

Umweltforschungsplan  
des Bundesministeriums für Umwelt,  
Naturschutz und Reaktorsicherheit

Luftreinhaltung

Förderkennzeichen 200 85 212

## **Critical Loads für Säure und eutrophierenden Stickstoff**

Hans-Dieter Nagel, Rolf Becker, Heiko Eitner,  
Philipp Hübener, Frank Kunze, Angela Schlutow,  
Gudrun Schütze, Regine Weigelt-Kirchner

Gesellschaft für Ökosystemanalyse  
und Umweltdatenmanagement (mbH)

Projektleiter  
Dr. sc. nat. Hans-Dieter Nagel

IM AUFTRAG  
DES UMWELTBUNDESAMTES

Dezember 2004

## Inhaltsverzeichnis

<b>0</b>	<b>Vorwort.....</b>	<b>3</b>
<b>1</b>	<b>Das Critical Load-Konzept und die Zielstellungen der UNECE – Protokolle .....</b>	<b>5</b>
1.1	Internationale Entwicklung.....	5
<b>2</b>	<b>Der Critical Load-Datensatz (Schwefel, Stickstoff) für Deutschland.....</b>	<b>9</b>
2.1	Flächenbezogene Berechnung und Kartierung von Ökologischen Belastungsgrenzen .....	9
2.1.1	Methoden.....	9
2.1.2	Ausgangsdaten für die Berechnung der Critical Loads nach der Massenbilanzmethode .....	9
2.1.3	Critical Loads für Säureinträge.....	13
2.1.3.1	Methodischer Ansatz.....	13
2.1.3.2	Erhebung und Berechnung der Eingangsdaten .....	23
2.1.3.2.1	Freisetzungsrates basischer Kationen durch Verwitterung ( $BC_w$ ).....	23
2.1.3.2.2	Netto-Aufnahmeraten basischer Kationen durch den Bestand in Wäldern und Forsten ( $BC_u$ ).....	28
2.1.3.2.3	Kritische Austragsrate der Säureneutralisationskapazität mit dem Sickerwasser (ANCLe(crit)) .....	48
2.1.3.3	Critical Loads-Ergebnisse .....	53
2.1.4	Critical Loads für eutrophierende Stickstoffinträge.....	57
2.1.4.1	Methodischer Ansatz.....	57
2.1.4.2	Erhebung und Berechnung der Eingangsdaten .....	58
2.1.4.2.1	Netto-Stickstoff-Aufnahmerate durch die Vegetation ( $N_u$ )....	58
2.1.4.2.2	Stickstoff-Immobilisierungsrate ( $N_i$ ).....	59
2.1.4.2.3	Tolerierbare Stickstoffaustragsrate mit dem Sickerwasser ( $N_{le(acc)}$ ) .....	60
2.1.4.2.4	Stickstoff-Denitrifikationsrate ( $N_{de}$ ).....	62
2.1.4.3	Ergebnisse der Critical Load-Berechnungen für eutrophierenden Stickstoff.....	64
2.2	Verifizierung des flächenhaften Critical Load-Datensatzes anhand von Punktdaten in Zusammenarbeit mit den Bundesländern.....	69
2.2.1	Vergleich des deutschen Datensatzes nach SMB mit den Level II-Standorten nach SMB (mit an den Datensatz angepasster Berechnungsmethodik) inkl. Fehleranalyse mit dem Ziel der Überprüfung des deutschen Datensatzes.....	69
2.2.2	Vergleich des deutschen Datensatzes nach SMB mit den Level I/BZE-Standorten nach SMB (mit an den Datensatz angepasster Berechnungsmethodik) inkl. Fehleranalyse zur Überprüfung des deutschen Datensatzes ...	73
2.2.3	Standortbezogene Berechnung und Kartierung von Ökologischen Belastungsgrenzen für Säure nach PROFILE auf den Flächen des forstlichen Umweltmonitorings .....	75

---

2.2.3.1	Methodik .....	75
2.2.3.2	Ergebnisse .....	79
2.2.4	Fehleranalyse und Methodenvergleich .....	82
2.3	Entwicklung eines Modells zur Ermittlung von empirischen Critical Loads und aktuellen Regenerierungspotenzialen naturnaher Ökosysteme mittels Bioin- dikation („BERN-Modell“).....	87
<b>3</b>	<b>Critical Load-Überschreitungen (Schwefel, Stickstoff).....</b>	<b>90</b>
3.1	Trends in der atmosphärischen Schadstoffbelastung .....	90
3.2	Critical Loads-Überschreitungen .....	91
3.3	Weitere Senkungsziele für eine dauerhaft nachhaltige Entwicklung und der notwendige Übergang zur dynamischen Systembetrachtung .....	99
3.4	Schlussfolgerungen und Ausblick .....	100
<b>4</b>	<b>Critical Loads für Schwermetalle.....</b>	<b>103</b>
4.1	Methodenentwicklung für Critical Loads für Schwermetalle und die Weiterentwicklung des deutschen Datensatzes.....	103
4.2	Methodische Grundlagen .....	104
4.3	Schlussfolgerungen aus dem Methodentest CL(M) und Aufgaben für die zukünftige Arbeit .....	106
<b>5</b>	<b>Literatur.....</b>	<b>109</b>

Abbildungsverzeichnis

Tabellenverzeichnis

Anhang

## 0 Vorwort

Seit der letzten zusammenfassenden Publikation über die im Rahmen des 1979 von der Wirtschaftskommission für Europa (UNECE) verabschiedeten Übereinkommens über weiträumige grenzüberschreitende Luftreinhaltung erbrachten deutschen Beiträge und Aktivitäten vor vier Jahren (NAGEL et al. 2000) haben sich neue wissenschaftliche Erkenntnisse ergeben, wurden Daten fortgeschrieben oder aktualisiert und waren Zielvorgaben zu überprüfen. Mit dem hier vorgelegten Abschlussbericht zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „Critical Loads für Säure und eutrophierenden Stickstoff“ werden die Ergebnisse der deutschen Beteiligung an dem europaweiten Projekt vorgestellt und beschrieben. Das vom BMU geförderte und vom UBA betreute Vorhaben (FKZ 200 85 212) lieferte von November 2000 bis Juni 2004 Daten und Ergebnisse an die Task Force des International Cooperative Programme on Modelling and Mapping of Critical Levels & Loads and Air Pollution Effects, Risks and Trends (ICP Modelling & Mapping), an das Coordination Center on Effects (CCE) in Bilthoven (Niederlande), an das Umweltbundesamt sowie an weitere nationale Interessenten, insbesondere an den Bund-Länder-Arbeitskreis „Critical Load“. Innerhalb des Projektes erfolgte eine Verifizierung des flächenhaften Critical Load-Datensatzes anhand von Punktdaten in Zusammenarbeit mit den Ländern und eine Abgleichung und Überprüfung von Erhebungsdaten. Gegenstand der Arbeit war zu einem wesentlichen Teil auch die Erfüllung aller Aufgaben und Berichtspflichten des National Focal Center (NFC) für Deutschland.

Während der vierjährigen Projektarbeit entstanden Zwischenergebnisse zu folgenden Themen, die in eigenen Berichten dargelegt wurden:

- Entwicklung und Bereitstellung eines Programmpaketes (Daten-Viewer) zur Darstellung und Auswertung einzelner Datensätze aus der Gesamtheit des Deutschen Critical Load Datensatz DDS 2000 (November 2001)
- Studie „Uncertainties in Critical Load Calculations – German Approaches“ (Mai 2002)
- Berechnung und Kartierung der Überschreitungen von Critical Loads für Säure und Stickstoff (Exceedances) auf Basis neuer Depositionsdaten im Ergebnis des UBA-Projekts „Mapping of ecosystem specific long-term trends in deposition loads and concentrations of air pollutants in Germany“ FKZ 299 42 210 (Dezember 2002)
- Erarbeitung eines deutschen Datensatzes der Critical Loads für Cadmium und Blei zur Beantwortung einer Datenanfrage durch das CCE Bilthoven (Januar 2003)

- Vorbereitung und Durchführung des Expert Meeting on Critical Limits for Heavy Metals and Methods for their Application, 2. – 4. Dezember 2002 in Berlin einschließlich der druckreifen Fertigstellung der Proceedings (UBA Texte 47/03, Juni 2003)
- Berechnung, Darstellung und Beschreibung des aktualisierten und erweiterten deutschen Critical Load Datensatz DDS 2003, der für die europäische Datenbasis an das CCE geliefert wurde (Juni 2003)
- Entwicklung eines Modells zur Ermittlung von empirischen Critical Loads und aktuellen Regenerierungspotenzialen naturnaher Ökosysteme mittels Bioindikation, BERN-Modell (UBA-Texte 22/04, März 2004).

Im Ergebnis des nationalen und internationalen Erkenntnisfortschritts zu den Berechnungsmethoden für Critical Loads sowie durch die Einführung dynamischer Modelle wurden im Projektzeitraum eine umfassende Revision, Überarbeitung und Aktualisierungen des 1996 veröffentlichten Mapping Manual (UBA-Texte 71/96) erforderlich. Die Steuerung und Organisation für den gesamten Prozess der inhaltlichen Überarbeitung erfolgte ebenso innerhalb dieses Projektes wie die über die Homepage des ICP Modelling & Mapping geführte internationale Diskussion zu den Entwürfen einzelner Kapitel.

Auf der 20. Tagung der Task Force des ICP Modelling & Mapping (27./28. Mai 2004, Laxenburg, Österreich) konnte der überarbeitete Entwurf des neuen Manuals als Internetversion zur Annahme vorgestellt und beschlossen werden, es dient nun als Grundlage für die weitere Arbeit aller beteiligten 25 europäischen Länder. Neben der im Internet verfügbaren Version wurde auch eine Druckvorlage erstellt, so dass das Mapping Manual nun auch in gedruckter Fassung vorliegt (UBA-Texte 52/04).

# 1 Das Critical Load-Konzept und die Zielstellungen der UNECE – Protokolle

## 1.1 Internationale Entwicklung

Unter der Schirmherrschaft der Vereinten Nationen wurde 1979 von der UN-Wirtschaftskommission für Europa (UNECE) in Genf die „Convention on Long-range Transboundary Air Pollution“ (CLRTAP) begründet. Dieses „Übereinkommen über weiträumige, grenzüberschreitende Luftreinhaltung“ wurde damals von 34 Mitgliedstaaten unterzeichnet. Inzwischen, am 13. November 2004, beging die Konvention ihren 25. Jahrestag und nach den politischen Umstrukturierungen in Europa sind es heute (Stand vom 31.12.2004) nunmehr 48 der insgesamt 55 Mitgliedstaaten und die Europäische Gemeinschaft, die ihre Unterschrift unter die Konvention setzten und diese von den nationalen Parlamenten ratifizieren ließen.

Die Konvention wollte als erstes völkerrechtlich verbindliches Instrument die Probleme der Luftverunreinigungen auf einer weiträumigen Basis angehen. „Neben der Festlegung der allgemeinen Prinzipien für internationale Kooperation zur Bekämpfung der Luftverschmutzung hat es einen Rahmen geschaffen, um Forschung und Politik institutionell zu vereinigen“ (UNECE 1996). Über seine Ausfüllung befindet ein Exekutivorgan (Executive Body), das sich von 3 Arbeitsgruppen und dem European Monitoring and Evaluation Programm (EMEP) zuarbeiten lässt. Mit der Konvention sind die Vertragsparteien unter anderem dazu aufgerufen..., eine wissenschaftliche Grundlage für die Dosis-/Wirkungsverhältnisse von Luftschadstoffen zu schaffen (Artikel 7). Zielsetzung war, das notwendige Wissen bereitzustellen, um den Umfang der luftbürtigen Schädigung von Materialien, einschließlich der historischen und kulturellen Denkmäler, von Wasserökosystemen und dem Grundwasser sowie die Beeinträchtigung von Böden, der Vegetation und komplexer Ökosysteme einschätzen und diesen wirksame Maßnahmen entgegensetzen zu können. Um alle diese Bereiche abzudecken, sind in den Folgejahren vom Exekutivorgan sechs internationale Kooperativprogramme (International Cooperative Programmes, ICPs) eingerichtet worden. Die Organisationsstruktur und weitere inhaltliche Details sind auf den Internetseiten der LRTAP zu entnehmen ([www.unece.org/env/lrtap](http://www.unece.org/env/lrtap)).

Besonders wichtige Impulse zur Fortsetzung der Luftreinhaltungspolitik setzte die UNECE innerhalb der Projektlaufzeit durch ein neues, wirkungsbezogenes Luftreinhaltungsprotokoll. Die darin enthaltenen Verpflichtungen zur Verminderung von Versauerung, Eutrophierung und des bodennahen Ozons (Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone) un-

terzeichneten im Dezember 1999 die Vertreter von 27 Ländern, darunter Deutschland. Ziel dieses Protokolls ist die weitere Senkung der Emissionen von Schwefel, Stickoxiden, Ammoniak und flüchtigen organischen Verbindungen (VOC), die eine Ursache der weiter zunehmenden Versauerung, der ansteigenden Eutrophierung und des Entstehens von bodennahem Ozon sind. Dieses Protokoll ist das erste seiner Art, das gleichzeitig mehrere Schadstoffkomponenten und deren unterschiedliche Wirkungsbezüge behandelt, es wird daher auch als Multi-Schadstoff/Multi-Effekt-Protokoll bezeichnet. Bis Ende 2004 lagen die Unterschriften von 31 Staaten unter dieses Protokoll vor, davon haben 14 Länder bereits die Ratifizierungsurkunden hinterlegt. Noch zwei weitere Ratifikationen sind allerdings notwendig, damit auch dieses Protokoll in Kraft treten kann.

Nach Inkrafttreten auch dieses Protokolls werden dann insgesamt 8 international verbindliche Dokumente die Umsetzung der Konvention über weit reichende, grenzüberschreitende Luftschadstoffe unterstützen (weitere Angaben unter [www.unece.org/env/lrtap](http://www.unece.org/env/lrtap)).

In die Zeit der Projektbearbeitung fielen auch wichtige Maßnahmen zur Emissionsbegrenzung von Luftschadstoffen und zur Verbesserung von Luftqualität seitens der Europäischen Gemeinschaft (EU). Das 6. Umweltaktionsprogramm der EU wurde am 11. Juni 2002 verabschiedet, ist im Amtsblatt der EU veröffentlicht (ABl. L 242/1 vom 10.09.2002) und hat einen Geltungsbereich von zehn Jahren (2002 - 2012). Nach fünf Jahren ist eine Zwischenüberprüfung vorgesehen und ggf. sollen Anpassungen vorgenommen werden. Das Programm baut auf das Vorsorgeprinzip auf und legt strategische Konzepte der Umweltpolitik fest.

Für die Schwerpunktbereiche a) Klimaänderungen, b) Natur und biologische Vielfalt, c) Umwelt, Gesundheit und Lebensqualität sowie d) natürliche Ressourcen und Abfälle legt das Programm konkrete Ziele und Aktionen fest. Im Folgenden sind diejenigen Zielsetzungen aufgelistet, die eine enge Verbindung zu den umweltpolitischen Zielstellungen der UNECE haben und für die ebenfalls Critical Loads für Schwefel- und Stickstoffverbindungen relevant sind:

- Natur und Biodiversität: Der Biodiversitätsverlust soll bis 2010 gestoppt, das Netzwerk Natura 2000 zügig vollendet werden.
- Gesundheit und Umwelt: Unter Berücksichtigung der einschlägigen WHO-Grenzwerte, Empfehlungen und Programme sollen signifikante schädliche Auswirkungen auf Umwelt und Gesundheit verhindert werden.

- Wasser: Entsprechend der Wasserrahmenrichtlinie soll ein hohes Schutzniveau für Oberflächen- und Grundwasser gewährleistet werden.
- Luft: Langfristig soll es zu keiner Überschreitung der "Critical Levels und Critical Loads" mehr kommen; die bestehenden Luftqualitätsziele sollen überprüft werden.

Eine besondere Bedeutung haben in diesem Zeitraum auch die umweltpolitischen Zielstellungen der in nationales Recht umzusetzenden EG-Richtlinien zur Emissionsbegrenzung bei Luftschadstoffen, die Richtlinie 2001/81/EG über nationale Emissionshöchstmengen (NEC - Richtlinie) (vgl. Tabelle 1-1):

Tabelle 1-1: Höchstmengen der Schadstoffemissionen im Jahr 2010 nach den Zielstellungen der NEC-Richtlinie für 15 europäische Länder

Land	SO <sub>2</sub> Kilotonnen	NO <sub>x</sub> Kilotonnen	VOC Kilotonnen	NH <sub>3</sub> Kilotonnen
Österreich	39	103	159	66
Belgien	99	176	139	74
Dänemark	55	127	85	69
Finnland	110	170	130	31
Frankreich	375	810	1 050	780
Deutschland	520	1 051	995	550
Griechenland	523	344	261	73
Irland	42	65	55	116
Italien	475	990	1 159	419
Luxemburg	4	11	9	7
Niederlande	50	260	185	128
Portugal	160	250	180	90
Spanien	746	847	662	353
Schweden	67	148	241	57
Vereinigtes Königreich	585	1 167	1 200	297
<b>EG 15</b>	<b>3 850</b>	<b>6 519</b>	<b>6 510</b>	<b>3 110</b>

Der deutsche Bundestag hat mit der Verordnung vom 13. Juli 2004 zur Verminderung von Sommersmog, Versauerung und Nährstoffeinträgen (33. BImSchV) diese Vorgaben in deutsches Recht umgesetzt.



Seitdem die Zielstellungen der UNECE Protokolle wirkungsbezogen formuliert werden und in Übereinstimmung damit die Schadstoffwirkungen auch zu einem Bewertungskriterium für die Luftreinhaltung in Europa wurden, so im EU Projekt "Clean Air for Europe"(CAFE), sind die Methoden zur Ermittlung der ökologischen Belastungsgrenzen - Critical Loads und Levels – immer bedeutsamer geworden und bilden eine Basis für die politischen Verhandlungen auf internationaler Ebene (vgl. Tabelle 1-2). Einen Beitrag hierzu ermöglicht die Regionalisierung der ökologischen Belastbarkeit, d. h. die Bestimmung der standortspezifischen Empfindlichkeit von Wald- und anderen Ökosystemen und ihr Vergleich mit den aktuellen Eintragsraten von Luftschadstoffen am jeweiligen Standort. Auf Grundlage der so ermittelten aktuellen Überschreitung von Belastbarkeiten lassen sich Senkungsstrategien ableiten und Minderungsmaßnahmen so planen, dass ein möglichst hoher ökologischer Effekt bei einem vertretbaren Aufwand garantiert wird. Auf dieser Basis kann auch eingeschätzt werden, welcher Schadstoff in welchem Umfang reduziert werden muss, um die empfindlichsten Ökosysteme zu schützen und eine nachhaltige umweltverträgliche Entwicklung der Region zu sichern.

Tabelle 1-2: UNECE Protokolle und sich daraus für Deutschland ergebende Verpflichtungen

Protokoll	Verpflichtungen	Stand
Finanzierungsprotokoll EMEP 1984	Leistung von Pflichtbeiträgen zur langfristigen Finanzierung der Messung und Bewertung der weiträumigen Übertragung von Luftschadstoffen	Ratifiziert (BGBl. 1989 II S. 421)
1. Schwefelprotokoll 1985	30%-Reduzierung der nationalen Schwefeldioxidemissionen (SO <sub>2</sub> ) bis 1993, verglichen mit 1980	Ratifiziert (BGBl. 1986 II S. 1116)
Stickstoffprotokoll 1988	Einfrieren der Stickstoffemissionen (NO <sub>x</sub> ) bis 1994 auf der Basis von 1987; Deutschland verpflichtet sich zusammen mit weiteren 11 Staaten zu einer 30%-Reduzierung bis spätestens 1989, verglichen mit 1985	Ratifiziert (BGBl. 1990 II S. 1278)
VOC-Protokoll 1991	Reduzierung der Emissionen flüchtiger Kohlenwasserstoffe (VOC) um mindestens 30% bis 1999, verglichen mit 1988	Ratifiziert (BGBl. 1994 II S. 2358)
2. Schwefelprotokoll 1994	Festlegung nationaler Emissionsobergrenzen für SO <sub>2</sub> für die Jahre 2000, 2005, 2010; erstmals auf der Grundlage eines wirkungsorientierten Ansatzes	Ratifiziert (BGBl. 1998 II S. 130)
Schwermetallprotokoll 1998	Regelung zur Verringerung der Emissionen der Schwermetalle Cadmium, Blei und Quecksilber	Ratifiziert (BGBl. 2003 II S. 610)
POP-Protokoll 1998	Regelung zur Verringerung der Emissionen von 16 persistenten organischen Verbindungen (u.a. DDT, Dioxine, PCB, Furane)	Ratifiziert (BGBl. 2002 II S. 803)
Multikomponentenprotokoll 1999	Gleichzeitige Bekämpfung von Versauerung, Eutrophierung und bodennahem Ozon durch die Festlegung von länderspezifischen Emissionshöchstmengen für SO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , NH <sub>3</sub> und VOC, die ab 2010 nicht mehr überschritten werden dürfen.	Ratifiziert 27.10.2004

## **2 Der Critical Load-Datensatz (Schwefel, Stickstoff) für Deutschland**

### **2.1 Flächenbezogene Berechnung und Kartierung von Ökologischen Belastungsgrenzen**

#### **2.1.1 Methoden**

Unter dem Begriff Critical Loads sind naturwissenschaftlich begründete Belastungsgrenzen zu verstehen, die die Gewähr dafür geben, dass ein ausgewähltes Schutzgut, z. B. Ökosysteme oder Organismen, aber auch Baudenkmäler, weder akut noch langfristig geschädigt wird. In Deutschland wurde, wie in vielen anderen europäischen Ländern auch, zunächst für den Wald und andere naturnahe Ökosysteme der Critical Load-Ansatz benutzt, um für den Eintrag versauernder Luftschadstoffe und für die eutrophierende Wirkung (Überangebot von Nährstoffen) der Stickstoffeinträge aus der Luft die ökologischen Belastungsgrenzen zu bestimmen und zu kartieren. Den Critical Loads müssen die tatsächlichen Depositionen atmosphärischer Schadstoffe gegenübergestellt werden, da das Schädigungsrisiko der Schutzgüter nur von der Differenz der beiden Größen, also der Überschreitung (Exceedance) der Critical Loads ausgeht. Die Bestimmung von Critical Loads für wichtige ökologische Rezeptoren in Deutschland stellt damit eine wesentliche Grundlage für die Anwendung des Vorsorgeprinzips im Umweltschutz dar.

Aufgrund der Verwendung eines einfachen Massenbilanz-Modells, d. h. einem Steady state-Modell, kann aber keine zeitliche Auflösung angegeben werden, so dass weder eine retrospektive Analyse noch eine Prognose von Waldschäden allein aus einer Critical Loads-Überschreitung herzuleiten ist. Mit einer einfachen Massenbilanz 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.

#### **2.1.2 Ausgangsdaten für die Berechnung der Critical Loads nach der Massenbilanzmethode**

Die Berechnung von Critical Loads erfordert als Ausgangsdatenbasis quantitative Angaben über die untersuchten Stoffe, die in die Ökosysteme eingetragen, ausgetragen und festgelegt werden. Diese Massenangaben werden zum Teil originär durch Messungen erhoben (z. B. Depositions-

messungen), zum größeren Teil müssen sie mit Hilfe von Modellen berechnet oder durch Analogieschluss abgeschätzt werden.

Originäre Ausgangsdaten, die entweder direkt Eingang in das Massenbilanz-Modell finden, oder als Ausgangsbasis für die Abschätzung von nicht gemessenen Parametern dienen, konnten aus folgenden Quellen entnommen werden:

### ***Bodenübersichtskarte Deutschlands (BÜK 1000)***

In diesem Projekt kommen die Polygonkartierung der BÜK 1000 (1995) sowie die Angaben in der Legende zu den Bodeneinheiten zur Anwendung, die teilweise 2005 nutzungsspezifisch verifiziert wurden anhand der ergänzenden Legenden für Wald und Grünland (s. u.).

Die Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:1 000 000 (HARTWICH, BEHRENS et al. 1995), herausgegeben von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), stellt die flächenhafte Verbreitung von Bodentypen, zusammengefasst in Leitbodenassoziationen (=Bodeneinheiten), dar. Die Kartenlegende weist 72 Legendeneinheiten auf, die zu 7 Gruppen von Bodengesellschaften zusammengefasst werden. Die 72. Legendeneinheit umfasst die subhydrischen Böden. Da in diesem Projekt ausschließlich terrestrische Böden betrachtet werden, wird die 72. Legendeneinheit im Weiteren nicht mehr mit einbezogen. Die Bodeneinheiten 1-71 werden in einem Erläuterungsband beschrieben, in dem auch Angaben zum Ausgangsgestein, zur Vergesellschaftung von Bodentypen mit Angabe des Leitbodentyps und der üblichen Begleitbodentypen sowie ggf. zum Grund- und Stauwassereinfluss enthalten sind.

Die nutzungsspezifische BÜK 1000, die im Januar 2005 von der BGR an ÖKO-DATA als digitale Datensätze für Wald und Grünland übergeben wurde, enthält eine nutzungsdifferenzierte Verknüpfung von Legendeneinheit zu einem Leitbodentyp. Jedem Leitbodentyp ist ein Leitbodenprofil zugeordnet mit einer horizontweisen Angabe der Bodenarten, die Horizontabfolge mit Mächtigkeitsangaben, die Gründigkeit, der Humusgehalt, Gesamt-Kohlenstoff-, Gesamt-Stickstoff- und Carbonatgehalt, die Rohdichte, die Lagerungsdichte, die Feldkapazitäten, die Luftkapazität, das Gesamtporenvolumen und der Skelettgehalt. Ton-, Schluff- und Sandgehalte sowie pH-Werte als wesentliche Ausgangsgrößen sind leider (nicht mehr) angegeben. Auch deckt sich die Parameterauswahl für die Waldstandorte nicht mit der der Grünlandstandorte. Aus diesen Gründen ist eine vollständige Übernahme aller notwendigen Bodendaten aus der BÜK 1000 (2005) nach wie vor nicht möglich. Es wurde jedoch eine Verifizierung der bisher

verwendeten Annahmen und Schätzungen anhand von nunmehr für ausgewählte Flächen vorliegenden Daten zum Kohlenstoffgehalt, zur Feldkapazität und zum Porenvolumen durchgeführt.

### ***Karte der Landnutzungsverteilung***

Die flächige Verteilung der untersuchten Rezeptoren in Deutschland wird aus der CORINE Land Cover (StBA; UBA 2005) entnommen. Folgende Legendeneinheiten der CORINE-Karte werden als Rezeptorflächen betrachtet:

311 Laubwälder (Laubbaumarten bedecken mehr als 75 % der Gesamtfläche)

312 Nadelwälder (Nadelbaumarten bedecken mehr als 75 % der Gesamtfläche)

313 Mischwälder (Weder Laub- noch Nadelbaumarten überwiegen. Ihr jeweiliger Anteil liegt unter 75 % der Gesamtfläche)

321 Natürliches Grünland (Grasland, das nicht oder nur extensiv gemäht bzw. beweidet wird.

322 Heiden (überwiegend Büsche, Sträucher und Kräuter (Heidekraut, Dornestrüpp, Besenginster, Stechginster usw.).

411 Sümpfe (tief liegende Flächen ohne Torfschichten, die normalerweise im Winter überflutet und ganzjährig mit Wasser gesättigt sind. Auch landwirtschaftlich genutzte Flächen.

412 Torfmoore (nassfeuchte Flächen, deren Boden vorwiegend aus Torfmoos und unvollständig abgebauten pflanzlichen Stoffen besteht)

Es muss an dieser Stelle darauf hingewiesen werden, dass bei der Verschneidung der BÜK 1000 und dem CORINE Land Cover mitunter Kombinationen entstehen, die nicht plausibel sind und in der Natur so nicht vorkommen können. Die BÜK 1000 ist für die Differenzierung nach Bodenformen aufgrund des kleinen Maßstabs nicht ausreichend differenziert.

Man kann davon ausgehen, dass überall wo die CORINE-Karte eine Heide ausweist, mehr oder weniger saure Böden vorliegen. Diese sind dann in der BÜK 1000 unter den Begleitbodenformen aufgeführt, werden aber durch die Leitbodenassoziation der kartierten Bodeneinheit nicht immer zutreffend repräsentiert. Deshalb wurde bei der Ermittlung der Critical Loads für Heiden und Moorheiden methodisch so vorgegangen, dass in jeder Bodeneinheit die Begleitbodenform angenommen wurde, auf der eine Heidevegetation nur vorkommen kann.

Da die CORINE-Karte Sümpfe auch dort ausweist, wo die BÜK 1000 anhydromorphe Leitbodenassoziationen ausweist, ist davon auszugehen, dass auf diesen Flächen eine Begleitbodenform vorliegt, die die Entwicklung eines Sumpfes ermöglicht. Aus der Beschreibung der Bodeneinheiten lassen sich die Eigenschaften der in Frage kommenden Begleitbodenformen ableiten. In einer Bodeneinheit mit einer basenreichen anhydromorphen Leitbodenassoziation wird in der Regel eine basenreiche vollhydromorphe Begleitbodenform eingesprengelt sein. Bei sauren anhydromorphen Leitbodenassoziationen wird also mit sauren vollhydromorphen Einsprengeln zu rechnen sein.

Torfmoore, auch Regenarmmoore genannt, entstehen grundsätzlich nur in sehr saurem, sehr nährstoffarmem Milieu. Unabhängig von der ausgewiesenen Leitbodenassoziation handelt es sich an diesen Standorten immer um sehr saure Unterböden.

#### ***Klima-Daten Deutschlands***

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 1971-2000 (DEUTSCHER WETTERDIENST 2001b)

Mittlere monatliche Niederschlagsmengen für die Monate Januar-Dezember aus dem Zeitraum 1971-2000 (DEUTSCHER WETTERDIENST 2001a)

Für die Berechnung und Kartierung der Kritischen Belastungsgrenzwerte und deren Überschreitungen konnte auf dieser Grundlage erstmals das 30-jährige Mittel der Jahre zwischen 1971 bis 2000 Anwendung finden.

#### ***Karte der Sickerwasserrate***

Erstmals ist die Basis des neuen Hydrologischen Atlanten für Deutschland nach bundeseinheitlichen Methoden erarbeitet worden (BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE 2003). Darin sind auf aktueller Datenbasis beruhende Karten zur räumlichen Verteilung wichtiger hydrologischer Kenngrößen, z.B. zur Grundwasserneubildung, enthalten. Nunmehr werden die Karten dieses Hydrologischen Atlanten auch für die Berechnung der Critical Loads herangezogen. Sie stehen digital im Raster zur Verfügung.

## 2.1.3 Critical Loads für Säureeinträge

### 2.1.3.1 Methodischer Ansatz

Als „Critical Load für Säureeinträge“ wird die höchste Deposition von säurebildenden Verbindungen verstanden, die langfristig keine schädlichen Effekte in Struktur und Funktion der Ökosysteme infolge chemischer Veränderungen hervorruft. Die Höhe der tolerierbaren Deposition richtet sich damit allein nach den Eigenschaften des betrachteten Ökosystems. Dem Eintrag bzw. der Bildung von Protonen wird seitens des Bodens durch diverse Puffermechanismen entgegengewirkt, die pH-Wert abhängig sind. Die Geschwindigkeit der pH-Wert-Absenkung ist neben der Menge der deponierten Protonen von diversen Faktoren wie der Bodenverwitterung, dem Klima, der Vegetation u. a. abhängig.

In der Critical Load-Berechnung werden zwei verschiedene Definitionen für die Summe der basischen Kationen verwendet ((1)  $BC = Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^+ + Na^+$ , (2)  $Bc = Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^+$ ).

Der Critical Load für den aktuellen Säureeintrag wird in Anwendung der Massenbilanz-Methode entsprechend Mapping Manual Revision (ICP MAPPING AND MODELLING 2004) nach folgender Gleichung berechnet, die folgende Quellen und Senken für Protonen berücksichtigt:

$$CL(S+N) = CL(S) + CL(N) = BC_{dep}^* - Cl_{dep}^* + BC_w - Bc_u + N_i + N_u + N_{de} - ANC_{le(crit)} \quad \text{Gl. 2-1}$$

wobei:

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

Da einige Senkenprozesse aus der Massenbilanz nur für den Stickstoff gelten (Pflanzenaufnahme und Immobilisierung), muss die **maximal** zulässige Deposition von Säurebildnern ohne diese formuliert werden, so dass 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:

$$CL_{max}(S) = BC_{dep}^* - CI_{dep}^* + BC_w - BC_u - ANC_{le(crit)}. \quad \text{Gl. 2-2}$$

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 Depositionserfassung für Deutschland in der Regel der Fall ist (vgl. Kap. 3.2) – wird die Critical Load-Funktion gebildet, um eine schadstoffspezifische Bilanz von aktuellem Depositionswert ( $S_{dep}; N_{dep}$ ) zu dem Wertepaar auf der Critical Load-Funktion ( $S_{crit}, N_{crit}$ ) zu ermitteln, die die kürzeste Distanz („Exceedance“) darstellt (vgl. Abbildung des Kap. 3.2) und somit die Ableitung der effektivsten schadstoffspezifischen Minderungsmaßnahmen an den Emittenten gewährleistet.

Für den Deutschen Datensatz der Critical Loads und Exceedances 2005 gehen wir nach beiden Methoden vor, d.h. wir ermitteln sowohl die schadstoffunabhängigen Critical Loads für Säureeinträge  $CL_{max}(S)$ , als auch die schadstoffspezifischen Critical Load-Funktionen  $CL(S+N)$  (vgl. Kap. 3.2).

Die Eingangsdaten für die Parameter  $BC_{dep}^*$ ,  $CI_{dep}^*$ ,  $BC_w$ ,  $BC_u$  und  $N_u$  werden unmittelbar oder mittelbar aus Referenzmessungen gewonnen. Die hierfür genutzten Datengrundlagen werden im Kap. 2.1.2 beschrieben.  $N_i$  und  $N_{de}$  werden auf der Basis begründeter Annahmen abgeschätzt (vgl. Kap. 2.1.4.2.2 und 2.1.4.2.4).

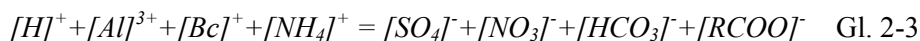
Demgegenüber ist der Term  $ANC_{le(crit)}$  nur bestimmbar, wenn man ein Modell zu seiner Berechnung heranzieht, was in die Formel für den Critical Load integriert werden kann.

Eine weitere Modifizierung der Formel für den Critical Load ergibt sich aus der Festlegung, dass bei der  $ANC_{le(crit)}$ -Berechnung Fallentscheidungen implementiert sind, die den besonderen Schutz wertvoller und seltener Bodentypen oder besonders sensibler Vegetationskomplexe garantieren soll.

