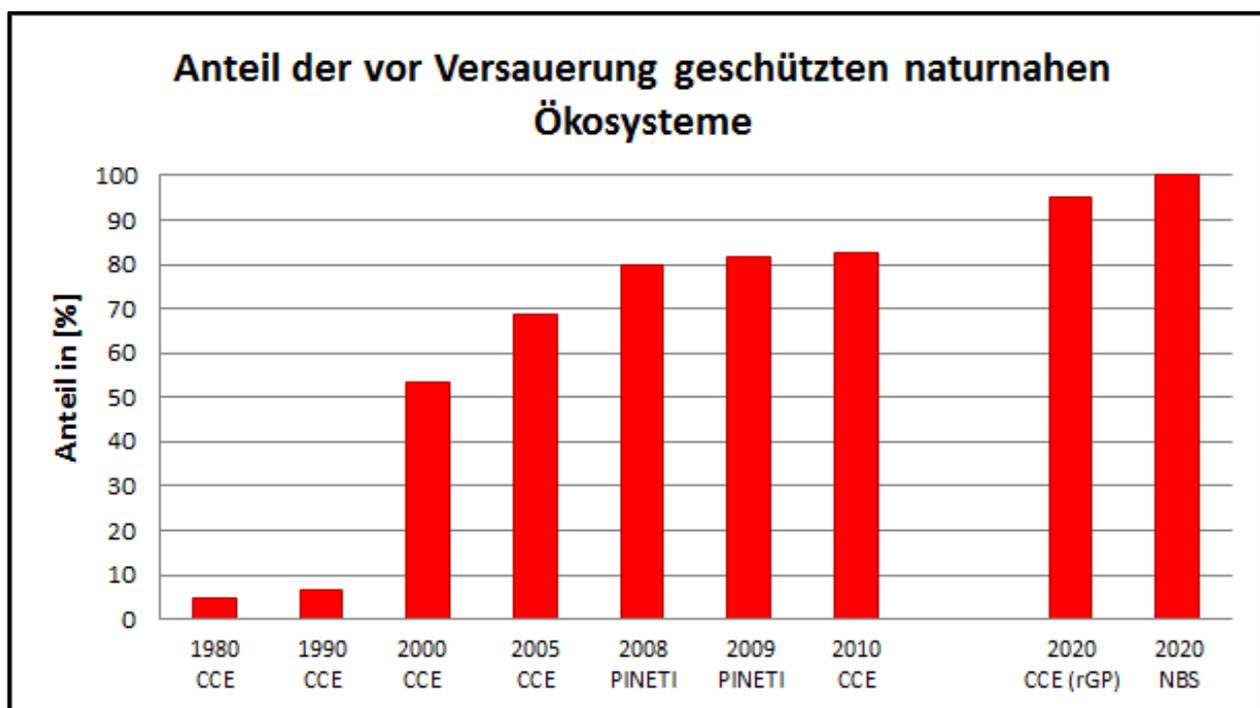


- 1 Einführung einer neuen Landnutzungskarte, erstellt am Institut für Navigation der Universität Stuttgart.
- 2 In die Berechnung der Critical Load gehen die langjährige Mittel von Temperatur und Niederschlag ein, verwendet wurden die DWD Daten zum 30jährigen Mittel für die Perioden 1961-1990 (bis 2000), 1971 - 2000 (2001 bis 2010) und 1981 - 2010 (ab 2011).
- 3 Veränderung bei der Festlegung von Stickstoff ( $N_w$ ) durch neue Werte für die Elementgehalte in der Biomasse (Jacobson et al. 2002, Mapping Manual Seite V-14).
- 4 Festlegung neuer kritischer Stickstoffkonzentrationen im Sickerwasser und dadurch Veränderung des tolerierbaren Austrags von Stickstoff  $N_{le(acc)}$ , Manual Seite V-11), Verwendung der CORINE 2000 Landnutzungskarte.
- 5 Verwendung der nutzungsdifferenzierten Bodenübersichtskarte für Deutschland (BÜK 1000 N) und daraus resultierend eine Neuberechnung der Verwitterungsrate ( $BC_w$ ) und des Denitrifikationsfaktors ( $f_{de}$ ), Verwendung der CORINE 2006 Landnutzungskarte.

Trotz dieser methodischen Inkonsistenz bei den Zeitreihen spiegeln diese doch den Trend hinsichtlich abnehmender Schadstoffeinträge in die Ökosysteme wider. Wenn z.B. die mittlere Stickstoffdeposition in Deutschland nach den nationalen Modellierungen von  $35 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  im Jahr 1990 auf  $18 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (2009) abgenommen hat (nach dem europäischen EMEP Modell von  $25 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  auf  $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ), so resultieren überwiegend daraus die Fortschritte beim Anteil der Ökosysteme, deren Belastungsgrenzen nicht mehr überschritten sind. In zukünftigen Forschungsvorhaben sollte jedoch auch eine Rückrechnung auf vergangene Zeiträume beauftragt werden, damit Ursache-Wirkungsbeziehungen noch eindeutiger dargestellt werden können.

Um den sich aus den nationalen deutschen Daten ergebenden Trend zu verifizieren wurden die Ergebnisse aus diesem Vorhaben für die Jahre 2008 und 2009 in eine Zeitreihe integriert, die das Coordination Center for Effects (CCE) zur 32. Beratung des Exekutivorgans zur Luftreinhaltekonvention im Dezember 2013 vorgelegt hat (ECE/EB.AIR/2013/8). Das CCE ist das internationale Critical-Load-Datenzentrum der Genfer Luftreinhaltekonvention. Grundlage der CCE-Berechnungen sind zum einen die von den Nationalen Programmzentren berichtete, nationalen Critical Load (dabei handelt es sich also um die gleiche Datengrundlage, wie bei den in dieser Studie verwendeten CL-Daten). Zum anderen verwendet man modellierte Schad- bzw. Nährstoffeinträgen des European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP) die auf Basis aktueller Emissions- und Meteorologiedaten für ganz Europa in einem 50 x 50 km<sup>2</sup> Gitternetz regelmäßig auch in konsistenten Zeitreihen ermittelt werden. Danach ergaben sich für den Anteil der vor Versauerung geschützten Ökosysteme 82,5 % nach CCE (2010) und 80 % (2008) bzw. 82 % (2009) im vorliegenden PINETI Projekt (vgl. Abbildung 13). Das CCE erwartet aus der Umsetzung des revidierten Göteborg-Protokolls (rGP) bis 2020 für Deutschland, dass etwa 95 % der Ökosysteme vor Versauerung geschützt werden, das kommt der nationalen Verpflichtung zum Schutz der Biodiversität (NBS) nahe.

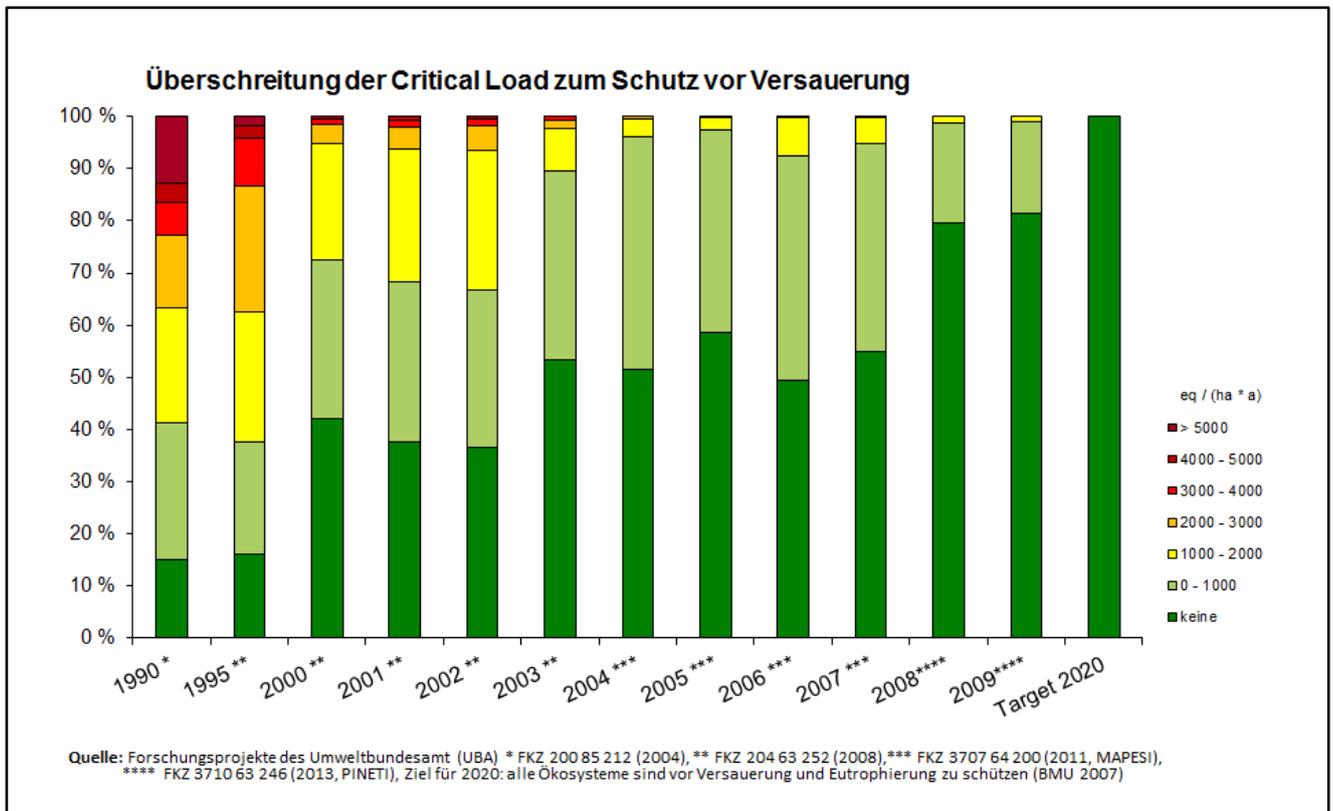
Abbildung 13. Flächenanteil ohne Überschreitung der Critical Load für Versauerung im zeitlichen Trend nach den Daten des CCE (2013) und PINETI



Die aus mehreren Forschungsprojekten zusammengestellte nationale Zeitreihe zur Einhaltung oder Überschreitung der Critical Load bekräftigt trotz der erwähnten methodischen Differenzen bei der Critical-Load – und Depositionsmodellierung die großen Fortschritte, die beim Schutz vor Versauerung in den letzten Jahrzehnten erreicht wurden. Ein Versauerungsrisiko ist nur noch auf etwa 15 % der Rezeptorfläche zu verzeichnen. Waren zwischen 1990 und 1995 etwa 60 % der Ökosysteme mit mehr als 1000 eq ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> überlastet trifft dies 2009 nur noch auf 1 % der Fläche zu (vgl. Abbildung 14). Allerdings ist das Ziel der Nationalen Strategie zum Schutz der Biologischen Vielfalt (BMU 2007) bis zum Jahr 2020 alle Ökosysteme vor dem Risiko

einer Versauerung zu schützen. Dem steht entgegen, dass es in den letzten Jahren keine weitere Verbesserung erreicht wurde, sondern die Entwicklung seit 2008 stagniert. Hauptsächliche Ursache dafür ist, dass der zur Versauerung ebenfalls beitragende Stickstoffeintrag nicht in dem Maße vermindert wurde, wie dies bei den Schwefelverbindungen gelang.

Abbildung 14: Überschreitung der Critical Load für Versauerung im zeitlichen Trend nach nationalen Daten



Beim Anteil der Ökosysteme, die nicht mehr dem Risiko einer Eutrophierung ausgesetzt sind, ergeben sich nach den nationalen Berechnungen etwas bessere Ergebnisse, als vom CCE angegeben. Im europäischen Datensatz kommt das CCE für Deutschland 2010 auf einen Anteil von 46 % geschützter Ökosysteme, während der PINETI-Datensatz etwa 48 % für 2008 und 46 % für 2009 ausweist. Die CCE-Prognose für 2020 nach dem revidierten Göteborg-Protokoll ist mit 54 % Rezeptorfläche, auf denen die Critical Load eingehalten werden, deutlich von der nationalen Zielstellung eines kompletten Ökosystemschutz entfernt (vgl. Abbildung 15).

Nach den nationalen Daten ist zwar der Anteil von Ökosystemen, die mit mehr als 10 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr über den Critical Load hinaus belastet werden von fast 90 % im Jahr 1990 auf unter 6 % im Jahr 2009 gesunken, doch bleiben auf der Hälfte aller Flächen die Belastungsgrenzen überschritten. Allerdings gab es einen deutlichen Trend zur Verbesserung des Schutzstatus. So waren 1990 erst auf weniger als 1 % der Flächen die Critical Load eingehalten, dieser Anteil stieg auf fast 25 % im Jahr 2005 und weiter auf 50 % im Jahr 2009. Wie in Abbildung 12 gezeigt wird, liegen größere Veränderungen der Critical Load eher vor dem Jahre 2007. Die in Abbildung 17 gezeigten Unterschiede der Critical-Load-Überschreitung für die Jahre 2007 und 2008/2009 werden also in erster Linie durch Änderungen der Deposition verursacht.

Die Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt (BMU 2007), mit der die internationale Konvention zum Schutz der Biodiversität (CBD) für Deutschland umgesetzt wird, verlangt auch hier, dass bis 2020 alle Ökosysteme vor dem Risiko einer weiteren Eutrophierung zu bewahren sind. Dieses Ziel wird ohne zusätzliche Maßnahmen zur Verminderung der Stickstoffemissionen nicht zu erreichen sein (vgl. Abbildung 16).

Abbildung 15: Flächenanteil ohne Überschreitung der Critical Load für Eutrophierung im zeitlichen Trend nach den Daten des CCE (2013) und PINETI

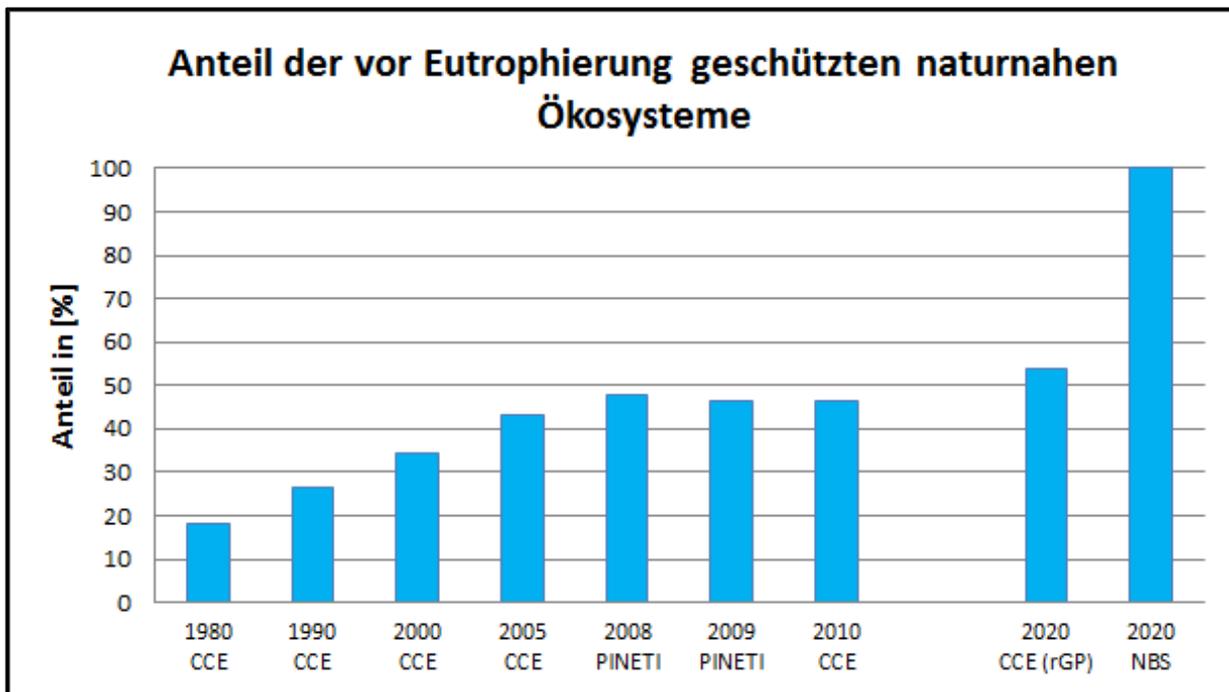
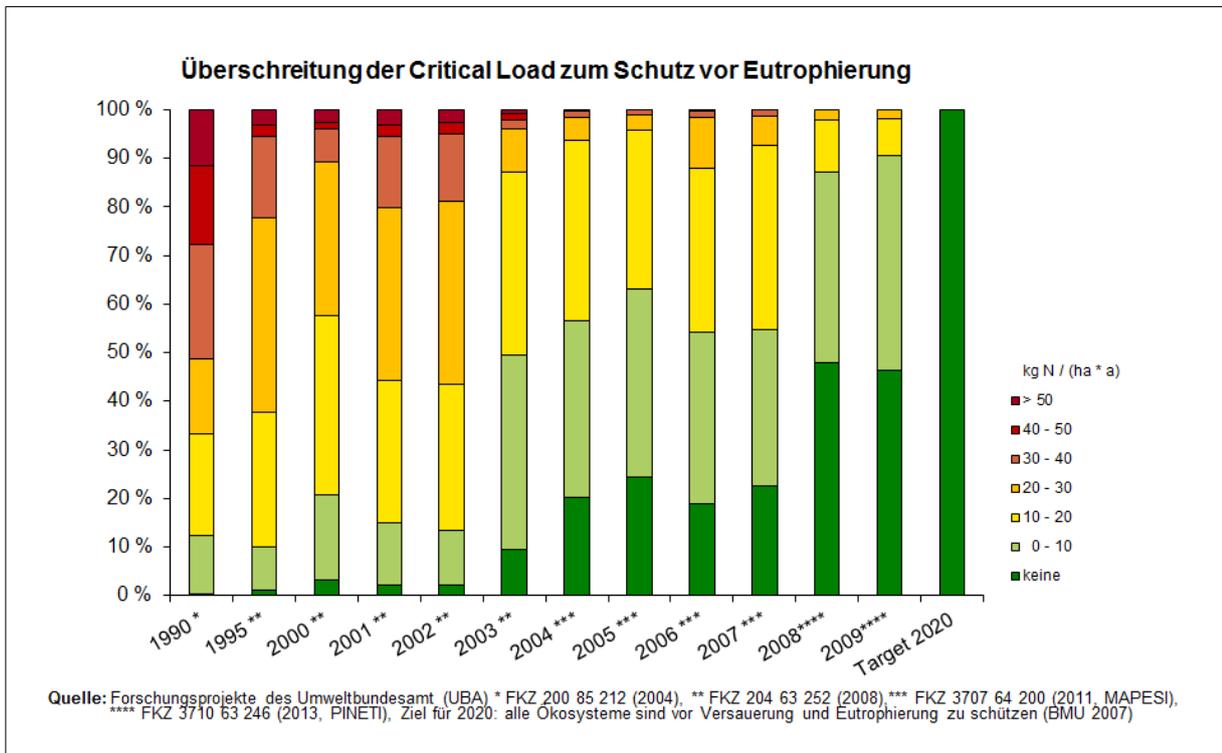


Abbildung 16: Überschreitung der Critical Load für Eutrophierung im zeitlichen Trend nach nationalen Daten



## **2 Entwicklung von Indikatoren zur Bewertung der ökosystemspezifischen Gefährdung von Natura 2000 Gebieten durch atmosphärische Stoffeinträge auf Basis der Critical Load (Indikatorentwicklung)**

### **2.1 Möglichkeiten zur Bestimmung von Critical Load für Natura 2000 Gebiete**

Mit dem Inkrafttreten der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (FFH-Richtlinie 92/43/EWG) zur "Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen" im Juni 1992 ist erstmals ein umfassendes rechtliches Instrumentarium zum Lebensraum- und Artenschutz in der Europäischen Union geschaffen worden. Ein wesentliches Element ist das Schutzgebietsystem Natura 2000, welches auch die Gebiete nach der Vogelschutzrichtlinie (Richtlinie 79/409/EWG) zur "Erhaltung der wildlebenden Vogelarten" mit umfasst.

Das Ziel der Ausweisung des Natura 2000 Netzes und der artenschutzrechtlichen Bestimmungen beider Richtlinien ist der Erhalt und die Wiederherstellung der biologischen Vielfalt in der Europäischen Union. Darunter wird sowohl die Bewahrung als auch die Wiederherstellung eines "günstigen Erhaltungszustands der natürlichen Lebensräume und wildlebenden Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse" (FFH-Richtlinie) verstanden. In der Vogelschutzrichtlinie wird zudem die Wiederherstellung und Neuschaffung von Lebensstätten gefordert.

In Deutschland sind 4.617 FFH-Gebiete mit einer Fläche von 5.445.233 ha ausgewiesen. Der terrestrische Anteil daran beträgt 3.323.072 ha, was einem Flächenanteil von 9,3 % entspricht. Des Weiteren sind 740 Vogelschutzgebiete (SPA) auf insgesamt 5.995.781 ha unter diesen speziellen Schutz gestellt (Meldestand 30.10.2012).

Eine Gefährdung für die Integrität terrestrischer Ökosysteme ist der übermäßige Eintrag von Schad- und Nährstoffen aus der Luft. In Kapitel 1 erfolgte daher eine Beurteilung des aktuellen Stoffeintrags anhand des nationalen Critical-Load-Datensatzes. Die darin enthaltene Critical Load sind Vorsorgewerte, bei deren Einhaltung oder Unterschreitung auch langfristig signifikante schädliche Effekte an den Ökosystemen ausgeschlossen sind. Ihre Berechnung beruht auf national einheitlichen Datengrundlagen. Dem internationalen Methodenhandbuch und den empirischen Critical Load entsprechend ist die darin berücksichtigte Differenzierung der Ökosysteme relativ grob, indem beispielweise nur zwischen Laub-, Nadel- und Mischwald unterschieden wird. Auch werden 8 der 12 in die Critical-Load-Berechnung eingehenden Parameter ausschließlich von den abiotischen Standortfaktoren bestimmt, nur 4 beziehen sich auf die Vegetation (vgl. Tabelle 2).

Anders ist es bei den FFH-Gebieten, wo die spezifische Ausprägung einer Vegetationsgesellschaft (Lebensraumtyp) geschützt werden soll. Aufgrund der somit genau bekannten Schutzziele kann sich für FFH-Gebiete ein abweichender Critical Load ergeben, wenn die Berechnung der Belastungsgrenzen für einen Lebensraumtyp mit gebietspezifischen Daten erfolgt.

Ein Ziel des PINETI-Vorhabens war es daher, verschiedene Methoden zur nationalen Bewertung der derzeitigen Belastung der Natura 2000 Gebiete durch den Eintrag von Luftschadstoffen zu untersuchen. Hierzu wurden drei methodische Ansätze verfolgt.

Eine erste, relativ einfache Möglichkeit ist, für die Natura 2000 Gebiete diejenigen Critical-Load-Daten aus den nationalen Rasterdatensatz von 1 x 1 km<sup>2</sup> auszuschneiden, die innerhalb der Gebietskulisse der FFH-Gebiete liegen (siehe Kapitel 2.2).

Eine Neuberechnung der Critical Load für ein FFH-Gebiet als zweite Möglichkeit bietet sich dann an, wenn ein einziger spezieller Schutzzweck definiert wurde, wie zum Beispiel der Erhalt alter Buchenwälder als UNESCO-Welterbe (siehe Kapitel 2.3).

Tabelle 2. Ableitung der Eingangsgrößen für die Critical-Load-Berechnung

Term in der CL-Gleichung	abgeleitet aus: abiotischen Standortfaktoren	abgeleitet aus: Vegetation (biotisch)
Temperatur	T	
Versickerungsrate / Niederschlag	PS	
Deposition basischer Kationen und Chlorid Ionen	BC*dep / Cl*dep	
Verwitterungsrate basischer Kationen	BCw	
Aufnahme / Festlegung basischer Kationen in der Biomasse		Bcu
Aufnahme / Festlegung von Stickstoff in der Biomasse		Nu
Stickstoffimmobilisierung	Ni	
Denitrifikation	Nde / fde	
Tolerierbarer Austrag von Stickstoff mit dem Sickerwasser		Nle(acc)
Austrag von Säureneutralisationskapazität nach		
kritischem pH-Wert	ANCle(crit) (Manual Gleichung 5.36)	
kritischer Mobilisierung von Aluminium Ionen	ANCle(crit) (Manual Gleichung 5.34)	
kritischem Verhältnis von basischen Kationen zu Aluminium Ionen		ANCle(crit) (Manual Gleichung 5.31)

In der Regel haben die FFH-Gebiete jedoch mehr als ein einziges Schutzziel. In den FFH-Meldebögen sind mehrere zu schützende Lebensraumtypen (LRT) ausgewiesen, für die langfristig ein guter ökologischer Erhaltungszustand zu gewährleisten ist. Um auch für diese Gebiete Risiken durch den Eintrag von Luftschadstoffen zu ermitteln, wurden LRT-spezifische Critical Load verwendet und den Natura 2000 Gebieten zugeordnet (siehe Kapitel 2.4).

Die nach diesen drei Methoden ermittelten Critical Load lassen im Vergleich mit gegenwärtigen oder zukünftigen Schadstoffeinträgen dann eine Risikobewertung zu. Die Einhaltung der Critical Load ist dann wiederum Voraussetzung, dass ein guter ökologischer Zustand des Gebiets dauerhaft gewährleistet werden kann.

## 2.2 Übertragung der nationalen Critical-Load-Daten auf Natura 2000 Gebiete

Eine spezifische Betrachtung der nur auf die Natura 2000 Gebiete zutreffenden Critical Load ergibt sich, wenn die CL-Werte der unter Schutz gestellten Flächen aus dem deutschen Datensatz herausgefiltert werden. Dazu wird eine Maske über den nationalen Datensatz gelegt, wodurch nur noch CL-Werte von Rasterzellen angezeigt werden, die gleichzeitig auch FFH-Gebiet sind (vgl. Abbildung 17 und Abbildung 18). Danach verbleiben vom gesamten deutschen CL-Datensatz, der 124.869 Rasterzellen mit einer Fläche von 112.532 km<sup>2</sup> umfasst, noch 51.171 Rasterzellen für die FFH-Gebiete übrig. Diese Selektion hat allerdings kaum Einfluss auf die statistische Verteilung der Sensitivitätsstufen. Eine Arbeitshypothese, dass FFH-Gebiete sich durch

besonders niedrige Critical Load im deutschen Datensatz auszeichnen, kann also verworfen werden. Die Verteilung der Empfindlichkeit gegenüber Stickstoffeinträgen unterscheidet sich wenig, wenn der Gesamtdatensatz und der auf FFH-Gebiete reduzierte miteinander verglichen werden. Es ist also davon auszugehen, dass der Gesamtdatensatz auch die FFH Gebiete hinsichtlich ihrer Empfindlichkeit gegenüber Schadstoffeinträgen gut repräsentiert (vgl. Tabelle 3). Eine genauere Analyse der Belastungssituation für FFH-Gebiete erfordert daher eine Neuberechnung der Critical Load (siehe Kapitel 2.3 und 2.4).

**Tabelle 3: Sensitivitätsklassen der Critical Load für eutrophierenden Stickstoff im deutschen Datensatz (DDS) und in Natura 2000 Gebieten.**

Klasse	Anteil im DDS [%]	Anteil bei Natura 2000 Gebieten
bis zu 10 kg	16,3	12,8
10 bis 15 kg	22,9	20,7
15 bis 20 kg	20,1	21,3
20 bis 25 kg	17,1	17,9
über 25 kg	23,6	27,3