Die für die Ermittlung dieser Parameter notwendigen Erweiterungen der o. g. Critical Load-Formeln durch Teilmodelle werden deshalb innerhalb dieses Kapitels im Folgenden erläutert:

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

Eine vollständige Säureneutralisation findet im Boden statt, wenn ein Gleichgewicht zwischen basischen Ionen und sauren Ionen in der Bodenlösung herrscht:



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

Als Maß für die Säureneutralisationskapazität kann die Konzentration der basischen Reaktionsprodukte des Neutralisationsvorganges in der Bodenlösung herangezogen werden:

$$[ANC]_{le} = +[HCO_3]^-_{le} + [RCOO]^-_{le} - [H]^+_{le} - [Al]^{3+}_{le} \quad \text{Gl. 2-4}$$

Die **Auswaschungsrate von Hydrogencarbonat** kann nach folgenden Formeln berechnet werden:

$$HCO_{3,le} = PS [HCO_3] \quad \text{Gl. 2-5}$$

$$[HCO_3] = \frac{K_1 \cdot K_H \cdot p_{CO_2}}{[H]} \quad \text{Gl. 2-6}$$

wobei:

$K_1$  = 1. Dissoziations-Konstante  
 $K_H$  = Henrys Konstante  
 $p_{CO_2}$  = partial von CO<sub>2</sub> in der Bodenlösung

Diese 3 Terme sind temperaturabhängig:

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

Vereinfachend kann davon ausgegangen werden, dass für eine Boden-Temperatur von 8°C gilt:

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

Für die Einbeziehung der **organischen Säuren** in die Ionenbilanz zur Bestimmung des kritischen ANC gilt:



$$[RCOO^-] = \frac{m \cdot DOC \cdot K_1}{K_1 + [H]} \quad \text{Gl. 2-7}$$

wobei:

$DOC$  = Konzentration gelösten organischen Karbonats (in molC/m<sup>3</sup>)  
 $m$  = Konzentration der funktionalen Gruppen  
 $K_1$  = 1. Dissoziations-Konstante

DOC ist eine bodenartsspezifische Größe (vgl. Kap. 2.1.3.2.3).

$m$  ergibt sich in der durchwurzeltten Schicht wie folgt:

	$m$ (mol/molC)
für alle A-Horizonte	0,014
Für alle B u. C-Horizonte	0,044

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

$$pK_1 - \log_{10} K_1 = 0,96 + 0,9 \cdot \text{pH} - 0,039 \cdot (\text{pH})^2 \quad \text{Gl. 2-8}$$

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

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

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

$$[ANC]_{(crit)} = -[H]^+_{(crit)} - [Al]^{3+}_{(crit)} \quad \text{Gl. 2-9}$$

wobei:

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

Dementsprechend ist die kritische Auswaschung der ANC:

$$[ANC]_{le(crit)} = -[H]_{le(crit)}^+ - [Al]_{le(crit)}^{3+} \quad \text{Gl. 2-10}$$

wobei:

$$\begin{aligned} [H]_{le(crit)}^+ &= \text{Auswaschung der kritischen H+-Ionenkonzentration [eq ha-1 a-1]} \\ [Al]_{le(crit)}^{3+} &= \text{Auswaschung der kritischen Al}^{3+}\text{-Ionenkonzentration [eq ha-1 a-1]} \end{aligned}$$

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

### Variante 1: Schutz der Pflanzen vor Intoxikation

#### ***Variante 1 a (nach CCE Call for Data instructions 2003: chemical criterion No. 7: Critical Base cation to aluminium ratio):***

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

$$Al_{le(crit)} = 1,5 \cdot \frac{Bc_{le}}{(Bc / Al)_{crit(phytotox)}} \quad \text{Gl. 2-11}$$

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

$$Bc_{le} = Bc_{dep} + Bc_w - Bc_u \quad \text{Gl. 2-12}$$

wobei:

$Bc_{le}$	=	Basenauswaschung [eq ha-1 a-1]
$Bc_{dep}$	=	nichtseesalzkorrigierte Rate der Deposition pflanzenphysiologisch wirksamer basischer Kationen (Ca, Mg, K) [eq ha-1 a-1]
$Bc_w$	=	Freisetzungsrates pflanzenphysiologisch wirksamer basischer Kationen durch Verwitterung [eq ha-1 a-1]
$Bc_u$	=	Netto-Aufnahmerate pflanzenphysiologisch wirksamer basischer Kationen durch die Vegetation [eq ha-1 a-1]

Die Ermittlung der Verwitterungsrate basischer Kationen wird in Kap. 2.1.3.2.1 und der Entzug basischer Kationen in Kap. 2.1.3.2.2 erläutert.

Durch Einsetzen in die Ausgangsgleichung:

$$ANC_{le(crit)} = -[Al]^{3+}_{le(crit)} - [H]_{le(crit)} = -PS \{ [Al]^{3+}_{crit} + [H]_{crit} \} \quad \text{Gl. 2-13}$$

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

$$-ANC_{le(crit)} = \left( 1,5 \cdot \frac{Bc_w + Bc_{dep} - Bc_u}{(Bc/Al)_{crit}} \right) + PS^{2/3} \cdot \left( 1,5 \cdot \frac{Bc_w + Bc_{dep} - Bc_u}{(Bc/Al)_{crit} \cdot K_{gibb}} \right)^{1/3} \quad \text{Gl. 2-14}$$

Der Critical Load für den Säureeintrag berechnet sich nun unter Berücksichtigung des Bc/Al-Verhältnisses als begrenzendes Kriterium für die Auswaschungsrate an Säureneutralisationskapazität wie folgt:

$$CL(1a)_{max}(S) = BC^*_{dep} - CI^*_{dep} + BC_w - Bc_u \quad \text{Gl. 2-15}$$

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

wobei:

$PS$	=	Sickerwasserrate [m ha-1 a-1]
$K_{gibb}$	=	Gibbsitkonstante

Bei der Berechnung der kritischen Protonenkonzentration  $[H]_{(crit)}^+$  fließt die kritische Aluminiumkonzentration unter Verwendung des Gibbsitgleichgewichtes (negativer Logarithmus der Lö-

sungskonstante für die Löslichkeit von Gibbsit:  $(\text{Al}(\text{OH})_3 + 3\text{H}^+ \rightarrow \text{Al}^{3+} + 3\text{H}_2\text{O})$  in die Gleichung ein. Für  $K_{gibb}$  (Gibbsitkonstante) wird ein Wert von  $3 \cdot 100$  (mol m<sup>-3</sup>)-2 (vgl. Manual, UBA 1996) eingesetzt.

**Variante 1b (nach CCE Call for Data instructions 2003: chemical criterion No. 5: Critical Base cation to proton ratio):**

In einigen wenigen Fällen, z. B. in Böden, die grundwasserbeeinflusst sind (Sümpfe, Moore) und Böden mit einem sehr hohen Anteil organischer Substanz (gemessen als gelöster organischer Kohlenstoffgehalt „Dissolved Organic Carbon“ = DOC > 30 mg/l), in denen Aluminium so gut wie nicht vorhanden ist oder dessen Wirkung weitgehend abgeschwächt wird, soll als kritische Schwelle für die Toxizität das Verhältnis basischer Kationen zu Wasserstoff  $(\text{Bc}/\text{H}^+)_{\text{crit}}$  zur Bestimmung des Critical Load für Säure herangezogen werden. Die kritische Auswaschungsrate von Protonen wird bestimmt durch:

$$H_{le(\text{crit})} = 0,5 \cdot \frac{Bc_{le}}{(\text{Bc}/\text{H})_{\text{crit}}} \quad \text{Gl. 2-16}$$

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

Wenn man also in diesen Fällen davon ausgeht, dass kein Al ausgewaschen werden kann [ $\text{Al}_{le(\text{crit})} = 0$ ], ergibt sich folgende Formel für die Berechnung des Critical Load für den Säureeintrag:

$$CL(1b)_{\text{max}}(S) = BC_{dep}^* - CI_{dep}^* + BC_w - BC_u + 0,5 \left( \frac{BC_w + BC_{dep} - BC_u}{(\text{Bc}/\text{H})_{\text{crit}}} \right) \quad \text{Gl. 2-17}$$

Das kritische Bc/H-Verhältnis kann

- für Laubbäume und Krautvegetation auf  $0,3 \cdot \text{Bc}/\text{Al}$  und
- für Nadelbäume auf  $1 \cdot \text{Bc}/\text{Al}$  (d. h.  $\text{Bc}/\text{H} = \text{Bc}/\text{Al}$ )

gesetzt werden (siehe Manual, UBA 1996).

Die Anwendung der Variante 1b kommt in Deutschland bei den Bodeneinheiten Niedermoor (Legenden-Einheit 6 der BÜK), Hochmoor (Legenden-Einheit 7) und Moor-Auenboden (Legenden-Einheit 10) in Frage. Alle anderen 68 terrestrischen Bodeneinheiten mit überwiegend

mineralischen Leitbodenassoziationen der BÜK wurden nach Variante 1a berechnet (siehe Kap. 2.1.3.2.3).

**Variante 2 (nach CCE Call for Data instructions 2003: chemical criterion No. -1: Critical aluminium mobilisation rate): Erhaltung der Boden-Stabilität**

Als Kriterium für die Bestimmung eines kritischen Aluminium-Austrages mit dem Sickerwasser muss auch der notwendige Mindest-Gehalt an sekundären Aluminium-Phasen und -Komplexen benutzt werden, da diese Komponenten wichtige Strukturelemente des Bodens darstellen und die Bodenstabilität von der Stabilität dieses Reservoirs an Substanzen abhängt. Eine Verminderung des Gehaltes an sekundären Aluminium-Komplexen durch Auswaschung darf nicht zugelassen werden. Die Aluminium-Reduzierung im Aluminium-Pufferbereich hat eine Abnahme des pH-Wertes zur Folge. Eine Verminderung des Aluminium-Gehaltes findet statt, wenn Säureeinträge zu einer übermäßigen Auswaschung von Aluminium führen, das durch Verwitterung primärer Mineralien freigesetzt wurde. Deshalb wird festgelegt, dass die kritische Auswaschungsrate von Al mit dem Sickerwasser nicht höher sein darf als die Verwitterungsrate von Al aus primären Mineralien, d. h. der Schwellenwert für die Ermittlung des Critical Load wird festgesetzt mit:

$$Al_{le(crit)} = Al_w \quad \text{Gl. 2-18}$$

wobei:  $Al_w$  = Verwitterungsrate von Al aus primären Mineralien (eq ha-1 a-1)

Die Freisetzung von Al steht in einem mehr oder weniger konstanten Verhältnis zur Verwitterungsrate basischer Kationen, so dass man unter Berücksichtigung der Stöchiometrie einen Faktor  $p$  bestimmen kann, der dieses Verhältnis angibt:

$$Al_w = p \cdot BC_w \quad \text{Gl. 2-19}$$

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

$$CL(2)_{max}(S) = BC^*_{dep} - Cl^*_{dep} + (1+p)BC_w - BC_u + PS^{2/3} \left( \frac{p \cdot BC_w}{K_{gibb}} \right)^{1/3} \quad \text{Gl. 2-20}$$

wobei:

$p$  = Verhältnis von  $BC_w$  zu  $Al_w$ , wobei in Mitteleuropa  $p=2$  gesetzt wird (Manual, UBA 1996).

**Variante 3 (nach CCE Call for Data instructions 2003: chemical criterion No. 3: Critical base saturation bzw. chemical criterion No. 4: Critical pH): Erhaltung des bodentypischen Basenpools**

Böden mit Basensättigungswerten > 30 % verfügen über einen größeren Basenpool, der besondere Bedeutung für die Entwicklung von Pflanzengesellschaften und damit von Biozönosen hat, die auf den Basenreichtum angewiesen sind. Bei diesen Böden würde aber nach der Bestimmungsmethode der Kritischen Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität nach den o. g. Methoden (Variante 1 und 2) eine relativ hohe Auswaschungsrate tolerierbar sein, weil zunächst ein großer Basenvorrat zur Verfügung steht, der für die Auswaschung freigegeben würde. Nach den Gleichungen für den Critical Load (1a) bzw. (2), die eine Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität bis zu einem kritischen Grenzpunkt in Abhängigkeit vom Aluminium-Gehalt in der Bodenlösung zulässt, würde somit der gesamte Basenvorrat für die Pufferung von Säureeinträgen zur Verfügung gestellt werden, was zum Verlust wertvoller Ökosysteme führen würde, die auf der Basis kalk- oder basenreicher Substrate entstanden und auf diese angewiesen sind. Ein Austrag von Säureneutralisationskapazität darf bei allen Böden nur zugelassen werden bis zur Erreichung der unteren Grenze der Basensättigung des natürlichen Pufferbereiches, zu dem die Bodenform nach Bodenart, Muttergestein und Horizontfolge im unbelasteten Zustand gehört (vgl. Tabelle 2-1). Der pH-Wert lässt sich nach KA4 (AG BODENKUNDE 1994, S. 339) direkt in den entsprechenden Basensättigungsgrad umrechnen.

Tabelle 2-1: Untere akzeptable Grenzen des pH bzw. der Basensättigung der natürlichen Pufferbereiche deutscher Bodenformen

Puffersubstanz	niedrigster akzeptabler pH-Wert	niedrigste akzeptable Basensättigung (BS)
Karbonat-Puffer (CaCO <sub>3</sub> )	6,2	83
Silikat-Puffer (primäre Silikate)	5,0	56
Austauscher-Puffer	4,5	43
Tonminerale	4,2	35
Aluminium-Puffer (n [Al(OH) <sub>x</sub> (3-x)+], Aluminium-Hydroxosulfate)	<4,2	30
Aluminium-Eisen-Puffer (wie Aluminium-Puffer, „Boden-Fe(OH) <sub>3</sub> “)	<3,8	15
Eisen-Puffer (Eisenhydrit)	<3,2	5

(ULRICH 1985, angepasst)

Die Variante 3 kann auf 2 Wegen berechnet werden: unter Verwendung des kritischen Basensättigungsgrades oder unter Verwendung des kritischen pH. Beide Wege führen zum gleichen

Ergebnis, so dass im Folgenden nur der Rechenweg unter Nutzung des kritischen pH-Wertes dargestellt wird:

$$pH = 3 - \log_{10}([H]_{crit}) \quad \text{Gl. 2-21}$$

wobei:

$$[H]_{crit} = \text{kritische Protonenkonzentration in der Bodenlösung (eq/m}^3\text{)}$$

Der kritische pH entspricht der kritischen Basensättigung für den jeweiligen bodenformspezifischen natürlichen Pufferbereich und kann Tabelle 2-1 entnommen werden.

Da gilt:

$$[Al] = K_{gibb} \cdot [H]^3 \quad \text{oder} \quad [H] = ([Al] / K_{gibb})^{1/3} \quad \text{Gl. 2-22}$$

kann man die Formel:

$$ANC_{le(crit)} = -[Al]_{le(crit)}^{3+} - [H]_{le(crit)} = -PS\{[Al]_{crit}^{3+} + [H]_{crit}\} \quad \text{Gl. 2-23}$$

wie folgt umformen :

$$ANC_{le(crit)} = -PS\{K_{gibb} \cdot [H]_{crit}^{3+} + [H]_{crit}\} \quad \text{Gl. 2-24}$$

Humusreiche Böden, die nach Variante 1b berechnet werden, unterliegen einer sehr starken räumlichen und zeitlichen Variabilität im Basensättigungsgrad, die nirgends in Kartierungen erfasst wurden. Deshalb können keine räumlich differenzierten Aussagen zum natürlichen Basensättigungsgrad der Bodeneinheiten 6,7 und 10 gemacht werden. Die Variante 3 wird deshalb nur für die mineralischen Böden (BÜK- Bodeneinheiten 1-5, 8, 9, 11-71) berechnet.

### **Variantenvergleich:**

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

Der niedrigste Wert, der sich für ein Ökosystem aus den Variantenrechnungen ergibt, soll als Critical Load gelten:

$$CL_{max}(S) = \min\{CL(1a)_{max}(S), CL(2)_{max}(S), CL(3)_{max}(S)\} \quad \text{Gl. 2-25}$$

**Weitere Varianten:**

Die im Mapping Manual Revision (ICP MAPPING AND MODELLING 2004) alternativ vorgeschlagenen Varianten wurden nicht angewendet, weil sie entweder zu dem gleichen Ergebnis wie die o. g. Varianten geführt hätten (Critical aluminium to base cation ratio) oder keine rezeptorspezifische Regionalisierung zugelassen hätten (Critical aluminium concentration, Critical ANC concentration)

**2.1.3.2 Erhebung und Berechnung der Eingangsdaten****2.1.3.2.1 Freisetzungsrates basischer Kationen durch Verwitterung ( $BC_w$ )**

Die Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung (im Folgenden auch kurz als „Verwitterungsrate“ bezeichnet) wird entsprechend Mapping Manual Revision (ICP MAPPING AND MODELLING 2004) im ersten Schritt anhand der Verknüpfung von Ausgangssubstrat (Muttergesteinsklasse) und Tongehalt (Texturklasse) bestimmt (vgl. Tabelle 2-2). Die Abschätzung der Muttergesteinsklasse erfolgt dabei aus den beschreibenden Angaben der BÜK-1000-Legende, wobei eine Modifizierung unter Berücksichtigung der spezifischen Wald-BÜK nicht erforderlich ist, da das Muttergestein von forstlicher Nutzung unbeeinflusst bleibt (vgl. Tabelle 2-2).

Tabelle 2-2: Zuordnung der Bodeneinheiten der BÜK 1000 zu den Muttergesteinsklassen

Muttergesteinsklasse		Bodeneinheit (Legendenpunkt-Nr. der BÜK 1000)
0	Torfe	2,6,7
1	Saure Gesteine	1,12,16,17,25,28,29,31,33,34,44,45,46,48,55,56,57,59,60,61,63,64,70,71
2	Neutrale Gesteine	4,5,15,18,22,26,32,40,41,42,43,47,58,62,65,67
3	Basische Gesteine	8,10,11,14,19,20,23,24,27,30,36,37,38,39,51,52,53,54,68
4	Kalkhaltige Gesteine	3,9,13,21,35,49,50,66,69

Neben dem Ausgangssubstrat wird die Höhe der Verwitterung basischer Kationen entscheidend durch die Textur des Bodens bestimmt, die die verwitterungswirksame Oberfläche des Ausgangsmaterials charakterisiert. So ermittelte SVERDRUP (1990) einen linearen Zusammenhang zwischen dem Tongehalt eines Bodens, welcher als Indikator für dessen Textur dient, und der Verwitterungsrate.

Die Tongehalte, die in der Datenbank zur BÜK 1000 horizontweise für das Leitbodenprofil jeder Bodeneinheit angegeben sind, beziehen sich auf den Gesamtboden. Maßgebend für die Be-



stimmung der Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung ist jedoch der Tongehalt, der im Feinboden enthalten ist. Die hierzu notwendigen Angaben zum Skelettgehalt, der mit dem Feinboden den Gesamtboden bildet, können ebenfalls der Datenbank der BÜK entnommen werden.

Der effektiv dem Verwitterungsprozess unterzogene Feinbodenanteil lässt sich in jedem Horizont vom Grobbodenanteil differenzieren, wenn man den Skelettanteil, wie er in der BÜK-Legende angegeben wird, bei der Angabe des Horizont-Tonanteiles wie folgt umrechnet:

$$T_{eff} = T_{ges} \cdot \left(1 - \frac{S}{100}\right) \quad \text{Gl. 2-26}$$

wobei:

$T_{eff}$	=	effektiver Tonanteil [%]
$T_{ges}$	=	Gesamttonanteil [%]
$S$	=	Skelettanteil [%]

Die in der BÜK-Datenbank für die Leitbodenprofile horizontweise enthaltene Angabe der Skelettklassen lassen sich entsprechend der Bodenkundlichen Kartieranleitung, 4. Auflage (ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE 1994), absoluten Skelettgehalten (Klassenmittelwerte) zuordnen: Skelettklasse 1 entspricht mittlerem Skelettanteil von 1 %, Klasse 2 = 9 %, Klasse 3 = 26 %, Klasse 4 = 50 %, Klasse 5 = 72 %, Klasse 6 = 92 %.

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

Für jede Bodeneinheit wurde nun horizontweise aus dem effektiven Tongehalt die entsprechende Texturklasse des Horizonts abgeleitet (vgl. Tabelle 2-3).

Wenn zwei Texturklassen innerhalb einer Horizontschicht vorkommen (z. B. bei der BÜK-Legendeneinheit 45: Ap-Horizont = sandvermischter Löss = Slu), wird dies durch die Kombination zweier Texturklassen in Form von z. B. 1/3 angezeigt.

Tabelle 2-3: Matrix zum Zusammenhang zwischen Texturklassen und Tongehalten

Texturklasse	Mittlerer Tonanteil [%]	Fortsetzung:	
1	< 10,5	Texturklasse	Mittlerer Tonanteil [%]
1/2	≥ 10,5 bis < 20,0	2/4	≥ 52,5 bis < 57,5
1/3	≥ 25,0 bis < 30,0	3	≥ 45,0 bis < 52,5
1/4	≥ 30,0 bis < 37,5	3/4	≥ 57,5 bis < 62,5
2	≥ 20,0 bis < 25,0	4	≥ 62,5 bis < 70,0
2/3	≥ 37,5 bis < 45,0	5	≥ 70,0

nach: DE VRIES (1991)

Die Zuordnung des effektiven Tongehalts der einzelnen Horizonte zu den Texturklassen erfolgte über eine Fuzzyifizierung der Zugehörigkeit von Tongehalt zu Texturklassen. Die Bestimmung der Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung erfolgte nun anhand der Verknüpfung von Ausgangssubstrat (Muttergesteinsklasse, vgl. Tabelle 2-2) und effektivem Tongehalt (Texturklasse, vgl. Tabelle 2-3) durch Zuordnung zu einer Verwitterungsklasse.

Ausgehend von lokalen Untersuchungen haben DE VRIES (1991), DE VRIES et al. (1993) sowie SVERDRUP u. WARFVINGE (1988) auf der Basis von Modellierungen Matrizen zur Bestimmung der Verwitterungsrate bzw. -klasse aus den zuvor erläuterten Parametern Muttergesteinsklasse und Texturklasse erstellt (vgl. Tabelle 2-4).

Tabelle 2-4: Bestimmung der Verwitterungsklasse

Verwitterungs- klasse	Texturklasse											
	Muttergesteins- klasse	1	1/2	1/3	1/4	2	2/3	2/4	3	3/4	4	5
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1	1	2	3	3	3	4	4	5	5	6	6	6
2	2	3	4	4	4	5	5	6	6	6	6	6
3	2	3	4	4	5	6	6	6	6	6	6	6
4	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20

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

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

Jetzt müssen die Klassenzugehörigkeitsgrade wieder defuzzyifiziert werden, um einen konkreten Wert für eine Verwitterungsrate zu ermitteln. Dann erfolgt eine tiefenstufengewichtete Mittelwertbildung über die Verwitterungsklassenmittelwerte (vgl. Tabelle 2-5) jeder Horizontschicht.

Damit ergibt sich eine präzise Widerspiegelung der tatsächlichen Verhältnisse, wie eine Studie zur Ermittlung von Critical Loads auf Basis der Daten der Bodenzustandserhebung für Nordrhein-Westfalen ergab (BECKER et al. 1999).

Tabelle 2-5: Verwitterungsrate bezogen auf 0,5 m Bodentiefe nach DE VRIES et al. (1993)

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

DE VRIES et al. (1993) haben für die Ableitung der Verwitterungsrate als Parameter der Critical Loads eine Bodenschicht von 0,5 m zugrunde gelegt. Die durchwurzelte Tiefe kann aber in Deutschland (z. B. bei Eichen-, Kiefern- oder Großseggenbeständen) bis zu 1,80 m tief oder im Falle von trockenen Heiden auch nur 0,2 m tief sein. Deshalb werden die Verwitterungsraten für den Deutschen Datensatz 2005 über die Horizonte berechnet und anschließend gemittelt, die tatsächlich durchwurzelte sind. Die Methode zur Bestimmung der aktuellen nutzungsabhängigen Durchwurzelungstiefen wird in Kap. 2.1.3.2.2 erläutert. Die für 0,5 m Bodenmächtigkeit von DE VRIES et al. (1993) angegebenen Verwitterungsraten werden deshalb auf die tatsächlichen Horizontmächtigkeiten umgerechnet und über die Horizonte bis zur Durchwurzelungstiefe tiefenstufengewichtet gemittelt.

Eine weitere Modifizierung ergibt sich aus der Abhängigkeit der Verwitterungsrate auch von der Temperatur (in Deutschland: 8 °C = 281,16 K). Die temperaturkorrigierte Verwitterungsrate wird unter Einbeziehung der tatsächlichen Durchwurzelungstiefe nach folgender Gleichung berechnet:

$$BC_w(T) = BC_w(T_0) \cdot e^{A/T_0 - A/T} \quad \text{Gl. 2-27}$$

wobei:

$BC_w$	=	Verwitterungsrate [eq ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ]
$T_0$	=	Referenztemperatur [K]
$T$	=	lokale Temperatur im 30-jährigen Mittel 1971-2000 nach DWD [K]
$A$	=	Quotient aus Aktivierungsenergie und idealer Gaskonstante (= 3600 K)

Die BÜK-Leitbodenprofile der Bodeneinheiten 6 und 7 (Hoch- und Niedermoore) weisen bis in die durchwurzelbare Tiefe einen Tongehalt von 0 aus. Dies trifft auf die intakten Moore mit Torfmächtigkeiten über 1,20 m in der Regel auch zu. Werden aber wie in der deutschen CORINE Land Cover Waldökosysteme und extensives Grünland auf Mooren ausgewiesen, so muss davon ausgegangen werden, dass das Moor hier mindestens bis auf einen Wasserstand entwässert wurde, bei dem bereits die Mineralisierung des Torfes unter Sauerstoffeinfluss einsetzt. Der Tongehalt auf bewaldeten bzw. Gras bewachsenen Mooren ist annähernd Null. Dies bestätigt auch SUCCOW (1988) in seiner Analyse des Zustandes der Moore in Mitteleuropa. Er schätzt ein, dass 95 % der Moorflächen in Deutschland degradiert sind.

Aus diesen Gründen wird bei der Berechnung der Verwitterungsraten für Bodeneinheiten 6 und 7 die niedrigste Klasse angesetzt, da verlässliche Messwerte nicht vorliegen.

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

Dem Manual (UBA 1996) entsprechend, wurde die Verwitterungsrate basischer Kationen zunächst als Summe über alle vorkommenden basischen Kationen bestimmt ( $BC_w$ ). Die konkrete Ausweisung der einzelnen Anteile der Ionen des Kalziums, des Magnesiums, des Kaliums und des Natriums ist nach dieser Methode nicht möglich und auch anderweitig nicht verfügbar. Deshalb muss der Anteil der pflanzenverfügbaren Kationen Ca, Mg und K an der Gesamtsumme der Verwitterungsrate abgeschätzt werden als Voraussetzung für die Berechnung der Kritischen Austragsrate von Säureneutralisationskapazität mit Hilfe des Bc/Al- bzw. Bc/H-Verhältnisses (vgl. Kap 2.1.3.2.3).

Der Anteil der pflanzenverfügbaren basischen Kationen Ca+Mg+K ( $B_{c_w}$ ) beträgt laut Manual (UBA 1996) ca. 70 % bei nährstoffarmen Böden und bis zu 85 % bei nährstoffreichen Böden. Um die Verwitterungsrate für Ca+Mg+K regional zuordnen zu können, wurde eine Abschätzung des natriumfreien Anteils durchgeführt, indem zunächst die Abschätzung der Nährkraft notwendig. Die Methode hierzu wird in Anhang A.2 erläutert.

Der Anteil der pflanzenverfügbaren Ca+Mg+K-Ionen an der Gesamtmenge verwitternder basischer Kationen, der sich aus

$$B_{c_w} = x_{CaMgK} BC_w \quad \text{Gl. 2-28}$$

ergibt und dessen Berechnungsfaktor  $x_{CaMgK}$  im Manual (UBA 1996) mit 0,7 - 0,85 angegeben wird, wurde nun mit Hilfe der Nährkraftstufe (siehe Anhang A.2) aufgeschlüsselt in:

Nährkraftstufe	xCaMgK
1	0,70
2	0,74
3	0,78
4	0,82
5	0,85

#### 2.1.3.2.2 Netto-Aufnahmeraten basischer Kationen durch den Bestand in Wäldern und Forsten ( $Bc_u$ )

Ein Senkenprozess im Ökosystem für den Critical Load ist der Entzug an Säureneutralisationskapazität durch die Aufnahme von basischen Kationen aus der Bodenlösung in die Biomasse der Vegetation durch die Wurzeln mit anschließender Entnahme der Biomasse durch Ernte.

Dazu ist die Angabe der durchschnittlichen jährlichen Nährstoffaufnahme durch die Vegetation notwendig. Die Stoffentzüge hängen im Wesentlichen von zwei Faktoren ab: zum Einen von den jährlichen Zuwachsraten an Stammholz, diese variieren standort- und baumartenabhängig. Zum Anderen sind die Entzugsraten abhängig von den baumartenspezifischen Stoffgehalten des Stammholzes und der Rinde. Um diese Parameter für ganz Deutschland zu ermitteln, musste eine Datenbasis geschaffen werden, die flächendeckende Angaben für alle Waldflächen enthält. Optimal wäre eine flächendeckende Kartierung der realen Baumartenverteilung. Eine solche Karte existiert nicht für Deutschland. Deshalb wurde eine empirische Ermittlung der realen Verteilung der Hauptbaumarten, wie im Folgenden beschrieben, durchgeführt.

Die vorliegende Datenbank zur Bodenübersichtskarte (BÜK 1000) Deutschland ermöglicht eine weitgehende Ermittlung und Darstellung ökosystemarer Wirkungsbeziehungen der abiotischen Geokomponenten, die die Wachstumsbedingungen für Wälder bestimmen, so dass Annahmen über die vorhandenen Hauptbaumarten in Wäldern sowie über Vegetationstypen in halbnatürlichen und naturnahen Ökosystemen sowie deren durchschnittliche jährliche Zuwachsraten mit ausreichender Wahrscheinlichkeit getroffen werden können.

Es wurden folgende Teilschritte für die Ermittlung der Stoffentzüge auf der Datengrundlage der BÜK 1000 durchgeführt, wobei die Angaben der Wald-BÜK (BGR 2005) mit einbezogen wurden:

### **Ermittlung der Hauptbaumarten in Nadel- oder Laubforsten und der Hauptbaumartenzusammensetzung in Mischforsten**

Die Hauptbaumarten der Forsten wurden von den Forstplanern in der Regel so gewählt, dass die naturräumlichen Standortpotenziale ausgenutzt werden, gleichzeitig aber auch die baumartenspezifischen Wachstumspotenziale maximal genutzt werden und Nutzholz gezogen wird, das einen hohen universellen Gebrauchswert hat.

Um zunächst das Kriterium Standortpotenzial zu regionalisieren, konnte die vorliegende Gliederung Deutschlands in Wuchsgebiete und Wuchsbezirke als Anhaltspunkt genutzt werden, um Standorteigenschaften räumlich zu differenzieren. Das ökosystemare Zusammenwirken aller Standortkomponenten wird am besten widergespiegelt durch den Summenindikator der natürlichen Waldgesellschaften. Als erster Arbeitsschritt galt demzufolge, die natürlichen Waldgesellschaften standortspezifisch zu regionalisieren, wozu auch wieder die Bodeneinheiten der BÜK eine gute Grundlage für die Differenzierung von Raumeinheiten mit vergleichbaren relevanten Standortkomponenten-Ausprägungen bildete (vgl. Tabelle 2-6).

In grundwasserfernen Wäldern der subalpinen und hochmontanen Höhenstufen nehmen Tanne (*Abies alba*) und Fichte (*Picea abies*) größeren Raum ein, der Anteil der Rotbuche (*Fagus sylvatica*) ist relativ gering. Da die Fichte hier ihr Wuchsoptimum findet, beherrscht sie sowohl die naturnahen Wälder als auch die Forsten; die Rotbuche ist in wechselnden Anteilen vertreten. In der submontanen Höhenstufe herrscht die Buche als Hauptbaumart vor, in der Regel wird sie überwiegend mit Fichte kombiniert. In der subalpinen und der montanen Höhenstufe wird also der Laubforst aus Rotbuche mit beigemischter Fichte bestehen. In den hochalpinen Regionen dominiert die Bergkiefer (*Pinus mugo*), durchsetzt von geringeren Anteilen der Zirbelkiefer oder Lärche.

In der planaren Stufe muss eine weitere Gliederung nach Großklimaregionen vorgenommen werden. Als Groborientierung kann gelten, dass in der subatlantischen und baltischen Klimazone die Rotbuche in den Wäldern und Forsten vorherrscht, in den rezent natürlichen Wäldern ist sie gemischt mit Stiel- oder Traubeneiche. In den Ersatzforsten der subatlantischen Klimazone der planaren Stufe überwiegt als zweite Hauptbaumart die Fichte, dicht gefolgt von der Kiefer (*Pinus sylvestris*). In der baltischen Klimazone der planaren Stufe überwiegt in Nadelforsten die Kiefer, dicht gefolgt von der Fichte.

In den rezent natürlichen Wäldern der subkontinentalen Klimazone der planaren Stufe tritt die Rotbuche ihre Vorherrschaft an die Stiel- oder Traubeneiche ab, wobei die Traubeneiche (*Quer-*

*cus petraea*) mehr zum collinen Bereich tendiert und die Stieleiche (*Quercus robur*) zum planaren Raum. Auf ärmeren Standorten kommt in den natürlichen Wäldern die Kiefer als Nebenbaumart hinzu. In den Ersatzforsten der subkontinentalen Klimazone dominiert die Kiefer in starkem Maße. In reinen Laubforsten herrschen heute die Trauben- und Stieleiche vor. In Mischbeständen wird die Eiche mit der Kiefer zusammen angebaut, wobei die Kiefer dominiert.

Die azonalen Wälder auf grundwasserbeeinflussten Standorten der torfigen Moore und Sümpfe und auf alluvialen Standorten der Flußauen, gliedern sich in die grundwasserbeherrschten (nasen) Standorte mit überwiegend Erle (*Alnus glutinosa*) und Esche (*Fraxinus excelsior*) und in die grundwasserbeeinflussten (frisch-feuchten) mit Hainbuche (*Carpinus betulus*) und Stieleiche. In beiden Fällen besteht ein reiner Nadelholzforst auf diesen Standorten überwiegend aus Kiefer. Auf den ganz armen frisch-feuchten Standorten (Hochmoore) findet sich die Kiefer auch natürlich ein, meist jedoch als Mischwald zusammen mit Birken (*Betula pubescens*, *Betula pendula*) als Hauptlaubbaumarten.

In den Überschwemmungsbereichen der Marschen treten verschiedene Weidenarten (*Salix spec.*) als einzige Pionierbaumarten auf.

Auf anthropogen stark veränderten Böden (Kippböden, innerstädtische überprägte Böden) siedeln sich spontan Pionierbaumarten wie Birke (*Betula pendula*) und Kiefer an.

Die Verteilung von Nadel-, Laub- und Mischforst beruht auf der CORINE Land Cover (StBA; UBA 1997). Für Mischforst wird ein Mischungsverhältnis von 60 % erste Baumart zu 40 % zweite Baumart angenommen.

Das in Tabelle 2-6 dargestellte Ergebnis der Abschätzung der überwiegenden Hauptbaumarten und ihrer regional typischen Mischung wurde noch einmal mit den vorliegenden statistischen Angaben des Arbeitskreises Standortkartierung (1985; 1996) stichpunktartig verglichen und verifiziert. Für die Wuchsbezirke der neuen Bundesländer wurden Karten der potenziell natürlichen Vegetation (HOFMANN 1985; SCHUBERT et al. 1995) herangezogen.

Die BÜK-Einheiten sind bereits nach Bodenregionen eingeteilt, d. h. die Bodeneinheiten lassen sich uneindeutig den Höhenstufen zuordnen. Aus dem oben beschriebenen Zusammenhang zwischen Klimazonen in der planaren Stufe und den typischen Hauptbaumarten der Ersatzforste ergibt sich die Notwendigkeit, die anhydromorphen Leitbodenassoziationen der Bodenregion „Böden des wellig-hügeligen Flachlandes und der Hügelländer“ weiter in die subatlantische, die baltische und die subkontinentale Klimazone zu unterteilen, um den Einfluss von Jahresnieder-

schlagsgang und Jahrestemperaturgang auf die Baumartenverteilung und deren Zuwachsraten zu berücksichtigen.

Bei der Erarbeitung der Tabelle 2-6 ergab sich jedoch, dass lediglich die Bodeneinheiten 28 und 31 sowohl in der subatlantischen, als auch in der subkontinentalen Klimazone vertreten sind. In beiden Fällen handelt es sich jedoch um Leitbodenassoziationen, deren extreme Eigenschaften (Podsolierung) auf die Baumartenwahl einen größeren Einfluss hat als das Klima, d. h. in beiden Fällen finden sich sowohl in der subatlantischen, als auch in der subkontinentalen Zone die jeweils gleichen Hauptbaumarten in den Wäldern und Forsten.

Demzufolge lässt sich eine eindeutige Zuordnung der überwiegend verbreiteten Hauptbaumarten zu den BÜK-Legendeneinheiten durchführen, da die Kriterien Temperatur- und Niederschlagsverteilung sich bereits den BÜK-Einheiten zuordnen lassen bzw. gegenüber anderen Wachstumsfaktoren relativ unbedeutend sind (vgl. Tabelle 2-6).

Tabelle 2-6: Abschätzung der überwiegend vorkommenden Hauptbaumarten und ihrer jährlichen Trockensubstanzzuwachsrate in Derbholz und Rinde, gemittelt über 100 Wachstumsjahre

Leg BÜK 1000	Rezente natürliche Hauptbaumarten der Leitbodenassoziation	Typische regional verbreitete Ersatzforsten		
		Nadelforst	Laubforst	Mischforst (60%/40%)
1	Birke-Stieleiche(-Kiefer)	Kiefer	Birken	Kiefer/Birken
2	-	Fichte	Weiden	nicht vorhanden
3	Weiden	Fichte	Weiden	nicht vorhanden
4	Stieleiche-Hainbuche (-Rotbuche), Erlenbruch	Fichte	Buche	Fichte/Buche
5	Rotbuche-Stieleiche Birke- Stieleiche (-Rotbuche)	Fichte	Buche	Buche/Fichte
6	Erlenbruch	Kiefer	Erle	Erle/Kiefer
7	Kiefer-Birken	Kiefer	Birken	Kiefer/Birken
8	Stieleiche-Hainbuche, Esche-Ulme	Kiefer	Eichen	Eichen/Kiefer
9	Stieleiche-Hainbuche, Esche-Ulme	Kiefer	Eichen	Eichen/Kiefer
10	Stieleiche-Rotbuche, Birke- Stiel- eiche	Kiefer	Eichen	Eichen/Kiefer
11	Stieleiche-Hainbuche, Esche-Ulme	Kiefer	Eichen	Eichen/Kiefer
12	Erlen-/Eschenbruch	Kiefer	Erle/ Esche	Erle/Esche/Kiefer
13	Stieleiche-Hainbuche, Bergahorn- Esche	Kiefer	Eichen	Eichen/Kiefer



Leg BÜK 1000	Rezent natürliche Hauptbaumarten der Leitbodenassoziation		Typische regional verbreitete Ersatzforsten		
			Nadelforst	Laubforst	Mischforst (60%/40%)
14	Stieleiche-Hainbuche, Kiefer- Stieleiche		Kiefer	Eiche	Eichen/Kiefer
15	Stieleiche-Hainbuche (-Rotbuche)		Kiefer	Eichen	Kiefer/Eichen
16	Stieleiche-Hainbuche (-Rotbuche)		Kiefer	Eichen	Kiefer/Eichen
17	Stieleiche-Hainbuche (-Birke)		Kiefer	Eichen	Kiefer/Eichen
18	Rotbuche, Tanne-Rotbuche, Stiel- eiche-Fichte		Fichte	Rotbuche	Fichte/Rotbuche
19	Rotbuche-Traubeneiche, Stielei- che-Hainbuche, Erle-Esche		Fichte	Rotbuche	Rotbuche/Fichte
20	Stieleiche-Hainbuche		Kiefer	Eichen	Eichen/Kiefer
21	Tanne-Rotbuche, Rotbuche		Fichte	Rotbuche	Fichte/Rotbuche
22	Stieleiche-Hainbuche		Kiefer	Eichen	Eichen/Kiefer
23	Rotbuche-Stieleiche (-Kiefer)		Kiefer	Rotbuche	Rotbuche/Kiefer
24	Stieleiche-Hainbuche		Kiefer	Eichen	Eichen/Kiefer
25	Stieleiche-Rotbuche, Stieleiche- Hainbuche, Stieleiche-Kiefer		Kiefer	Eichen	Kiefer/Eichen
26	Traubeneiche-Stieleiche- Winterlinde		Kiefer	Eichen	Kiefer/Eichen
27	Traubeneiche-Stieleiche- Winterlinde		Kiefer	Eichen	Kiefer/Eichen
28	Subatlantisch: Birke- Stieleiche, Stieleiche- Hainbuche	Subkonti- nental: Stieleiche- Hainbuche	Kiefer	Eichen	Kiefer/Eichen
29	Birke-Stieleiche(-Kiefer)		Kiefer	Eichen	Kiefer/Eichen
30	Tanne-Rotbuche, Fichte		Fichte	Rotbuche	Fichte/Rotbuche
31	Subatlantisch: Birke- Stieleiche	Subkonti- nental: Birke- Stieleiche (-Kiefer)	Kiefer	Birken	Kiefer/Birken
32	Stieleiche-Traubeneiche- Winterlinde		Kiefer	Eichen	Kiefer/Eichen
33	Birke-Stieleiche (-Kiefer)		Kiefer	Birken	Kiefer/Birken
34	Birke-Stieleiche (-Kiefer)		Kiefer	Birken	Kiefer/Birken
35	Rotbuche-Tanne		Fichte	Rotbuche	Rotbuche/Fichte
36	Stieleiche-Traubeneiche- Winterlinde		Kiefer	Eichen	Kiefer/Eichen
37	Stieleiche-Traubeneiche- Winterlinde		Kiefer	Eichen	Kiefer/Eichen
38	Stieleiche-Hainbuche		Kiefer	Eichen	Eichen/Kiefer

Leg BÜK 1000	Rezent natürliche Hauptbaumarten der Leitbodenassoziation	Typische regional verbreitete Ersatzforsten		
		Nadelforst	Laubforst	Mischforst (60%/40%)
39	Stieleiche-Rotbuche	Kiefer	Eichen	Kiefer/Eichen
40	Stieleiche-Traubeneiche- Winterlinde	Fichte	Rotbuche	Rotbuche/Fichte
41	Stieleiche-Hainbuche, Kiefer- Traubeneiche, Traubeneiche- Winterlinde	Kiefer	Eichen	Kiefer/Eichen
42	Rotbuche-Traubeneiche- Winterlinde, Rotbuche-Tanne (- Fichte)	Fichte	Rotbuche	Rotbuche/Fichte
43	Stieleiche-Hainbuche	Kiefer	Eichen	Eichen/Kiefer
44	Rotbuche-Traubeneiche	Fichte	Rotbuche	Fichte/Rotbuche
45	Rotbuche-Traubeneiche, Rotbuche- Tanne (-Fichte)	Fichte	Rotbuche	Fichte/Rotbuche
46	Stieleiche-Traubeneiche- Winterlinde	Kiefer	Eichen	Kiefer/Eichen
47	Rotbuche, Rotbuche-Traubeneiche	Fichte	Rotbuche	Rotbuche/Fichte
48	Stieleiche-Hainbuche	Kiefer	Eichen	Eichen/Kiefer
49	Rotbuche-Traubeneiche- Winterlinde, Rotbuche-Bergahorn- Esche, Rotbuche-Tanne (-Fichte)	Fichte	Rotbuche	Fichte/Rotbuche
50	Rotbuche-Traubeneiche- Winterlinde, Rotbuche-Bergahorn- Esche, Rotbuche-Tanne (-Fichte)	Fichte	Rotbuche	Fichte/Rotbuche
51	Rotbuche-Stieleiche-Winterlinde, Rotbuche- Stieleiche-Esche, Rot- buche	Fichte	Rotbuche	Rotbuche/Fichte
52	Rotbuche, Rotbuche-Bergahorn- Esche	Fichte	Rotbuche	Rotbuche/Fichte
53	Rotbuche, Rotbuche-Stiel- Traubeneiche	Fichte	Rotbuche	Fichte/Rotbuche
54	Rotbuche	Fichte	Rotbuche	Fichte/Rotbuche
55	Rotbuche (-Fichte)-Tanne	Fichte	Rotbuche	Fichte/Rotbuche
56	Rotbuche	Fichte	Rotbuche	Fichte/Rotbuche
57	Rotbuche (-Fichte)-Tanne	Fichte	Rotbuche	Fichte/Rotbuche
58	Rotbuche, Rotbuche-Traubeneiche	Fichte	Rotbuche	Fichte/Rotbuche
59	Rotbuche	Fichte	Rotbuche	Fichte/Rotbuche
60	Rotbuche	Fichte	Rotbuche	Rotbuche/Fichte
61	Stieleiche-Winterlinde, Kiefer- Stieleiche	Kiefer	Eichen	Kiefer/Eichen
62	Rotbuche-Traubeneiche, Rotbuche	Fichte	Rotbuche	Rotbuche/Fichte

Leg BÜK 1000	Rezent natürliche Hauptbaumarten der Leitbodenassoziation	Typische regional verbreitete Ersatzforsten		
		Nadelforst	Laubforst	Mischforst (60%/40%)
63	Traubeneiche-Winterlinde, Birke- Stieleiche (-Kiefer)	Kiefer	Birke	Kiefer/Birke
64	Rotbuche, Stieleiche-Hainbuche	Fichte	Rotbuche	Rotbuche/Fichte
65	Rotbuche	Fichte	Rotbuche	Fichte/Rotbuche
66	Rotbuche-Traubeneiche	Fichte	Rotbuche	Rotbuche/Fichte
67	Rotbuche	Fichte	Rotbuche	Fichte/Rotbuche
68	Rotbuche-Tanne(-Fichte)	Fichte	Rotbuche	Fichte/Rotbuche
69	Bergkiefer-Rotbuche	Bergkiefer	Rotbuche	Bergkiefer /Rotbuche
70	-	Kiefer	Birken	Birken/Kiefer
71	-	Kiefer	Birken	Kiefer/Birken

Abgeleitet aus Grunddaten von HOFMANN (1985), SCHOBER (1975) und ERTELD (1962)

Auch die seit 1999 vorliegenden zusätzlichen Angaben zu den BÜK-Einheiten unter Waldnutzung (SCHMIDT, WOLFF et al. 1998) bestätigen die Annahmen zu den Hauptbaumarten.

Anschließend an die nach oben beschriebener Methodik regional differenzierte Hauptbaumartermittlung wurde eine statistische Analyse durchgeführt, die die flächenmäßigen Anteile der Hauptbaumarten entsprechend der Flächenanteile der BÜK-Einheiten an der Gesamt-Waldfläche Deutschlands, denen die Hauptbaumarten zugeordnet wurden, darstellt.

Aus der Subsummierung der Hauptbaumartenflächen ergibt sich ein Anteilsverhältnis, das mit den tatsächlich ermittelten Flächenanteilen der Hauptbaumarten in Deutschland (BUNDESWALD-INVENTUR 1986-1990 in: BMELF 1997) ausreichend gut übereinstimmt.

### ***Ertragspotenziale der Baumarten***

Als Grundlage für die standorttypspezifische Abschätzung des potenziellen Holzertrages dienen die Ertragstafeln des laufenden Zuwachses der Baumarten Fichte, Kiefer, Europäische und Japanische Lärche, Douglasie, Buche, Eiche, Roteiche, Birke, Esche, Robinie, Erle, Pappel und Winterlinde von SCHOBER (1975) (vgl. Tabelle 2-7). Über 100 Jahre wird der durchschnittliche Zuwachs pro Jahr ermittelt für die Ertragsklasse I und die schlechteste Ertragsklasse der Baumart. Die so ermittelten Festmaß-Zuwächse (DGZ 100) wurden unter Verwendung der Dichtemessungen von KRAMER (1988) und des Derbholz-Rinden-Verhältnisses nach SCHOBER (1975) in die Trockensubstanz-Zuwachsraten von Stammholz und Rinde in t TS/ha\*a für jede Baumart umgerechnet (vgl. Tabelle 2-8).

Tabelle 2-7: Ertragsspannen der Haupt- und Nebenbaumarten

Baumart	durchschnittliche jährliche Zuwachsraten nach 100 Jahren (DGZ 100)				Ertragstafel von:
	Ertragsklasse I		schlechteste Ertragsklasse		
	für Stammholz ohne Rinde	Stammholz mit Rinde	für Stammholz ohne Rinde	Stammholz mit Rinde	
	m <sup>3</sup> /ha*a	t TS/ha*a	m <sup>3</sup> /ha*a	t TS/ha*a	
Kiefer	7,8	3,1	1,1	0,5	WIEDEMANN 1943 (in SCHOBER 1974)
Fichte	12,0	4,9	7,5	3,2	WIEDEMANN 1936 (in SCHOBER 1974)
Bergkiefer	1,5	0,7	1,5	0,7	geschätzt
Rotbuche	7,8	4,9	3,7	2,4	SCHOBER 1967 (in SCHOBER 1974)
Stiel- und Trauben- Eiche	6,7	4,0	2,1	1,4	JÜTTNER 1955 (in SCHOBER 1974)
Erle	8,0	4,3	4,5	2,5	MITCHERLICH (in SCHOBER 1974)
Birke	4,9	2,8	3,6	2,1	SCHWAPPACH 1929 (in SCHOBER 1974)
Weiden, alle Arten	5,0	2,3	3,4	1,6	SCHOBER 1974

Tabelle 2-8: Spezifische Dichten von Stammholz und Rinde sowie deren Masse-Verhältnisse

Baumart	Dichte von Stammholz	Dichte von Rinde	Verhältnis von Rinde zu Stammholz
	m <sup>3</sup> /t atro	m <sup>3</sup> /t atro	(t/t)
Kiefer	0,476	0,32	0,17
Fichte	0,455	0,28	0,17
Bergkiefer	0,476	0,32	0,17
Rotbuche	0,667	0,43	0,08
Stiel- und Trauben-Eiche	0,714	0,44	0,20
Erle	0,625	0,33	0,20
Birke	0,625	0,42	0,20

Baumart	Dichte von Stammholz	Dichte von Rinde	Verhältnis von Rinde zu Stammholz
Weiden, alle Arten	0,526	0,23	0,20

Für die Berechnung der Stoffentzüge wird angenommen, dass grundsätzlich die Rinde mit den Stämmen aus dem Bestand ausgetragen wird. Die Rinde wird erst am Waldrand geschält, von wo sie abgefahren wird. Dies ist die derzeit überwiegend übliche Praxis.

### **Vegetationstypen und Biomasseentzug in halbnatürlichen waldfreien Ökosystemen**

Der Eintrag von säurebildenden Luftschadstoffen kann bei einigen waldfreien Ökosystemtypen erhebliche Veränderungen der Vegetation herbeiführen. Diese Veränderungen haben immer einen Entwicklungstrend zu einem naturferneren Vegetationstyp zur Folge.

Neben der Möglichkeit der empirischen Ermittlung von Critical Loads, die jedoch eine große Anzahl von Referenzmessungen erfordern würde, kann auch die einfache Massenbilanzberechnung angewendet werden, um die Critical Loads für Säurebildner in naturnahen und halbnatürlichen Ökosystemen ergänzen zu können.

Die Massenbilanzgleichung als Berechnungsgrundlage kann deshalb verwendet werden, weil die Parameter

$$BC_{dep}^* = \text{seesalzkorrigierte Rate der Deposition basischer Kationen}$$

$$Cl_{dep}^* = \text{seesalzkorrigierte Rate der Deposition von Cloridionen}$$

die Vegetationsspezifika bei der Depositionsgeschwindigkeit bereits berücksichtigen und die Parameter

$$BC_w, Bc_w = \text{Freisetzungsraten basischer Kationen durch Verwitterung}$$

$$N_i = \text{Stickstoff-Immobilisierungsrate}$$

$$N_{de} = \text{Stickstoff-Denitrifikationsrate}$$

$$ANC_{le(crit)} = \text{Kritische Austragsrate der Säureneutralisationskapazität mit dem Sickerwasser}$$

von der Nutzung unabhängig sind und deshalb wie für Wald- auch für waldfreie Ökosysteme gleichermaßen gelten können. Die Datenbasis für die Berechnung der Massenbilanzgleichung kann für diese Parameter entsprechend der Berechnung für Waldökosysteme verwendet werden.

Für die Parameter

$Bc_u$  = Netto-Aufnahmerate basischer Kationen durch die Vegetation

$N_u$  = Netto-Stickstoff-Aufnahmerate durch die Vegetation

muss eine vegetationsabhängige Datenbasis ermittelt werden.

Für einige halbnatürliche Vegetationskomplexe, z. B. für die Kalktrockenrasen, die Kalkbinsen-nasswiesen, die Kalkquellmoorröhrichte u. ä., ist die Korrektur der Critical Loads für den Säureeintrag über die Beachtung der Basensättigung des Bodens (vgl. Kap. 2.1.3.2.3) besonders wichtig. Nur wenn der Basengehalt der Böden dieser Ökosysteme nicht unbegrenzt für die Säureneutralisation in Form des Critical Load freigegeben wird, können diese wertvollen, in den meisten Ländern gesetzlich geschützten, Vegetationskomplexe nachhaltig gesichert werden.

Der typische Vegetationskomplex lässt sich aus der Nutzungsart und den naturräumlichen abiotischen Faktoren (Geokomplex) ableiten.

Die Geokomponenten Ausgangsgestein, Nährkraft (C/N-Verhältnis, Kalkgehalt, Humusgehalt), Hängigkeit, Exposition, Gründigkeit, durchwurzelbarer Porenanteil, Grundwasserflurabstand und Bodenfeuchte können aus der Bodenübersichtskarte BÜK 1000 (Legendenerläuterung und Datenbank) abgeleitet werden. Dabei muss in der Regel die jeweils überwiegend vorkommende Leitbodenassoziation zugrunde gelegt werden. Die Nutzungsart kann aus der CORINE Land Cover (STBA, UBA 1997) entnommen, wobei folgende Legendeneinheiten als naturnahe bzw. halbnatürliche Ökosysteme betrachtet werden:

- natürliches Grünland (extensiv genutztes Dauergrasland spontaner Entstehung)
- Heiden und Moorheiden (extensiv genutzte niedrige Strauch-/Gras-/Krautvegetation)
- Sümpfe (extensiv genutzte Seggenwiesen, zeitweilig überflutet)
- Torfmoore (nass-feuchte Böden mit Torfauflage, überwiegend mit Torfmoosen bewachsen)

Ergibt sich nun aus dem Verschnitt von Nutzungsart aus CORINE und Bodeneinheit der BÜK 1000, dass ein eklatanter Widerspruch zwischen beiden besteht, d. h. dass eine Nutzungsart auf einer Bodeneinheit angegeben wird, die auf der Leitbodenassoziation dieser Bodeneinheit nicht vorkommen kann (z. B. Torfmoor oder Sumpf auf einem grundwasserfernen Bodentyp), muss davon ausgegangen werden, dass hier ein Begleitbodentyp vorliegt oder ein Einsprengsel einer

anderen Bodeneinheit, deren Fläche im Maßstab der BÜK 1000 nicht mehr darstellbar war. Das betrifft ca. 2 % der Gesamtfläche Deutschlands. Grundsätzlich wird deshalb hier in diesen Fällen eine Ergänzung der BÜK 1000 mit dem jeweils ökologisch herleitbaren Bodentyp auf der Fläche des Nutzungstyps nach CORINE vorgenommen (vgl. Tabelle 2-9).

Zunächst war es notwendig, die zu erwartende Pflanzengesellschaft bei extensiver Nutzung (als Mähwiese und/oder Weide ohne oder bei minimaler mineralischer Düngung) in Abhängigkeit von den Standortfaktoren Bodenform/Muttergestein, Bodentyp, Säure-/Basenstatus und Stickstoffstatus abzuleiten.

Die Vegetationskomplexe können nach Angaben von KLAPP (1965), PASSARGE (1967), POTT (1994), ergänzt von OPITZ VON BOBERFELD (1994) und eigenen Kartierungen im nordostdeutschen Tiefland (SCHLUTOW 1990-2004) zu BÜK-Bodeneinheiten und CORINE-Nutzungsarten zugeordnet werden (vgl. Tabelle 2-9).

Tabelle 2-9: typische Vegetationsgesellschaften des halbnatürlichen Grünlandes, der Heiden und Moore in den Stamm-Standortstypen

Leg - Nr. BÜ K	natürliches Grünland		Heiden und Moorhei- den		Sümpfe		Torfmoore	
	überwiegend verbreitete Ve- getation *)	Code	überwiegend verbreitete Vegetation *)	Code f. Entzü- ge	überwiegend verbreitete Vegetation *)	Code f. Entzü- ge	überwiegend verbreitete Vegetation*)	Code
1	Violo- Corynephorum canescentis	1	Empetretum nigri	2	wie LEG 2		wie LEG 6	
2	Salicornietum strictae	6	Salici- Ericetum tetra- licis	2	Salicornie- tum strictae	6		
3	Poo irrigatae- Agropyretum repentis	6	wie LEG2		Salicornie- tum strictae	6	Eriophoro- Caricetum lasiocarpae	5
4	Poo irrigatae- Agropyretum repentis	6			Cotula coro- nopifolia- Ges.	6	Eriophoro- Caricetum lasiocarpae	5
5	Anthrisko- Agrostidetum giganteae	6	wie LEG 2		Anthrisko- Agrostidetum giganteae	6		
6	Cirsietum olera- cei	5	Salici- Ericetum tetra- licis	2	Caricetum gracilis	5	Caricetum inflato- vesicariae	5

Leg - Nr. BÜ K	natürliches Grünland		Heiden und Moorhei- den		Sümpfe		Torfmoore	
	überwiegend verbreitete Ve- getation *)	Code	überwiegend verbreitete Vegetation *)	Code f. Entzü- ge	überwiegend verbreitete Vegetation *)	Code f. Entzü- ge	überwiegend verbreitete Vegetation*)	Code
7	Sphagno- Caricetum cane- scentis	4	Eriophoro- Nardetum strictae	2	Caricetum elatae	5	Sphagno- Juncetum ef- fusi	4
8	Phalaridetum a- rundinaceae	6	wie LEG 12		Glycerietum maximae	6	Juncetum subnudolosi	6
9	Phalaridetum a- rundinaceae	6			Caricetum vulpinae	6		
10	Alopecuretum geniculati	6			Phalaridetum arundinaceae	6	wie LEG 8	
11	Agrostidetum stoloniferae	6	wie LEG 12		Agrostidetum stoloniferae	6	wie LEG 8	
12	Holcetum lana- tae	5	Nardo- Juncetum	2	Caricetum gracilis	5		
13	Phalaridetum a- rundinaceae	6	wie LEG12				wie LEG 8	
14	Phalaridetum a- rundinaceae	6			wie LEG 12		wie LEG 8	
15	Festucetum a- rundinaceae	6	wie LEG 12		Caricetum vulpinae	6		
16	Dauco- Arrhenatheretum elatioris/Lolio- Cynosuretum	7	wie LEG 25		Junco- Molinietum	5	wie LEG 7	
17	Dauco- Arrhenatheretum elatioris/Lolio- Cynosuretum	7	Genisto angli- cae- Callunetum	2	wie LEG 12		wie LEG 6	
18	Dauco- Arrhenatheretum elatioris/Lolio- Cynosuretum	7			wie LEG 29			
19	Dauco- Arrhenatheretum elatioris/Lolio- Cynosuretum	7			wie LEG 29		wie LEG 6	



Leg - Nr. BÜ K	natürliches Grünland		Heiden und Moorhei- den		Sümpfe		Torfmoore	
	überwiegend verbreitete Ve- getation *)	Code	überwiegend verbreitete Vegetation *)	Code f. Entzü- ge	überwiegend verbreitete Vegetation *)	Code f. Entzü- ge	überwiegend verbreitete Vegetation*)	Code
20	Dauco- Arrhenatheretum elatioris/Lolio- Cynosuretum	7	Genisto angli- cae- Callunetum	2	wie LEG 29			
21	Stipetum capilla- tae	3	wie LEG 56		wie LEG 9		wie LEG 8	
22	Eu-Molinetum	5	Genisto- Juncetum squarrosi	2	Caricetum gracilis	5	wie LEG 6	
23	Junco- Molinetum	5	wie LEG 22		Caricetum gracilis	5		
24	Eu-Molinetum	5	wie LEG22		Eu- Molinetum	5		
25	Phleetum phle- oides	1	Polygalacte- tum vulgari- s	2	wie LEG 12		wie LEG 6	
26	Koelerietum glaucae	1	Genisto pilo- sae- Callunetum	2	wie LEG 12			
27	Armerio- Festucetum tra- chyphyllae	1	Genisto pilo- sae- Callunetum	2	wie LEG 12			
28	Dauco- Arrhenatheretum elatioris/Lolio- Cynosuretum	7	Trichophoro- Ericetum tetra- licis	2	wie LEG 12		wie LEG 7	
29	Dauco- Arrhenatheretum elatioris/Lolio- Cynosuretum	7	Trichophoro- Ericetum tetra- licis	2	Caricetum gracilis	5	wie LEG 7	
30	Brachypodietum pinnati	3			wie LEG 23		wie LEG 6	
31	Thymo- Festucetum ovi- nae	1	Cladonio- Callunetum	2	wie LEG12		wie LEG 7	
32	Agrostidetum tenuis	1	Genisto pilo- sae- Callunetum	2	wie LEG 12			

Leg - Nr. BÜ K	natürliches Grünland		Heiden und Moorhei- den		Sümpfe		Torfmoore	
	überwiegend verbreitete Ve- getation *)	Code	überwiegend verbreitete Vegetation *)	Code f. Entzü- ge	überwiegend verbreitete Vegetation *)	Code f. Entzü- ge	überwiegend verbreitete Vegetation*)	Code
33	Thymo- Festucetum ovi- nae	1	Genisto angli- cae- Callunetum	2	wie LEG 12		wie LEG 6	
34	Spergulo verna- lis- Corynephorretum canescentis	1	Cladonio- Callunetum	2	wie LEG 12			
35	Stipetum capilla- tae	3			wie LEG 24			
36	Dauco- Arrhenatheretum elatioris/Lolio- Cynosuretum	7	wie LEG 44		wie LEG 24			
37	Dauco- Arrhenatheretum elatioris/Lolio- Cynosuretum	7						
38	Brometum ra- cemosae	5						
39								
40	Dauco- Arrhenatheretum elatioris/Lolio- Cynosuretum	7	wie LEG 44		wie LEG24			
41	Dauco- Arrhenatheretum elatioris/Lolio- Cynosuretum	7			wie LEG 24			
42	Dauco- Arrhenatheretum elatioris/Lolio- Cynosuretum	7	wie LEG 44		wie LEG 24		wie LEG 6	
43	Brometum ra- cemosae	5	wie LEG 44					
44	Dauco- Arrhenatheretum elatioris/Lolio- Cynosuretum	7	Euphorbio cyparissiae- Callunetum	2				

Leg - Nr. BÜ K	natürliches Grünland		Heiden und Moorhei- den		Sümpfe		Torfmoore	
	überwiegend verbreitete Ve- getation *)	Code	überwiegend verbreitete Vegetation *)	Code f. Entzü- ge	überwiegend verbreitete Vegetation *)	Code f. Entzü- ge	überwiegend verbreitete Vegetation*)	Code
45	Dauco- Arrhenatheretum elatoris/Lolio- Cynosuretum	7	Euphorbio cyparissiae- Callunetum	2	wie LEG 24			
46	Dauco- Arrhenatheretum elatoris/Lolio- Cynosuretum	7	wie LEG 44		wie LEG 24		wie LEG 6	
47	Dauco- Arrhenatheretum elatoris/Lolio- Cynosuretum	7	wie LEG 44				wie LEG 6	
48	Brometum ra- cemosae	5						
49	Mesobromete- tum	3	wie LEG 52		wie LEG 68			
50	Xerobrometum	3	wie LEG 52		wie LEG 68			
51	Geranio- Trisetum flave- scentis/Festuco commutatae- Cynosuretum	7	wie LEG 52		wie LEG 68		wie LEG 8	
52	Geranio- Trisetum flave- scentis/Festuco commutatae- Cynosuretum	7	Nardetum al- pigenum	2	wie LEG 68		wie LEG 8	
53	Crepido- Festucetum commutatae	7	wie LEG 52		wie LEG 68		wie LEG 6	
54								
55	Crepido- Festucetum commutatae	7	Cytiso- Callunetum	2	wie LEG 12		wie LEG 6	
56	Meo-Trisetum flavescentis/ Festucetum commutatae	7	Vaccinio- Callunetum	2				

Leg - Nr. BÜ K	natürliches Grünland		Heiden und Moorhei- den		Sümpfe		Torfmoore	
	überwiegend verbreitete Ve- getation *)	Code	überwiegend verbreitete Vegetation *)	Code f. Entzü- ge	überwiegend verbreitete Vegetation *)	Code f. Entzü- ge	überwiegend verbreitete Vegetation*)	Code
57	Avenetum pra- tensis	1	Cytiso- Callunetum	2	wie LEG12			
58	Brometum ra- cemosae	5	wie LEG 56					
59	Meo-Trisetum flavescentis/ Festucetum commutatae	7	wie LEG 56		wie LEG 8		wie LEG 6	
60	Crepido- Festucetum commutatae	7	wie LEG 56		wie LEG 12			
61	Avenetum pra- tensis	1	wie LEG 56		wie LEG 12		wie LEG 6	
62	Avenetum pra- tensis	1	wie LEG 56					
63	Avenetum pra- tensis	1	wie LEG 56		wie LEG 12		wie LEG 7	
64	Brometum ra- cemosae	5	wie LEG 56		wie LEG 8			
65	Geranio- Trisetum flave- scentis/Festuco commutatae- Cynosuretum	7	wie LEG 56					
66	Geranio- Trisetum flave- scentis/Festuco commutatae- Cynosuretum	7	wie LEG56					
67								
68	Caricetum sem- pervirentis	3	wie LEG 52		Caricetum vulpinae	6	wie LEG 6	
69	Seslerietum va- riarum	1	wie LEG 52					
70	wie LEG26		wie LEG 32		wie LEG 12		wie LEG 6	

Leg - Nr. BÜ K	natürliches Grünland		Heiden und Moorhei- den		Sümpfe		Torfmoore	
	überwiegend verbreitete Ve- getation *)	Code	überwiegend verbreitete Vegetation *)	Code f. Entzü- ge	überwiegend verbreitete Vegetation *)	Code f. Entzü- ge	überwiegend verbreitete Vegetation*)	Code
71	Spergulo verna- lis- Corynephorum canescentis	1	wie LEG 33		wie LEG 12			

abgeleitet von SCHLUTOW nach KLAPP (1965), SCHLUTOW (1994), OPITZ VON BOBERFELD (1994), BRIEMLE (2000)

\*) bzw. Hinweis auf die Bodeneinheit (Legendeneinheit-Nr. der BÜK 1000), die sich aus der Landnutzung (CORINE-Land-Cover) als Begleitbodenassoziation herleiten lässt, wenn eine Kombination der Landnutzung mit der Leitbodenassoziation sich als ökologisch undenkbar darstellt. Wenn sich z. B. durch Verschneidung der CORINE-Land-Cover mit der BÜK 1000 eine Kombination von Landnutzung „Sumpf“ in der Fläche einer Bodeneinheit mit der Leitbodenassoziation anhydromorphe Parabraunerde (LEG-Nr. 14) ergibt, muss auf dieser Fläche angenommen werden, dass hier die Begleitbodenassoziation Gley (entspricht LEG-Nr. 12) vorliegt, für die die unter LEG 12 angegebene Vegetationsgesellschaft mit dem entsprechenden Ertrag angenommen werden kann.

Die Abschätzung der Erträge erfolgt auf der Grundlage der Ertragserwartungen in Abhängigkeit von der Biomasse-Produktivität der zu erwartenden extensiv genutzten Grünland-Pflanzengesellschaft (nach KLAPP 1965) und von der Fruchtbarkeit des Standortes. Die Fruchtbarkeit des Standortes wird nach dem in Anhang A.2 beschriebenen Verfahren ermittelt.

Tabelle 2-10: Spannen der Ertragspotenziale für die Grünland-Vegetationsgruppen (nach KLAPP 1965)

Vegetationsgruppe	Code für Entzüge (siehe Tabelle 2-9)	oberes Ertragsni- veau (t TS/ha*a)	unteres Ertragsniveau (t TS/ha*a)
Magerrasen	1	2,7	1,3
Heiden	2	2,1	1
Kalktrockenrasen	3	2,8	1,1
Nasswiesen	4	4,2	0,5
Feuchtwiesen	5	6	5
Flutrasen	6	10,5	3
Frischwiesen/Frischweiden	7	5,9	3,4

#### ***Ermittlung der standortspezifischen Ertragspotenziale***

Um vegetationstypspezifische Ertrags-Spannen unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Standortbedingungen für Deutschland regionalisieren zu können, war zunächst die bestmögliche Abschätzung der Bodenfruchtbarkeit in Abhängigkeit von den Bodenarten der Horizonte

notwendig (siehe Anhang A.2). Die Differenz aus Minimum und Maximum der Erträge laut Ertragstafeln (vgl. Tabelle 2-10) wird nun entsprechend der Ertragspotenzialklasse interpoliert.