Abbildung 17: Critical Load für versauernde Einträge in Natura 2000 Gebieten

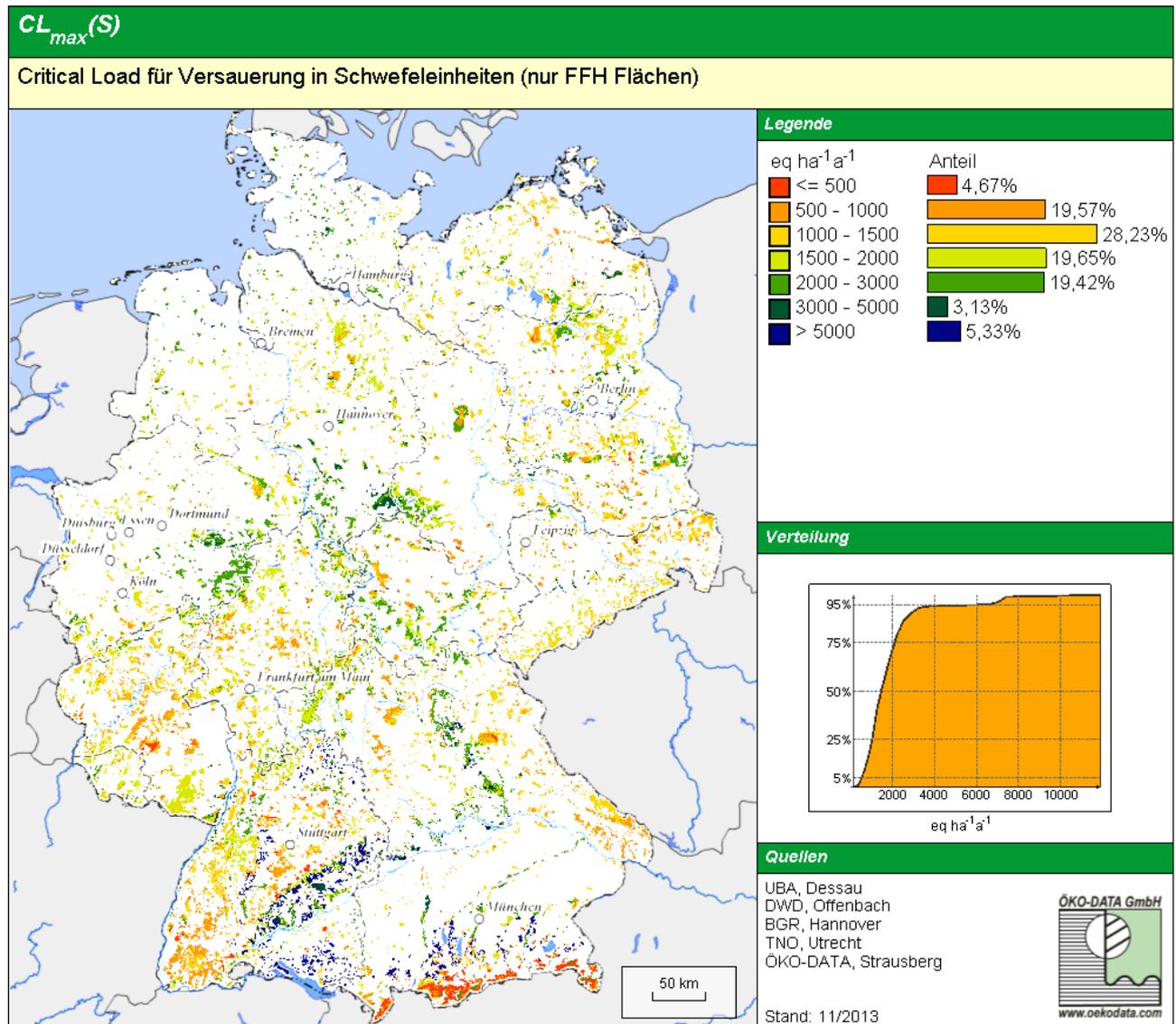
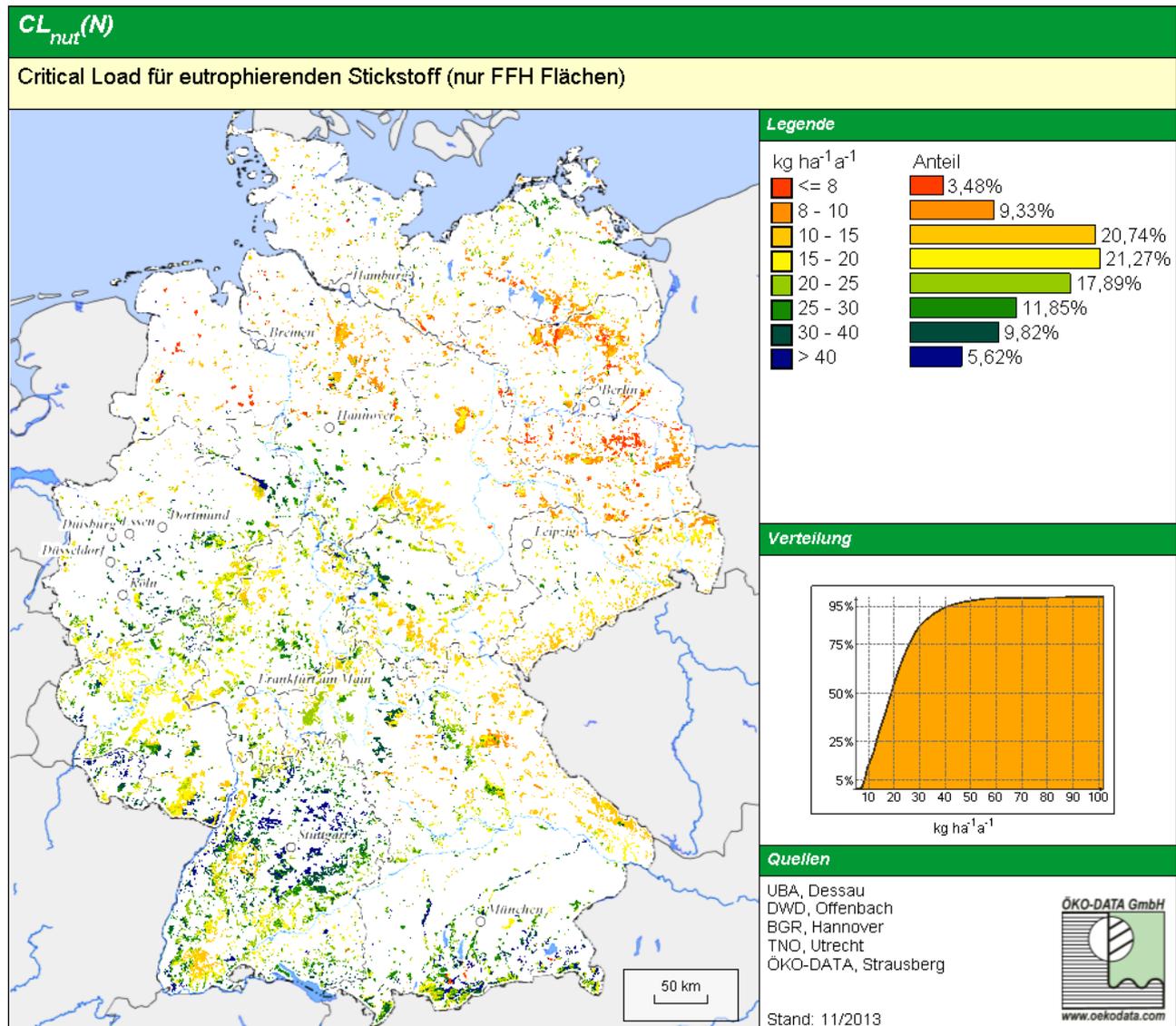


Abbildung 18: Critical Load für eutrophierenden Stickstoff in Natura 2000 Gebieten



## 2.3 Critical Load bezogen auf den Schutzstatus der Natura 2000-Gebiete

### 2.3.1 Standortspezifische Anwendung der Massenbilanzmethode

Wenn für ein Natura 2000-Gebiet das Schutzgut eindeutig definiert ist, lassen sich darauf bezogen Critical Load nach der Massenbilanzmethode entsprechend Mapping Manual (ICP Modelling & Mapping 2010, siehe Kapitel 1.1) berechnen. Dies trifft für die 5 deutschen Buchenwaldstandorte zu, die am 25.06.2011 in die Liste des UNESCO Welterbes (UNESCO World Heritage) aufgenommen wurden.

Deutschland liegt im Zentrum des europäischen Verbreitungsgebiets der Buchenwälder und verfügt über alte naturnahe Standorte. Bei den in das Welterbe aufgenommenen handelt es sich um fünf ausgewählte Waldflächen in nachfolgenden Schutzgebieten (vgl. Abbildung 19):

- Nationalpark Jasmund (Mecklenburg-Vorpommern)
- Serrahn im Müritz-Nationalpark (Mecklenburg-Vorpommern)
- Grumsin im UNESCO-Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin (Brandenburg)
- Nationalpark Hainich (Thüringen)
- Nationalpark Kellerwald-Edersee (Hessen).

Diese Gebiete repräsentieren die wertvollsten Relikte großflächiger naturbelassener Buchenwälder in Deutschland. Sie ergänzen hervorragend das bestehende UNESCO-Weltnaturerbe Buchenurwälder der Karpaten, mit denen die deutschen Gebiete nun eine gemeinsame Stätte bilden. Seit 2007 sind zehn Teilgebiete in der Slowakischen Republik und der Ukraine als Weltnaturerbe „Primeval Beech Forests of the Carpathians“ von der UNESCO anerkannt. Diese repräsentieren überwiegend den Typ der Gebirgsbuchenwälder. Mit der Erweiterung um die Buchenwälder in Deutschland kommen nun auch die unterschiedlichen Formen und Standorte der Buchenwälder in den gemäßigten Zonen hinzu und sind alle Höhenstufen vertreten<sup>3</sup>.

Buchenwaldgebiete beherbergen eine große Artenvielfalt. Buchenwälder mit einem hohen Anteil an alten Bäumen, stehendem sowie liegendem Totholz und natürlichen Höhlen bieten einen idealen Lebensraum für Höhlenbrüter, Fledermäuse und viele andere Lebewesen, die hier geeignete Brutbereiche und Unterschlupf finden. Ein wesentlicher Teil der Artenvielfalt kommt erst in den Altersphasen des Buchenwaldes zur ganzen Entfaltung (BMU 2011). Die Buchenwälder tragen damit zum Schutz der biologischen Vielfalt bei. Auch aus diesem Grund sind sie vor dem Eintrag schädigender Luftschadstoffe zu schützen.

---

<sup>3</sup> <http://www.weltnaturerbe-buchenwaelder.de/>

Um das Critical-Load-Konzept auf die geschützten Buchenwaldstandorte anzuwenden, wurden Grundlagendaten aus dem nationalen deutschen Critical-Load-Datensatz zugeordnet. Aus diesem Rasterdatensatz mit einer Zellgröße von 1 x 1 km<sup>2</sup> gehen in die Critical-Load-Berechnungen ein (vgl. Abbildung 20):

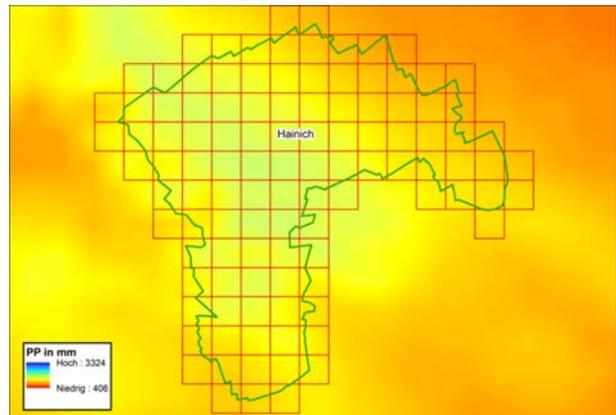
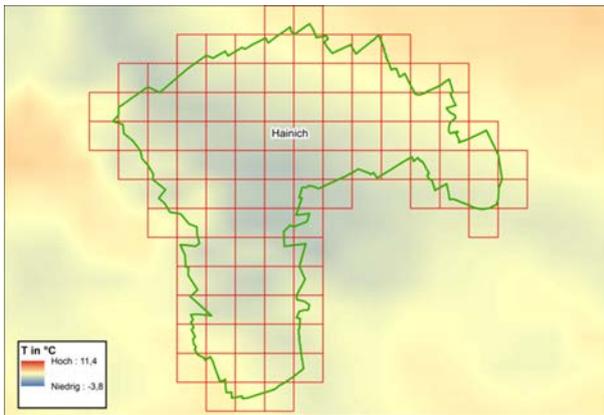
- das langjährige Mittel (1981 - 2010) für Temperatur und Niederschlag (DWD 2012);
- die Bodendaten aus der nutzungsdifferenzierten Bodenübersichtskarte BÜK1000N (BGR 2008);
- die Deposition basischer Kationen als Mittel der Jahre 2005 bis 2007 (Gauger et al. 2011);
- die Deposition von Schwefel- und Stickstoffverbindungen für das Jahr 2009 (siehe Teilbericht 1 zu diesem Projekt).

Abbildung 19: Die UNESCO-Weltnaturerbe-Gebiete in Deutschland



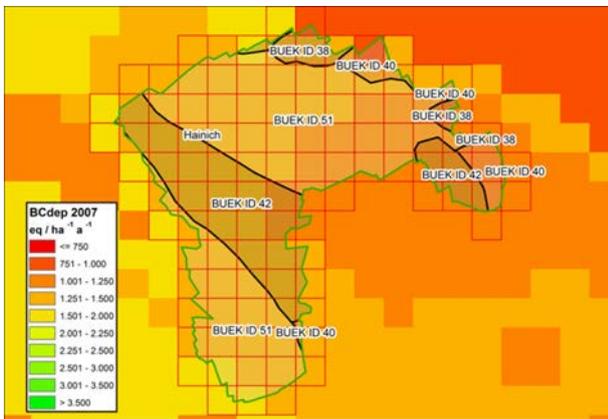
- 1 Nationalpark Jasmund
- 2 Müritz-Nationalpark
- 3 Grumsin im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin
- 4 Nationalpark Hainich
- 5 Nationalpark Kellerwald-Edersee

Abbildung 20: Übertragung von Grundlagendaten aus dem nationalen deutschen CL-Datensatz auf den Nationalpark Hainich



oben links: Langjähriges Mittel der Temperatur (DWD 2012)

oben rechts: Langjähriges Mittel des Niederschlags (DWD 2012)



unten links: Bodenformen der BÜK1000N (BGR 2008) und Deposition basischer Kationen als Mittel der Jahre 2005 bis 2007 (deutscher Datensatz 2007) (Gauger et al. 2011)

Als Rezeptor für die CL-Berechnung ist die vorherrschende Vegetationsgesellschaft auszuwählen (vgl. Tabelle 4).

Tabelle 4: Vorherrschende Vegetationsgesellschaften an den Buchenwaldstandorten (BMU 2011)

UNESCO-Weltnaturerbegebiet	Vorherrschender Buchenwaldtyp
Nationalpark Jasmund	Waldgersten-Buchenwald
Müritz-Nationalpark	Perlgras-Buchenwald
Grumsin im Biospärenreservat Schorfheide-Chorin	Flattergras-Buchenwald
Nationalpark Hainich	Waldgersten-Buchenwald
Nationalpark Kellerwald-Edersee	Hainsimsen-Buchenwald

Aus der Kombination von BÜK1000N und der Beschreibung von Vegetationsgesellschaften in den FFH-Steckbriefen ergeben sich für die Critical-Load-Berechnungen die in Tabelle 5 aufgeführten Zuordnungen von Bodendaten und Vegetation.

Tabelle 5: Zuordnung der Buchenwaldstandorte zu FFH-Steckbriefen, der Bodenübersichtskarte und den Vegetationsgesellschaften

FFH-Steckbriefe		Nutzungsdifferenzierte Bodenübersichtskarte		Vegetationsgesellschaften		
Code	Name	Code	Bodentyp	Code	lateinischer Name	deutscher Name
1447-302	Jasmund	19	eutrophe basenreiche Parabraunerde aus Geschiebemergel	2273	Hordelymo-Fagetum KUHN 1937 em. JAHN 1972	Waldgersten-Buchenwald
		27	mesotrophe mittelbasische Pararendzina aus Geschiebemergel	2042	Cephalanthero-Fagetum sylvatici (typ. Subass.) Hofm. 1968	Kalk-Buchenwald = Orchideen-Buchenwald
2645-301	Serrahn	27	mesotrophe mittelbasische Pararendzina aus Geschiebemergel	2031	Melico-Fagetum Lohmeyer et Seibert 1954	Waldgersten-Buchenwald = Perlgras-Buchenwald
		32	mesotrophe mittelbasische Braunerde aus Sanden	2081	Asperulo-Fagetum sylvatici (typ. Subass.)	Waldmeister-Buchenwald
2949-302	Grumsiner Forst	27	mesotrophe mittelbasische Pararendzina aus Geschiebemergel	2121	Deschampsio flexuosae-Fagetum (Miliium-Subass.) Pass. 1956	Drahtschmielen-Buchenwald = Flattergras-Buchenwald
4819-301	Kellerwald	60	mesotrophe mittelbasische Podsol-Braunerde aus Tongestein	2015	Luzulo albidiae-Fagetum (typ. Subass.) Meusel 1937	Hainsimsen-Buchenwald
4828-301	Hainich	38	eutropher basenreicher Tschernosem aus Löss	2042	Cephalanthero-Fagetum sylvatici (typ. Subass.) Hofm. 1968	Kalk-Buchenwald = Orchideen-Buchenwald
		40	eutrophe basenreiche Fahlerde aus Löss	2042	Cephalanthero-Fagetum sylvatici (typ. Subass.) Hofm. 1969	Kalk-Buchenwald = Orchideen-Buchenwald
		42	eutrophe basenreiche Parabraunerde aus Löss	2624	Carici albae-Fagetum sylvatici Moor 1952	Kalk-Buchenwald
		51	eutrophe basenreiche Pelosol-Braunerde aus Tongestein	2273	Hordelymo-Fagetum KUHN 1937em. JAHN 1972	Waldgersten-Buchenwald

Die Berechnung der Critical Load erfolgte mit der SMB-Methode entsprechend Manual (ICP Modeling & Mapping 2010). Das relevante Schutzgut, für das die Critical Limits bestimmt und in die CL-Berechnung eingestellt werden, ist entsprechend Art. 6.3 der FFH-Richtlinie der FFH-Lebensraum mit seiner charakteristischen naturnahen/halbnatürlichen Pflanzengesellschaft und den maßgeblichen abiotischen Bestandteilen, die den Erhalt eines günstigen Erhaltungszustandes der Pflanzengesellschaft ermöglichen.