### ***Durchwurzelungstiefe***

Die tatsächlich von Pflanzen durchwurzelte Tiefe hängt zum Einen von der durchwurzelbaren Tiefe des Bodens, zum Anderen von der potenziellen Wurzellänge der dominanten Pflanzenarten im Vegetationstyp ab.

Geht man zunächst von der potenziellen Länge der Hauptwurzeltracht (=80 % der Gesamtwurzelmasse) der Hauptbaumart bzw. der dominanten Grasart im Grünland aus, kann man folgende Durchwurzelungstiefen für die Hauptbestände angeben (vgl. Tabelle 2-11):

Tabelle 2-11: Bestimmung der Hauptdurchwurzelungstiefe aus Länge der Hauptwurzeltracht und durchwurzelbarer Tiefe

Hauptbestand/Nebenbestand	Potenzielle Durchwurzelungstiefe (cm)	Schnitt der Durchwurzelungstiefe durch Horizont-Oberkante
Magerrasen	40	C;P;Gr;Y;F;Go;S
Heiden	20	C;P;Gr;Y;F;Sr;Sd;Sg
Kalktrockenrasen	40	C;P;Gr;Y;F;Go;S
Salzrasen	40	C;P;Gr;Y;Fr;Sr;Sd;Sg
Nass- und Feuchtwiesen	110	C;P;Gr;Y;Fr;Sr;Sd;Sg
Flutrasen	90	C;P;Gr;Y;Fr;Sr;Sd;Sg
Frischwiesen/Frischweiden	60	C;P;Gr;Y;F;Sr;Sd;Sg
Kiefer	180	C;P;Gr;Y;F;Sr;Sd;Sg
Fichte	80	C;P;Gr;Y;F;Sr;Sd;Sg
Rotbuche	80	C;P;Gr;Y;F;Go;Sr;Sd;Sg
Stiel- und Trauben-Eiche	180	C;P;Gr;Y;F;Sr;Sd;Sg
Erle	80	C;P;Gr;Y;F;Sr;Sd;Sg
Esche	80	C;P;Gr;Y;F;Sr;Sd;Sg
Bergkiefer	180	
Birke	100	
Weiden, alle Arten	60	C;P;Gr;Y;Fr;Sr;Sd;Sg

Diese potenziellen Wurzellängen werden bei den meisten Vegetationstypen (außer bei Pionierbaumarten) eingeschränkt durch den oberen Rand des terrestrischen Unterbodenhorizontes (C-Horizonte), durch den oberen Rand des sauerstofffreien (reduzierten) Grundwasser- bzw. Stauwasserhorizontes (Gr/Sr-Horizonte) oder durch den oberen Rand des durch Reduktgase gepräg-

ten Horizontes (Y-Horizonte). Das bedeutet, die vegetationstypische potenzielle Wurzellänge wird durch das standortspezifische Bodenprofil abgeschnitten in den Fällen, bei denen die potenzielle Wurzellänge größer ist als die obere Tiefe des obersten nicht durchwurzelbaren Horizontes.

Die obere Tiefe der anstehenden schneidenden Horizonte wird der Datenbank zu den Leitbodenprofilen der BÜK 1000 entnommen.

### **Stoffgehalte in der Biomasse**

Die in Blättern, Nadeln und Ästen inkorporierten basischen Kationen und Stickstoffionen wurden bei der Bestimmung der Critical Loads nicht berücksichtigt, da sie Bestandteil mehr oder weniger langfristiger Nährstoff-Kreisläufe sind und über Blattfall oder als Ernterückstände dem Boden bzw. der Bodenlösung wieder zur Verfügung stehen. Da ein großer Teil der Nährstoffe in der Rinde gespeichert wird, ist es von Bedeutung, ob das Derbholz entrindet und das Material wieder im Bestand verteilt wird. Es wird hier verallgemeinernd angenommen, dass das Stammholz generell erst außerhalb des Waldes geschält wird, wie es überwiegend üblich ist.

Die Nettostoffaufnahme der Makronährstoffe, die mit der Holzernte ausgetragen werden, wird abgeleitet aus Grunddaten nach JACOBSEN et al. 2002, jedoch ergänzt um weitere Baumarten nach DE VRIES et al. (1990), wie folgt (Tabelle 2-12):

Tabelle 2-12: Stoffgehalte in Derbholz mit Rinde (eq/t TS) (JACOBSEN et al. 2002, DE VRIES et al. 1990) der Hauptbaumarten sowie Stoffgehalte der Vegetationstypen im Grünland (abgeleitet von SCHLUTOW nach AMBERGER (1988), PETERSEN (1981), WEYMAR (1972), SAUERBREY et al. (1993), ROWINSKI (1993), SUCCOW (1988), MÜLLER (1980))

Wald- baum- art	Ca	Mg	K	N	Vegetati- onstyp des Offen- landes	Code (Tab elle 2-9)	N	N	Ca	Mg	K
	eq/t TS					kg/t	eq/t TS				
Kiefer	53,89	19,8	16,6	77,82	Magerra- sen	1	5	360	109,8	41,1	26,2
Fichte	70,36	14,8	19,7	87,1	Heiden	2	4	285	109,8	41,1	26,2
Buche	89,82	21,4	35,8	110	Kalktro- ckenrasen	3	6	430	185,3	82,3	33,3
Eiche	123,3	14,8	26,9	149,9	Salzrasen	4	6	430	185,3	82,3	33,3

Wald- baum- art	Ca	Mg	K	N	Vegetati- onstyp des Offen- landes	Code (Tab elle 2-9)	N	N	Ca	Mg	K
	eq/t TS					kg/t	eq/t TS				
Erle/ Esche	84,83	24,7	33,3	99,95	Nass- und Feuchtwie- sen	5	7	500	169,7	82,3	33,3
Birke	59,88	16,5	19,2	121,4	Flutrasen und Au- enwiesen	6	7	500	179,6	82,3	33,3
Berg- kiefer	47,9	18,1	15,6	82,1	Frischwie- sen/Frisch- weiden	7	6,5	465	169,7	82,3	33,3
Weiden	149,7	19,8	25,6	99,95							

Die Ableitung der stofflichen Entzüge durch Grünland-Mahd bzw. Beweidung beruht überwiegend auf empirischen Daten. Die angegebenen Quellen enthalten Angaben zu Stoffentzügen, die z. T. relativ weit voneinander abweichen. Die in Tabelle 2-12 angegebenen Werte können deshalb nur als vorläufige grobe Schätzung betrachtet werden. Eine umfassende Validierung durch statistisch abzusichernde Laboruntersuchungen ist noch durchzuführen, um die Werte zu überprüfen und ggf. zu verifizieren.

#### ***Korrektur der ermittelten Stoffentzüge im Falle nährstofflimitierter Standorte***

An einem Standort können natürlich nicht mehr basische Kationen aufgenommen werden, als durch Verwitterung und Deposition zur Verfügung stehen. Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass Pflanzen Nährstoffe nur ab einer bestimmten Mindest-Konzentration in der Bodenlösung aufnehmen können. Das heißt:

$$Bc_u = \max \{ Bc_{dep} + Bc_w - PS [Bc_{min}], 0 \} \text{ für } Bc = Ca + K + Mg \quad \text{Gl. 2-29}$$

Für  $[Bc_{min}]$  geben WARFVINGE und SVERDRUP (1992) ermittelte Werte in der Spanne von 0,002-0,005 eq/m<sup>3</sup> an.

Die nach der beschriebenen Methode ermittelten Entzugsmengen basischer Kationen werden unter Berücksichtigung eventuell vorhandener nährstofflimitierter Standorte nun wie folgt korrigiert:



Wenn

$$Bc_{dep} + Bc_w - PS [Bc_{min}] < Bc_u \quad \text{Gl. 2-30}$$

dann ergibt sich

$$Bc_u^* = Bc_u \cdot f_{Bc_u} \quad \text{Gl. 2-31}$$

mit

$$f_{Bc_u} = \frac{Bc_{dep} + Bc_w - PS \cdot 0,005}{Bc_u} \quad \text{Gl. 2-32}$$

Für  $Bc_{dep}$  werden in Ermangelung regionalisierbarer Hintergrunddepositionen aus der Zeit vor einem anthropogenen Einfluss die flächendeckend ermittelten Werte des Jahres 1999 verwendet, dem Jahr mit dem niedrigsten bekannten Depositionsgeschehen in Deutschland. Der Term  $0,005 \text{ eq/m}^3$  ist das Minimum an Konzentration basischer Kationen in der Bodenlösung ( $Bc_{min}$ ), das notwendig ist, damit an den Pflanzenwurzeln die Aufnahme gewährleistet ist.

#### 2.1.3.2.3 Kritische Austragsrate der Säureneutralisationskapazität mit dem Sickerwasser (ANC<sub>le(crit)</sub>)

Die Bestimmung der  $ANC_{le(crit)}$  für jedes Grid Deutschlands wird entsprechend Mapping Manual Revision (ICP MAPPING AND MODELLING 2004) für die humusarmen mineralischen Bodeneinheiten in 3 Varianten, von denen das Minimum gebildet wird, und für die humusreichen Bodeneinheiten in einer Variante berechnet. Die Eingangsdaten werden in folgenden Arbeitsschritten abgeleitet:

##### **Ermittlung des Gehaltes von organischer Substanz im Boden**

Es sind die Böden nach ihrem Gehalt an organischer Substanz zu differenzieren. Die Grenze zwischen organischen und mineralischen Böden wurde bei  $DOC=30\text{mg/l}$  festgelegt.

Angaben zum DOC-Gehalt (Konzentration gelösten organischen Kohlenstoffs) sind in der BÜK nicht enthalten. Es werden im Mapping Manual Revision (ICP MAPPING AND MODELLING 2004) für die Berechnung von Critical Loads für Schwermetalle folgende Referenzwerte angegeben (vgl. Tabelle 2-13).

Tabelle 2-13: Referenzwerte für DOC in der durchwurzelten Schicht

Texture	Tiefe (cm)	DOC (mg/l)	
		Nadelwald	Laubwald und Offenland
Humusauflage (Oh)	-	40	36
Sand	0-10	23	21
	10-30	16	15
	30-60	11	8,2
	60-100	11	4,3
	Schluff *	0-10	23
Ton	10-30	16	15
	30-60	8,2	6,25
	60-100	7,45	3,5
	0-10	23	21
	10-30	16	15
Torf	30-60	5,4	4,3
	60-100	3,9	2,7
	0-10	38	27
	10-30	70	30
	30-60	76*	76
	60-100	39	64

\* geschätzte Mittelwerte

Quelle: Mapping Manual Revision 2004 Chapter 5.5 Annex 11 (ICP MAPPING AND MODELLING (2004))

Die Bestimmung der Bodeneinheiten mit  $\text{DOC} \geq 30 \text{ mg/l}$  erfolgt anhand der Horizont-Datenbank der BÜK 1000. Die Legenden-Einheiten 6 und 7 wurden als diejenigen mit einem  $\text{DOC} \geq 30 \text{ mg/l}$  ermittelt. Für diese Fläche ist  $\text{ANC}_{\text{le(crit)}}$  nach Arbeitsschritt IV zu bestimmen.

Demzufolge weisen die Flächen mit den Legenden-Einheiten 1-5, 8, 9 und 11-71  $\text{DOC} < 30 \text{ mg/l}$  auf und werden in den folgenden Arbeitsschritten II und III betrachtet:

#### **Bestimmung der $\text{ANC}_{\text{le(crit)}}$ für Flächen mit $\text{DOC} < 30 \text{ mg/l}$ nach Variante 1a unter Berücksichtigung des phytotoxisch kritischen Bc/Al-Verhältnisses:**

Dieses kritische (beginnend toxisch in der Pflanze zu wirkende) Bc/Al-Verhältnis ist pflanzenartspezifisch. Untersuchungen von SVERDRUP et al. (1993) haben für die üblichen Hauptbaumarten in Europa und Nordamerika Referenzdaten ergeben, von denen die mittleren kritischen Werte abgeleitet wurden:

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

Bc/H: Erle 1,05; Birken 0,24; Offenlandvegetationstypen 0,2

In Mischwäldern gilt der jeweils höchste Wert der Mischbaumarten.

**Bestimmung der  $ANC_{le(crit)}$  für Flächen mit  $DOC < 30$  mg/l nach Variante 2 unter Berücksichtigung eines kritischen Mindestgehaltes an Aluminium-Ionen zum Aufbau sekundärer Aluminiumkomplexe:**

Der Austrag an Aluminium-Ionen sollte nicht größer als die Verwitterungsrate von Aluminium sein, diese kann als linear proportional zur Verwitterungsrate von basischen Kationen mit dem Faktor 2 angenommen werden (siehe Kap. 2.1.3.2.1).

**Bestimmung der  $ANC_{le(crit)}$  für Flächen mit  $DOC < 30$  mg/l nach Variante 3 unter Berücksichtigung eines akzeptablen minimalen Basensättigungsgrades im Boden:**

Der Austrag von basischen Kationen sollte nicht zu einer Unterschreitung eines bodenspezifischen Mindest-pH-Wertes führen. Dieser Mindest-pH-Wert entspricht der unteren pH-Wert-Grenze des Pufferbereichs, in dem sich die standortspezifische Bodenform natürlicherweise befindet. Eine Degradierung der Bodenform soll nicht zugelassen werden.

Für die Leitbodenassoziationen, wie sie in der Bodenübersichtskarte Deutschlands (BÜK 1000) enthalten sind, lassen sich durchschnittliche rezent natürliche pH-Werte im unbelasteten Zustand aus älteren Untersuchungen ableiten. Dazu liegen von KLAPP (1965) eine Vielzahl von Bodenuntersuchungen in West-, Mittel- und Süddeutschland mit Angaben zum Basensättigungsgrad vor. Auch Untersuchungsergebnisse von KOPP u. KIRSCHNER (1992) zu einigen Bodentypen des nordostdeutschen Tieflandes konnten zum Vergleich herangezogen werden. Auch WERNER gibt empirisch ermittelte Richtwerte für verschiedene Bodentypen an (NAGEL, KUNZE et al. 1995). Aus diesen Quellen konnten ausreichend übereinstimmende Angaben zu den nach der BÜK 1000 ausgewiesenen Leitbodenassoziationen zusammengeführt werden, wobei eine strenge Beziehung zwischen Basensättigung und pH-Wert entsprechend KA4 (Arbeitsgruppe Bodenkunde 1996) für die Umrechnung benutzt wurde. Die Modifizierung der BÜK 1000 unter besonderer Berücksichtigung der Waldflächen (SCHMIDT, WOLFF u. BARITZ 1998) ergab für 65 Bodeneinheiten, dass unter Waldnutzung die Leitbodenassoziation nicht identisch mit der unter Ackernutzung ist, also andere Basensättigungswerte bzw. pH-Werte angenommen werden müssen.

Aus dieser Analyse ergeben sich die Zugehörigkeiten der BÜK-Bodeneinheiten zu den Puffersystemen nach ULLRICH (1985) (Tabelle 2-14)

Tabelle 2-14: untere akzeptable Grenzen des pH bzw. der Basensättigung der natürlichen Pufferbereiche deutscher Bodenformen

Puffersubstanz	Niedrigster pH-Wert	niedrigste Basensättigung	BÜK-Legenden-Nr.
Karbonat-Puffer (CaCO <sub>3</sub> )	6,2	83	2, 3, 4, 5, 54, 68, 69
Silikat-Puffer (primäre Silikate)	5,0	56	8, 9, 11, 12, 13, 14, 15, 21, 22, 29, 35, 36, 37, 38, 39, 40, 41, 44, 47, 48, 49
Austauscher-Puffer (Tonminerale)	4,5	43	18, 24, 42, 45, 46, 50, 51, 52, 53
Mangan-Oxide; Tonminerale	4,2	34	10, 19, 23, 26, 28, 43
Aluminium-Puffer (n [Al(OH) <sub>x</sub> <sup>(3-x)+</sup> ], Aluminium-Hydroxosulfate)	4,0	30	65, 66, 67, 70
Aluminium-Eisen-Puffer (wie Aluminium-Puffer, „Boden-Fe(OH) <sub>3</sub> “)	<3,8	15	1, 6, 16, 17, 20, 25, 27, 30, 31, 32, 34, 57, 59, 63, 71 55, 56, 58, 64, 60, 61, 62
Eisen-Puffer (Eisenhydrit)	<3,2	5	33, 7

### Variantenvergleich

Um die jeweils empfindlichste Komponente des Ökosystems wirksam mit Hilfe des Critical Load zu schützen, ist nun ein Vergleich der Ergebnisse der 3 Varianten notwendig.

Der niedrigste Wert für CL<sub>max</sub>(S), der sich für eine Grid-Zelle aus den 3 Variantenrechnungen ergibt, soll als Critical Load für das berechnete Grid gelten.

### Bestimmung der ANC<sub>le</sub> für Flächen mit DOC≥30 mg/l

In Böden mit hohen Gehalten an organischer Substanz (DOC≥30 mg/l) wird die kritische Ausstragsrate von Säureneutralisationskapazität unter Berücksichtigung des kritischen Bc/H-Verhältnisses bestimmt.

Auch dieses Verhältnis ist pflanzenartspezifisch von SVERDRUP et al. (1993) ermittelt worden (siehe oben).

### **Regionalisierte Ergebnisse der ANC-Berechnung**

Das Ergebnis der Berechnungen der Kritischen Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität mineralischer Böden nach 3 Varianten zeigt, dass ein Teil der Rezeptorflächen niedrigere zulässige Auswaschungsraten bei Berücksichtigung der Kritischen Verwitterungsrate von Aluminium als limitierendes Kriterium für die Sicherung der Stabilität der Bodenstruktur (Variante 2) aufweist als unter Berücksichtigung der Schwellenwerte der Phytotoxizität (Variante 1).

Aber gleichzeitig wird auch ein Teil der Rezeptorflächen nur unter Berücksichtigung des Bc/Al-Verhältnisses zum Schutz der Vegetation (Variante 1) als limitierendes Kriterium ausreichend geschützt. Das heißt, es gibt einen relevanten Flächenanteil von 36,6 %, bei dem der  $ANC_{le}$ -Term nach Variante 2 kleiner ist als nach Variante 1, aber umgekehrt gibt es auch einen beträchtlichen Anteil von 17,22 %, bei dem Variante 1 einen kleineren  $ANC_{le}$ -Term als Variante 2 ergibt. Der überwiegende Flächenanteil von 43,4 % wird durch den kritischen pH-Wert limitiert, der nicht unterschritten werden darf, um den bodentypischen Pufferbereich dauerhaft zu erhalten.

Deutlich niedrigere Critical Loads ergeben sich durch die Limitierung der ANC durch eine kritische Aluminium-Auswaschungsrate in der norddeutschen Tiefebene, d. h. in den Ländern Schleswig-Holstein und Niedersachsen fast flächendeckend sowie in Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und Nordrhein-Westfalen zu großen Teilen. Ebenso sind die meisten Mittelgebirge wie Harz, Erzgebirge, Weserbergland, Pfälzer, Thüringer, Bayrischer, Oberpfälzer, Schwarz- und Odenwald, Spessart und Rhön aluminium-limitiert.

Hier liegt der Critical Load um jeweils rund 500 eq/ha-1a-1 niedriger als der Critical Load, der unter Berücksichtigung des kritischen Bc/Al-Verhältnisses als Grenzkriterium für die zulässige Auswaschungsrate an Säureneutralisationskapazität ermittelt wurde.

Es handelt sich dabei um Flächen, deren Böden bereits von Natur aus eine sehr niedrige Verwitterungsrate aufweisen, also deren Aluminium-Gehalt in der Bodenlösung immer nur in geringem Umfang zum Aufbau sekundärer Bodenkonglomerate zur Verfügung steht. Dies sind die podsoligen Sand-Braunerden in der nordwestdeutschen Tiefebene und die Flächen mit podsoligen Braunerden aus sauren Gesteinen in den Mittelgebirgen.

Die unter Berücksichtigung des phytotoxisch kritischen Bc/Al-Verhältnisses berechneten Critical Loads sind großflächig im Rheinischen Schiefergebirge, Sauerland, Hunsrück und Taunus, im Westerwald, im Frankenwald, im Vogtland und im Erzgebirgsvorland sowie im östlichen

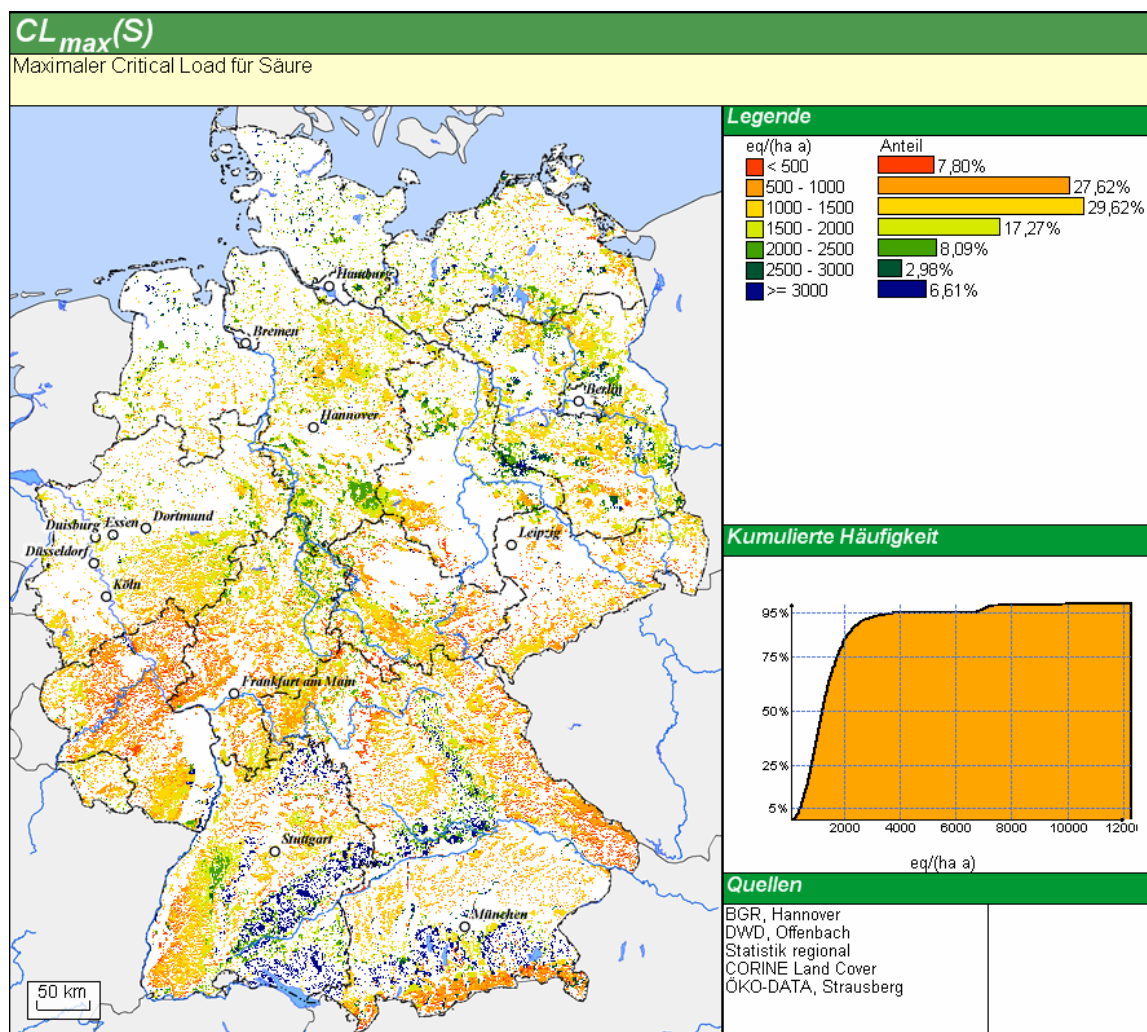
Teil Thüringens niedriger als die mit anderen Varianten berechneten Critical Loads. Hier finden wir mehr oder weniger reinen Nadelforst vor, dessen Empfindlichkeit gegenüber einem zu geringen Dargebot an basischen Kationen bei gleichzeitig hohem Gehalt an Aluminium deutlich höher ist als bei Laubwald.

Das kritische Bc/Al-Verhältnis für die typischen deutschen Nadelbäume Kiefer und Fichte ist doppelt so hoch wie das Kritische Bc/Al-Verhältniss für die Laubgehölze Buche und Eiche. Gleichzeitig sind auch diese Flächen von hohen durchschnittlichen Niederschlägen aufgrund ihrer Lage in den subatlantischen und submontanen bzw. collinen Klimabereichen betroffen.

Alle anderen bisher nicht genannten Landschaften in Deutschland, insbesondere große Teile Bayerns, Baden-Württembergs, Brandenburgs, Mecklenburg-Vorpommerns und Sachsen-Anhalts sind gekennzeichnet durch Böden mittlerer und hoher natürlicher pH-Werte und damit verbundener höherer Basensättigung, die es zu schützen und zu erhalten gilt. Deshalb wird hier die ANC-Auswaschungsrate durch den pH-Wert limitiert, der nicht unterschritten werden darf, damit der natürliche Pufferbereich erhalten bleibt.

### **2.1.3.3 Critical Loads-Ergebnisse**

Die Ermittlung der Belastungsgrenzwerte für den Säureeintrag ( $CL_{\max S}$ ) ergibt in Deutschland folgende regionale Verteilung (vgl. Abbildung 2-1)



**Abbildung 2-1: Regionale Verteilung der Critical Loads für Säureeinträge in Deutschland**

Die regional differenzierte Interpretation der Kritischen Belastbarkeitsgrenzen ergibt in Deutschland folgendes Bild:

Da 95,8 % der untersuchten Rezeptorflächen mit Wald bestanden sind, gibt Abbildung 2-1 überwiegend die regionale Verteilung der Belastbarkeitsklassen der **Wälder** wieder.

Das Rheinische Schiefergebirge, der Bayrische, Oberpfälzer und Frankenwald, Thüringer Wald, Erzgebirge, Sauerland, Südschwarzwald, Osthartz, Steigerwald und Frankenhöhe weisen natürlich saure Boden auf, die nur wenig basische Kationen verwittern und deshalb nur eine geringe Neutralisationskapazität besitzen.

Der Westharz weist zwar die gleichen sauren Böden auf wie der Ostharz, aber am westlichen Anstieg ist die Deposition basischer Kationen aus dem Meersalz der Nordsee um ein Vielfaches höher als im Lee des Harzes.

Ganz andere Gründe haben die niedrigen Critical Loads in den Alpen. Die Kalkbraunerden sollen hier vor einer Degradierung geschützt werden, deshalb ist das Critical Limit, der pH-Wert hier sehr weit oben angesetzt (bei 5).

Im Nordschwarzwald, Pfälzer Wald, Spessart und Odenwald überwiegen sehr trockene Braunerden aus Sandstein. Ebenso nährstoffarm sind die diluvialen Sand- und Tieflehmböden der norddeutschen Tiefebene von Brandenburg, über Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen bis Schleswig, auf denen die Wälder nur spärlich gedeihen und deshalb auch weniger basische Kationen aus dem Boden entziehen, die dafür der Säureneutralisierung zur Verfügung stehen. Deshalb finden wir hier mittlere Critical Loads.

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

Auch die Mergel-Pararendzinen der Endmoränen im nordostdeutschen Tief- und Hügelland haben eine hohe Säureneutralisationskapazität, ohne dass eine Degradierung der lehmreichen Böden zu befürchten ist.

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

Natürlich neutrale und saure Böden, deren potenzielle Basensättigung unter 30 % liegt, entwickeln spontan säureverträgliche Grünland-Pflanzengesellschaften. Diese sind gegenüber weiteren Säureeinträgen relativ unempfindlich. Wenn die Säureeinträge aber zu einem erheblichen



Teil aus Stickstoffverbindungen bestehen, führt die gleichzeitig eutrophierende Wirkung zu mehr oder weniger starken Veränderungen der Vegetationsstruktur, so dass Wirkungen infolge von Versauerungen überlagert werden und nicht mehr eindeutig versauerungsbedingt nachweisbar sind.

Sehr niedrige Critical Loads von unter 1000 eq ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> weisen die basenarmen stark podsolierten Standorte der nordostdeutschen Tiefebene (Land Brandenburg) auf, die eine sehr niedrige Kationen-Verwitterungsrate des Substrats und gleichzeitig eine sehr niedrige zulässige Auswaschungsrate von Säureneutralisationskapazität aufgrund der geringeren Niederschläge in der subkontinentalen Klimazone zu verzeichnen haben.

In den basenarmen, podsolierten Standorten der nordwestdeutschen Tiefebene und in der Altmark (z. B. Lüneburger Heide, Colbitz-Letzlinger Heide, ganz Schleswig-Holstein und im Westen Niedersachsens) stellen sich die Critical Loads für natürliches Grünland im mittleren Bereich zwischen 1000 und 1500 eq ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> ein. Obwohl die Basenverwitterungsraten denen der Sandböden der nordostdeutschen Tiefebene entsprechen, dürfen höhere Auswaschungsraten zugelassen werden, da im Durchschnitt viel höhere Niederschlagsmengen in der subatlantischen Klimazone fallen. Auf den basen- und niederschlagsreichen Standorten der Schwäbischen Alb und in den Alpen bewegen sich die Critical Loads in den höheren Bereichen zwischen 1500 und 2500 eq ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>. Hohe Critical Loads über 3000 eq ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> kommen nicht vor, weil die natürliche Basensättigung (>30 %) als Schutzziel berücksichtigt wird.

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

Die Critical Loads der großen Heideflächen in der Lüneburger Heide und in der Niederlausitz weisen Critical Loads von 1000-1500 eq ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> auf.

Wie bei Grünland muss man hinsichtlich der Empfindlichkeit gegenüber Säureeinträgen auch bei **Sümpfen** in natürlich basenreiche Kalkzwischenmoore bzw. Niedermoore auf Kalkmudde und in natürlich subneutrale bis saure Sümpfe unterscheiden. Die basenreichen Sümpfe sind besonders schützenswert mit relativ niedrigen Belastbarkeitsgrenzen.

Höhere Belastungsgrenzen als für Wald kann man für saure und subneutrale waldfreie Sümpfe zulassen, deren Vegetation an saure Verhältnisse angepasst ist und auf weitere Säureeinträge flexibel reagiert. Die Bodenstruktur hängt hier nicht vom Aluminium-Gehalt ab.

Große Sümpfe wie der bei Berchtesgaden weisen demzufolge mittlere Critical Loads im Bereich von 1000-1500 eq ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> auf.

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

## 2.1.4 Critical Loads für eutrophierende Stickstoffeinträge

### 2.1.4.1 Methodischer Ansatz

Die Höhe der Critical Loads wird bestimmt von den natürlichen Eigenschaften der betrachteten Ökosysteme. Die zulässige Stickstoffdeposition  $CL_{nut}(N)$  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:

$$CL_{nut}(N) = N_u + N_i + N_{le(acc)} + N_{de} \quad \text{Gl. 2-33}$$

wobei:

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

Die Datengrundlagen für die flächenbezogene Ermittlung von  $N_u$ ,  $N_i$  und  $N_{le(acc)}$  werden aus Referenzdaten abgeleitet. Die Datenbasis hierfür wird in Kap. 2.1.2 beschrieben.

Der Parameter  $N_{de}$  muss jedoch mit Hilfe eines Berechnungsmodells bestimmt werden (vgl. Kap. 2.1.4.2.4).

## 2.1.4.2 Erhebung und Berechnung der Eingangsdaten

### 2.1.4.2.1 Netto-Stickstoff-Aufnahmerate durch die Vegetation ( $N_u$ )

Für den Deutschen Datensatz „Critical Loads & Exceedances 2003“ wurde die Netto-Stickstoffaufnahmerate analog zur Berechnung der Netto-Aufnahmeraten basischer Kationen (vgl. Kap. 2.1.3.2.2) in Abhängigkeit von den Standortfaktoren (siehe Anhang A.2) ermittelt.

#### *Korrektur der ermittelten Stickstoffentzüge im Falle nährstofflimitierter Standorte*

An einem Standort kann nicht mehr Stickstoff aufgenommen werden, als durch den natürlichen ökosysteminternen Stoffkreislauf (hier nicht relevant) und durch Deposition, abzüglich der Immobilisierungsrates, zur Verfügung stehen.

Das heißt:

$$N_u = \max\{N_{dep} - N_i, 0\} \quad \text{Gl. 2-34}$$

Die nach oben beschriebener Methode ermittelten Stickstoffentzüge werden unter Berücksichtigung eventuell vorhandener nährstofflimitierter Standorte nun wie folgt korrigiert:

Wenn

$$N_{dep} - N_i < N_u$$

dann ergibt sich

$$N_u^* = N_u \cdot f_{N_u} \quad \text{Gl. 2-35}$$

mit

$$f_{N_u} = \frac{N_{dep} - N_i}{N_u} \quad \text{Gl. 2-36}$$

Für  $N_{\text{dep}}$  werden die Werte des Jahres 1999, einem typischen Durchschnittsjahr im Depositionsgeschehen, eingesetzt.

Gleichzeitig ist es aber auch zu beachten, dass  $N_u^*$  nur als annähernd reale Stickstoffaufnahme angenommen werden kann, wenn das Pflanzenwachstum nicht durch andere Standortfaktoren begrenzt wird (Durchschnittstemperatur in der Vegetationsperiode  $< 5^\circ\text{C}$ ; Jahresniederschläge  $< 200$  mm usw.). Insbesondere muss auch das Dargebot an basischen Nährkationen ausreichen für eine optimale Pflanzenversorgung. Basische Kationen und Stickstoff werden immer in einem konstanten Verhältnis aufgenommen. Dieses Verhältnis ist pflanzenartspezifisch. So haben Untersuchungen von DE VRIES et al. (1990) ergeben, dass durchschnittliche Bc:N-Verhältnisse bei Fichte von 0,9 und bei Kiefer sowie bei den Laubbaumarten von 0,7 notwendig sind. Während die Wahrscheinlichkeit, dass die anderen o. g. Wachstumsfaktoren in Deutschland signifikant unterschritten werden, sehr gering ist, kann das Dargebot an basischen Kationen durchaus in relevantem Umfang unter das pflanzenphysiologisch erforderliche Minimum fallen und dadurch gleichzeitig die Stickstoffaufnahme limitieren.