Die Berechnung der Critical Load für Versauerung erfolgt nach der Massenbilanzmethode für Schwefel ( $CL_{\max}(S)$ ) entsprechend Gleichung 5.22 des Mapping Manual und nach Gleichung 5.26 für die versauernde Wirkung des Stickstoffs ( $CL_{\max}(N)$ ). Da ein Teil des Stickstoffeintrags von der Vegetation als Nährstoff aufgenommen werden kann, gilt als Belastungsgrenze für die Säure der Wert für Schwefel,  $CL_{\max}(S)$ , der in Abbildung 23 (links) für die fünf Buchenwaldstandorte dargestellt wird. Damit wird gewährleistet, dass der Critical Load für beliebige Depositionsbedingungen Gültigkeit hat und somit die genaue Zusammensetzung von versauernden Stoffeinträgen nicht bestimmt werden muss.

Stickstoffeinträge wirken nicht nur als Säurebildner sondern liefern auch zusätzliche Nährstoffe ins Ökosystem, wodurch das Nährstoffgleichgewicht gestört werden kann. Dieser Effekt ist als Eutrophierung bekannt. Die zulässige eutrophierende Stickstoffdeposition kann als die Einstellung des Gleichgewichtes zwischen Stoffeinträgen und Stoffausträgen beschrieben werden. Zeitweilige Abweichungen vom Gleichgewichtszustand werden toleriert, solange das System aus sich heraus regenerationsfähig bleibt (quasistationärer Zustand).

Die Critical Load für eutrophierenden Stickstoff ( $CL_{\text{nut}}(N)$ ) wurden nach der Massenbilanz (Gleichung 5.5 des Mapping Manual) ermittelt und sind für die 5 Buchenwaldstandorte in Abbildung 23 (rechts) dargestellt. Die Ableitung der einzelnen Eingangswerte in die Bilanzgleichung wird im Folgenden kurz (teilweise mit Querverweis auf die eigentliche Methodendokumentation) beschrieben

Der Stickstoffentzug ( $N_u$ ) und der Entzug basischer Kationen ( $Bc_u$ ) für genutzte Wälder ergibt sich aus dem geschätzten Biomasseentzug durch den Jahreszuwachs an Derbholz und Rinde der Haupt- und Nebenbaumarten der aktuellen Bestockung am Standort, multipliziert mit den Durchschnittsgehalten an Nährelementen in Derbholz und Rinde (vgl. BMVBS, S. 178, Tab. 37). Die in der CL-Berechnung verwendeten Gehalte für Stickstoff und basische Kationen werden beziehen sich auf die Hauptbaumart (vgl. Tabelle 6).

Tabelle 6: Stoffgehalte zur Berechnung der Austräge bzw. Festlegung von Stickstoff ( $N_u$ ) und basischen Kationen ( $Bc_u$ ) nach der Massenbilanzmethode

Baumart	Stoffgehalte in eq t <sup>-1</sup>			
	Ca	Mg	K	N
Rotbuche	89,82	21,39	35,81	109,96

Als Grundlage für die baumartspezifische Abschätzung des potenziellen Holzertrages in Wald-LRT dienen Ertragstabellen des laufenden Zuwachses der Baumarten. Über 100 Jahre wird der durchschnittliche Zuwachs pro Jahr für die Ertragsklasse I und die schlechteste Ertragsklasse der Baumart aus den Ertragstabellen ermittelt. Die so ermittelten Festmaß-Zuwächse (DGZ 100) werden in Gewichtmaß-Zuwächse mit Hilfe der baumartenspezifischen Holz- und Rindendichte umgerechnet (vgl. BMVBS, S. 179, Tab. 39). Der standortspezifische Ertrag wird unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Standortfaktoren, also anhand des Ertragspotenzials des Stan-

dorts, durch bestmögliche Abschätzung der Bodenfruchtbarkeit in Abhängigkeit von den Bodenarten der Horizonte ermittelt (vgl. BMVBS S. 184f, Tab. 45).

Die Berechnung des tolerierbaren Stickstoffaustrags erfolgt durch Multiplikation der Sickerwasserrate PS mit einer gesetzten Grenzkonzentration von Stickstoff  $[N]_{crit}$  im Sickerwasser (vgl. ICP Modelling & Mapping 2010, Manual V-12). Die kritische N-Konzentration  $[N]_{crit}$  wurde auf  $0,2 \text{ mg l}^{-1}$  Sickerwasser gesetzt, dem niedrigsten anzunehmenden kritischen Wert für ein naturnahes Ökosystem.

Zur Abschätzung der temperaturabhängigen Immobilisierungsrate ( $N_i$ ) wurden (in BMVBS S. 166f) verschiedene empirische Studien ausgewertet und eine Zuordnungsmatrix erstellt (vgl. BMVBS S. 167, Tab. 28). Aus dieser Tabelle wurde folgende kontinuierliche Funktion abgeleitet (siehe Abbildung 21):

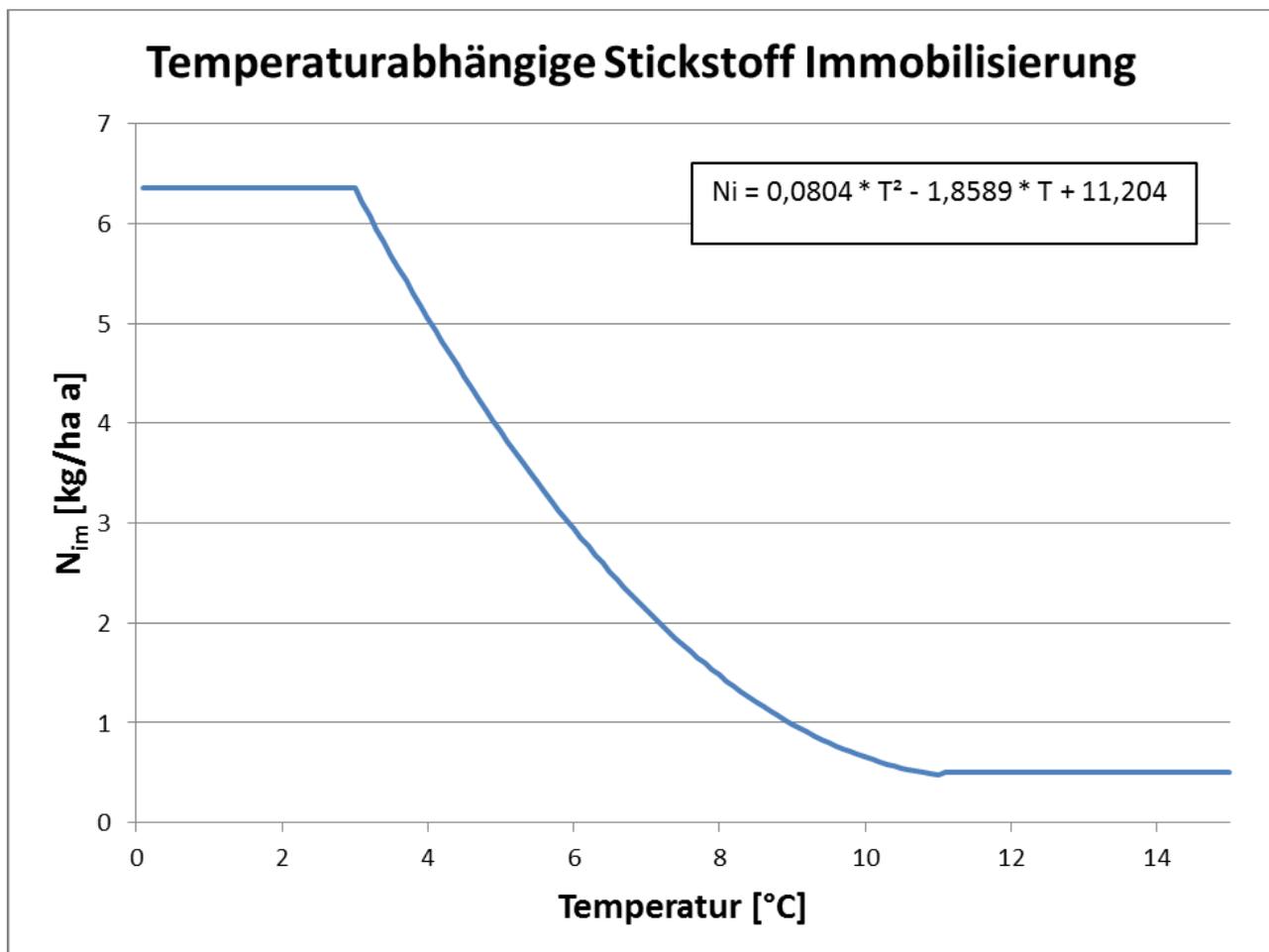
$$N_i(T) = 0,0804 \cdot T^2 - 1,8589 \cdot T + 11,204$$

Aus Gründen der Praktikabilität und Anwendbarkeit wurde folgende Begrenzung angewendet:

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

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

Abbildung 21: Ableitung der temperaturabhängigen Immobilisierungsrate



Die Ableitung der Denitrifikationsfaktoren  $f_{de}$  erfolgt mittels der in nachfolgender Tabelle 7 beschriebenen Matrix.

Die Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung wird entsprechend Manual (ICP Modelling & Mapping 2010, Manual V-23) im ersten Schritt anhand der Verknüpfung von Ausgangssubstrat und Tongehalt (Texturklasse) bestimmt. Die Abschätzung der Muttergesteinsklasse erfolgte für die ausgewählten Bodenformen aus den Angaben zur BÜK 1000 (BGR 2008). Für jede Bodeneinheit wurde horizontweise aus dem effektiven Ton- und Sandgehalt (entsprechend BÜK1000-Datenbank, BGR 2008) die entsprechende Texturklasse des Horizonts abgeleitet (vgl. BMVBS, S. 173, Tab. 32). Dann erfolgte eine tiefenstufengewichtete Mittelwertbildung über die Verwitterungsklassenmittelwerte (vgl. BMVBS, S. 174, Tab. 35) jedes Horizontes. Die für 0,5 m Bodenmächtigkeit von De Vries et al. (1993) angegebenen Verwitterungsraten wurden auf die tatsächlichen Horizontmächtigkeiten umgerechnet und über die Horizonte bis zur Durchwurzelungstiefe tiefenstufengewichtet gemittelt.

Tabelle 7: Matrix zur Ermittlung der Denitrifikationsfaktoren und Tongehaltsklassen, verändert nach De Vries (1991), Reinds et al. (2001), ICP Modelling & Mapping (2010, Manual S. V-14)

Bodentyp		$f_{de}$	BÜK Code
vergleyte Sandböden		0,5	
Torfböden		0,8	
Podsole	-	0,1	
Dränagestatus	status excessive	0	
Dränagestatus	status good	0,1	
Dränagestatus	status moderate	0,2	
Dränagestatus	status imperfect	0,4	38
Dränagestatus	status poor	0,7	
Dränagestatus	status very poor	0,8	
nach Tongehalt [%]	< 10,5	0,1	32
nach Tongehalt [%]	> 10,5 bis < 20,0	0,1	27, 60, 40
nach Tongehalt [%]	> 20,0 bis < 25,0	0,2	19, 42
nach Tongehalt [%]	> 25,0 bis < 30,0	0,2	
nach Tongehalt [%]	> 30,0 bis < 37,5	0,3	
nach Tongehalt [%]	> 37,5 bis < 45,0	0,3	
nach Tongehalt [%]	> 45,0 bis < 52,5	0,3	
nach Tongehalt [%]	> 52,5 bis < 57,5	0,3	
nach Tongehalt [%]	> 57,5 bis < 62,5	0,3	
nach Tongehalt [%]	> 62,5 bis < 70,0	0,5	51
nach Tongehalt [%]	> 70,0	0,5	

Die in den Boxplot-Diagrammen dargestellten Wertespannen bei den Critical Load an den fünf UNESCO-Buchenwaldstandorten ergeben sich aus den unterschiedlichen Eingangsdaten je Rasterzelle (vgl. Abbildung 20). Wie am Beispiel vom Nationalpark Hainich gezeigt können die Empfindlichkeiten gegenüber Versauerung oder Eutrophierung trotz des gleichen Schutzziels differieren (vgl. Abbildung 22).

Abbildung 22: Critical Load für Säureeinträge in Schwefeleinheiten (links) und Critical Load für eutrophierende Stickstoffeinträge (rechts) für den Nationalpark Hainich

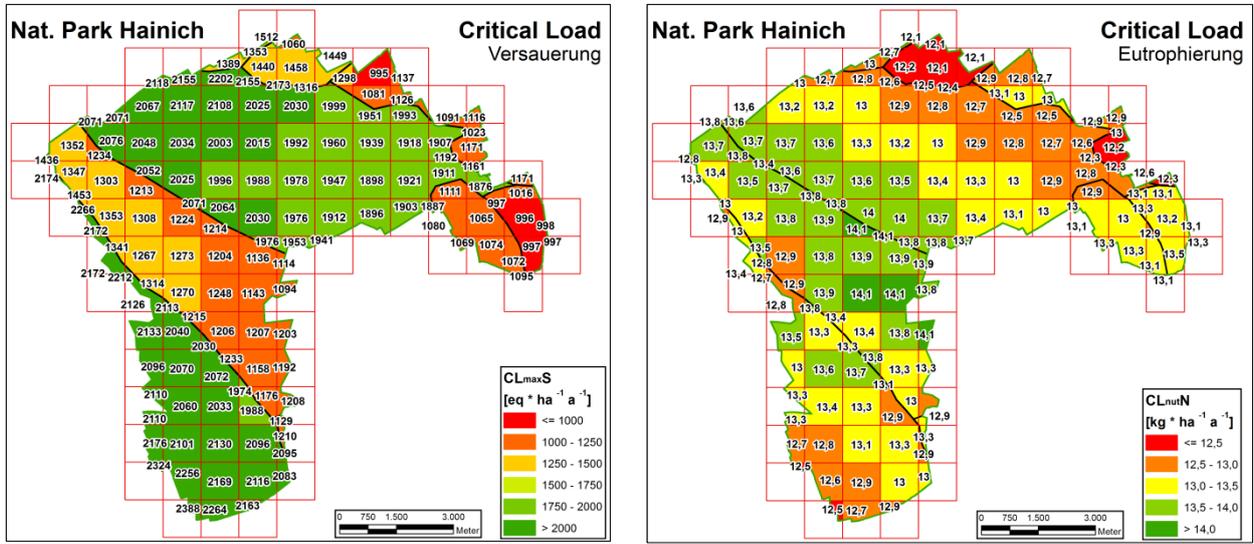
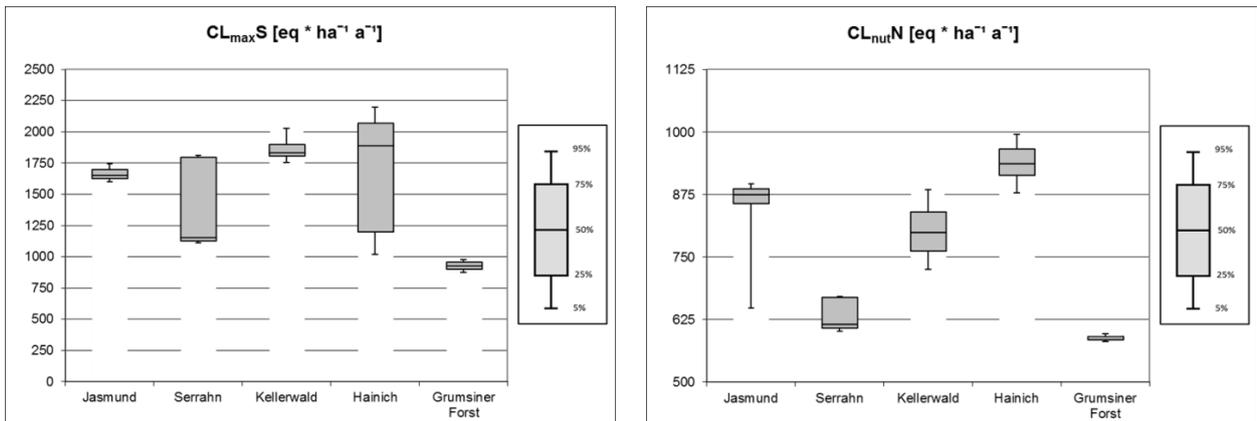


Abbildung 23: Critical Load für Säureeinträge in Schwefeleinheiten (links) und Critical Load für eutrophierende Stickstoffeinträge (rechts) an den fünf UNESCO-Buchenwaldstandorten



### 2.3.2 Nach dem Schutzstatus bestimmte Critical Load im Vergleich zur Schadstoffbelastung

Um die versauernd wirkenden Einträge von Schwefel- und Stickstoff-Verbindungen sowie die eutrophierende Wirkung des Stickstoffs im Zusammenhang bewerten zu können, wurden Critical-Load-Funktionen genutzt (siehe Kapitel 1.1.5). Diese ergeben sich aus den Belastungsgrenzen für Versauerung durch Schwefel- ( $CL_{\max S}$ ) und Stickstoffeinträge ( $CL_{\max N}$ ) sowie der Belastungsgrenze hinsichtlich einer Eutrophierung ( $CL_{\text{nut}N}$ ). Da im Schutzgebiet verschiedene Vegetationsgesellschaften (Rezeptoren) und ebenso unterschiedliche Bodentypen nach der Bodenübersichtskarte (BÜK1000N) anzutreffen sind, wurden die Critical Load und deren Überschreitung für jeden Kombinationstyp einzeln ermittelt und dann zusammengeführt (vgl. Abbildung 25).

Aus dem Vergleich mit Depositionsdaten<sup>4</sup> ergibt sich, dass bei allen fünf Standorten die Säureeinträge im Jahr 2009 unterhalb der Belastbarkeitsgrenze liegen. Eine Gefährdung dieser Buchenwälder durch eine Bodenversauerung kann danach ausgeschlossen werden. Im Gegensatz dazu liegen bei allen fünf Flächen des UNESCO – Naturerbes die Einträge von Stickstoff im Jahr 2009 über den Critical Load für Eutrophierung und bewirken ein andauerndes Risiko der Eutrophierung. Die geringste Überlastung weist das Gebiet Jasmund aus, wo die Einträge 2009 nahe beim Critical Load liegen. Alle anderen Buchenwaldgebiete erhalten bis zu  $7 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (Grumsiner Forst) mehr, als das Ökosystem risikofrei tolerieren kann. Eine Verminderung der Stickstoffbelastung ist daher zwingend erforderlich, um die Gebiete des UNESCO-Weltnaturerbe keinem langfristigen Eutrophierungsrisiko auszusetzen und deren biologische Vielfalt wie Stabilität zu gewährleisten (vgl. Abbildung 24). Im Nationalpark Hainich, für den die Einzelwerte der Überlastung mit Stickstoff beispielhaft in Abbildung 25 gezeigt werden, lagen die Einträge 2008 im Mittel um  $3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  über der Belastungsgrenze und stiegen 2009 sogar etwas an.

---

<sup>4</sup> Zum Zeitpunkt dieser Analyse wurden Zwischenergebnisse der Depositionsmodellierung genutzt, die im Teilbericht 1 dokumentierten Daten lagen noch nicht vor. Daher sind die Ergebnisse nicht übertragbar und dienen nur der Methodenentwicklung.

Abbildung 24: Überschreitung der Critical Load für Eutrophierung in den Jahren 2008 und 2009

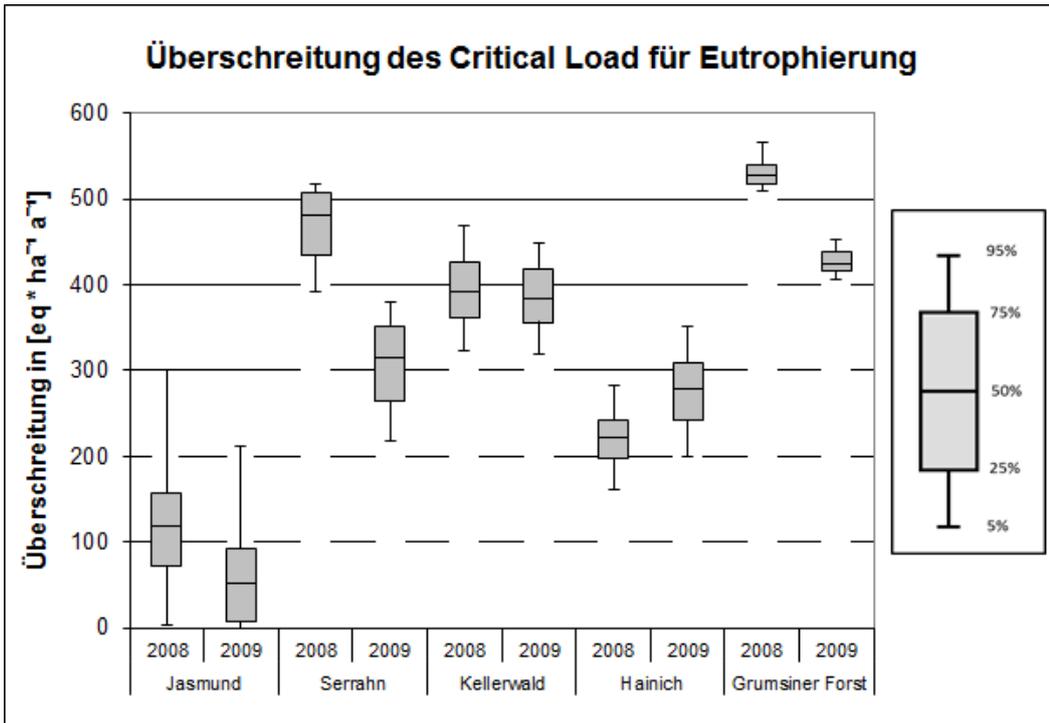
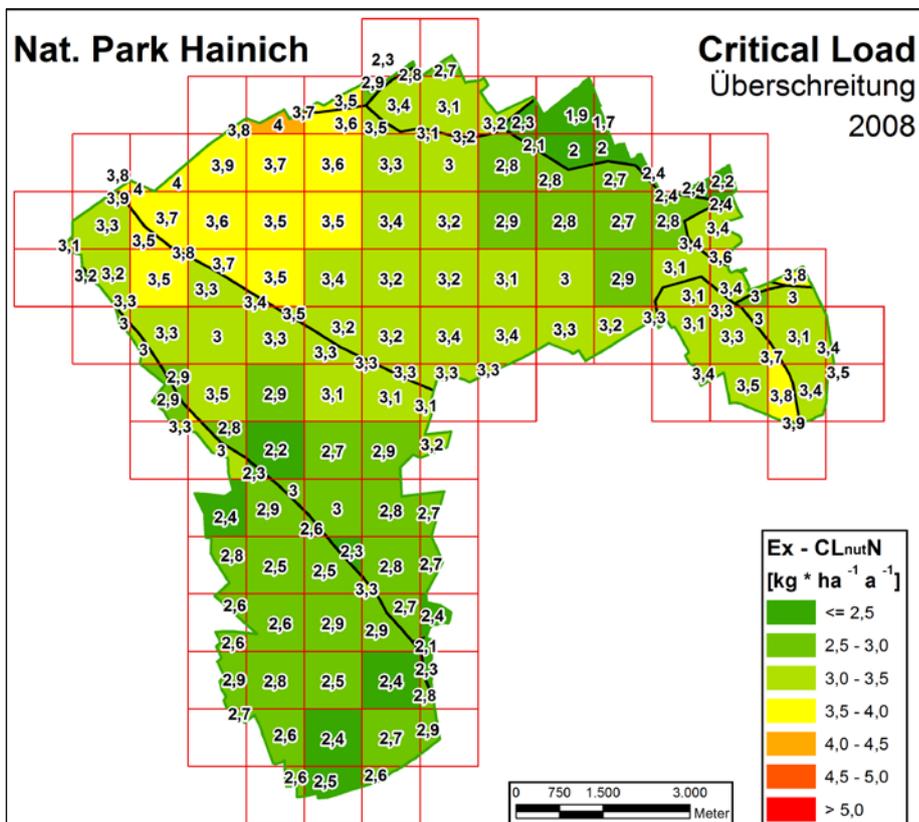
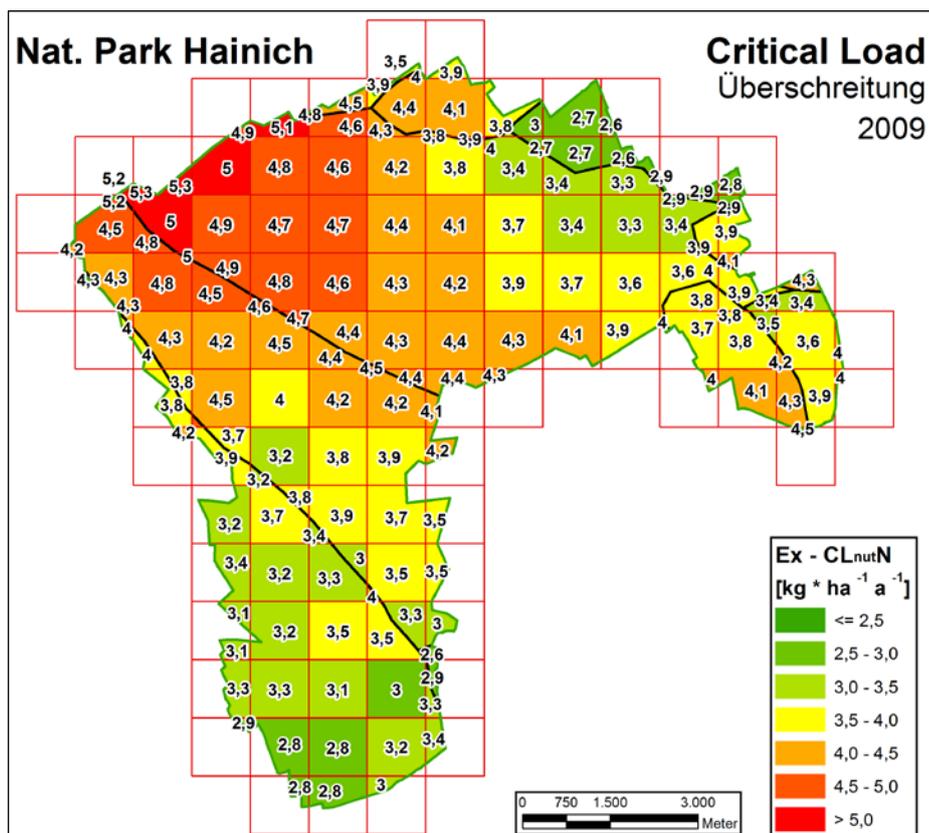


Abbildung 25: Überschreitung der Critical Load am Standort Hainich in den Jahren 2008 (oben) und 2009 (unten)





## 2.4 Ermittlung von Critical Load für Lebensraumtypen der FFH-Gebiete

### 2.4.1 Modellansatz zur Bestimmung von Critical Load für Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie

Als Schutzgüter im Sinne der FFH-Richtlinie (FFH-RL) werden die für den Schutz von Natura 2000-Gebieten maßgeblichen FFH-Lebensraumtypen (LRT) und Arten betrachtet. Dies schließt alle Strukturen und Funktionen ein, die für die langfristige Erhaltung oder Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustandes notwendig sind. Gemäß Art. 1 e) FFH-RL ist das Schutzgebietssystem Natura 2000 vor der „Gesamtheit der Einwirkungen“, die sich „langfristig auf [...] seine Struktur und seine Funktionen [...] auswirken können“, zu schützen.

Zur Bewertung des Risikos einer „erheblichen Beeinträchtigung“ durch den Eintrag von Luftschadstoffen bietet sich der Critical-Load-Ansatz an. Das Critical-Load-Konzept weist ein hohes Maß an Kongruenz zu den Maßstäben der FFH-RL auf. Auch dort wird ein langfristiger und am Vorsorgegrundsatz orientierter ökosystemarer Stabilitätsansatz verfolgt. Ebenso wird durch die FFH-RL nicht nur der Status quo geschützt, sondern ein dauerhaft stabiler günstiger Erhaltungszustand von bestimmten Lebensraumtypen. Dieser bedingt ein Gleichgewicht des Stoffhaushaltes, wie es durch die Critical Load beschrieben wird.

Gleichzeitig ist festzuhalten, dass Critical Load unabhängig vom räumlichen Betrachtungsmaßstab Gültigkeit besitzen. Je nach verwendeter Methode bzw. verwendetem Maßstab der Eingangsdaten in CL-Modelle lassen sich innerhalb des Konzeptes der Critical Load sowohl generalisierende als auch standortspezifische Aussagen treffen.