Deshalb ist auch eine Prüfung der berechneten  $N_u^*$  und  $Bc_u^*$  notwendig hinsichtlich des Verhältnisses von  $Bc_u^*$  zu  $N_u^*$  in Bezug auf die Baumarten, die den jeweiligen Standort bestocken.

#### **2.1.4.2.2 Stickstoff-Immobilisierungsrate ( $N_i$ )**

Für die Critical Load-Berechnung ist die Stickstoffimmobilisierung als die über einen längeren Zeitraum vertretbare Stickstofffestlegung im Oberboden, d. h. zunächst in der Humusschicht, nach Austauschvorgängen i. d. R. auch in der oberen Mineralbodenschicht, einschließlich der Fixierung durch Mikroorganismen, definiert.

Eine Immobilisierung findet immer dann statt, wenn die Bedingungen für die Mineralisierung organischer Substanz durch Bodenorganismen besonders ungünstig sind. Signifikanten Einfluss auf die Produktivität der Humusdestruenten haben das Vorhandensein einer ausreichenden Mindesttemperatur ( $5^\circ\text{C}$  im Boden bzw.  $10^\circ\text{C}$  in der Luft) sowie die Zersetzbarkeit der organischen Substanz.

Je länger die Vegetationszeitdauer im Jahr (Anzahl der Tage mit einer durchschnittlichen Lufttemperatur von  $\geq 10^\circ\text{C}$  im Jahr) und je geringer der Ligningehalt in der Förnaufgabe (gering bei Laubbäumen und Grasland, hoch bei Nadelbäumen und Heidesträuchern) desto höher die Mineralisationsrate im Jahr, d. h. desto geringer die Immobilisierungsrate.

Aus umfangreichen Studien (SOGN et al. 1999) können folgende Beziehungen zwischen den Wertespannen für eine langfristig akzeptable Immobilisierungsrate im Sinne eines nachhaltigen Gleichgewichtes von Auf- und Abbau der Humusschicht festgestellt werden:

Die Immobilisierungsrate (in  $\text{kg N/ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) beträgt

bei einer Vegetationszeitdauer im Jahr von	<100 Tagen	100 – 200 Tagen	> 200 Tagen
• unter Nadelwald und Heiden	2	2 - 5	5
• unter sonstigen Wäldern und Grasland	1	1 - 4	4

Zwischen 100 und 200 Tagen Vegetationszeit wird die Immobilisierungsrate zwischen Maximum und Minimum interpoliert.

Für diesen Zweck konnte erstmals die aktualisierte Karte der langjährigen Jahresmitteltemperaturen von 1971-2000 (DEUTSCHER WETTERDIENST 2001b) verwendet werden.

Immobilisierungsraten von 27 bis  $82 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ , wie sie im Solling ermittelt wurden (MATZNER 1988), weisen darauf hin, dass die natürlichen Immobilisierungsraten insbesondere im Humus anthropogen beeinflusst werden können. Auch wenn diese aktuell erhöhten Immobilisierungsraten zu einer Senke in der Massenbilanz führen, sollten diese hohen Immobilisierungsraten nicht über längere Zeiträume toleriert werden, da sie einerseits mit relativ starken Stickstoffausträgen mit dem Sickerwasser gekoppelt sind und andererseits eine Begrenzung dieser Entwicklung dann gegeben ist, wenn der Humusstatus von mullartigem Moder in Mull übergeht (KOPP U. KIRSCHNER 1992). Dann ist die Humusschicht nicht mehr weiter aufnahmefähig und gibt schlagartig und lang anhaltend eine große Menge gelösten Stickstoffs an das Sickerwasser ab.

Daraus ergibt sich die Notwendigkeit, vom Steady state-Ansatz zu dynamischen Modellen überzugehen, um die zeitliche Entwicklung der Waldböden bei sich ändernden Depositionsraten abschätzen zu können und um in die Berechnung der Critical Loads die Ist-Ziel-Differenz-Entwicklung mit zeitlichen Gradienten einbeziehen zu können.

#### 2.1.4.2.3 Tolerierbare Stickstoffaustragsrate mit dem Sickerwasser ( $N_{le(acc)}$ )

Bei der Berechnung der Critical Loads für Stickstoffeinträge wurde davon ausgegangen, dass in naturnahen Waldökosystemen mit einer natürlichen Artendiversität ein kritischer Schwellenwert der Stickstoffkonzentration nicht überschritten werden darf, um den Verlust einzelner charakteristischer Arten nicht zuzulassen.

In Auswertung der Zusammenstellung gemessener kritischer N-Konzentrationen im Sickerwasser (UN/ECE/CCE 1993, In: Mapping Manual Revision - ICP MAPPING AND MODELLING 2004) werden folgende Grenzkonzentrationen für die naturnahen und halbnatürlichen Vegetationstypen festgesetzt:

Die akzeptable Grenzkonzentration von Stickstoff  $[N]_{crit}$  im Sickerwasser (in mg/l) beträgt:

- |                   |     |                            |     |
|-------------------|-----|----------------------------|-----|
| • unter Nadelwald | 0,2 | • unter Heiden             | 0,3 |
| • unter Mischwald | 0,3 | • unter Torfmooren         | 0,2 |
| • unter Laubwald  | 0,4 | • unter sonstigem Grasland | 0,4 |

Letztendlich spielt für eine realistische Abschätzung dieser Größe der Massenbilanz die Sickerwasserrate eine entscheidende Rolle.

Die Berechnung des tolerierbaren Stickstoffaustrages erfolgte demzufolge unter Verwendung der Sickerwasserrate wie folgt:

$$N_{le(acc)} = PS \cdot [N]_{crit} \quad \text{Gl. 2-37}$$

wobei:

$N_{le(acc)}$	=	tolerierbare Stickstoffaustragsrate mit dem Sickerwasser $[\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$
$PS$	=	Sickerwasserrate $[\text{m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$
$[N]_{crit}$	=	Grenzwert nach UN/ECE/CCE (1993) für die tolerierbare Stickstoffkonzentration in der Bodenlösung

Die Verwendung einer Grenzkonzentration für einen tolerierbaren Austrag von Stickstoff ins Grundwasser ist insofern gerechtfertigt, als es auch unter unbeeinflussten Landschaften immer schon zu einer Auswaschung von Stickstoff ins Grundwasser nach Austrocknung und Wiedervernässung von hydromorphen Böden im jährlichen oder mehrjährigen Klimazyklus kam.

Die Nutzung des ermittelten Grenzwertes zur Kontrolle des Erfolges bei Einhaltung der Critical Loads wäre jedoch sehr sinnvoll unter dem Gesichtspunkt, dass es in den neuen Bundesländern noch Regenarmmoore gibt, die in den westeuropäischen Ländern nicht mehr vorkommen, und deshalb hinsichtlich einer Belastbarkeit mit (geringfügig) stickstoffbelastetem Grundwasser nicht untersucht worden sind.

Weitere Untersuchungen zu diesem Punkt werden hiermit vorgeschlagen.

Zur Verwendung der derzeit zur Verfügung stehenden Karte der Sickerwasserrate aus dem neuen Klimaatlas Deutschlands wurde bereits in Kap. 2.1.2 eine Aussage getroffen.

#### 2.1.4.2.4 Stickstoff-Denitrifikationsrate ( $N_{de}$ )

Die Stickstoff-Emission aus dem Boden ist in der Regel das Ergebnis mikrobieller Umsetzungsprozesse im Boden, der Denitrifikation (FOLORUNSO U. ROLSTON 1985). Das im Bodenwasser gelöste Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) wird zu Nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ), weiter zu Stickstoffmonoxid ( $\text{NO}$ ), zu Distickstoffoxid (Lachgas= $\text{N}_2\text{O}$ ) und letztendlich zu elementarem Stickstoff ( $\text{N}_2$ ) reduziert. Dies wird von Mikroorganismen durchgeführt, die bei  $\text{O}_2$ -Mangel fähig sind, Nitrit- und Nitratsauerstoff anstelle von elementarem Sauerstoff zu verwerten. Als Energiequelle benötigen sie aber leicht verfügbaren organischen Kohlenstoff, wie er in Mineralböden nur in den obersten Bodenschichten vorkommt, in Moorböden jedoch bis in Tiefen von mehreren Metern anzutreffen ist. Die Denitrifikation findet überwiegend bei hoher Wassersättigung des Bodens (60-70 %), d. h. bei Sauerstoffmangel statt. In Böden mit sehr hohem organischen Kohlenstoffgehalt können die heterotrophen Bakterien aber auch bei niedrigeren Wassergehalten (<60 %) eine hohe Denitrifikationsrate erreichen (SCHACHTSCHABEL et al. 1998). Signifikanten Einfluss hat auch die Temperatur auf die Aktivität der denitrifizierenden Bodenorganismen. So beginnen die Mikroorganismen erst bei 5 °C aktiv zu werden und steigern ihre Aktivität mit zunehmender Temperatur. Bei pH-Wert unter 6 nimmt die Aktivität der Mikroorganismen rapide ab. In sauren Böden kann aber auch eine rein chemische Umwandlung von Nitrit in gasförmige Stickoxide ( $\text{NO}$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ) erfolgen.

Der Ablauf der Denitrifikation ist also abhängig von den Zuständen der abiotischen Komponenten im komplexen Ökosystem und kann insbesondere anhand der Bodeneigenschaften in Verbindung mit den klimatischen Verhältnissen abgeschätzt werden (SVERDRUP U. INESON 1993).

Die Stickstoff-Gesamtemission hängt überwiegend vom Gehalt an Stickstoff im Boden ab, indirekt also in hohem Maße von Stickstoffeinträgen, aber auch im hohen Maße vom Bodenwassergehalt als Lebensmilieu und dem verfügbaren Dargebot an basischen Kationen und Kohlenstoff als Nahrungsgrundlage für die Mikroorganismen.

Die Abschätzung der Stickstoff-Gesamtemission muss also sowohl nach nutzungsbedingten als auch nach natürlichen Standortparametern differenziert erfolgen.

Für die modellhafte flächendeckende Ermittlung der Denitrifikationsrate im Zusammenhang mit der Bestimmung von Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff empfiehlt das Mapping Manual Revision (ICP MAPPING AND MODELLING 2004) zwei unterschiedliche Ansätze. Ein Variantenvergleich auf der Basis der Validierung mit Messwerten an 12 mitteleuropäischen Standor-

ten (NAGEL et al. 2001) ergab eine deutlich höhere und ausreichend gute Wirklichkeitsnähe des folgenden Modells, so dass nunmehr der zweite Modellansatz nicht mehr gerechnet wird.

Das gewählte Modell geht von folgendem Ansatz aus:

$$N_{de} = \begin{cases} f_{de} (N_{dep} - N_u - N_i) & \text{wenn } N_{dep} > N_u + N_i \\ 0 & \text{andernfalls} \end{cases} \quad \text{Gl. 2-38}$$

wobei:

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

Dieser einfache Ansatz von DE VRIES et al. (1990) geht von einem linearen Zusammenhang zwischen Denitrifikationsrate und dem N-Eintrag unter Berücksichtigung der Immobilisierungsrate und dem N-Entzug durch die Vegetation aus. Dies setzt jedoch voraus, dass die Immobilisierung und der N-Entzug schneller vonstatten gehen als die Denitrifikation, was nicht immer zutrifft.

Durch Einsetzung in die Critical Loads-Gleichung (Gl. 2-33) ergibt sich die folgende Formel für den Critical Load für eutrophierenden Stickstoff:

$$CL_{nut}(N) = N_u + N_i + \frac{N_{le(acc)}}{1 - f_{de}} \quad \text{Gl. 2-39}$$

#### **Bestimmung des Denitrifikations-Faktors $f_{de}$**

DEVRIES et al. (1990) schlagen die Parameterisierung von  $f_{de}$  wie folgt vor:  $f_{de} = 0,1$  für Sandböden ohne Vergleyungen,  $f_{de} = 0,5$  für vergleyte Sandböden,  $f_{de} = 0,7$  für Tonböden und  $f_{de} = 0,8$  für Torfböden. Für die Interpolation wird im Mapping Manual Revision (ICP MAPPING AND MODELLING 2004) eine Matrix zur Bestimmung von  $f_{de}$  in Abhängigkeit vom Drainage-Grad des Bodens angeboten.

Gemäß den Erkenntnissen über die die Denitrifikation bestimmenden Faktoren wurden zur Abschätzung des Denitrifikationsfaktors  $f_{de}$  für den deutschen Datensatz die Eigenschaften der



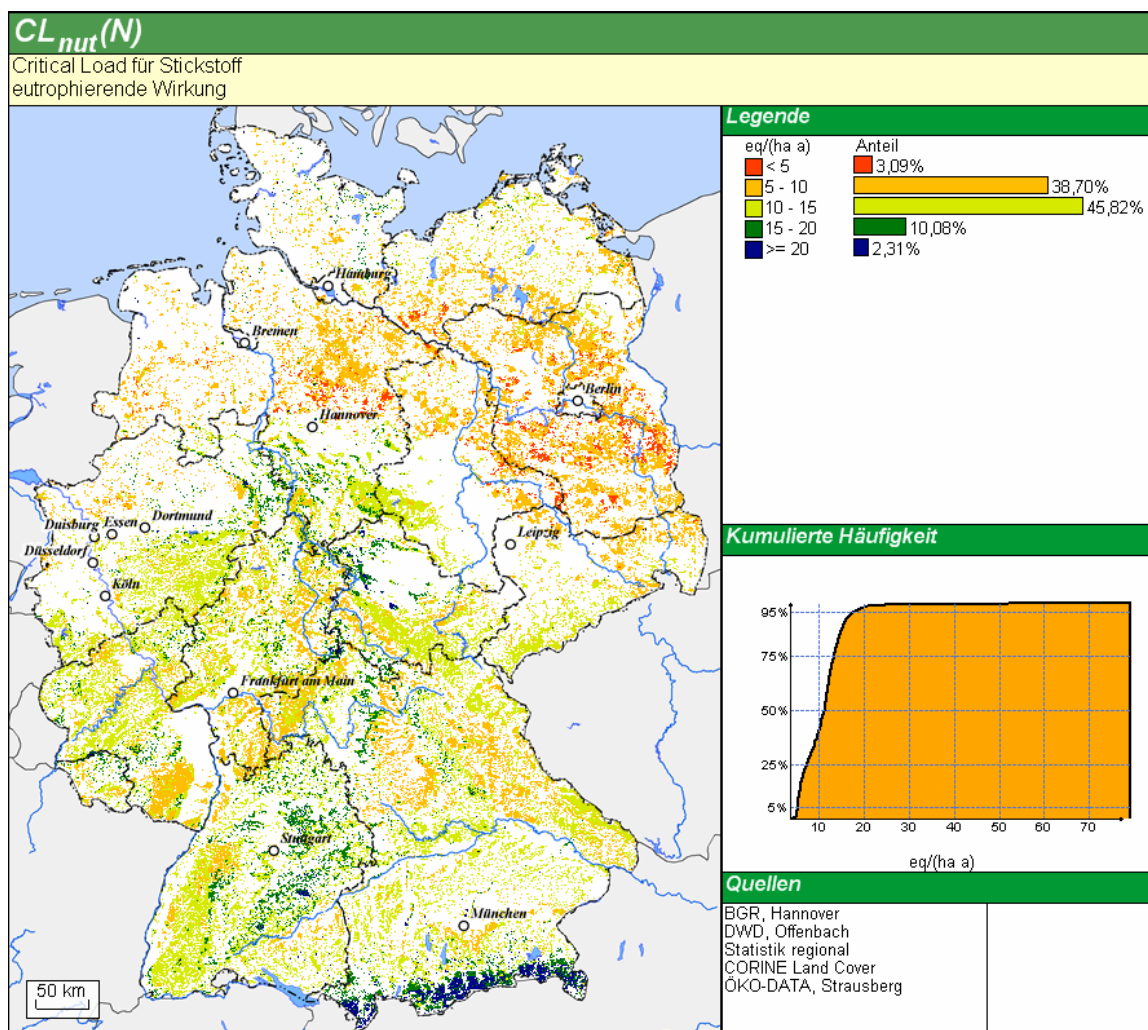
verschiedenen Bodentypen, die in Deutschland entsprechend BÜK 1000 vorkommen, v. a. hinsichtlich ihres Totporenanteils sowie des Grund- bzw. Stauswassereinflusses herangezogen. Die in der BÜK-Datenbank horizontweisen Angaben der effektiven Feldkapazität (Luftporenvolumen) wurden von der horizontweisen Angabe der Feldkapazität (Gesamtporenvolumen) abgezogen, um den Totporenanteil (wassergefülltes Porenvolumen) zu erhalten. Die Spanne der Werte für den Totporenanteil, die in den BÜK-Leitbodenhorizonten vorkommen, wurden nun den  $f_{de}$ -Faktoren von 0,2 bis 0,7 durch Interpolation zugewiesen. Oxidierte Grund- oder Stauwasserwasserhorizonte wurden grundsätzlich mit dem  $f_{de}$ -Faktor 0,8 belegt.

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

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

#### **2.1.4.3 Ergebnisse der Critical Load-Berechnungen für eutrophierenden Stickstoff**

Das Ergebnis der Critical Load-Berechnung für die Wald- und waldfreien naturnahen Standorte in Deutschland zeigt Abbildung 2-2.



**Abbildung 2-2: Regionale Verteilung der Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff in Deutschland**

Etwa ein Drittel des Bundesgebietes (28 %) weist besonders schutzbedürftige ökologische Rezeptoren (unter 15 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) auf, darunter sind etwa 1 % der Landesfläche mit Belastbarkeitsgrenzen für Stickstoffeinträge unter 5 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>, d. h. extrem eutrophierungsgefährdete Ökosysteme, die nur über ein sehr geringes N-Bindungsvermögen verfügen. Weiter regional differenziert zeigt das Ergebnis der Abschätzung der kritischen Belastbarkeitsgrenzwerte in Deutschland, dass die niedrigsten Belastbarkeitsgrenzen - und damit die höchste Empfindlichkeit gegenüber anthropogenen Stickstoff-Einträgen – auf den trockenen nährstoffarmen Sanden der Sanderflächen am Rande des Spreestromtals, des Baruther Urstromtals, der Dahmeseenkette und in der Prignitz mit Belastbarkeitsgrenzen von 2,5 - 5 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> liegen. Dies resultiert aus der hier sehr niedrigen Sorptionsfähigkeit (Immobilisierungsrate) der sorptionschwachen armen und sauren Podsole und Podsol-Braunerden. Der Entzug von Stickstoffverbin-

dungen aus dem Boden bei der Holzernte ist aufgrund relativ geringer Produktivität der nährstoffarmen trockenen Böden in der subkontinentalen trockenen Klimazone ebenfalls nur gering.

Diese Extremstandorte sind eingebettet in ein Band sehr empfindlicher Standorte ( $5 - 7,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ), das sich über die gesamte norddeutsche Tiefebene von der Niederlausitz und der Düben-Dahlener Heide über den Barnim, Fläming, Havelland, Prignitz, Altmark bis zur Lüneburger Heide erstreckt. Von dieser sehr geringen Belastbarkeit ist besonders das Land Brandenburg betroffen, das neben den ärmsten Standorten außerdem noch deutschlandweit die geringsten Niederschläge aufweist. Zur nächst höheren CL-Klasse ( $7,5-10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) gehören das Münsterland, Ostfriesland und Mecklenburg-Vorpommern, der Pfälzer Wald, der Odenwald, südlicher Thüringer Wald, das Regnitz-Einzugsgebiet um Nürnberg, das Gebiet zwischen Bayreuth und Regensburg sowie das Donau-Einzugsgebiet zwischen Neu-Ulm und Biberach mit ebenfalls sorptionsschwachen Podsolen, die jedoch aufgrund der niedrigeren Temperaturen zwar höhere Immobilisierungsraten, aber geringere Stickstoffentzüge durch die Vegetation aufweisen.

In den küstennahen Bereichen von Mecklenburg, Holstein und Ostfriesland wirken sich die maritimen Klimaeinflüsse günstig auf das Pflanzenwachstum und damit auf die Stickstoffentzüge aus, so dass hier teilweise  $10 \text{ bis } 12,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  verkraftet werden.

In den Alpen, im Schwarzwald und auf den Kammlagen des Harzes, des Erzgebirges und der Schwäbischen Alb wirken sich die höhenbedingten niedrigen Temperaturen förderlich auf die Immobilisierungsraten aus, so dass hier trotz geringer Stickstoffentzüge mittlere Belastbarkeitsgrenzen ( $12,5-15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) erreicht werden.

In den anderen bisher nicht genannten Gebieten Deutschlands, insbesondere im Gebiet der Schwäbischen Alb, Fränkischen Alb, Bauland, Kraichgau, Frankenhöhe, Steigerwald und der Weser-Else-Tiefebene zwischen Göttingen und Osnabrück wirkt sich der höhere Anteil an Laub- und Mischwäldern auf basenreicheren Braunerde-Rendzina, -Terra fusca, -Pelosol aus Kalk-, Mergel und Dolomitgesteinen signifikant auf den Belastbarkeitsgrenzwert aus, da damit ein hoher Entzug von Stickstoff aus dem Boden im Zusammenwirken mit guter Basen- und Wasserversorgung der fruchtbaren Böden verbunden ist. Insgesamt ergibt sich, dass der Belastungsgrenzwert hier über  $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  liegt.

Da Wälder überwiegend die Rezeptorflächen (95,8 % Flächenanteil) repräsentieren, hat die Verteilung der Wälder die ausschlaggebende Bedeutung bei der vorangehenden Darstellung der regionalen Verteilung der Critical Loads.

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

Die Grünmasseerträge (ausgewiesen in Trockenmasse) auf **natürlichem Grünland** schwanken stärker als die Holzerträge (Trockenmasse) in Abhängigkeit von den Standortbedingungen. Während auf reichen hydromorphen Böden bei mittleren Wasserständen von 5-10 dm unter Geländeoberfläche (u. GOF) die Trockenmasseerträge von Grasland höher sind als die Holz-Trockenmasseerträge eines standortgerechten Baumbestandes, sind die Graserträge auf sehr armen und trockenen Standorten wesentlich niedriger als entsprechende Holzerträge auf gleichem Standort.

Grasbestände haben aber grundsätzlich einen höheren Stickstoffgehalt in der Erntemasse als Holz. Daraus resultiert bei annähernd gleichen Phytomasse-Trockensubstanz-Erträgen ein höherer N-Entzug mit i. d. R. das Doppelte.

So liegen die empfindlichsten Grünlandstandorte mit Critical Loads von 5-10 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> auf grundwasserfernen armen Sand- und Eisenpodsolböden im norddeutschen Flachland (Brandenburg, Colbitz-Letzlinger Heide, Lüneburger Heide, Münsterland).

Die Grünlandstandorte in den Gebirgen mit basenreichen Böden (Schwäbische Alb, Alpen) sind sowohl durch gute Nährstoffversorgung, als auch durch höhere Jahresniederschläge begünstigt und weisen eine gute Grünmasseentwicklung auf. Die Critical Loads liegen hier deshalb im oberen Bereich (15-20 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>).

Die nährstoffarmen, aber grundwasserbeeinflussten Sand-Grundgleye z. B. in der Niederlausitz weisen ebenfalls einen mittleren Ertrag, das bedeutet mittlere Critical Loads (5-15 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>), auf.

Die höchsten Erträge (höher als die der entsprechenden Eichen-Eschen-Bestände) können auf grundwassernahen Auenböden mit Graslandbewirtschaftung erzielt werden, so ergeben sich sehr hohe Critical Loads (>20 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) in den Auen, insbesondere der Elbe, der Weser und der Oder.

Zwergstrauchheiden und Borstgrasrasen, die bestimmenden Vegetationsgesellschaften in **Heiden und Moorheiden**, kommen nur auf Böden vor, die im natürlichen Zustand sauer bis subneutral und nährstoffarm bis mäßig nährstoffversorgt sind. Demzufolge sind alle Heiden und Moorheiden empfindlich gegenüber Stickstoffeinträgen.

Die Critical Loads für Heiden und Moorheiden sind also generell in allen Bodenregionen relativ niedrig mit 5-10 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (Niederlausitz, Lüneburger Heide, Colbitz-Letzlinger Heide, Wittstocker Heide).

Da **Sümpfe** nur relativ selten (maximal alle 3 Jahre) zu Streuzwecken, zur Reetgewinnung u. a. genutzt werden, ist der Entzug in Sümpfen wesentlich geringer als bei natürlichem Grünland. Andererseits ist die Denitrifikationsrate in den nassen Sümpfen höher als auf anhydromorphen Böden.

Die regionale Differenzierung der Critical Loads entspricht der für Grünlandökosysteme, der Critical Load ist aber generell etwa 5 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> tiefer anzusetzen. So weist die große Sumpffläche bei Berchtesgaden einen Critical Load von 10-15 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> auf.

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

## **2.2 Verifizierung des flächenhaften Critical Load-Datensatzes anhand von Punktdaten in Zusammenarbeit mit den Bundesländern**

### **2.2.1 Vergleich des deutschen Datensatzes nach SMB mit den Level II-Standorten nach SMB (mit an den Datensatz angepasster Berechnungsmethodik) inkl. Fehleranalyse mit dem Ziel der Überprüfung des deutschen Datensatzes**

Die für den Vergleich herangezogenen Daten der Standorte des forstlichen Umweltmonitoring – die Standorte der Bodenzustandserhebung (Level I bzw. BZE) sowie der Dauerbeobachtungsflächen im Wald (Level II) – unterscheiden sich von den flächigen Datensätzen des deutschen Datensatzes in für die Anwendung von Modellen wesentlichen Merkmalen.

Gegenüber den Flächendaten, bei denen die Inhalte in Abhängigkeit vom Maßstab generalisiert werden, besitzen die beiden Punktdatensätze –insbesondere die Level II-Daten - einen hohen Grad an Detailgenauigkeit: Die Qualität der erhobenen Daten ist im Vergleich zu den Flächendaten teilweise deutlich höher und die Quantität der ermittelten bzw. gemessenen Parameter nimmt gegenüber den Flächendaten über die BZE- zu den Level II-Standorten deutlich zu. Diese Voraussetzungen ermöglichen neben der Anwendung der einfachen Massenbilanz (SMB) auch den Einsatz komplexerer Ökosystemmodelle wie PROFILE, deren Ergebnisse gegenüber der SMB eine höhere Qualität aufweisen und zudem detaillierter hinsichtlich ihres Umfangs sind. Dies beruht insbesondere auf dem höheren Grad der Prozessorientierung dieser Modelle. Beispielsweise wird die Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung bei PROFILE durch das Gleichgewicht von Bodenlösung und Bodenfestphase bestimmt; alle hierzu wesentlichen Bodenprozesse sind im Modell abgebildet. Entsprechend steigt jedoch auch der qualitative und quantitative Anspruch an die Eingangsdaten. Durch den Vergleich der Ergebnisse verschiedener Modelle auf Basis desselben Datensatzes lassen sich Rückschlüsse auf die Qualität der Ergebnisse im Hinblick auf das Aussageziel schließen, wie Kapitel 2.2.3 zeigt.

Nachfolgend sollen zunächst die Critical Loads nach SMB auf Basis des deutschen Datensatzes und der Level II-Standorte verglichen werden. Auf Basis der Datengrundlage an den Level II-Standorten werden folgende Änderungen an der Berechnungsmethodik vorgenommen:

- An den Level II- und BZE-Standorten liegen für die Waldbestände Daten über die stockenden Baumarten, deren Anteile am Gesamtbestand sowie über die langfristigen Zuwachserwartungen – ausgedrückt als durchschnittlicher jährlicher Gesamtwuchs im Stammholz

über eine Umtriebsperiode ( $dGZ_{100}$ ) für den Bestockungsgrad 1.0 (die Baumart würde den Bestand zu 100% bilden) - vor. Somit lassen sich die durchschnittlichen jährlichen Stoffaufnahmeraten für jede Baumart separat bestimmen – die Gehalte werden wie auch beim deutschen Datensatz aus JACOBSEN et al. (2002) entnommen – und diese anschließend über Einbeziehung der Baumartenanteile aufsummiert. Die sich so ergebenden Stoffaufnahmeraten des Gesamtbestandes für Stickstoff und basische Kationen sind im Vergleich zu den Flächendaten als qualitativ deutlich hochwertiger anzusehen.

- An den Level II- und BZE-Standorten wurde das geologische Ausgangssubstrat sehr detailliert erhoben, indem geologische Schichtungen einbezogen wurden. Somit liegen horizont- bzw. tiefenstufenbezogene Informationen über das oder die Ausgangssubstrat(e) vor. Somit kann die Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung horizont- bzw. tiefenstufenbezogenen auf Basis dieser Informationen sowie Daten über Mächtigkeit der Bodenschicht, Textur, Skelettgehalt und Bodendichte (vgl. Kapitel 2.1.3.2.1) erfolgen. Die sich so ergebenden Werte werden über den durchwurzelten Bodenbereich aufsummiert.
- Für die Level II-Standorte liegen Informationen über die mit dem Freiland- und Bestandesniederschlag eingetragenen Stoffmengen vor. Zur Ermittlung der Depositionen basischer Kationen sowie der Gesamteinträge von Schwefel und Stickstoff werden die Kronenraumbilanzansätze von ULRICH (1991) und DRAIJERS und ERISMAN (1995) – wie in GEHRMANN et al. (2001) beschrieben - angewendet. Die Verwendung von Widerstandsmodellen zur Bestimmung der trockenen Depositionen von Schwefel und Stickstoff erbringen jedoch deutlich realitätsnähere Werte, wie im UBA F/E-Vorhaben gezeigt werden konnte (DÄMMGEN et al. 2004). Diese stehen jedoch derzeit für die Level II-Standorte nicht zur Verfügung; die Depositionen von Schwefel und Stickstoff haben auf die Critical Loads und damit auf den nachfolgenden Vergleich so gut wie keinen Einfluss.

Vergleicht man die Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff auf Basis des deutschen Datensatzes mit denen auf Basis der Level II-Standorte (vgl. Abbildung 2-3), erkennt man, dass die Critical Loads für die Level II-Standorte um ca. eine Klasse – dies entspricht  $2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  – höher liegen als die des deutschen Datensatzes. Im Mittel liegt der  $CL_{\text{nut}}(\text{N})$  beim deutschen Datensatz bei  $6,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  und bei  $7,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  für die Level II-Standorte.

Für den Critical Load für den maximalen Schwefeleintrag  $CL_{\text{max}}(\text{S})$  lassen sich keine eindeutig gerichteten Differenzen erkennen, wie Abbildung 2-4 darlegt. Gegenüber dem deutschen Datensatz weist ein höherer Anteil an Level II-Standorten  $CL_{\text{max}}(\text{S})$  unter  $1000 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  sowie über

5000 eq ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> auf. Die Mittelwerte unterscheiden sich deutlich zwischen den beiden Datensätzen: für die Level II-Standorte liegt er bei 2515 eq ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> und für den nationalen Datensatz bei 1694 eq ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>. Demgegenüber fallen die Differenzen der Mediane mit 1142 eq ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> für die Level II-Standorte gegenüber 1318 eq ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> wesentlich geringer aus.

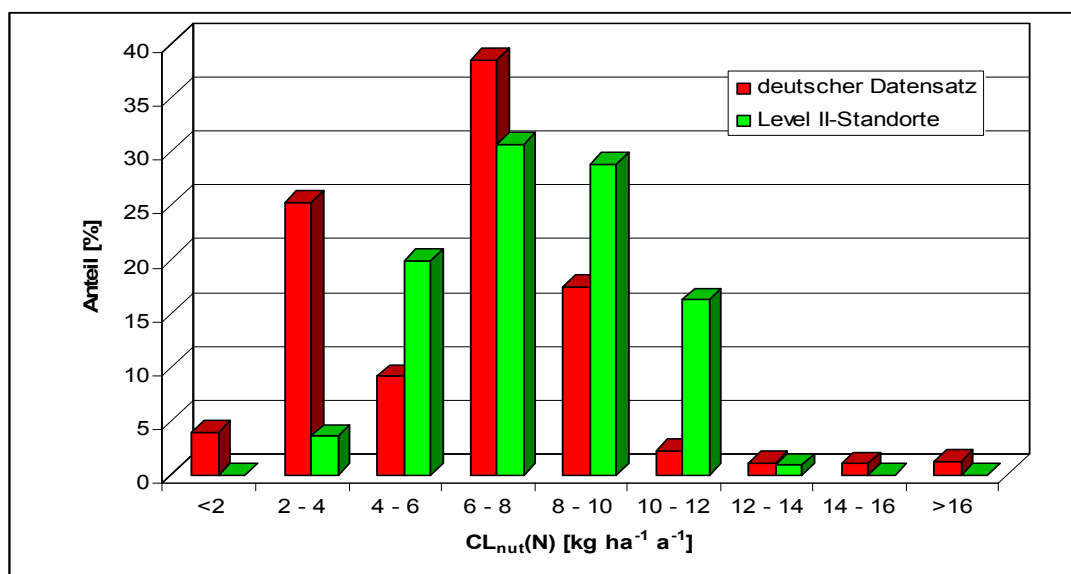


Abbildung 2-3: Gegenüberstellung des Critical Load für eutrophierenden Stickstoff CL<sub>nut</sub>(N) auf Basis des deutschen Datensatzes und der Level-II-Standorte

Die Differenzen zwischen den Critical Loads der beiden Datensätze lassen sich insbesondere durch höhere Biomasseentzüge an den Level II-Standorten begründen, die höhere Nettoentzüge von Stickstoff und basischen Kationen verursachen. Der bei den Level II-Standorten verwendete durchschnittliche Gesamtwuchs über eine Umtriebsperiode (dGZ<sub>100</sub>) basiert auf aktuellen Ertragsabschätzungen, die jedoch insbesondere durch die anthropogen verursachten, atmosphärischen Stickstoff-Einträge höher ausfallen als die in den nationalen Datensatz einfließenden Werte, die die durchschnittlichen Zuwachserwartungen einer unbelasteten Situation widerspiegeln. Ob die an den Level II- wie auch BZE-Standorten verwendeten aktuellen, höheren Ertragseinschätzungen auch unter N-Depositionen, die den Critical Loads entsprechen oder darunter liegen, – wie im Ansatz gefordert – noch realisiert werden können, ist zumindest fraglich.

Des Weiteren ist zu berücksichtigen, dass die Level II-Standorte im Gegensatz zum nationalen Datensatz sowie zu den BZE-Standorten als nicht repräsentativ für die in Deutschland vorkommenden Waldökosysteme gelten. Dies ist insbesondere durch die Anzahl der Standorte und bundeslandspezifische Kriterien bei der Auswahl der Standorte begründet – die Repräsentanz ist



auch kein Ziel des Monitoring an den Level II-Standorten, vielmehr stehen die Ursache – Wirkungszusammenhänge im Mittelpunkt der Forschung. Repräsentant sind hingegen die BZE-Standorte, da ihre Auswahl durch ein gleichmäßiges Stichprobenraster bestimmt wird.