Der fachliche Ansatz und die Definition der Critical Load kann daher für eine Einschätzung des Belastungsrisikos, dem Natura 2000 Gebiete durch Schadstoffeinträge über den Luftpfad ausge-

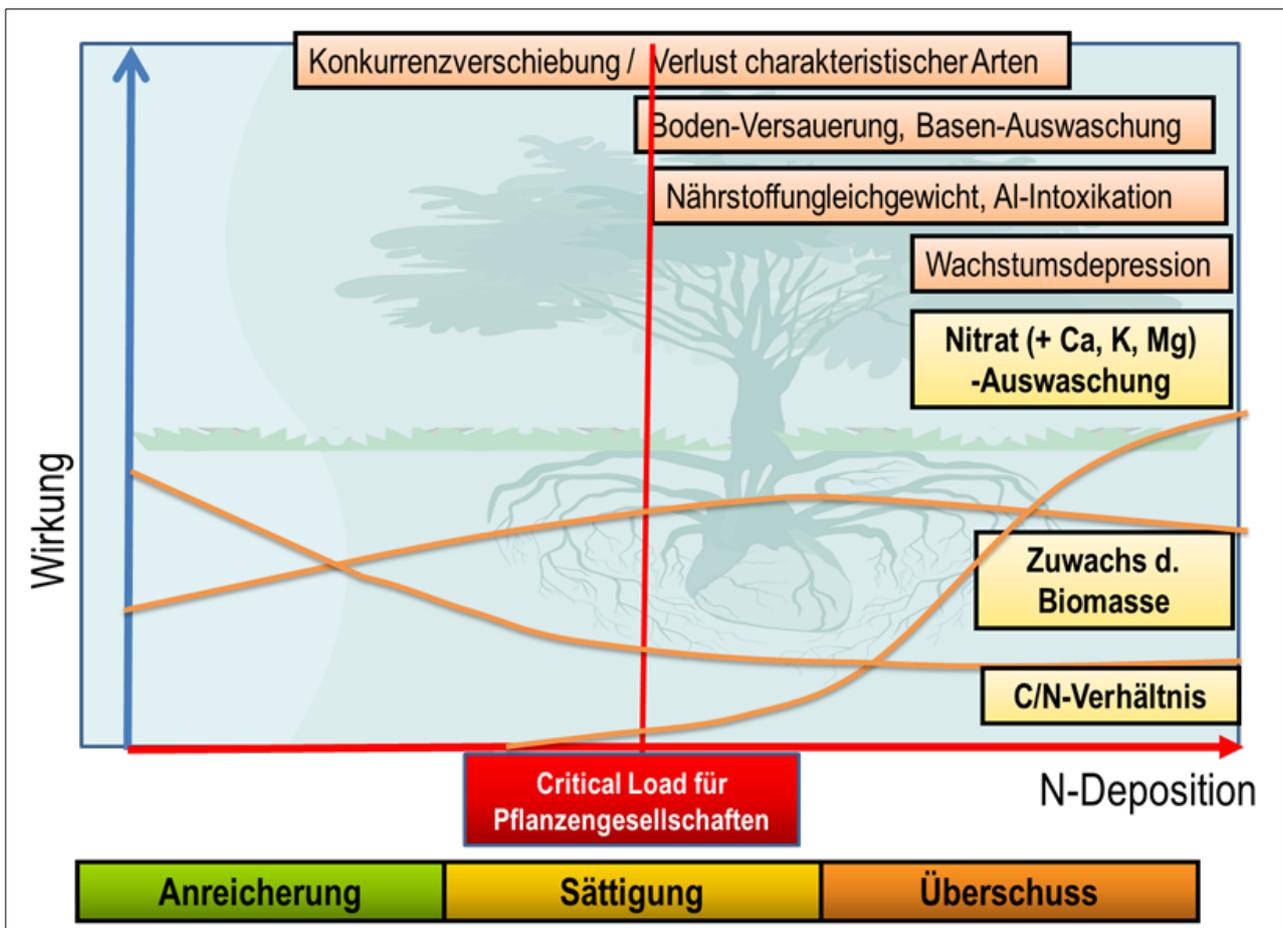
setzt sind, verwenden. Jedoch muss die Ermittlung von Critical Load für die nach FFH-Richtlinie geschützten Ökosysteme, d. h. insbesondere für FFH-Lebensraumtypen, modifiziert werden. Weder die in dem periodisch erscheinenden CCE-Report des ICP Modelling & Mapping (zuletzt 2012) veröffentlichten Critical Load für Europa noch die nationalen Critical-Load-Daten für Deutschland (siehe Kapitel 1) sind ohne weiteres für belastbare Bewertungen auf regionaler Ebene auf FFH-Lebensraumtypen übertragbar (Kapitel 2.1).

Die FFH-spezifischen Critical Load sollten sowohl vegetations- als auch standortspezifisch ermittelt werden, wobei die Schutzgüter lebensraumtypspezifisch und sogar innerhalb eines Lebensraumtyps zwischen verschiedenen Ausprägungsformen variieren können.

Dieser Aufgabe hat sich ein Konsortium von Fachwissenschaftlern gestellt, die im Auftrag der Bundesanstalt für Straßenwesen (BAST) die Auswirkungen von straßenverkehrsbedingten Stickstoffeinträgen unter FFH-rechtlichen Grundsätzen untersucht haben. Die Ergebnisse sind publiziert (BMVBS 2013) und wurden für die in dieser Studie beschriebene Analyse verwendet. Der grundlegende Ansatz zur Verwendung der Critical Load für FFH-LRT sei im Folgenden zusammengefasst dargestellt (ausführlich in BMVBS et al. 2013).

Für die Bewertung von Stickstoffeinträgen sind zunächst deren Wirkungen auf die FFH-spezifischen Schutzgüter zu betrachten.

Abbildung 26: Schematische Darstellung der wesentlichen Wirkungen bei zunehmenden N-Einträgen in naturnahen/halbnatürlichen Ökosystemen



Ein großer Teil der naturnahen Ökosysteme war noch in der ersten Hälfte des vorigen Jahrhunderts durch Stickstoffmangel geprägt. Bei zunehmenden N-Einträgen kommt es also zuerst zu einer Anreicherung von Stickstoff in den Ökosystemen. Ist ein ökosystemspezifisches Maß erreicht, führen weitere N-Depositionen zu einer Sättigung des Ökosystems. Ist diese Sättigungsphase abgeschlossen, ergibt sich aus fortgesetzten N-Einträgen ein Überschuss (vgl. Abbildung 26). Die Wirkung steigender N-Depositionen ist besonders in Wäldern und Grasland zunächst ein Anstieg der Biomasseproduktivität, die aber ab einer ökosystemtypischen Obergrenze stagniert bzw. zurückgehen kann. In der Sättigungsphase wird kein weiterer Stickstoff mehr im Pflanze-Boden-System akkumuliert. Weitere N-Einträge werden dann mit dem Sickerwasser ins Grundwasser ausgewaschen. Der N-Austrag ist aber immer auch gekoppelt mit einem Austrag von Basen aus der durchwurzelter Bodenschicht, dabei gehen insbesondere die basischen Haupt-Nährstoffe Kalzium, Kalium und Magnesium für die Pflanzen verloren.

Im Stadium der Anreicherung gewinnen stickstofftolerante Arten Konkurrenzvorteile, wenn auch alle anderen Standortfaktoren für sie günstig sind wie insbesondere die Lichtverhältnisse. Sie verdrängen Arten, deren Vitalität am Standort für einen erfolgreichen Konkurrenzkampf nicht ausreicht. Im Stadium der Sättigung bei zunehmender Basenauswaschung beginnt ein Versauerungsprozess, der zu Nährstoffungleichgewichten führt und damit auch die Existenzbedingungen der vitalen charakteristischen Arten vermindert. Die gleichzeitige Aluminiumfreisetzung kann zu Wachstumsdepression bei empfindlichen Arten führen.

Der Critical Load für Stickstoffeinträge ist deshalb an der Stelle zu setzen, wo das Risiko für die Existenz der charakteristischen Arten der LRT-relevanten naturnahen bzw. halbnatürlichen Pflanzengesellschaften aufgrund von Nährstoffungleichgewichten und Aluminium-Intoxikation nicht mehr ausgeschlossen werden kann.

Wesentliche Standards und Grundlagen für die Modellierung von Critical Load sind im Mapping-Manual zusammengestellt (ICP Modelling & Mapping 2010). Daher können teilweise die Terme der Massenbilanzgleichung wie im deutschen Critical-Load-Datensatz zur Anwendung gebracht (siehe Kapitel 1.1). In vielen Fällen kann jedoch das Ziel, einen günstigen Erhaltungszustand durch die Einhaltung des Critical Load zu gewährleisten, nur erreicht werden, wenn für die Critical-Load-Berechnung solche Parameter eingesetzt werden, die diesen günstigen Zustand charakterisieren. Das heißt, hier müssen idealtypische Werte von vergleichbaren Referenzstandorten eingesetzt werden, die sich in einem nachweislich guten ökologischen Zustand, d. h. in einem nachhaltigen Gleichgewicht befinden bzw. zum Zeitpunkt der Vegetationsaufnahme und Bodenanalysen sich in diesem befunden haben. Für eine Vielzahl von Eingangsdaten zur Berechnung der Critical Load ist es darüber hinaus notwendig, den Boden- und Substrattyp, den Vegetationstyp, die Klimaparameter und die Wasserverhältnisse am Untersuchungs- bzw. Referenzstandort zu kennen (vgl. Abbildung 27).

Im Ergebnis des BAST-Vorhabens konnten FFH-spezifische Critical Load für LRT-Standorttypen sowie für Standorte mit Anhang II-Pflanzenarten ermittelt werden. Die detaillierte Beschreibung der verwendeten Eingangsdaten und die Methoden zur Modellierung sind im Forschungsbericht zum BAST-Projekt (BMVBS et al. 2013) veröffentlicht. Für FFH-Lebensraumtypen ergeben sich danach folgende Möglichkeiten zur Verwendung der ermittelten Critical Load:

- Critical Load als Spanne für einen FFH-Lebensraumtyp insgesamt (58 Datensätze, vgl. Tabelle 8)
- Critical Load als Spanne für abiotische Standorttypen innerhalb des FFH-Lebensraumtyps (782 Datensätze)

- Critical Load als Einzelwert für vollständige LRT-Standorttypen (Kombination aus LRT, Pflanzengesellschaft und abiotische Standortfaktoren (1.992 Datensätze).

In diesem Vorhaben wurde nun getestet, inwieweit sich diese LRT-spezifischen Belastungsgrenzen auf FFH-Gebiete im nationalen Maßstab übertragen lassen. Die Natura 2000 Daten enthalten einen GIS-Teil mit der geographischen Verortung der FFH Gebiete und eine Datenbank mit den Ergebnissen der Auswertung der Kartierungen bzw. der Standarddatenbögen. Der zweite Teil enthält auch Informationen über das Vorkommen verschiedener Lebensraumtypen und deren Bedeckungsanteile im beschriebenen FFH Gebiet.

Als ein möglicher Ansatz wurde für jedes FFH-Gebiet aus der Liste der darin vorkommenden LRT, derjenige LRT mit dem niedrigsten Critical Load (unterster Wert der Spanne aus Tabelle 8) ausgewählt. Dies ist ein äußerst vorsorglicher Ansatz, der aus Gründen der Praktikabilität gewählt werden könnte. Die sich daraus ergebenden Belastungsgrenzen für den Eintrag von eutrophierendem Stickstoff sind in Abbildung 28 dargestellt. Nach dieser „worst case“ Betrachtung würden negative Beeinflussungen mit sehr großer Sicherheit ausgeschlossen, da der empfindlichste Rezeptor den Grenzwert für das gesamte Schutzgebiet vorgibt. Andererseits ist in Frage zu stellen, ob dieser niedrigste Critical Load in dem betreffenden FFH-Gebiet überhaupt vorkommt, da ein Zusammentreffen von verschiedenen ungünstigen Standortfaktoren den unteren Wert der Spanne bedingt. Da jedoch nur das Vorhandensein des LRT im FFH-Gebiet, jedoch nicht seine konkrete Lage darin bekannt ist, kann dieser Ansatz wissenschaftlich nicht begründet werden. Hier besteht weiterer Forschungsbedarf und darüber hinaus die Notwendigkeit zur Verbesserung der Datenerfassung in FFH-Gebieten und Verfügbarmachung dieser Daten.

Eine zweite Möglichkeit ist, dem FFH-Gebiet den Critical Load des flächendominanten LRT zuzuweisen. Allerdings bleibt auch hier die konkrete Verortung des betreffenden LRT offen. Wird die Flächendominanz als Entscheidungskriterium für die Auswahl des LRT festgelegt, ändern sich die Ergebnisse deutlich (vgl. Abbildung 29).

Abbildung 27: Übersicht über die Eingangsdaten (mittlere Spalte) für die Terme der Critical-Load-Formeln (rechte Spalte) und die Quelle für Referenzdaten (linke Spalte)

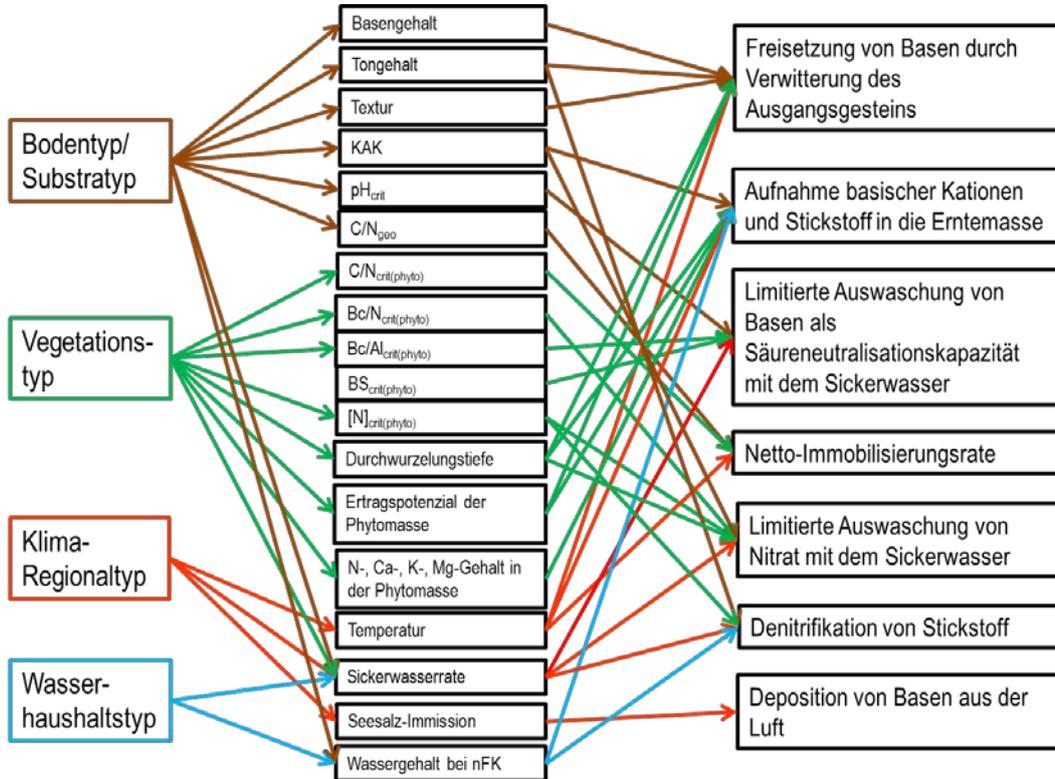


Tabelle 8: Zusammenfassung modellierter CL(N)-Ergebnisse in Spannen für die FFH-LRT [kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>] (n=1990)

LRT	CL(N)								
2120	10-12	4060	7-19	6431	15-77	8160	5-15	9190	8-14
2130*	7-12	4070	18	6432	11-28	8210	7-23	91D0*	7-28
2140	7	5110	11-14	6440	16-58	8220	4-25	91E0*	6-28
2150	10-11	5130	8-30	6510	12-43	8230	6-17	91F0	11-31
2160	9-19	6110*	7-33	6520	17-26	9110	10-21	91G0*	15-24
2170	5-11	6120	11-21	7110*	5-23	9120	8-17	91T0	4-13
2180	4-19	6212	13-28	7120	5-23	9130	9-22	91U0	6-18
2310	8-26	6213	12-30	7140	6-26	9140	15-27	9410	11-27
2320	12-13	6214	13-35	7150	7-17	9150	13-23	9420	11-36
2330	5-24	6230*	10-24	8110	11-23	9160	14-21	9430	12-29
4010	6-16	6240*	14-33	8120	10-23	9170	11-23		
4030	8-21	6410	12-36	8150	5-22	9180*	8-30		