Eine untergeordnete Rolle bei der Erklärung der Differenzen zwischen den Critical Loads der beiden Datensätze spielt die Tatsache, dass der deutsche Datensatz alle natürlichen und naturnahen Ökosysteme beinhaltet – also neben den Waldökosystemen auch naturnahes Grünland, Moore, Sümpfe und Heiden -, die Level II-Daten jedoch nur Waldökosysteme umfassen. Obwohl die Ökosystemtypen z. T. deutliche differierende Critical Loads aufweisen (vgl. Abbildung 2-4), fällt dies bei der im Vergleich zur Anzahl der Waldökosysteme geringen Anzahl von natürlichen und naturnahen Ökosystemen (407321 zu 15650 Datensätze) im deutschen Datensatz kam ins Gewicht.

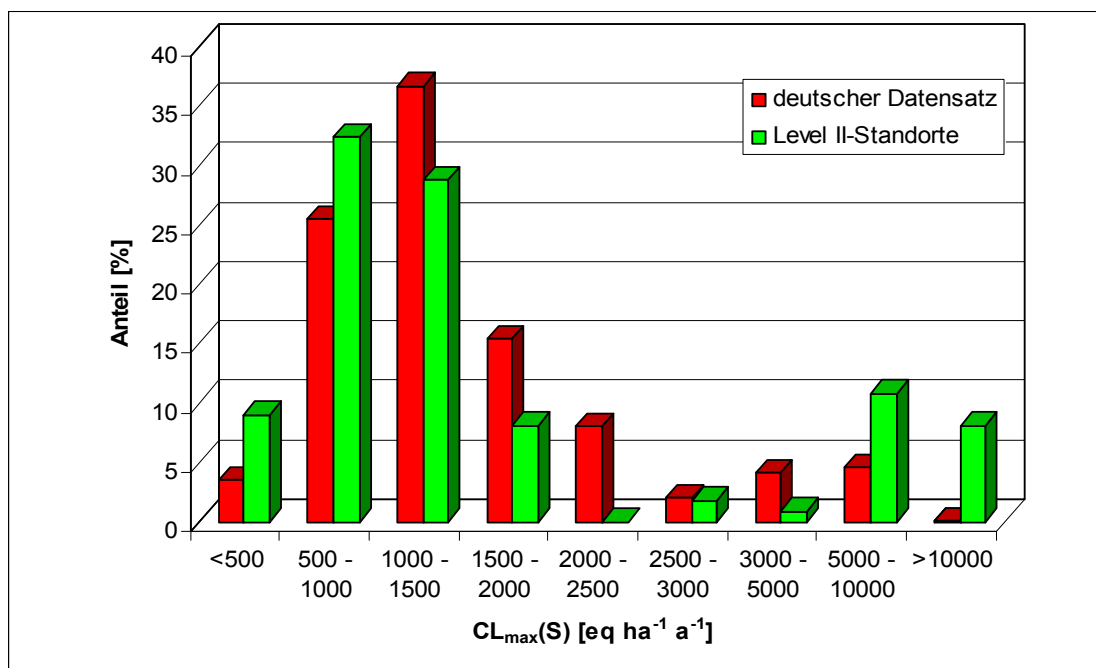


Abbildung 2-4: Gegenüberstellung des Critical Load für den maximalen Schwefeleintrag  $CL_{max}(S)$  auf Basis des deutschen Datensatzes und der Level-II-Standorte

## 2.2.2 Vergleich des deutschen Datensatzes nach SMB mit den Level I/BZE-Standorten nach SMB (mit an den Datensatz angepasster Berechnungsmethodik) inkl. Fehleranalyse zur Überprüfung des deutschen Datensatzes

Datenbasis für den nachfolgenden Vergleich sind Critical Load-Berechnungen, die ursprünglich für die Länder Baden-Württemberg, Nordrhein-Westfalen, Sachsen und Thüringen nach einer äußerst aufwendigen Datenaufbereitung über bilaterale Werkverträge erstellt wurden, und nun auf Basis einer einheitlichen Methodik aktualisiert worden sind.

Bei der Gegenüberstellung der Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff zwischen deutschem Datensatz und BZE-Standorten (vgl. Abbildung 2-5) ergibt sich ein ähnliches Bild wie beim Vergleich mit den Level II-Standorten. Auch hier liegen die  $CL_{nut}(N)$  im Mittel bei den BZE-Standorten mit  $8,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$   $1,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  über dem deutschen Datensatz und  $0,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  über den Level II-Standorte. Die Differenzen zu den Level II-Daten dürften auf der Begrenzung der BZE-Daten auf die o. g. Länder beruhen. Hierdurch können insbesondere die Standorte des norddeutschen Tieflandes, welche im Allgemeinen unterdurchschnittliche Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff aufweisen, nicht berücksichtigt werden.

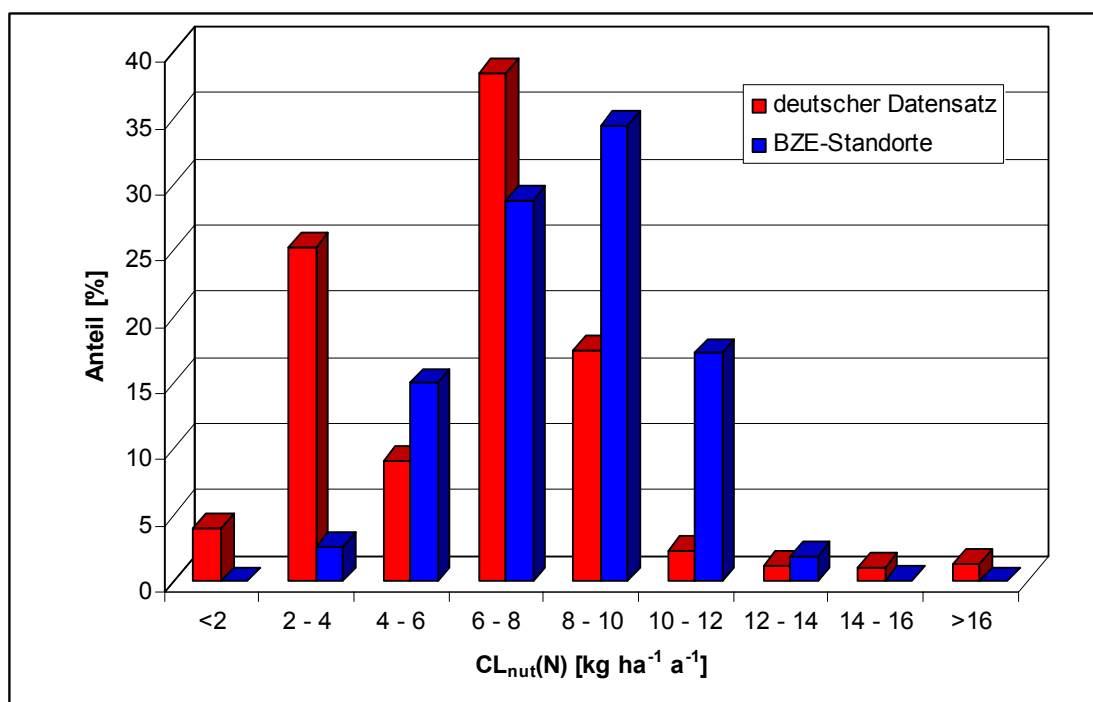


Abbildung 2-5: Gegenüberstellung des Critical Load für eutrophierenden Stickstoff  $CL_{nut}(N)$  auf Basis des deutschen Datensatzes und ausgewählter BZE-Standorte

Der Critical Load für den maximalen Schwefeleintrag  $CL_{\max}(S)$  liegt – bezogen auf die Mittelwerte über beide Datensätze – an den BZE-Standorten mit  $2515 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  deutlich über dem am deutschen Datensatz mit  $1694 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Die Mediane für den  $CL_{\max}(S)$  differieren hingegen nur unwesentlich - sie liegen beide bei  $1310 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (vgl. Abbildung 2-6).

Für die Differenzen der Critical Loads zwischen deutschem Datensatz und BZE-Standorten dürften zwei Gründe ausschlaggebend sein:

- Wie bei den Level II-Standorten werden auch bei den BZE-Standorten aktuell ermittelte Ertragserwartungen der stockenden Bestände zur Berechnung der Critical Loads herangezogen, die jedoch über denen des deutschen Datensatzes liegen, die den Zuwachs unter Critical Load-Bedingungen widerspiegeln sollen.
- Zudem lagen nur Daten für die vier genannten Bundesländer vor. Dies führt zu den o. g. systematischen Differenzen in den Critical Loads.

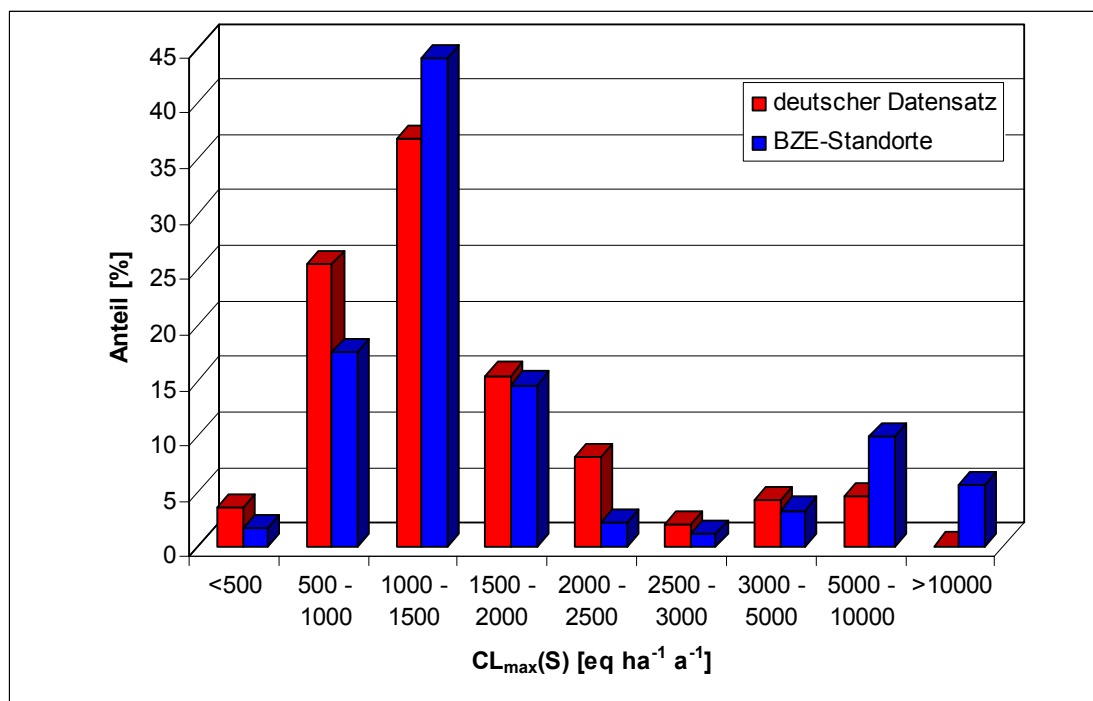


Abbildung 2-6: Gegenüberstellung des Critical Load für den maximalen Schwefeleintrag  $CL_{\max}(S)$  auf Basis des deutschen Datensatzes und ausgewählter BZE-Standorte

## 2.2.3 Standortbezogene Berechnung und Kartierung von Ökologischen Belastungsgrenzen für Säure nach PROFILE auf den Flächen des forstlichen Umweltmonitorings

### 2.2.3.1 Methodik

PROFILE ist ein Steady state-Modell, mit dem die Auswirkungen anthropogener Depositionen von Säurebildnern auf die Bodenlösung, welche als chemischer Indikator für das Gesamtsystem Wald angesehen werden kann, bestimmt werden. In PROFILE werden hierzu die Nährstoffkreisläufe im Ökosystem Wald sowie die bodenchemischen Prozesse modelliert. Letztere lassen sich in ein Hauptmodell, welches die physikalischen Transportprozesse im Makroskalenbereich abbildet, sowie in eine Reihe von Untermodellen, welche die einzelnen bodenchemischen Reaktionen (Bodenlösungsgleichgewicht, Mineralverwitterung, Nitrifikation und Nährstoffaufnahme) nachbilden, unterteilen (vgl. Abbildung 2-7).

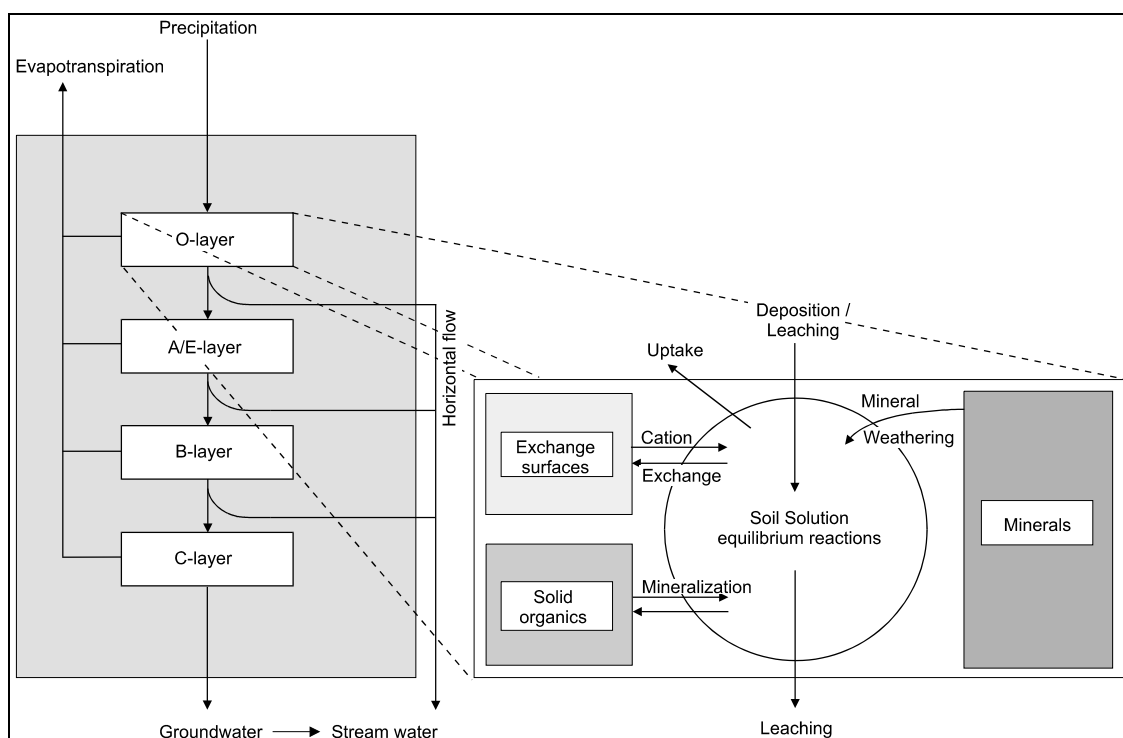


Abbildung 2-7: Modellübersicht zu PROFILE und SAFE (nach SVERDRUP et al.)

PROFILE beruht auf einer Massenbilanz, die den Gleichgewichtszustand des Ökosystems abbildet. In ihr werden versauernd wirkende Prozesse (Schwefel- und Stickstoffdeposition, Nettoaufnahme basischer Kationen durch den Bestand sowie Auswaschung von Säureneutralisationskapazität) säurepuffernden Prozessen (Basendeposition, Basenfreisetzung durch Verwitterung,

Nettostickstoffaufnahme durch den Bestand und Stickstoffimmobilisierung) gegenübergestellt. Nachfolgend sind die wesentlichsten Prozesse kurz erläutert. Eine genaue methodische Beschreibung des verwendeten PROFILE-Modells findet sich in BECKER 2002c.

### Massenbilanz

Wie zuvor erläutert, werden in PROFILE Stoffkonzentrationen der Bodenlösung als Indikator für das Ökosystem Wald verwendet. Folgende Gleichungen stellen somit die Grundlagen des gesamten Modells dar:

$$[ANC]_i = \frac{1}{Q_i} \cdot \left( Q_{i-1} \cdot [ANC]_{i-1} + z_i \cdot \Theta_i \cdot \left( R_{W,i} - R_{U_{Bc,i}} + R_{U_{NO_3,i}} - R_{U_{NH_4,i}} - R_{N_i,i} \right) \right) \quad \text{Gl. 2-38}$$

$$[Bc^{2+}]_i = \frac{1}{Q_i} \cdot \left( Q_{i-1} \cdot [Bc^{2+}]_{i-1} + z_i \cdot \Theta_i \cdot \frac{1}{2} \cdot \left( R_{Bc,i} - R_{U_{Bc,i}} \right) \right) \quad \text{Gl. 2-39}$$

$$[NO_3^-]_i = \frac{1}{Q_i} \cdot \left( Q_{i-1} \cdot [NO_3^-]_{i-1} + z_i \cdot \Theta_i \cdot \left( -R_{U_{NO_3,i}} + R_{N_i,i} \right) \right) \quad \text{Gl. 2-40}$$

$$[NH_4^+]_i = \frac{1}{Q_i} \cdot \left( Q_{i-1} \cdot [NH_4^+]_{i-1} + z_i \cdot \Theta_i \cdot \left( -R_{U_{NH_4,i}} - R_{N_i,i} \right) \right) \quad \text{Gl. 2-41}$$

$$[Na^+]_i = \frac{1}{Q_i} \cdot \left( Q_{i-1} \cdot [Na^+]_{i-1} + z_i \cdot \Theta_i \cdot \left( R_{W,i} - R_{Bc,i} \right) \right) \quad \text{Gl. 2-42}$$

wobei:

$[X]_i$	Konzentration von Stoff $X$ in der Bodenlösung [ $\text{kmol}_c \text{ m}^{-3}$ ]
$z_i$	Mächtigkeit der Bodenschicht [m]
$\Theta_i$	volumetrischer Wassergehalt [ $\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$ ]
$i$	Bodenschicht-Index
$Q_i$	Wasserfluss [ $\text{m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ]
$R_{W,i}$	Raten der Verwitterung basischer Kationen (BC = Ca + Mg + K + Na) [ $\text{kmol}_c \text{ m}^{-3} \text{ a}^{-1}$ ]
$R_{Bc,i}$	Raten der Verwitterung basischer Kationen (Bc = Ca + Mg + K) [ $\text{kmol}_c \text{ m}^{-3} \text{ a}^{-1}$ ]
$R_{U_{Bc,i}}$	Rate der Aufnahme basische Kationen (Bc = Ca + Mg + K) durch den Bestand [ $\text{kmol}_c \text{ m}^{-3} \text{ a}^{-1}$ ]
$R_{U_{NH_4,i}}$	Rate der Aufnahme von $\text{NH}_4$ durch den Bestand [ $\text{kmol}_c \text{ m}^{-3} \text{ a}^{-1}$ ]
$R_{U_{NO_3,i}}$	Rate der Aufnahme von $\text{NO}_3$ durch den Bestand [ $\text{kmol}_c \text{ m}^{-3} \text{ a}^{-1}$ ]
$R_{N_i,i}$	Nitrifikationsrate [ $\text{kmol}_c \text{ m}^{-3} \text{ a}^{-1}$ ]

Zur Auflösung der zuvor aufgeführten Massenbilanzgleichungen müssen die Stoffflussraten  $R$  für jeden angeführten Prozess spezifiziert werden.

### Bodenlösungsgleichgewicht

Wie zuvor dargelegt, bildet PROFILE das Ökosystem Wald im Gleichgewichtszustand ab. Dabei stehen säurebildende Prozesse solchen gegenüber, die Säure abpuffern können. Nachfolgend genannte Prozesse stellen – so wird angenommen - das Pufferungssystem der Bodenlösung im natürlichen Zustand (geringe Ionenkonzentrationen) dar:

- Karbonat-Puffer
- Aluminium-Puffer
- Gleichgewicht mit monovalenten organischen Säuren
- Protolyse von Wasser

Fasst man diese vier Pufferungsprozesse zusammen, erhält man über folgende Gleichung die Säureneutralisationskapazität (ANC: Acid Neutralizing Capacity).

$$[ANC] = [OH^-] + [R^-] + [HCO_3^-] + 2[CO_3^{2-}] - [H^+] - 3[Al^{3+}] - 2[AL(OH)^{2+}] - [AL(OH)_2^+] \quad \text{Gl. 2-43}$$

Der Vorteil der ANC ist, dass sie sich auch experimentell mittels Säure-/Basen-Titration bzw. über die Ermittlung der entsprechenden Ionenkonzentrationen – unter Vernachlässigung von  $NH_4^+$  - bestimmen lässt (WARFVINGE und SVERDRUP 1995):

$$[ANC] = [Na^+] + [K^+] + 2[Mg^{2+}] + 2[Ca^{2+}] - [NO_3^-] - [Cl^-] - 2[SO_4^{2-}] \quad \text{Gl. 2-44}$$

Um das Gleichungssystem auflösen zu können, werden für die einzelnen Glieder der Gl. 2-44 das Gleichgewicht der Bodenlösung abbildende Gleichungen verwendet. Sie ermöglichen es, über die  $H^+$ -Konzentration die ANC zu berechnen, insofern Werte für den  $CO_2$ -Partialdruck, die Temperatur sowie den Dissolved Organic Carbon (DOC-Wert) vorliegen.

### Mineralkinetik und Basenfreisetzung durch Verwitterung

Eine der Hauptkomponenten in PROFILE stellt die Verwitterung basischer Kationen sowie deren Wechselwirkungen mit den Ionengehalten der Bodenlösung dar. Zur Modellierung dieses Teilbereichs wird zunächst die Lösungsrate für jedes Mineral bestimmt. Aus der Summe des Produktes dieser Lösungsraten mit dem Mineralanteilen im Boden für alle Minerale und einer anschließenden Aufsummierung über die Mächtigkeit des verwitterbaren Bodens lässt sich die Verwitterung basischer Kationen über das gesamte Bodenprofil bestimmen:

### **Critical Load-Bestimmung**

PROFILE berechnet den Steady state-Zustand des untersuchten Standorts unter den ökosystemaren Rahmenbedingungen (abiotischen und biotischen), denen dieser Standort ausgesetzt ist. Wie zuvor erläutert, dienen chemische Werte der Bodenlösung als Indikatoren für die Belastung eines Standortes durch anthropogen verursachte Depositionen.

Die kritischen chemischen Werte lassen sich in PROFILE standort- und tiefenstufen- bzw. horizontspezifisch festlegen, da die Schutzziele und somit die Critical Limits in einem engen Zusammenhang zu den abiotischen und biotischen Standortfaktoren stehen. Für alle Level II-Standorte werden aufgrund der unzureichenden Datengrundlage eine ANC von  $-300 \mu\text{eq l}^{-1}$  sowie eine Al-Konzentration von  $200 \mu\text{eq l}^{-1}$  verwendet. Das Bc/Al-Verhältnis wird baumartenspezifisch gesetzt (vgl. Kap. 2.1), wobei bei Mischbeständen die Baumart mit dem höchsten Bc/Al-Verhältnis limitierend wirkt. Der kritische pH-Wert wird standortspezifisch gesetzt, wobei der pH-Wert der sich unter den aktuellen Säureeinträgen einstellenden Steady state-Bodenlösung als Richtwert dient.

Um den Critical Load für einen Standort zu ermitteln, muss in PROFILE die Schwefel- und Stickstoffdeposition soweit abgesenkt (bzw. erhöht) werden, bis die eingegebenen Critical Loads-Kriterien in allen Bodenschichten erfüllt sind.

Zunächst wird ermittelt, ob für die gerade bearbeitete Bodenschicht die Critical Loads-Kriterien erfüllt sind. Ist dies der Fall, fährt PROFILE mit der Berechnung des nächsten Layers fort. Andernfalls wird die aktuelle Schwefel- und Stickstoffdeposition ermittelt und um einen zuvor festgelegten Betrag gemindert. Die Bodenschicht wird nun nochmals von PROFILE abgearbeitet und auf die Einhaltung der Critical Loads-Kriterien überprüft. Die Critical Loads-Iteration reduziert die Säuredeposition auf den Betrag, bei dem bei allen Bodenschichten alle Critical Loads-Kriterien erfüllt sind.

Der oben angesprochene Absolutbetrag zur schrittweisen Minderung der Depositionen wird zuvor festgelegt (Einheit:  $\text{keq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ ). In der hier vorliegenden Anwendung von PROFILE wird festgesetzt, dass der Minderungsbetrag das Verhältnis der Ausgangsdepositionen für  $\text{SO}_x$ ,  $\text{NO}_y$  und  $\text{NH}_x$  widerspiegeln soll (Zielminderungsbetrag multipliziert mit dem Verhältnis der Depositionen am Standort) und somit standortabhängig ist. Die gesamte Depositionsminderung pro Iterationsschritt liegt bei  $1 \text{ eq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ . Bei Minderungen der N-Deposition werden gleichzeitig die Eingangsparameter Streufall und Kronenraumaustausch gegen Null (bei einer N-Deposition gleich Null) herabgesetzt.

Die Depositionen von  $\text{SO}_x$ ,  $\text{NO}_y$  und  $\text{NH}_x$  werden nach zuvor beschriebenem Verfahren gemindert insofern die  $\text{NO}_y$ - und  $\text{NH}_x$ -Deposition größer als der N-Uptake sind. Ist diese Bedingung nicht mehr erfüllt, wird nur noch die  $\text{SO}_x$ -Deposition herabgesetzt (N-Bremse). Es wird hierbei angenommen, dass die verbleibende N-Deposition vollständig vom Bestand benötigt wird. Erst wenn die  $\text{SO}_x$ -Deposition auf  $0 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  gemindert ist und die Critical Loads-Kriterien noch nicht erfüllt sind, wird auch die verbleibende N-Deposition herabgesetzt. Die resultierende Minderung der Stickstoffnettoaufnahme ist mit Wachstumsdepressionen infolge nicht mehr ausreichenden Stickstoffdargebots gleichzusetzen.

### 2.2.3.2 Ergebnisse

Zunächst sollen die Freisetzungsraten basischer Kationen zwischen SMB und PROFILE an den nordrhein-westfälischen BZE-Standorten miteinander verglichen werden. Abbildung 2-8 zeigt deutlich, dass es keinen Zusammenhang zwischen den Verwitterungsraten – sei es mit oder ohne Hinzuziehung der Freisetzung von Natrium – gibt. Die Freisetzungsraten nach PROFILE dürften die tatsächlichen Basenverwitterungsraten am Besten widerspiegeln, da PROFILE die für die Verwitterung relevanten Prozesse abbildet und der Detaillierungsgrad der Eingangsdaten sehr hoch ist – PROFILE benötigt die verwitterbaren Minerale mit ihren Anteilen sowie ihrer Zusammensetzung und Verwitterbarkeit. Verwendet man die Freisetzungsraten basischer Kationen nach PROFILE nun als Referenz und vergleicht sie mit denen nach der SMB-Methodik ermittelten, fällt zunächst auf, dass für eine nicht zu vernachlässigende Anzahl von Standorten PROFILE eine Basenverwitterung unter  $1 \text{ keq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  berechnet, die SMB hingegen Verwitterungsraten von bis zu  $15 \text{ keq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Des weiteren unterschätzt die SMB aus methodischen Gründen die Basenfreisetzung an den Carbonatstandorten, die in PROFILE deutlich höhere Werte von bis zu  $60 \text{ keq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  aufweisen.



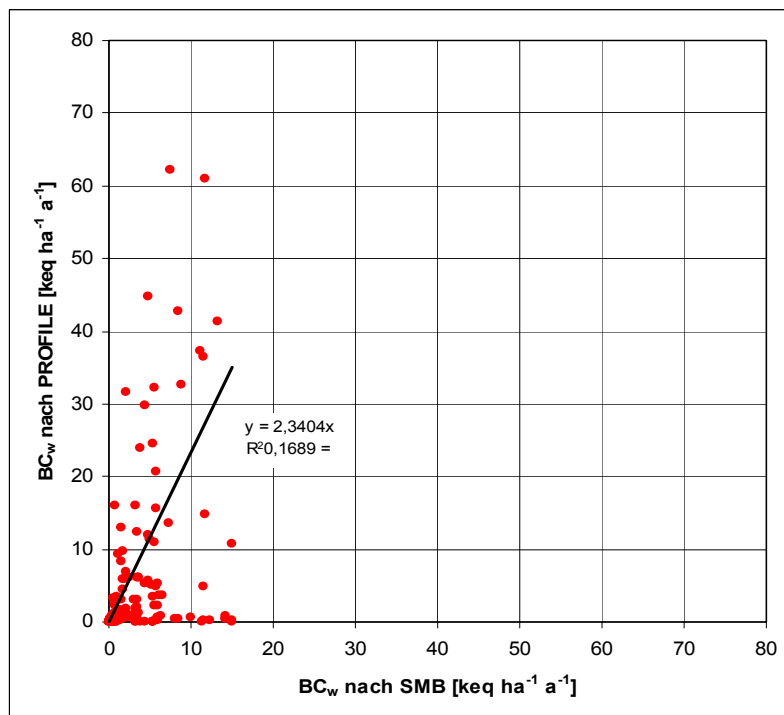


Abbildung 2-8: Gegenüberstellung der Freisetzung basischer Kationen (Ca + Mg + K + Na) durch Verwitterung nach SMB und PROFILE

Da die Basenverwitterung einer der sensitivsten Parameter bei der Bestimmung der Critical Loads ist, erstaunt es nicht, dass sich die Differenzen bei der Freisetzung basischer Kationen letztendlich auch bei den Critical Loads für Säureeinträge widerspiegeln, wie Abbildung 2-9 und Abbildung 2-10 darlegen. Auch hier ist weder bei den Level II- noch bei den BZE-Standorten ein Zusammenhang zwischen den Critical Loads nach SMB und nach PROFILE zu erkennen.

Sicherlich können hierfür auch andere methodische Differenzen zwischen den Modellansätzen verantwortlich sein. Hier ist besonders anzuführen, dass das Mehrschichtmodell PROFILE gegenüber Säureeinträgen sensibler reagiert als die auf eine Bodenschicht limitierte SMB, bei der sensitive Bodenschichten ‚herausgemittelt werden‘. Hauptverantwortlich dürfte jedoch die Basenfreisetzung sein.

Auf Basis der vorgelegten Ergebnisse sollte langfristig angestrebt werden, die BZE-Standorte als repräsentative Datenbasis zumindest zur Berechnung von Critical Loads für Säureeinträge in Kombination mit dem Modell PROFILE zu verwenden. Nur an diesen und den Level II-Standorten liegt eine hinsichtlich Datenqualität und –quantität hinreichende Datenbasis vor, falls an den Standorten die noch nicht erhobene Mineralogie – die vorhandenen Minerale und ihre Anteile - vorliegt bzw. nacherhoben wird.

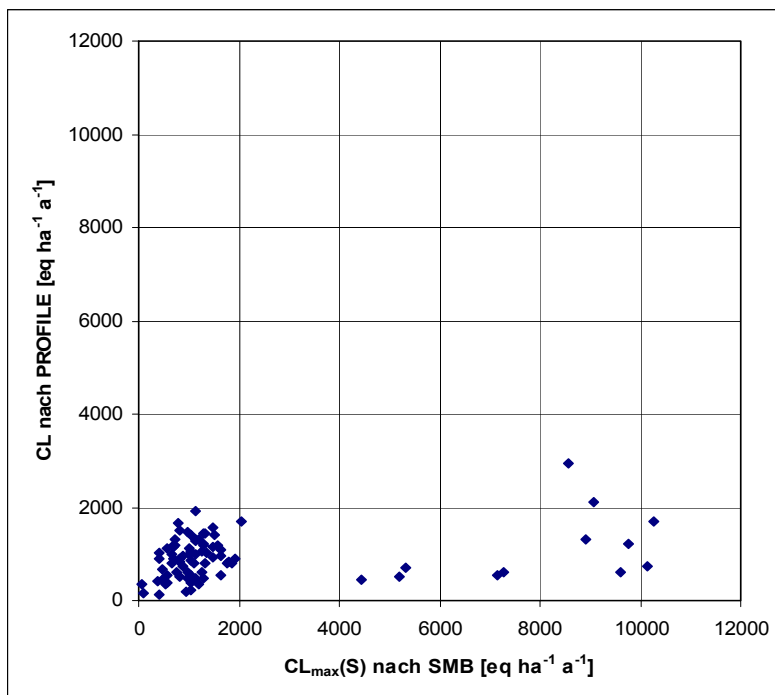


Abbildung 2-9: Gegenüberstellung der Critical Loads für Säureinträge nach SMB und PROFILE für die Level II-Standorte

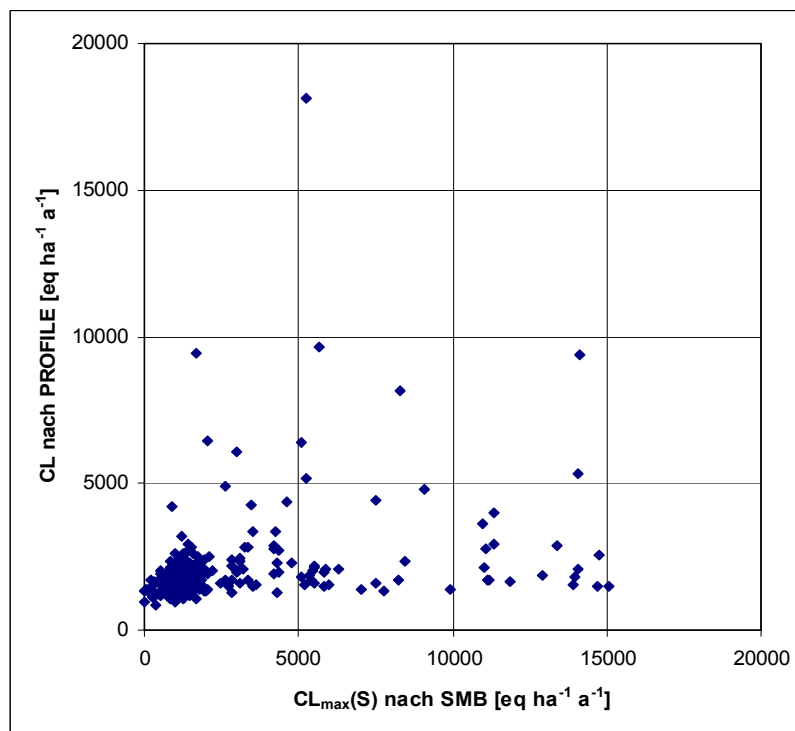


Abbildung 2-10: Gegenüberstellung der Critical Loads für Säureinträge nach SMB und PROFILE für die BZE-Standorte

## 2.2.4 Fehleranalyse und Methodenvergleich

### SMB

Bei den Level II- und BZE-Standorten liegt das Ziel der Sensitivitätsanalyse – im Gegensatz zum nationalen Datensatz - bei einer standortbezogenen Betrachtung der Sensitivitäten der Eingangsparameter auf die Critical Loads und Exceedances und nicht auf einer zusammenfassenden Methodik. Daher liegen Sensitivitätsdiagramme für jeden einzelnen Standort vor, die jedoch in diesem Bericht aufgrund des Umfangs nicht dargestellt werden können. Daher soll nachfolgend nur ein qualitativer Vergleich der Sensitivitäten der betrachteten Eingangsparameter an den Level II- und BZE-Standorten im Vergleich zum nationalen Datensatz erfolgen. Des Weiteren ist zu beachten, dass die Fehlerbereiche für einige Parameter aufgrund der Unschärfen, die durch die Methodik bei ihrer Erhebung begründet sind, geringer eingeschätzt werden als beim deutschen Datensatz (vgl. Tabelle 2-15).