Abbildung 28: Critical Load für eutrophierenden Stickstoff auf Basis des sensitivsten LRT im FFH-Gebiet

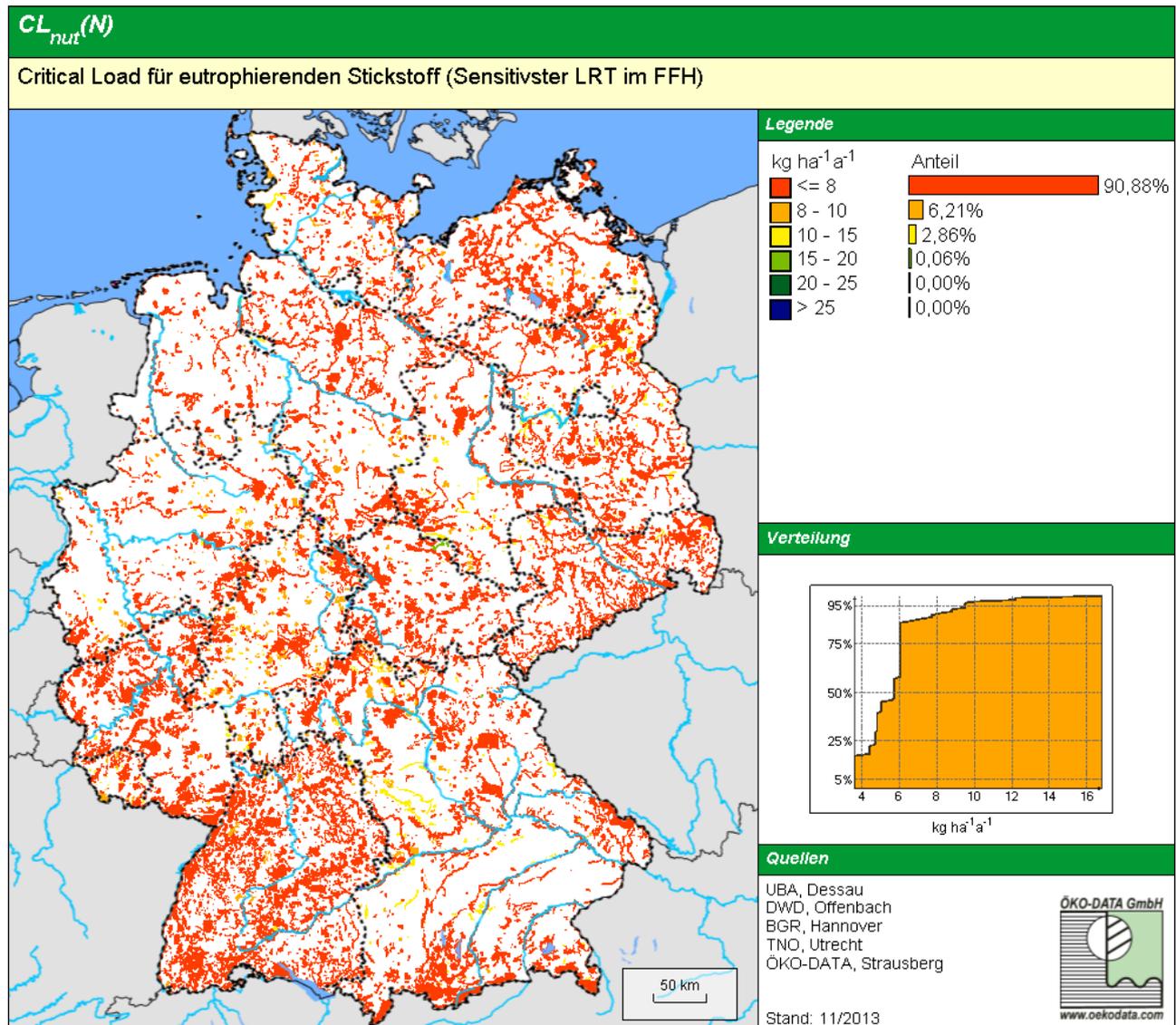
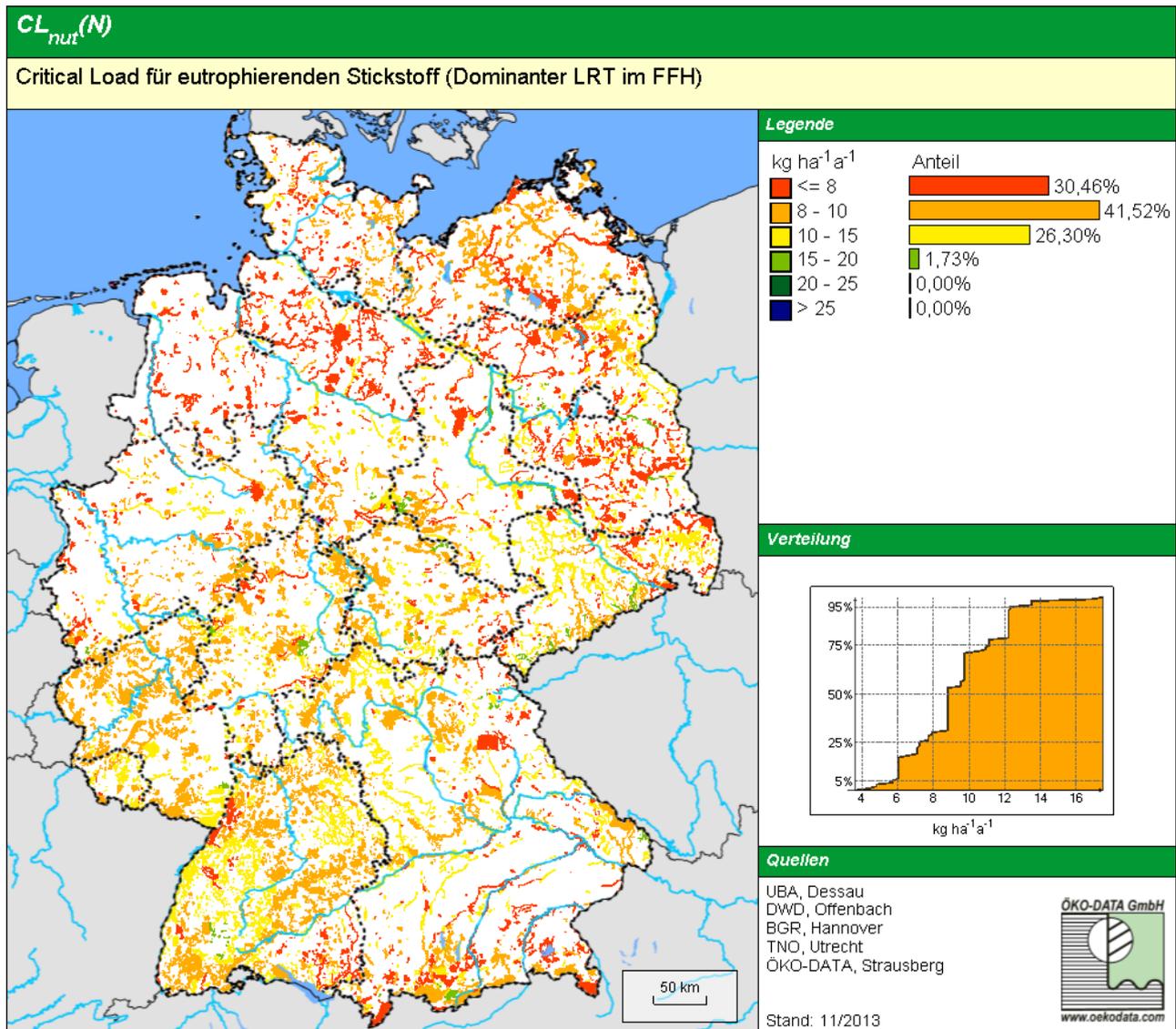


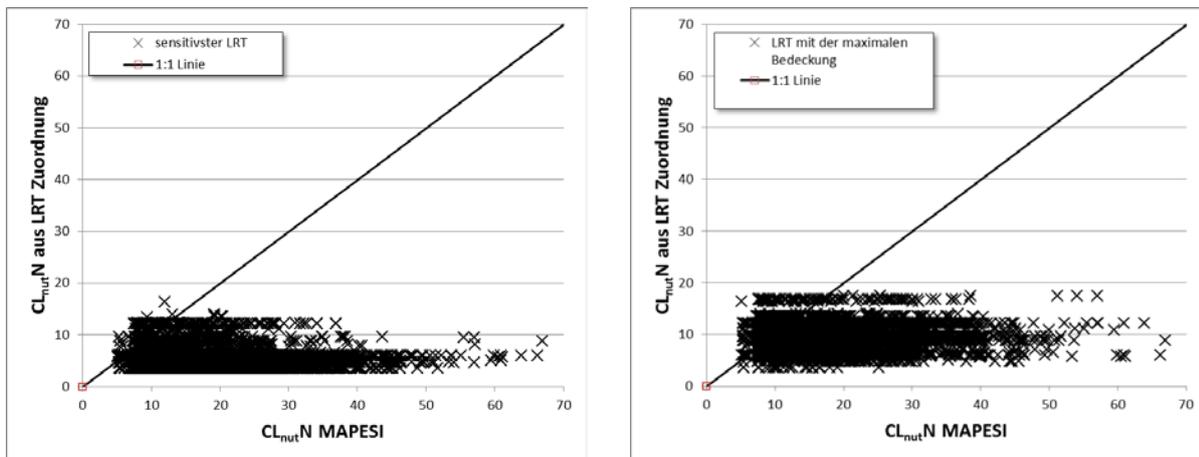
Abbildung 29: Critical Load für eutrophierenden Stickstoff auf Basis des flächendominanten LRT im FFH-Gebiet



Eine Abschätzung des Gefährdungsrisikos durch die aktuellen Depositionen wird in Kapitel 2.4.2 vorgenommen.

Ein Vergleich der Belastungsgrenzen nach Lebensraumtypen mit denen aus dem nationalen deutschen CL-Datensatz zeigt, dass mit beiden beschriebenen äußerst vorsorglichen Zuordnungsverfahren für FFH-LRT zumeist wesentlich niedrigere Critical Load ausgewiesen werden. Erst im Bereich der nationalen Critical Load kleiner als 15 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> ergeben sich auch höhere Critical Load bei der LRT Zuordnung. (vgl. Abbildung 30). Dabei wurden nur solche Analysezellen, die einen Critical Load aus dem nationalen deutschen Datensatz sowie einen Critical Load aus der oben beschriebenen LRT Zuordnung enthalten, miteinander verglichen.

Abbildung 30: Ergebnisse des direkten Critical-Load-Vergleiches zwischen Critical Load aus der LRT Zuordnung und den Critical Load aus dem nationalen deutschen Datensatz



### 2.4.2 Belastungsbewertung basierend auf Lebensraumtypen in den FFH-Gebieten

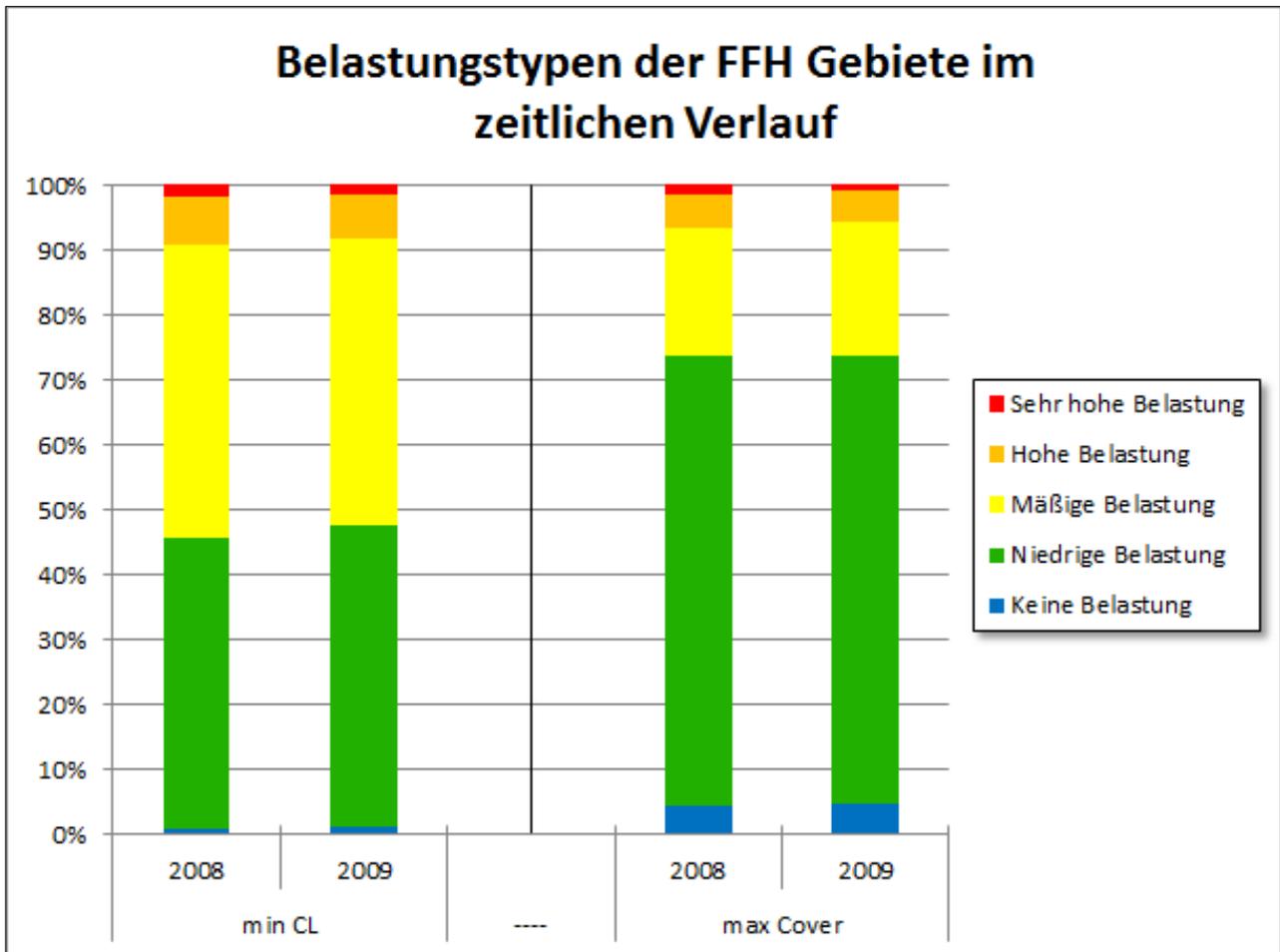
Die für FFH-LRT bestimmten Critical Load können benutzt werden, um eine Belastungsbewertung hinsichtlich aktueller oder zukünftiger Schadstoffeinträge vorzunehmen. Für die Auswertung wurden Zwischenergebnisse der Depositionmodellierung genutzt, die im Teilbericht 1 dokumentierten Daten lagen zum Zeitpunkt dieser Analyse noch nicht vor. Daher sind die Ergebnisse nicht übertragbar und dienen nur der Methodenentwicklung. Das Belastungsrisiko für die FFH-Gebiete hinsichtlich einer Eutrophierung wurde analog zu der Darstellung von Überschreitungsklassen im nationalen deutschen Datensatz (vgl. Abbildung 16) in folgende Klassen eingeteilt:

Tabelle 9: Klassifikation der Belastungstypen

Belastungstyp	CL Überschreitung in [kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]
Keine Belastung	0
Niedrige Belastung	0 - 10
Mäßige Belastung	10 - 20
Hohe Belastung	20 - 30
Sehr hohe Belastung	> 30

Die Höhe der Stickstoffdepositionen im Vergleich zu den Critical Load ergibt dann den Belastungstyp (vgl. Abbildung 31). Dabei kamen beide Zuordnungsansätze zur Anwendung, die Verwendung des minimalen CL-Werts (min CL) als Kriterium für die Belastbarkeit des gesamten FFH-Gebietes als auch die Zuordnung des CL für den flächengrößten LRT (max Cover). Für beide Ansätze fehlt jedoch ein eindeutiger Raumbezug, das Muster der Deposition und die Lage der LRT im FFH-Gebiet stehen in keinem Zusammenhang. Die Belastungssituation wird daher überschätzt, da nach dem Vorsorgeprinzip immer angenommen werden muss, dass der höchste Stoffeintrag auf das empfindlichste Ökosystem trifft. Hier besteht weiterer Forschungsbedarf, um eine raumbezogene Analyse zu ermöglichen.

Abbildung 31: Belastungstypen abgeleitet aus den Critical-Load-Überschreitungen für eutrophierend wirkenden Stickstoff



Selbstverständlich können innerhalb eines FFH Gebietes abhängig von der räumlichen Verteilung der Deposition unterschiedlich hohe Critical-Load-Überschreitungen gefunden werden. Eine Betrachtung und Belastungsbewertung eines gesamten FFH Gebietes könnte daher auf Basis der Modellierung einer flächengewichteten Critical-Load-Überschreitung (Average Weighted Exceedance - AWE) erfolgen.

## 2.5 Forschungsbedarf

Als Ausblick soll daher im Folgenden ein noch nicht realisierter Ansatz diskutiert werden. Ein erster Arbeitsschritt müsste auf die Problematik der ungenauen Lokalisierung der LRT innerhalb der FFH Gebiete abzielen. Um eine standortbezogene Belastungsbewertung der FFH-Gebiete auf Basis der Lebensraumtypen durchführen zu können, müssen die Beschreibungen der Lebensraumtypen aus den Standarddatenbögen der Natura 2000 Erhebungen räumlich explizit verortet werden. Ansonsten ließe sich keine Beziehung zwischen Depositionsdaten und Sensitivitäten hinsichtlich der Schwefel- und Stickstoffbelastung herstellen. Dazu könnten die Informationen der Standarddatenbögen hinsichtlich der vorkommenden Lebensraumtypen ausgewertet und in einer Datenbank gespeichert werden. Ebenso müssten die bei der Critical-Load-Berechnung verwendeten Boden- und Klimadatenbanken ausgewertet und den FFH-Gebieten zugeordnet werden. Daraus könnten Parameter extrahiert werden, die für eine Eignungs- bzw. Möglichkeitsmodellierung nutzbar sind. Als Ergebnis entstünde eine Datenbank mit den Informationen zur (wahrscheinlichen) Lokalisierung von Lebensraumtypen innerhalb eines FFH Gebietes.

Zur weiterführenden Analyse und Auswertung müssen folgende Punkte beachtet werden. Erstens wäre eine solche Verortung der Lebensraumtypen zwar räumlich explizit, aber nicht im Sinne einer Ausschließlichkeit. Nur sehr wenige Flächen sind hinsichtlich ihrer Standortfaktoren ausschließlich für einen Lebensraumtyp geeignet, es gäbe mit Sicherheit Überlappungen und Überschneidungen. Zweitens würden die Zuordnungen von passenden Lebensraumtypen nur dann getroffen werden, wenn der betreffende LRT auch in den Erfassungen vor Ort nachgewiesen werden konnte. Es ist allerdings auch möglich, dass an stark degradierten Standorten der charakteristische Lebensraumtyp nicht mehr aufgefunden werden konnte. Die größte Problematik hinsichtlich der Auswertung ergibt sich aus den schon beschriebenen Überlappungen der ökologischen Nischen. Da Mehrfachtreffer an einem Standort möglich sind, können Flächenbetrachtungen nur eingeschränkt vorgenommen werden. Es wäre allerdings denkbar auf der Basis von MS Access eine Datenbank zu erstellen, welche einfache Auswerte- und Analyse-möglichkeiten für ausgewählte FFH Gebiete ermöglicht.

### 3 Zusammenfassung und Ausblick

Grundsätzlich kann davon ausgegangen werden, dass die im deutschen Datensatz ausgewiesenen ökologischen Belastungsgrenzen auch die unter Natura 2000 erfassten FFH-Gebiete repräsentieren. Demzufolge bleibt ein vorrangiges Ziel, die Critical Load im nationalen Maßstab einzuhalten. Dort, wo die aktuellen Depositionen von Luftschadstoffen noch oberhalb der Belastungsgrenzen liegen, ist die Überschreitung zu vermindern und sind die Einträge weiter in Richtung auf die Belastbarkeitsgrenzen zu senken (siehe Kapitel 1.2). Hinsichtlich der versauernden Einträge ist dies bereits in den letzten Jahrzehnten weitestgehend gelungen. Ein Versauerungsrisiko ist nur noch auf etwa 15 % der Rezeptorfläche zu verzeichnen. Waren zwischen 1990 und 1995 etwa 60 % der Ökosysteme mit mehr als 1000 Äquivalente pro Hektar und Jahr überlastet, so trifft dies 2009 nur noch auf 1 % der Fläche zu.

Demgegenüber gibt es weiterhin einen hohen Anteil an Flächen, die dem Risiko einer Eutrophierung unterliegen. Zwar ist der Anteil von Ökosystemen, die mit mehr als 10 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr über den Critical Load hinaus belastet werden von fast 90 % im Jahr 1990 auf unter 6 % im Jahr 2009 gesunken, doch bleiben auf der Hälfte aller Flächen die Belastungsgrenzen überschritten. Fortschritte gab es jedoch bei dem Anteil von Rezeptorflächen, bei denen die Critical Load eingehalten werden. So waren 1990 erst auf weniger als 1 % der Flächen die Critical Load nicht überschritten, dieser Anteil stieg auf fast 22,5 % im Jahr 2007 und weiter auf 50 % im Jahr 2009. Allerdings verlangt die Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt (BMU 2007), mit der die internationale Konvention zum Schutz der Biodiversität (CBD) für Deutschland umgesetzt wird, dass bis 2020 alle Ökosysteme vor dem Risiko der Versauerung und Eutrophierung zu bewahren sind.

Untersucht wurden verschiedene Ansätze, Critical Load auch für die Belastungsbewertung von FFH-Gebieten hinsichtlich des Eintrags von Luftschadstoffen zu nutzen. Eine einfache Möglichkeit wäre, aus dem bestehenden deutschen Critical-Load-Datensatz nach räumlichen Kriterien die auf FFH-Gebiete zutreffenden Belastungsgrenzen herauszufiltern (siehe Kapitel 2.2). Dabei bleibt jedoch das für jedes FFH-Gebiet festgelegte Schutzziel unbeachtet. Ist für das Gebiet nur ein Schutzziel formuliert, wie z.B. bei den 5 deutschen Buchenwaldstandorten des UNESCO Welterbes, kann ein speziell darauf abgestimmter Critical Load berechnet werden, wie in Kapitel 2.3 durchgeführt. In der übergroßen Mehrheit der FFH-Gebiete werden als Schutzgüter jedoch klar definierte Lebensraumtypen ausgewiesen, für die ein günstiger Erhaltungszustand langfristig zu sichern ist. Die FFH-spezifischen Critical Load müssen demzufolge sowohl vegetations- als auch standortspezifisch ermittelt werden, wobei die Schutzgüter lebensraumtypspezifisch und sogar innerhalb eines Lebensraumtyps zwischen verschiedenen Ausprägungsformen variieren können. Der dafür im Kapitel 2.4 beschriebene Ansatz zur Bestimmung von Critical Load für FFH-Lebensraumtypen bietet eine Möglichkeit, um mit vertretbarem Datenaufwand eine möglichst große Bandbreite an Schutzzielen abzudecken zu können. Die Umsetzung bzw. Critical-Load-Zuordnung ist aber als nicht abgeschlossene Methodenentwicklung zu betrachten und die Ergebnisse müssen mit Bedacht analysiert werden. Wenn die empfindlichste Ausprägung eines Lebensraumtyps als Kriterium gewählt wird führt dies logischerweise dazu, dass besonders empfindliche Lebensraumtypen überrepräsentiert werden. So dominiert z.B. der LRT 91E0 mit ca. 55% Anteil den Datensatz, da der niedrigste ausgewiesene Critical Load für eutrophierend wirkenden Stickstoff für diesen LRT bei  $6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  liegt. Die gesamte Spanne der Critical Load des LRT 91E0 reicht allerdings von 6 bis  $27,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Den Fokus auf den flächendominanten LRT zu legen vernachlässigt hingegen, dass die am meisten gefährdeten LRT möglicherweise nur marginale Ausprägungen haben können. Es besteht daher weiterer Forschungsbedarf, um für die Natura 2000 Gebiete eine praktikable und ökologisch sinnvolle Belastungsbewertung zu entwickeln.



## 4 Quellenverzeichnis

- Achermann & Bobbink (2003): Empirical critical loads for nitrogen: Expert workshop, Berne, 11-13 November 2002, Proceedings. Environmental Documentation 164, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape. SAEFL 2003
- BfN (2009): Karte der potenziell natürlichen Vegetation von Deutschland und Umgebung. Bundesamt für Naturschutz, Bonn (<http://www.floraweb.de/> [Stand: Oktober 2013]).
- BfN (2012): Natura 2000-Daten (digital), Bundesamt für Naturschutz, Bonn
- BGR (2002): Sickerwasserrate aus dem Boden (HAD 2000 SWR). Digitales Archiv FISBo, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), Hannover
- BGR (2008): Nutzungsdifferenzierte Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1 : 1 000 000. Karte mit Erläuterungen, Textlegende und Daten der Schätzprofile für die Leitböden (digital) BÜK 1000 N, Version 2.3, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover
- BMU (2007): Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt (vom Bundeskabinett am 07.11.2007 beschlossen), Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Oktober 2007
- BMU (2011): Deutsche Buchenwälder – Weltnaturerbe der UNESCO, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Oktober 2011
- BMVBS – BUNDESMINISTERIUM FÜR VERKEHR, BAUWESEN UND STÄDTEBAU (Hrsg.) (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 & Hettelingh (2011): Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23-25 June 2010. RIVM report No. 680359002, ISBN No. 978-90-6960-251-6 ([http://wgecce.org/Publications/Other\\_CCE\\_Reports/Review\\_and\\_revision\\_of\\_empirical\\_critical\\_loads\\_and\\_dose\\_response\\_relationships\\_2010](http://wgecce.org/Publications/Other_CCE_Reports/Review_and_revision_of_empirical_critical_loads_and_dose_response_relationships_2010)) [Stand: Oktober 2013]
- CCE (2012): Modelling and Mapping of Atmospherically-induced Ecosystem Impacts in Europe, CCE Status Report 2012, Coordination Centre for Effects, RIVM, Bilthoven, The Netherlands
- 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.
- Duijnisveld W, Hennings V, Martin N, Richter A, Behrens J (2003): Sickerwasserrate aus dem Boden. Hydrologischer Atlas von Deutschland (HAD), 3. Lfg., Tafel 4.5, Freiburg i. Br.
- DWD (2012): Mittelwerte 30-jähriger Perioden, [http://www.dwd.de/bvbw/appmanager/bvbw/dwdwwwDesktop?\\_nfpb=true&\\_pageLabel=dwdwww\\_result\\_page&gsbSearchDocId=675118](http://www.dwd.de/bvbw/appmanager/bvbw/dwdwwwDesktop?_nfpb=true&_pageLabel=dwdwww_result_page&gsbSearchDocId=675118) [Stand: Oktober 2013]
- Gauger Th (2005): Nationale Luftreinhaltestrategie - Umsetzung von EU Anforderungen; Teilvorhaben 02: Aufbereitung, Nutzung und Weiterentwicklung nationaler, hochauflösender Datensätze zu Konzentrationen und Depositionen von Luftschadstoffen. Forschungsvorhaben im Auftrag des Umweltbundesamtes BMU/UBA FKZ 203 43 257/02

- Gauger Th, Haenel HD, Rösemann C, Dämmgen U, Bleeker A, Erisman JW, Vermeulen AT, Schaap M, Timmermanns RMA, Bultjes PJH, Duyzer JH (2008): National Implementation of the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (Effects) / Nationale Umsetzung UNECE-Luftreinhaltkonvention (Wirkungen) Part 1: Deposition Loads: Methods, modelling and mapping results, trends. UBA-Texte 38/2008 (Teil 1). ISSN 1862-4804
- Gauger Th, Bultjes P, Banzhaf S, Hendriks E, Kerschbaumer, A, Koenen M, Nagel H-D, Schaap M, Scheuschner Th, Schlutow A (2011): Modelling of Air Pollutants and Ecosystem Impact (MAPESI), Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland, UBA-Texte 38/2011
- ICP Modelling & Mapping (2010): Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends, Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt) Berlin, UBA-Texte 52/2004, revised version of 2010 (download via internet: <http://www.icpmapping.org>) [Stand: Oktober 2013]
- LAI (2012): Bund-Länder-Arbeitskreis „Ermittlung und Bewertung von Stickstoffeinträgen“, Abschlussbericht vom 03.03.2010, ([http://www.lanuv.nrw.de/landwirtschaft/zulassung/pdf/LAI\\_N-Leitfaden\\_03.03.10\\_Langfassung.pdf](http://www.lanuv.nrw.de/landwirtschaft/zulassung/pdf/LAI_N-Leitfaden_03.03.10_Langfassung.pdf)) [Stand: Oktober 2013]
- MAPESI (2011): Modelling of Air Pollutants and Ecosystem Impact (MAPESI), UBA-Vorhaben FKZ 3707 64 200 Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland, UBA-Texte 38/2011 (siehe auch Gauger et al. 2011)
- Nagel & Gregor (1999): Ökologische Belastungs-grenzen - Critical Loads & Levels, Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltspolitik, Springer Verlag 1999, ISBN 3-540-62418-X
- Reinds, G.J., Posch, M., De Vries, W. (2001): A semi-empirical dynamic soil acidification model for use in spatially explicit integrated assessment models in Europe. Alterra Report 084, Alterra Green World Research Wageningen, Netherlands, 55 S.
- UBA (2004): Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends. Umweltbundesamt Texte 52/2004, Berlin (aktuelle Onlineversion von 2010: <http://www.icpmapping.org>) [Stand: Oktober 2013]
- UBA, DLR-DFG (2009): Bodenbedeckungsdaten für Deutschland – CORINE Landcover (CLC 2006), Umweltbundesamt (UBA), Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt (DLR), Deutsches Fernerkundungszentrum (DFG), digitale Datenlieferung Mai 2010
- Wichink Kruit R J, Banzhaf S, Scheuschner Th, Schaap M, Segers A, Heslinga D, Bultjes P (2013): Pollutant Input and Ecosystem Impact (PINETI), Modellierung und Kartierung atmosphärischer Stoffeinträge und kritischer Belastungsschwellen zur kontinuierlichen Bewertung der ökosystemspezifischen Gefährdung der Biodiversität in Deutschland, UBA FKZ 3710 63 246 (Abschlussbericht im Druck)