Tabelle 2-15: Übersicht der Eingangsparameter mit ihren Fehlerbereichen für die Sensitivitätsanalyse sowie ihren Sensitivitäten im Vergleich zum nationalen Datensatz

Parameter	Fehlerbereich [ $\pm\%$ ] (Wert für den deutschen Datensatz)	Sensitivität der Eingangsparameter im Vergleich der Level II- und BZE-Standorte zum deutschen Datensatz
N-Gehalt der Biomasse	20	deutlich sensitiver
Bc-Gehalt der Biomasse	20	gleiche Sensitivität
Ertrag	10 (20)	geringere Sensitivität, kleinerer Fehlerbereich
Sickerwasserspende	10 (15)	geringere Sensitivität gegenüber $CL_{max}(S)$ , kleinerer Fehlerbereich
Temperatur	5	2-fach sensitiver
Bc-Verwitterungsklasse	30 (40)	etwas geringere Sensitivität gegenüber $CL_{max}(S)$ , deutlich weniger sensitiv gegenüber S-Exceedance, kleinerer Fehlerbereich
Bc-Deposition	20 (30)	geringere Sensitivität, kleinerer Fehlerbereich
Cl-Deposition	30	geringere Sensitivität
NHx-Deposition	40	geringere Sensitivität
NOy-Deposition	40	
S-Deposition	30	geringere Sensitivität
Fde-Faktor	10	deutlich geringere Sensitivität (Faktor 2)
k-Gibbsit	40	deutlich sensitiver
kritisches Bc-Al- und Bc-H-Verhältnis	20	deutlich geringere Sensitivität
kritischer pH-Wert	20	etwas sensitiver
Konzentration an organischen Säuren	40	deutlich sensitiver

In Tabelle 2-15 sind neben den Fehlerspannen die Veränderungen der Sensitivitäten der Eingangsparameter gegenüber den Ergebnisparametern im Vergleich zum deutschen Datensatz qualitativ dargestellt. Die Sensitivitäten sind zwar gleichgerichtet, das heißt die Graphen haben prinzipiell einen qualitativ identischen Verlauf, sie unterscheiden sich teilweise jedoch deutlich hinsichtlich ihrer Quantität (die Steigungen der Verlaufsfunktionen ist unterschiedlich steil). Diese Quantität im Vergleich der beiden Datensätze wechselt von Eingangsparameter zu Eingangsparameter und ergibt somit kein einheitliches Bild; sprich: die Sensitivitäten beim deutschen Datensatz sind insgesamt weder größer noch kleiner als beim standortbezogenen Datensatz.

Die Sensitivität wird neben dem methodischen Zusammenspiel der Eingangsparameter durch deren Größenordnungen bestimmt. Hierzu sei folgendes Beispiel im Vergleich der Sensitivitäten zwischen BZE- und Level II-Standorten angeführt: Die Stickstoffdepositionen liegen bei den Level II-Standorten – nach Kronenraumbilanz ermittelt - deutlich unter der bei den BZE-Standorten und die Exceedance ist somit bei relativ identischen Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff an den Level II-Standorten kleiner. Wird nun die N-Deposition für beide Datensätze um den gleichen relativen Betrag gemindert, ist die relative Änderung der Exceedance bei den Level II-Standorten höher, da von der Deposition ein in Relation größerer Betrag für den Critical Load abgezogen wird als bei den BZE-Standorten.

Betrachtet man den Gesamtfehler für die Monte Carlo-Analyse für die 1158 BZE-Standorte – der nicht repräsentative Level II-Datensatz soll hier unberücksichtigt bleiben – ergeben sich folgende relative Fehlerspannen für die 5er- Perzentile (deutscher Datensatz in Klammern):

- $CL_{\max}(S)$ : 66,0 % – 127,3 %      (88,3 % – 108,7 %, n=2438)
- $CL_{\text{nut}}(N)$ : 96,1 % – 103,5 %      (97,74 % – 101,98 %, n=1414)

Die Differenzen zu den mittleren relativen Fehlerspannen für die EMEP-Grids des deutschen Datensatzes lassen sich insbesondere durch die Anzahl der eingehenden Datensätze begründen. Während beim Critical Load für eutrophierenden Stickstoff sich die Fehlerspannen – bei relativ identischer Anzahl von Datensätzen – gleichen, liegt die Fehlerspanne für den maximalen Schwefeleintrag an den BZE-Standorten deutlich höher – bei geringerer Anzahl von in die Monte Carlo-Analyse eingehenden Datensätzen. EMEP-Grids mit gleicher Datensatzanzahl wie der BZE-Datensatz weisen auch vergleichbare Fehlerspannen auf

Zudem ist die Differenzierung der standörtlichen biotischen und abiotischen Faktoren durch die detaillierten Erhebungen an den BZE-Standorten größer als für den deutschen Datensatz, da bei diesem die Eingangsdaten innerhalb eines EMEP-Grids - der Betrachtungsebene bei der Monte Carlo-Analyse des deutschen Datensatzes – relativ stark generalisiert vorliegen und somit eine deutlich geringere Spreizung aufweisen als an den BZE-Standorten. Auch dies dürfte zu den größeren relativen Fehlerspannen bei der Monte Carlo-Analyse beitragen. Unter Berücksichtigung dieser beiden Aspekte sind die aufgezeigten Fehlerspannen als identisch anzusehen.

## **PROFILE**

Mit der Monte Carlo-Methode wird der durch die Unsicherheiten aller Eingangsparameterwerte verursachte Gesamtfehler abgeschätzt. Die Darstellung erfolgt in Form von kumulativen Häufigkeitskurven für die Ergebnisgrößen Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung, Critical Load und dessen Überschreitung, die nach 400 Durchläufen von PROFILE bzw. der dort integrierten Critical Load-Iteration ermittelt werden. Um alle Standorte zusammenfassend auswerten zu können, werden - wie auch beim nationalen Datensatz - für jeden der 400 Durchläufe Perzentile für die BZE-Standorte sowie der Mittelwert gebildet und anschließend wiederum in Form von kumulativen Häufigkeitskurven dargestellt.

In Abbildung 2-11 bis Abbildung 2-13 sind die Fehlerbereiche für 496 BZE-Standorte in Nordrhein-Westfalen zu erkennen, die innerhalb eines im Auftrag der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten bearbeiteten Projekts erstellt wurden (BECKER 2002). Der bei der Bestimmung der Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung gemachte Gesamtfehler nimmt absolut gesehen um so mehr zu – zu sehen in der flacheren Steigung der Kurven, je größer der von PROFILE angenommene Schätzwert für diesen Ergebnisparameter ist. Ein ähnlich strenger Zusammenhang ist bei den Critical Loads (vgl. Abbildung 2-12) und Überschreitung der Critical Loads als Ergebnisgröße zu sehen (vgl. Abbildung 2-13). An den Extremen der Ergebnisgrößen sind die Steigungen der Häufigkeitskurven generell deutlich flacher als in der Nähe der von PROFILE ermittelten besten Schätzung. Leider liegen für die betrachteten Eingangsparameter nur grobe Abschätzungen bezüglich der bei deren Ermittlung (methodische Fehler, Messfehler, ...) unvermeidlichen Gesamtfehler vor. Ideal wären jedoch parameterspezifischen Fehlerkurven, die auch die Wahrscheinlichkeiten von Fehlern darlegen. Für die Monte Carlo-Analyse wird nun eine Gleichverteilung der parameterspezifischen Fehler innerhalb der prozentualen Bereiche angenommen. Deswegen ist zu diskutieren, ob bei der Interpretation des Gesamtfehlers der Bereich zwischen dem 25 % und 75 % der kumulativen Häufigkeit angesetzt

werden soll. Dies würde z.B. für das P95 in Abbildung 2-11 bedeuten, dass der für dieses Perzentil ermittelte Fehlerbereich zwischen 15,3 und 17,6 keq ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> liegt.

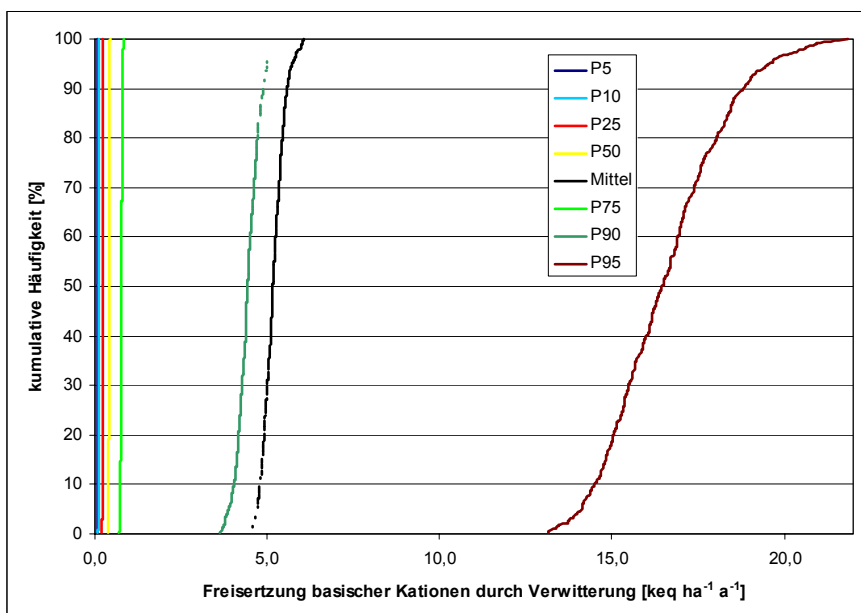


Abbildung 2-11: Abschätzung des Gesamtfehlers für die Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung

Insgesamt ist – bei vergleichbaren Unschärfen der Eingagsparameter - die Fehlerspanne für die Critical Loads für Säureeinträge nach PROFILE auf Basis der BZE-Standorte Nordrhein-Westfalens geringer als die mittlere Fehlerspanne für den  $CL_{\max}(S)$  der BZE-Standorte Nordrhein-Westfalens, Baden-Württembergs, Sachsens und Thüringens (in Klammern):

Critical Load für Säureeinträge: 85,4 % – 116,0 % (66,0 % – 127,3 %)

Insgesamt scheinen die Critical Loads nach PROFILE also auf einer sichereren Datengrundlage zu stehen als die nach der einfachen Massenbilanz bestimmten. Hinzu kommt, dass auch das Modellkonzept von PROFILE zu präziseren Critical Loads führt, wie in Kapitel 2.2.3 dargelegt.

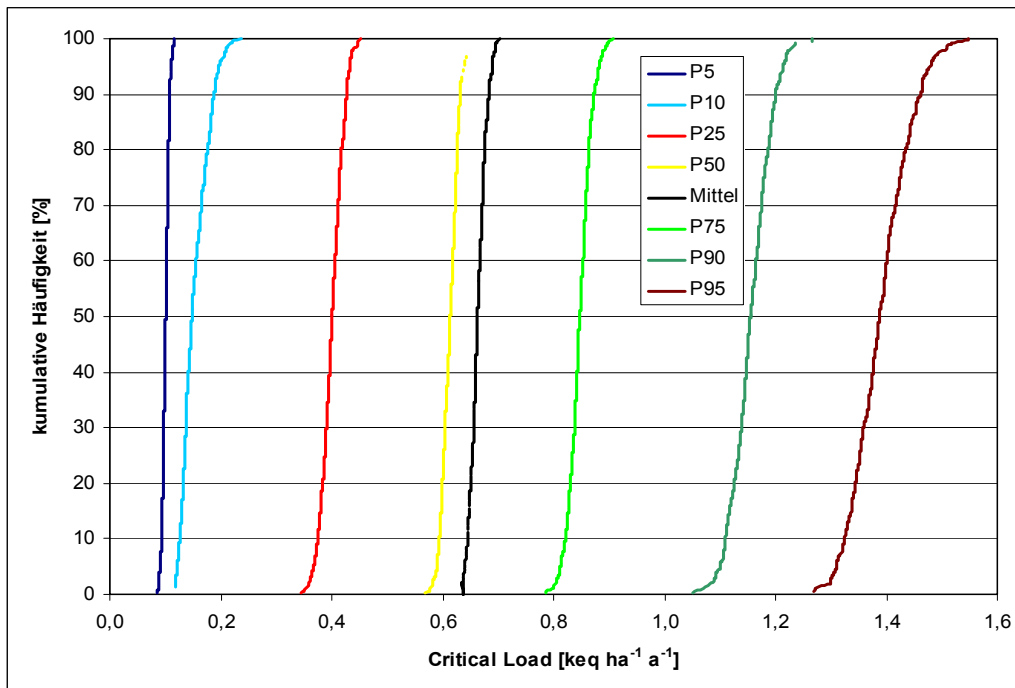


Abbildung 2-12: Abschätzung des Gesamtfehlers für die Critical Loads

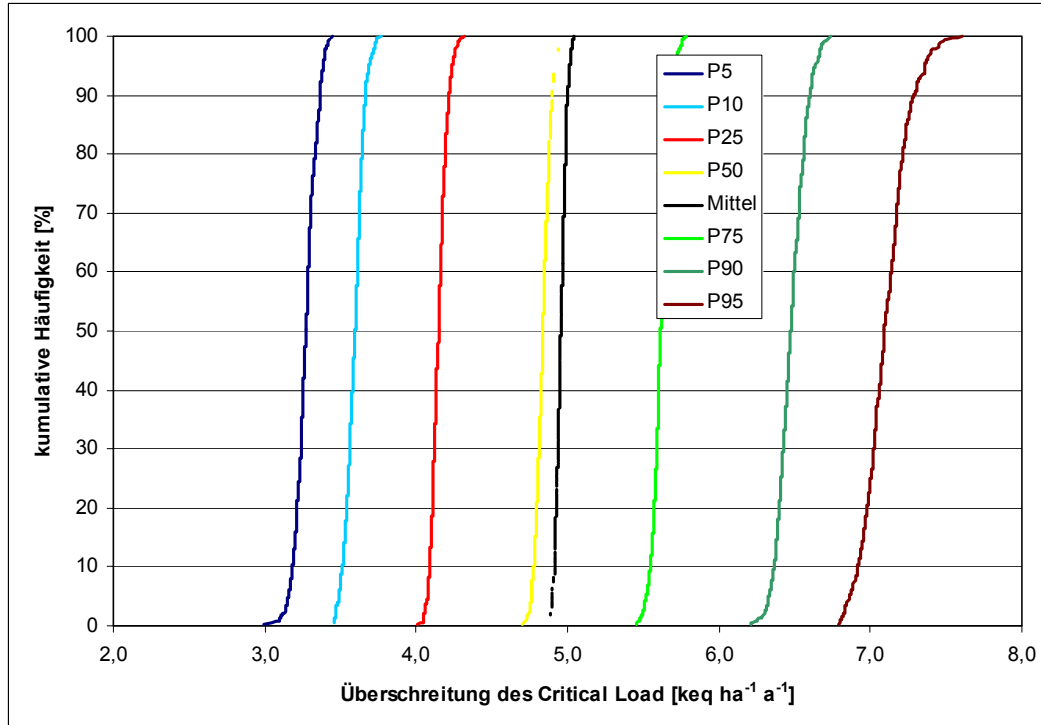


Abbildung 2-13: Abschätzung des Gesamtfehlers für die Überschreitung der Critical Loads

## **2.3 Entwicklung eines Modells zur Ermittlung von empirischen Critical Loads und aktuellen Regenerierungspotenzialen naturnaher Ökosysteme mittels Bioindikation („BERN-Modell“)**

Eine der Aufgaben, die Deutschland als Signatarstaat des Göteborg-Protokolls zur Minderung der Versauerung, Eutrophierung und des bodennahen Ozons (UN/ECE/CCE 1999) übernommen hat, besteht in der zukünftig besseren Einbeziehung von ökologischen Indikatoren bei der Ermittlung von Ursache-Wirkungs-Beziehungen und bei der Bestimmung von ökologischen Belastbarkeitsgrenzen.

Um dieser Forderung nachzukommen wurde das BERN-Modell entwickelt, zunächst auf der Datenbasis der gut untersuchten Region des norddeutschen Tief-, Hügel- und mittleren Berglandes.

Da quasi alle biologischen Ökosystem-Komponenten von einem harmonisch ausgewogenen Nährstoffhaushalt (Stickstoff, Phosphor, Kohlenstoff, basische Kationen wie Kalzium, Kalium und Magnesium) abhängen, kann man insbesondere die Vegetationsstruktur als Indikator für endogene Veränderungen nutzen. In der BERN-Datenbank sind zunächst nur die Arten (bis heute 740) mit ihren fundamentalen Nischen hinsichtlich Basensättigung, C/N-Verhältnis im Oberboden, Bodenfeuchte, Vegetationszeitlänge und Kontinentalitätsindex aufgenommen, wobei die Nischen als unscharfe Beziehung zu den Standortfaktoren im Sinne der Fuzzy-Logik erfasst werden. Durch die Kombination der Möglichkeitsfelder der Standortfaktoren einer Art ergibt sich die n-dimensionale unscharfe Hyperwolke ihrer Existenzmöglichkeit. Im zweiten Schritt wurden vom BERN-Modell die realen Nischen der im UG repräsentativen Pflanzengesellschaften (z. Z. 186) berechnet durch Kombination der unscharfen Nischen ihrer konstanten Arten mit Hilfe eines Minimumoperators.

Die Pflanzengesellschaften konnten so einem real existierenden Standortformtyp zugeordnet werden. Die Standortformtypen (im UG: 239) wurden klassifiziert aus den real existierenden Kombinationen von Standortfaktoren-Bereichen. Die Standortformen-Klassifizierung erfolgte durch Kombination typisierter kaum veränderlicher Standortfaktoren (Neigungstypen, Expositionstypen, Bodenformtypen, Substrattyp, Klima-/Höhenstufe) zu Stamm-Standortformen-gruppen für die Pilotregion. Das Ziel war die weitestgehend flächendeckende Erfassung aller



vorkommenden Standortformtypen. Als leicht veränderliche Zustandsparameter der Standortformtypen wurden die Parameter aufgenommen und klassifiziert, die innerhalb eines Standortformtyps durch anthropogene Einflüsse innerhalb weniger Jahre bis Jahrzehnte verändert werden können (Nutzungstyp, Bodenfeuchte, C/N-Verhältnis, Basensättigung, Humusform). Es wurden in der Datenbank die Parameterwerte bzw. -spannen aufgenommen, die typisch sind für die natürlichen weitgehend unbeeinflussten harmonischen Gleichgewichtszustände der Parameter untereinander (Stamm-Standortsfaktoren). Der weitaus überwiegende Teil der 28 907 ausgewerteten Aufnahmen naturnaher weitgehend unbeeinflusster Standorte (OBERDORFER 1979; PASSARGE 1964; PASSARGE U. HOFMANN 1968; ELLENBERG (1996); SUCCOW U. JOOSTEN 2001; SCHMIDT, HEMPEL ET AL. 2003) enthielt klassifizierte oder verbal beschreibende Angaben zu den o. g. Standortparametern. Aus 1460 eigenen Aufnahmen mit Vor-Ort-Messungen (SCHLUTOW 1990-2002, SCHLUTOW 2003) konnten diese Angaben verifiziert bzw. parameterisiert werden.

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

Die für die nächste Zukunft geplanten Arbeitsschritte sind:

- Überprüfung der Datenbasis an konkreten Standorten mittels Messungen der Zustandsparameter bei gleichzeitiger Vegetationsaufnahme sowie ggf. (wahrscheinlich geringe) Angleichung der Parameter in den Datenbanken (Verifizierung)
- Auffüllen der Datenbasis mit Standortformen-Typen und deren indikatorisch charakteristischen Pflanzengesellschaften und konstanten Arten mehr oder weniger aller Stamm-Standortsformen-Typen in Deutschland und Mitteleuropa (Erweiterung der Datenbanken)
- Implementierung von Szenarien des Ökosystem-Managements, die dazu dienen können, den Selbstregenerierungsprozess zu revitalisieren mit dem Ziel der Effektivierung des Mitteleinsatzes bei der Sanierung lang anhaltend stark belasteter Ökosysteme (Erweiterung des Sze-

narien-Spektrums für die dynamische Modellierung und den Variantenvergleich für die Zielbestimmung der Ökosystemregenerierung)

- Erweiterung des Modellansatzes zur Bestimmung von Reaktionszeiten der Vegetationsstruktur auf den Standortzustand verändernde Einflüsse, z. B. durch Implementierung von artspezifischen Daten zur Ausbreitungsdauer und der Lebensdauer der Samenbank

## 3 Critical Load-Überschreitungen (Schwefel, Stickstoff)

### 3.1 Trends in der atmosphärischen Schadstoffbelastung

Wie in kaum einem anderen Bereich des Umweltschutzes haben die Maßnahmen zur Luftreinhaltung innerhalb eines Jahrzehnts zu einem deutlichen Trendwechsel geführt. Waren Mitte der 80er Jahre des letzten Jahrhunderts noch Bilder abgestorbener Bäume mit dem Begriff „Saurer Regen“ verbunden, gelang es in den 90er Jahren die Emissionen vor allem der säurebildenden Luftschadstoffe drastisch zu senken. Grundlage ist der seit 1990 stattfindende schnelle Strukturwandel, der in der Industrie und den Haushalten die Kohle, insbesondere die Braunkohle, verdrängt. In den Großfeuerungsanlagen und in der Industrie wurden zudem moderne Filter eingebaut.

Auf der anderen Seite wurden Gütertransporte vor allem auf die Straße verlegt und die allgemeine Verkehrsdichte hat zugenommen. Den Stickoxiden ( $\text{NO}_x$ ) und dem Ammoniak ( $\text{NH}_y$ ), gilt hierbei besondere Aufmerksamkeit, weil sie die Ursache für eine Versauerung und die Eutrophierung von Ökosystemen darstellen.

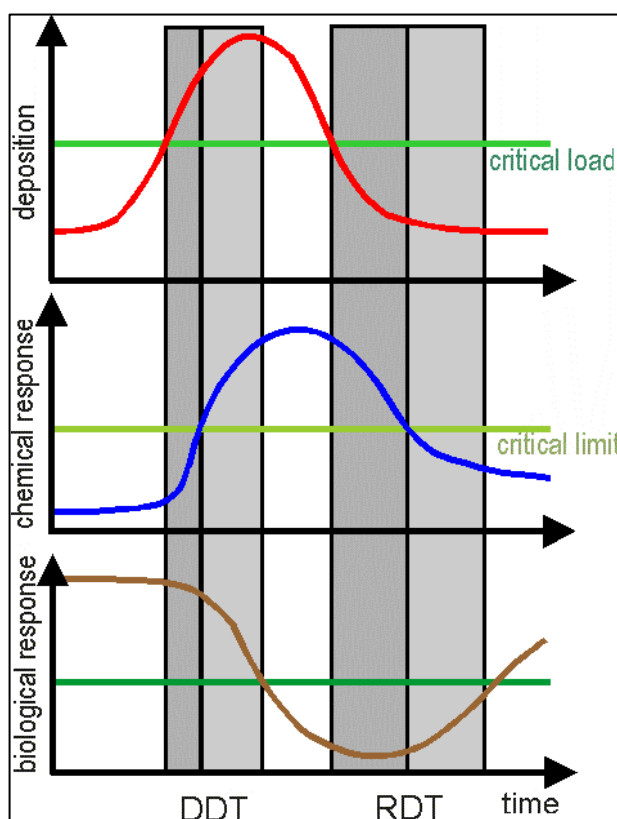
Insgesamt ist bei den Säureeinträgen ein deutlicher Rückgang zu beobachten. Allerdings ist die Minderung besonders ausgeprägt bei der Freisetzung von Schwefelverbindungen, während die Stickstoffverbindungen nicht so reduziert wurden.

Die Auswirkungen der Schadstoffbelastung in den Ökosystemen folgen in der Regel dem Trend der Emission und Immission von Luftschadstoffen, wenn auch mit einer gewissen zeitlichen Verzögerung.

Da Schwefeloxide nur eine Säurewirkung haben, aber keine Eutrophierung bewirken, sollte eher ein Rückgang der Versauerung, als eine Entlastung der Nährstofffrachten zu erwarten sein. Zunehmend treten dabei auch zeitliche Aspekte in den Vordergrund, die das Reaktionsverhalten der Ökosysteme unter veränderten Bedingungen berücksichtigen (vgl. Abbildung 3-1). Entlastung und Erholung der Ökosysteme folgen nicht unbedingt gleichen Zeitabläufen und zeigen schematisch folgendes Verhalten:

Werden die Critical Loads (grüne Linie im oberen Teil der Grafik) durch die Deposition überschritten (rote Linie), ist zumindest ein Teil der Ökosysteme zunächst in der Lage, diese Belastung mehr oder weniger lange zu kompensieren. Die chemische Reaktion (z. B. das Verhältnis

von Aluminium zu basischen Kationen in der Bodenlösung; blaue Linie im mittleren Teil der Grafik) und die biologische Antwort des Ökosystems (braune untere Linie), die sich in einer Verschlechterung ökosystemarer Kennwerte (z. B. Stabilität, Biodiversität, Ertrag etc.) bemerkbar macht, treten erst mit Verzögerung auf. Dieser Zeitversatz (linke graue Balken) wird Damage Delay Time (DDT) genannt. Sinken die Depositionen infolge von Maßnahmen zur Emissionsminderung wieder unter die Critical Loads (rote Kurve im rechten Teil der oberen Grafik),



muss wiederum mit einer verzögert erfolgenden Erholung der Ökosysteme gerechnet werden, die als Recovery Delay Time (RDT) bezeichnet wird. Zur Prognose dieser zeitabhängigen Reaktion des Ökosystems auf Emissionsminderungen - hier ist insbesondere die RDT von Interesse - ist der Einsatz dynamischer Modelle in Entwicklung.

Erste Untersuchungen auf Basis dynamischer Modellierungen und unter Einbeziehung der für das Jahr 2010 festgelegten Emissionsminderungen zeigen, dass nur wenige Standorte ein ausreichendes Regenerationspotenzial aufweisen.

Abbildung 3-1: Zeitverzögerung im Systemverhalten

### 3.2 Critical Loads-Überschreitungen

Mit den Critical Loads werden Umweltbelastungs- bzw. Umweltqualitätskriterien für komplexe Ökosysteme zur Verfügung gestellt und gleichzeitig Zielgrößen für die Emissionsreduzierung bei verschiedenen Luftschadstoffen definiert. Wendet man die Critical Loads als Indikatoren für nachhaltig stabile Umweltbedingungen in einer Region auf die Belastungssituation in Deutschland an, so zeigt sich, dass trotz einer beträchtlichen Verminderung der Schadstoffbelastung die meisten untersuchten ökologischen Rezeptoren bis heute überbelastet sind.

Schwefel- und Stickstoffverbindungen bewirken eine Versauerung der Ökosysteme, insbesondere des Bodens, aber auch der Gewässer. Die oxidierten und reduzierten Stickstoffverbindungen tragen als Nährstoffe zusätzlich auch zur Eutrophierung bei. Diese komplexe Wirkung stand einer monokausalen Bewertung entgegen, wie sie jedoch von den Protokollen zur Reduzierung der einzelnen Schadstoffe (Schwefelprotokoll, Stickstoffprotokoll) zunächst gefordert wurde. Mit dem Multi-Komponenten-Protokoll von Göteborg ist dieser einseitige Wirkungsansatz jedoch überwunden.

In der internationalen Wissenschaftlergemeinschaft hat sich schon seit einigen Jahren ein Ansatz durchgesetzt, mit dem beide Schadstoffgruppen und beide Wirkungen komplex betrachtet werden können. Dieser Ansatz, der als „Critical Loads-Funktion“ bezeichnet wird, bildet auch die Grundlage für den deutschen Datensatz zu den ökologischen Belastungsgrenzen und wird verwendet, um die Einhaltung oder Überschreitung der Critical Loads zu bestimmen. Ausgangspunkt für die Ableitung der Critical Loads-Funktion ist die bereits beschriebene Gl. 2-1 für den maximal zulässigen Säureeintrag durch Schwefel- und Stickstoffverbindungen ( $CL(S+N)$ ).

Ein Teil der Stickstoffeinträge wirkt jedoch nicht versauernd, sondern wird als Nährstoff von der Vegetation aufgenommen, als gasförmige Stickstoffverbindung aus dem Boden in die Atmosphäre wieder freigesetzt (durch Denitrifikation) sowie im Humus akkumuliert (Immobilisierung). Da diese spezifischen Senken für Stickstoff ( $N_i + N_u + N_{de}$ ) keine Säureinträge durch Schwefel kompensieren können, wird der maximale Critical Load für Schwefel ( $CL_{max}(S)$ ), wie in Kap. 2.1.3 beschrieben, bestimmt durch Gl. 2-2.

Gleichzeitig kann ein minimaler Nährstoffbedarf an Stickstoffverbindungen für das betreffende Ökosystem angenommen werden, der als  $CL_{min}(N)$  in die Critical Loads-Funktion eingeht. Die Critical Load-Funktion für Säure ist also um den Betrag des minimalen Stickstoffbedarfes des Systems auf der N-Achse verschoben.

Zusätzlich zur versauernden Wirkung der Stickstoffeinträge ist aber auch gleichzeitig deren Beitrag zur Eutrophierung mit zu betrachten. Für den Fall, dass das betreffende Ökosystem hinsichtlich einer Eutrophierung empfindlicher reagiert als gegenüber Säure, wird die Funktion durch diesen Wert ( $CL_{nut}(N)$ ) begrenzt. Bei den in Deutschland untersuchten Rezeptoren ist dieser Funktionsverlauf am häufigsten anzutreffen. Die methodische Herangehensweise ist in Abbildung 3-2 dargestellt und im Mapping Manual (UBA 1996) beschrieben.

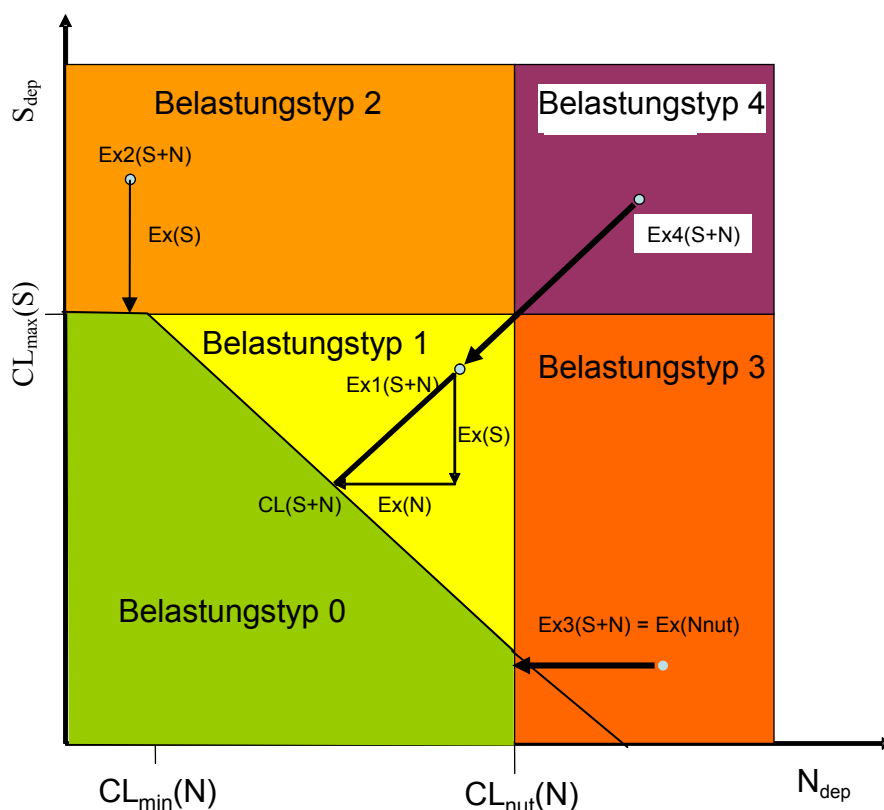


Abbildung 3-2: Berechnung der Critical Load-Überschreitung nach der Lage des Depositionspunktes in den unterschiedlichen Belastungstypen

Die regionale Verteilung der Flächen mit den Belastungstypen 0 bis 4 zeigt, dass nur auf wenigen Flächen, so z.B. auf Grünland in der Schwäbischen Alb und in der Colbitz-Letzlinger Heide, die ökologischen Belastungsgrenzen eingehalten und keine Überbelastungen mit Schwefel und Stickstoff zu verzeichnen sind.

Es gibt auch keine Rezeptorflächen in Deutschland, auf denen zwischen Schwefel- oder Stickstoffreduzierung gewählt werden könnte. Nur sehr wenige Standorte weisen den Belastungstyp 2 auf, wo zunächst die Überbelastung durch Schwefel-Depositionen vermindert werden muss, bevor kombinierte Maßnahmen zur Verminderung des Schwefel- und Stickstoffeintrags angewendet werden können. Solche Gebiete sind einige kleinflächige Grünlandstandorte in der Elb-Aue unmittelbar südlich von Magdeburg und im oberen Rheintal. Ein erheblich größerer Flächenanteil (ca. ein Viertel der Rezeptorflächen) wird dagegen hauptsächlich von Stickstoffeinträgen überbelastet. Schwerpunkte dieser hohen Stickstoffbelastung liegen im östlichen und westlichen Alpenvorland (außer mittleres Vorland südlich München), im Allgäu, in der Schwäbischen und Fränkischen Alb, im Kraichgau, im Bauland, in der Neckar-Ebene von Rottweil bis Heilbronn, im Nordpfälzer Bergland und in der Leine-Weser-Else-Ebene. Alle anderen Gebiete,

d. h. die gesamten Bundesländer Mecklenburg-Vorpommern, Schleswig-Holstein, Niedersachsen (außer Leine-Weser-Else-Ebene), Nordrhein-Westfalen, Sachsen-Anhalt (außer Elbaue südlich Magdeburg, Grünlandflächen der Colbitz-Letzlinger Heide), Brandenburg, Sachsen, Thüringen, Hessen, Rheinland-Pfalz (außer Nordpfälzer Bergland, Schwarzwald, Odenwald), Bayern (außer östliches und westliches Alpenvorland, Allgäu und Fränkische Alb) sind dem Belastungstyp 4 zuzuordnen, wo sowohl Schwefel- als auch Stickstoffdepositionen weit über den Critical Loads liegen und beide Schadstoffe zwingend zu reduzieren sind.

Die regionalen Schwerpunkte innerhalb der Belastungstypen zeigt zusammengefasst folgende Tabelle 3-1:

Tabelle 3-1: Regionale Verteilung der Rezeptorflächen auf die Belastungstypen

Belastungstyp	betroffene Regionen
0	kleinflächiges natürliches Grünland in der Elbaue südlich Magdeburg, oberes Rheintal
1	keine
2	kleinflächiges natürliches Grünland auf Löss- oder Mergelböden im Vorland von Mittelgebirgen
3	Endmoränenband von der Müritz über Uckermark - Ober-Barnim - Lebus bis Schlaubetal, Fläming, Colbitz-Letzlinger Heide, Harz, Frankenwald, Schwäbische und Fränkische Alb, Donau-Isar-Ebene, Schwarzwald, Pfälzer Wald, Nordpfalz, Hunsrück, Eifel, Odenwald
4	alle anderen Gebiete: Mecklenburg-Vorpommern, Schleswig-Holstein, Niedersachsen (außer Harz), Nordrhein-Westfalen, Sachsen-Anhalt (außer Harz und Fläming), Brandenburg (außer Fläming), Sachsen, Thüringen, Hessen, Alpen, Alpenvorland, Bayrischer, Böhmer und Oberpfälzer Wald, Spessart, Bauland, Kraichgau, Steigerwald,

Die Überschreitungen der Grenzwerte zum Schutz vor Versauerung und Eutrophierung (Critical Loads-Funktion) durch die aktuellen Schwefel- und Stickstoff-Einträge von 1990 bis zum Jahr 1999 zeigen einen eindeutigen Trend der Verlagerung des Haupteinflusses von Schwefel Anfang der 90er Jahre zum Stickstoff Ende der 90er Jahre (vgl. Abbildung 3-3).

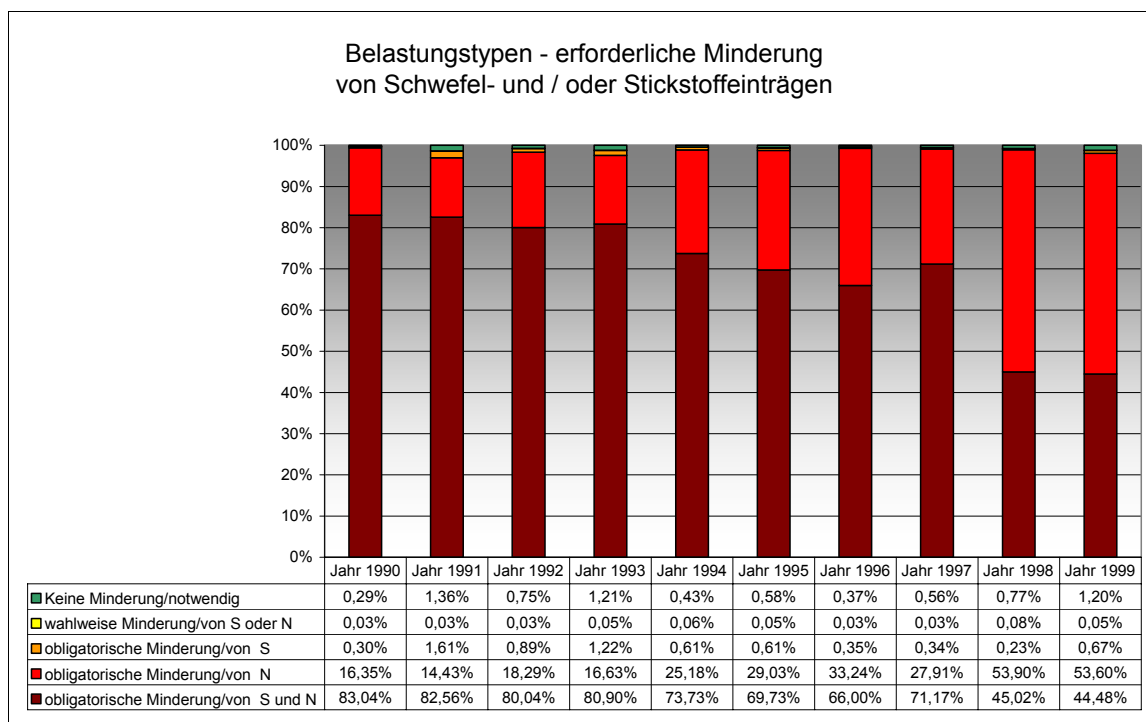


Abbildung 3-3: Minderungserfordernisse zur Einhaltung der Critical Loads Funktion

Auf kaum einer Rezeptorfläche in Deutschland reichen die bisher durchgeführten Minderungsmaßnahmen bereits aus, um die empfindlichen Ökosysteme langfristig zu schützen. Allerdings sind die Erfolge bei der Reduzierung von Schwefelemissionen wesentlich deutlicher als die bei der Minderung von Stickstoffemissionen.

Bis 1997 waren auf mehr als zwei Drittel der Rezeptorflächen noch Maßnahmen zur Reduzierung von Schwefel- **und** Stickstoffemissionen erforderlich. Seither ist eine bedeutende Reduzierung der Schwefelemissionen realisiert worden, so dass heute annähernd die Hälfte der Rezeptorflächen nicht mehr durch Schwefel überbelastet wird (vgl. Abbildung 3-4).



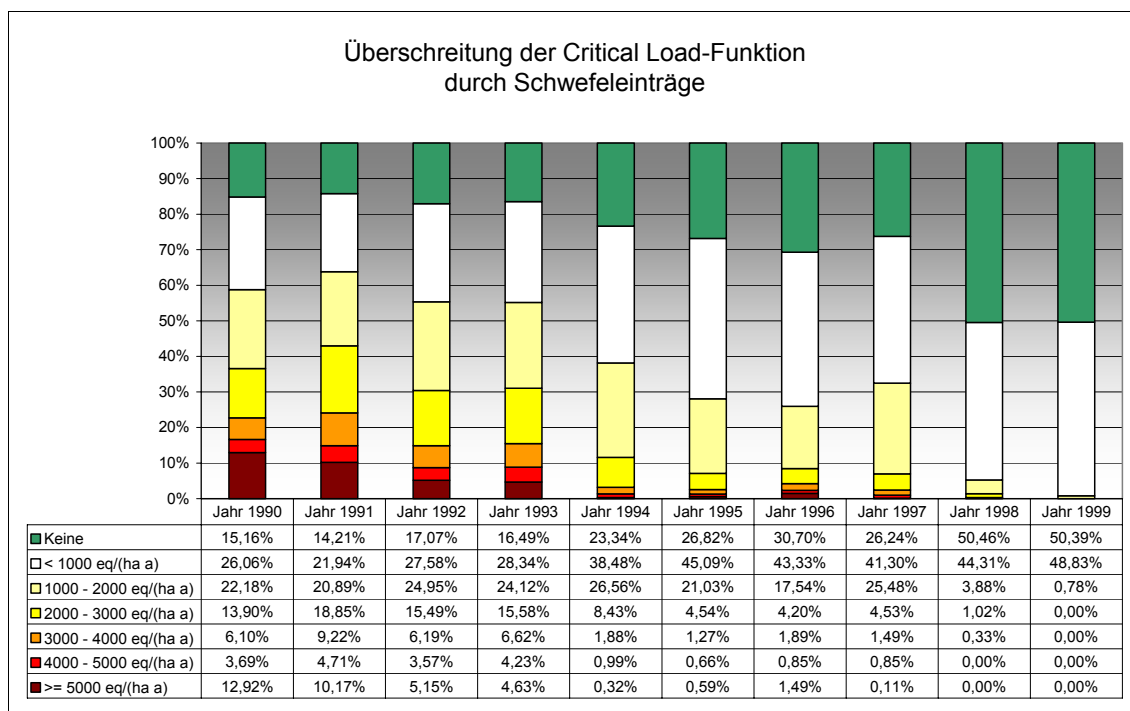


Abbildung 3-4: Überschreitung der Critical Load Funktion durch Schwefeleinträge

Der Entwicklungstrend weist eine deutliche Abnahme bei den Flächenanteilen mit den höchsten Überschreitungen hin. Seit 1990 vermindert sich ständig der Anteil der ökologischen Rezeptoren, die von einer sehr hohen Überbelastung mit Säureeinträgen betroffen sind. Gleichzeitig erhöhte sich der Anteil an nicht überbelasteten Rezeptorflächen ständig, wobei ein deutlicher Sprung im Jahre 1998 gegenüber den Vorjahren festzustellen ist.

Da Stickstoffemissionen nicht in gleichem Maße wie Schwefel reduziert wurden, bestimmt heute die versauernde und eutrophierende Wirkung des Stickstoffs auf etwa der Hälfte der Rezeptorflächen die Überbelastung der Ökosysteme.

Den Anteil des Stickstoff an der Überschreitung der Critical Load Funktion zeigt Abbildung 3-5.

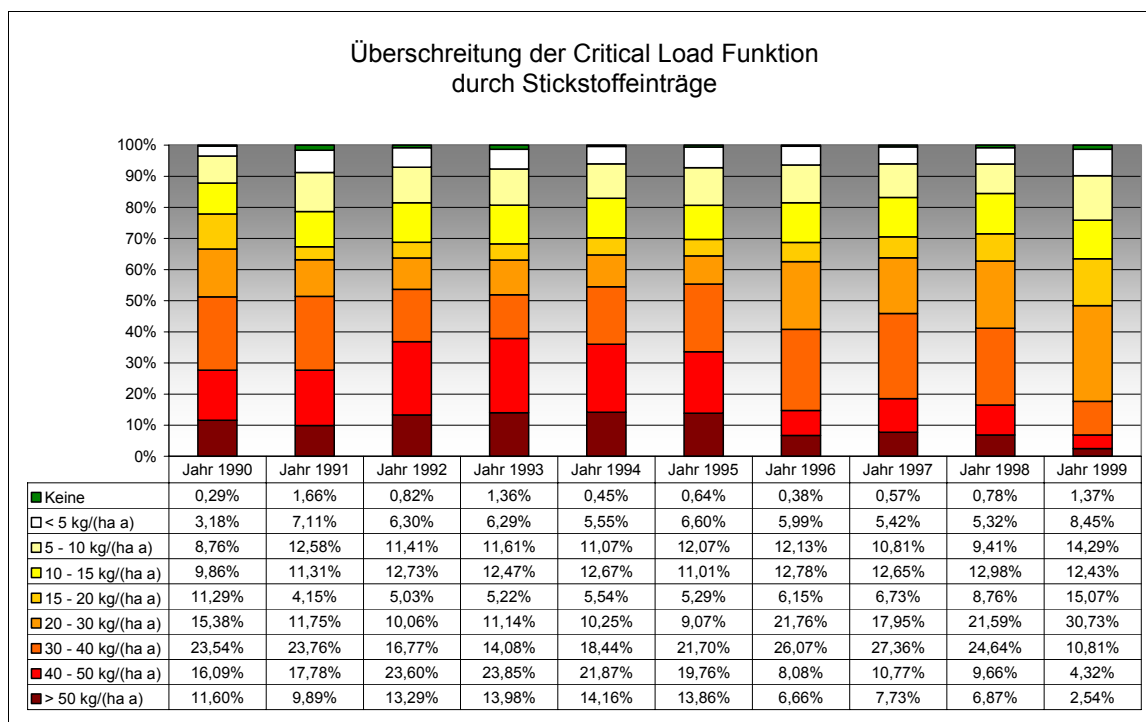


Abbildung 3-5: Überschreitung der Critical Load Funktion durch Stickstoffeinträge

Auch bei der Belastung durch die Stickstoffverbindungen ist im zeitlichen Trend eine Verminderung der hohen Critical Loads-Überschreitungen festzustellen, wenn auch nicht in so deutlicher Form wie bei den Schwefelverbindungen. Der Anteil an Rezeptorflächen, auf denen die aktuellen Depositionen die ökologischen Belastungsgrenzen um mehr als  $20 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  überschreiten, haben sich im Vergleich des Jahres 1999 zu denen 1990 nicht verändert (konstant ca. 70 %).

Jedoch innerhalb der hohen bis extrem hohen Überbelastungsklassen haben sich die Flächenanteile von den extrem hohen ( $> 50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) auf die hohen Überbelastungsklassen ( $> 20$  bis  $\leq 30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) verschoben. Unterhalb der hohen Überschreitungsklassen gab es keine signifikanten Veränderungen, so dass auch 1999 noch annähernd alle Rezeptorflächen durch Stickstoffeinträge überbelastet sind.

Regional differenziert finden sich die bedeutendsten Minderungen in den neuen Bundesländern, die vor 1990 extrem hoch überbelastet waren. So verminderten sich die Critical Load-Überschreitungen bis 1995 in Mecklenburg-Vorpommern um 4 Belastungsstufen, während in den anderen neuen Bundesländern die Belastung noch um 1-2 Klassen gesenkt werden konnte. Den wesentlichsten Beitrag zu dieser Entwicklung trug der weitgehende Abbau der Viehbestände in

den neuen Bundesländern bei; es wurden aber auch umfangreiche Sanierungsmaßnahmen an den Großfeuerungsanlagen in der Niederlausitz, im Leipziger Raum und auf tschechischer Seite durchgeführt.

Die Stagnation bei der Belastungsminderung in den letzten Jahren seit 1995 und die Tatsache, dass immer noch quasi alle naturnahen Ökosysteme überbelastet sind, machen deutlich, dass der Reduktion von Stickstoffemissionen in Zukunft verstärkte Aufmerksamkeit geschenkt werden muss. Gleichzeitig sollten alle Möglichkeiten geprüft und entsprechend genutzt werden, um die Widerstands- und Anpassungsfähigkeit der Ökosysteme zu stärken, d. h. die Belastbarkeitsgrenzwerte zu erhöhen.

Zusammenfassend kann der Trend bei der Überschreitung von ökologischen Belastungsgrenzen in Deutschland im Zeitraum 1990 bis 1999 beschrieben werden als

- allmähliche Verminderung bei der Menge von Schadstoffeinträgen und damit eine langsame Annäherung an die ökologischen Belastungsgrenzen, sichtbar in einer zunehmend geringeren Überschreitung der Grenzwerte (vgl. Abbildung 3-6) und
- kompletter Wechsel des Belastungstyps von der vorwiegend durch den Schwefeleintrag verursachten Überschreitung der Critical Loads zur stickstoffdominierten Belastung (vgl. Abbildung 3-6).

Da das langfristige Ziel der Nachhaltigkeit, also die flächendeckende Unterschreitung der Critical Loads, bisher nicht erreicht wird, sind weitere Maßnahmen zur Minderung der Schadstoffbelastung und der Wirkungen in den Ökosystemen notwendig. Die erreichten Zielstellungen zur Emissionsreduzierung bewirken bereits eine deutliche Verbesserung der Umweltsituation. Doch erst weitere Maßnahmen zur Senkung der Schadstoffeinträge werden letztendlich zur Einhaltung der Critical Loads führen.

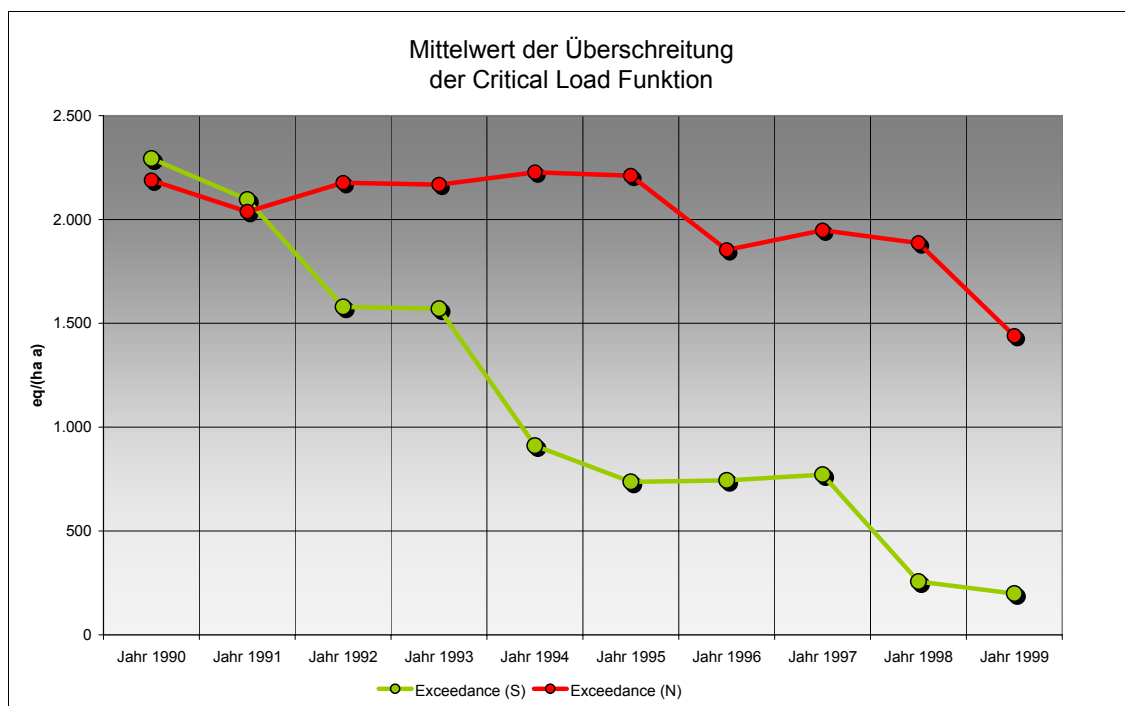


Abbildung 3-6: Zeitliche Entwicklung der Überschreitung von Critical Loads durch Schwefel- (grüne Linie) und Stickstoffeinträge (rote Linie)

### 3.3 Weitere Senkungsziele für eine dauerhaft nachhaltige Entwicklung und der notwendige Übergang zur dynamischen Systembetrachtung

Deutschland wird nach den bisherigen Prognosen nur bei der Reduzierung von Schwefel-emissionen die Zielstellungen der NEC-Richtlinie und des Göteborg-Protokolls der UNECE bis 2010 erfüllen. Auch in Vorausschau auf die zu erwartenden Effekte, die sich bei vollständiger Realisierung des Göteborg-Protokolls ergeben werden, kann heute bereits weiterer Schadstoffminderungsbedarf für Deutschland angemeldet werden. Aus dem Trend der Exceedance wird ebenso wie aus den Schadstoffminderungserfordernissen zur Einhaltung der Critical Loads ersichtlich, dass die Ziele der ökologischen Stabilität als Kriterium für eine dauerhaft nachhaltige Sicherung und Entwicklung der naturnahen Ökosysteme trotz der erzielten Fortschritte noch nicht erreicht werden. Nur wenige Rezeptorflächen (0,3 % am Anfang und 1,2 % am Ende des Jahrzehnts) bedürfen keiner Schadstoffminderung mehr. Allerdings verminderte sich der Anteil von Flächen, wo beide Schadstoffe (Schwefel und Stickstoff) oberhalb der Grenzwerte lagen von 1990 mit etwa 83 % bis 1999 auf ca. 45 %. Dahingegen nahm der Flächenanteil mit einer obligatorischen Verminderung der Stickstoffeinträge im selben Zeitraum von 16 % (1990) auf 53 % (1999) zu.

### 3.4 Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Erarbeitung des deutschen Critical Load-Datensatzes war erfolgreich. Nach Abstimmung mit dem CCE über methodische Anpassungen, für die seitens Deutschland entsprechende Vorschläge unterbreitet wurden, und noch verbliebene Unsicherheiten kann die Vorbereitung der Datenlieferung für den „Call for DATA“ 2005 beginnen.

Es besteht noch Harmonisierungsbedarf mit einigen Nachbarländern („cross border jumps“). Zu den notwendigen Abstimmungen sind die Arbeitskreise „östliche Nachbarländer“ (D, CZ, P, HU, SK) und „westliche Nachbarländer“ (F, A, CH, DK, NL, D) fortzuführen bzw. zu installieren und ist die Zusammenarbeit mit folgenden Schwerpunkten vorzubereiten:

- Harmonisierung der Datenlieferungen zu den klassischen Critical Loads sowie für die europaweite Anwendung des einfachen dynamischen Modells VSD
- Entwicklung und Anwendung komplexerer dynamischer Modelle für den Stickstoffkreislauf
- Weiterentwicklung der Methoden zur Kartierung von Critical Loads für Schwermetalle.

Da auch in Zukunft die Wälder den flächenmäßig dominierenden ökologischen Rezeptor darstellen, an denen sich die Critical Loads ableiten lassen und die Emissionsminderungsmaßnahmen orientieren, sollten in diesem Bereich auch weiterhin Schwerpunkte gesetzt werden. Nachhaltigkeit für die Forstwirtschaft, ökologisch gesunde und stabile Wälder erfordern abgestimmte Maßnahmen im Bodenschutz, bei der Reinhaltung der Luft und im forstwirtschaftlichen Management.

Zum Zusammenhang zwischen Stabilität der Waldökosysteme und dem Einfluss atmosphärischer Schadstoffeinträge konnten in diesem Vorhaben wichtige Erkenntnisse erbracht werden. Wichtige Fragen der zukünftigen Entwicklung ließen sich jedoch mit den hier angewandten einfachen Massenbilanzmethoden nicht ausreichend beantwortet, da keine zeitlichen Entwicklungstrends im Ökosystem selbst verfolgt werden konnten.

Mit dynamischen Modellen können in zukünftigen Projekten, die auf die bisherigen Ergebnisse aufsetzen sollten, zeitabhängige Prozesse im Ökosystem analysiert werden, Schwerpunkte sind dabei:

- Auswirkungen der Schadstoffminderung nach den Plänen der UNECE (Göteborg-Protokoll) und der EU (6. Umweltaktionsprogramm, NEC-Richtlinie) auf die Ökosysteme;

- Lokalisierung von sensitiven Flächen bei der Erholung der Ökosysteme und Ausweisung von weiteren, auf effektive ökologische Wirkungen bezogene Maßnahmen der Luftreinhaltung;
- Bestimmung des Zeitpunktes bzw. der Bedingungen für den Übergang zur ökologischen Stabilität des Systems.

Ausgehend von den Entwicklungstrends der Depositionsraten versauernder und eutrophierender Schadstoffeinträge in den letzten 20 Jahren und den zu erwartenden Entwicklungen bis 2050 steht die Aufgabe der Erfolgskontrolle von Maßnahmen zur Luftreinhaltung. Eine sichtbare Erholung der Ökosysteme ist in weiten Teilen Deutschlands bisher nicht zu erkennen, eine Feststellung, die auch durch den Waldzustandsbericht 2004 untermauert wird.

Um das noch vorhandene Selbstregenerierungspotenzial nach langzeitiger Einwirkung von Säure- und Stickstoffüberbelastungen zu bestimmen, sollten entsprechende Methoden in die zukünftigen Konzepte zu ökologischen Belastungsgrenzen integriert werden. Mit Hilfe des Indikators Humusstatus, des C/N-Verhältnis und des Basensättigungsgrads ließen sich dann Aussagen über den Schädigungsgrad der Ökosysteme und ihre Regenerierbarkeit treffen. Es sollte weiterhin geklärt werden, ob die eingeleiteten Maßnahmen zur Schadstoffminderung ausreichen oder ob weiterer Handlungsbedarf abgeleitet werden muss. Mit dynamischen Modellen ließe sich die ökologische Entwicklung bei veränderten Stoffeintragsraten prognostizieren. Der erreichbare Zielzustand kann damit definiert werden und die Wiedererlangung der vollen Selbstregenerierungsfähigkeit der Ökosysteme wird angezeigt.

In Bezug auf Schwermetall-Einträge in Ökosysteme kommt der dynamischen Betrachtungsweise eine große Bedeutung zu, da Gleichgewichte zwischen Ein- und Austrägen, wie sie bisher als Grundannahme in die Modelle eingingen, zum heutigen Zeitpunkt kaum der Realität entsprechen. Die An- und Abreicherung dieser Stoffe - insbesondere der im Schwermetall-Protokoll in bestimmten Bodenschichten und Zeitskalen geregelten – sollten zukünftig auf der Basis von Bilanzsalden in Verbindung mit bodenabhängigen Transferfunktionen für die Schwermetallgehalte zwischen der festen und flüssigen Phase beschrieben werden. Auf der Basis der mit Hilfe von Transferfunktionen ermittelten Bilanzsalden prognostizierten Konzentrationen von Schwermetallen im Bodenwasser können Akkumulationsraten über bestimmte Zeiträume ermittelt und im Vergleich mit Grenz- und Richtwerten bewertet werden. Nur so lassen sich zu erwartende Änderungen des Wirkungsgeschehens und die Entwicklung der Belastungen angrenzender Medien in konkreten Zeiträumen prognostizieren. Als ein ebenfalls wichtiger zeitabhängiger Einfluss-

faktor auf die Schwermetallmobilität ist die Entwicklung der Versauerung in den betreffenden Böden zukünftig in die Betrachtung der Schwermetallproblematik einzubeziehen.

Die sehr gute Datenbasis und die bisher bereits gewonnenen Erfahrungen in Deutschland insgesamt bieten beste Voraussetzungen für den Übergang zu dynamischen Modellen.

## 4 Critical Loads für Schwermetalle

### 4.1 Methodenentwicklung für Critical Loads für Schwermetalle und die Weiterentwicklung des deutschen Datensatzes

Bereits seit Mitte der 1990er Jahre werden Methoden zur Berechnung von Critical Loads für Schwermetalle entwickelt (VAN DEN HOUT 1994, GREGOR et al. 1998, 1999). Im Jahr 2001 beteiligte sich Deutschland als eins von elf europäischen Ländern an einer ersten, unverbindlichen Kartierungsstudie für Critical Loads für Blei (Pb) und Cadmium (Cd) und ihrer Überschreitungen für Europa (Ergebnisse in HETTELINGH et al. 2002, siehe auch Zwischenbericht zum Projekt vom Januar 2003). Basierend auf den Empfehlungen nach Auswertung dieser Studie sind die Methoden weiter verbessert und komplettiert worden. Das betrifft die wirkungsbasierte Ableitung von kritischen Konzentrationen (Critical Limits) und Transferfunktionen, die Einbeziehung des Metalls Quecksilber (Hg) und gesundheitlicher Wirkungen für alle drei Metalle sowie die Berechnungsmethodik der Critical Loads selbst. Im Rahmen dieses F/E-Projektes wurden erhebliche Beiträge zur Methodenentwicklung geleistet. In den Bearbeitungszeitraum fällt die Ausarbeitung von Hintergrundpapieren (DE VRIES et al. 2002) und Anleitungen zur Berechnung und Kartierung von Critical Loads für Schwermetalle (DE VRIES et al. 2001), die letztendlich in der Fertigstellung eines neuen Kapitels zu Schwermetallen für das Modelling and Mapping Manual (UBA 2004) gipfelten.

Seit dem Jahr 2000 hat Deutschland sich an der Erarbeitung von Critical Limits und Transferfunktionen beteiligt. Es wurden im Umweltbundesamt Deutschlands vorliegende Wirkungsdaten für Pb, Cd und Hg ausgewertet, entsprechend der Empfehlungen der Workshops in Bad Harzburg (GREGOR et al. 1998) und Schwerin (GREGOR et al. 1999) geeignete Datensätze ausgewählt und beim ersten Treffen der „Ad-hoc International Expert Group on Critical Limits for Heavy Metals“, im Oktober 2000, in Bratislava (ČURLIK et al. 2000), präsentiert. Auch die in Deutschland erarbeiteten Transferfunktionen zur Umrechnung von mit unterschiedlichen Extraktionsmitteln gemessenen Metallkonzentrationen (darunter PRÜEB 1992, LIEBE et al. 1997, UTERMANN et al. 2000) sowie für den Pfad Boden-Pflanze (KNOCHE et al. 1999) wurden den Expertengruppen zur Verfügung gestellt.

Im April 2003 wurde als Zusammenschluss zweier existierender Expertengruppen für Schwermetalle innerhalb des ICP Modelling and Mapping (zur Ableitung von Critical Limits und Transferfunktionen) der Expert Panel on Critical Loads of Heavy Metals, im Folgenden Expert



Panel CL(M), gegründet. Die Leitung übernahm Deutschland und die Koordination dieser Aktivität wurde Bestandteil dieses Projektes. Es wurden zwei wissenschaftliche Workshops und mehrere Expertentreffen (Wageningen 2002, Paris 2003, Strausberg 2003) z. T. mit Unterstützung durch das UBA organisiert, inhaltlich vorbereitet, geleitet und ggf. Berichte zur Veröffentlichung vorbereitet. Die Ergebnisse des Workshops "Expert Meeting on Critical Limits of Heavy Metals and Methods for their Application" (Dezember 2002, Berlin) sind im Anhang A.1 beschrieben. Die Proceedings sind in der Reihe Texte des Umweltbundesamtes, Nr. 47/2003 erschienen (SCHÜTZE et al. 2003a). Von dem zweiten „Workshop on Critical Loads of Heavy Metals“ (März 2004, Potsdam) wurde ein Bericht im Internet ([www.icpmapping.org](http://www.icpmapping.org)) veröffentlicht. Nähere Informationen zu Ergebnissen dieses Treffens finden sich ebenfalls im Anhang A.1. Die Leitung des Expert Panel CL(M) beinhaltete auch die Berichterstattung über die neueste Entwicklung der wirkungsbasierten Methoden, bei den Tagungen und einem Wissenschaftlichen Workshop der Expert Group on Heavy Metals, die von der WGSR beauftragt war, relevante Informationen für eine mögliche Überarbeitung des Schwermetallprotokolls (ÅRHUS 1998) zusammenzutragen.

Die fachlichen Ergebnisse dieses Projektes hinsichtlich der CL (Pb, Cd, Hg) für das Gebiet Deutschlands, sind ein Zwischenergebnis (basierend auf dem Entwurf des Manual 5.5 vom Stand Dezember 2003) und wurden beim Workshop in Potsdam als Erfahrungsbericht vorgestellt. Da einige Aspekte der Methodik aufgrund der Empfehlungen dieses Workshops erneut überarbeitet wurden, sind diese CL(M) für Deutschland zum Ende des Projektzeitraumes, als zeitgleich mit einer Datenanfrage zu CL(M) durch das CCE das aktuelle Kapitel des Manual zu Schwermetallen an die NFCs versendet wurde, bereits überholt und werden deshalb hier nicht dargestellt. In einem weiterführenden Projekt (FKZ 204 630252) werden Critical Loads für die drei Metalle entsprechend der aktuellen Methodik für Deutschland berechnet und bis zum 31.12.2004 als offizieller Datensatz an das CCE übermittelt.

## 4.2 Methodische Grundlagen

Abgeleitet aus der allgemeinen Critical Loads-Definition versteht man unter CL(M) die höchste Gesamteintragsrate des betrachteten Metalls (aus atmosphärischer Deposition, Düngemitteln und anderen anthropogenen Quellen), unterhalb derer nach heutigem Stand des Wissens langfristig keine schädlichen Wirkungen auf die menschliche Gesundheit und auf Struktur und Funktion von Ökosystemen zu erwarten sind. Die Berechnung der CL(M) erfolgt nach dem Massenbilanzansatz unter Annahme eines chemischen Gleichgewichtes im betrachteten System

sowie eines Gleichgewichtszustandes (steady state) zwischen Ein- und Austrägen bei einem Konzentrationsniveau definiert durch das Critical Limit. Das Critical Limit ist eine wirkungsbasiert abgeleitete Grenzkonzentration im Ökosystem, unterhalb derer signifikante Schadwirkungen auf die menschliche Gesundheit sowie auf definierte empfindliche Bestandteile der Ökosysteme nach heutigem Stand des Wissens ausgeschlossen werden können. Wie für die Critical Loads für Säure und Stickstoff zielt auch die Berechnung der CL(M) auf die Begrenzung des weiträumigen grenzüberschreitenden Luftschadstofftransportes auf ein langfristig verträgliches Maß ab. Bei der Quantifizierung der Stoffflüsse für die Massenbilanzen werden daher Bedingungen ohne oder mit nur geringer Belastung unterstellt.

Entsprechend der Empfehlungen des Workshops in Berlin (SCHÜTZE et al. 2003a), sollen Critical Loads für Schwermetalle separat im Hinblick auf den Schutz der menschlichen Gesundheit und den Schutz der Ökosysteme berechnet werden. Dabei sind jeweils terrestrische und aquatische Ökosysteme zu berücksichtigen. Resultierend werden vier Typen von CL(M) definiert:

- Critical Loads für terrestrische Ökosysteme bezogen auf Wirkungen auf die menschliche Gesundheit,
- Critical Loads für terrestrische Ökosysteme bezogen auf Wirkungen auf Ökosysteme,
- Critical Loads für aquatische Ökosysteme bezogen auf Wirkungen auf die menschliche Gesundheit,
- Critical Loads für aquatische Ökosysteme bezogen auf Wirkungen auf Ökosysteme.

Im Manual-Kapitel 5.5 über Schwermetalle wird eine Übersicht gegeben, für welche Rezeptoren als empfindliche Umweltbestandteile Critical Loads berechnet werden sollen, und welche Indikatoren bei der Festlegung der Critical Limits herangezogen wurden.

Bei der Berechnung von CL (Pb, Cd, Hg) werden, anders als bei den CL für Säure und Stickstoff, auch durch den Menschen stark beeinflusste Ökosysteme wie Ackerland und intensiv genutztes Grünland als Rezeptorflächen einbezogen. Als Critical Limits in Bezug auf Wirkungen auf die menschliche Gesundheit werden die Grenzwerte nach WHO (2004) genutzt. Zusätzlich wird für Cd der Grenzwert nach EU Verordnung (EG) Nr. 466/2001 für Weizenkorn als Nahrungsmittel genutzt, um eine kritische Cd Konzentration in der Bodenlösung abzuleiten. Die methodischen Ansätze für die Berechnung von Critical Loads zum Schutz terrestrischer Ökosysteme sind für Pb und Cd einerseits und Hg andererseits verschieden.  $CL(Pb)_{eco}$  und

$CL(Cd)_{eco}$  werden aus Wirkungsschwellen bezogen auf die Konzentration freier Ionen in der Bodenlösung abgeleitet und für alle Ökosystemtypen berechnet. Dagegen werden  $CL(Hg)_{eco}$  basierend auf Critical Limits für Hg-Gehalte in der Humusaufgabe (Gesamtgehalt Hg bezogen auf die organische Substanz) berechnet, wobei ausschließlich Waldökosysteme berücksichtigt werden.

Die Massenbilanzgleichung zur Berechnung von  $CL(M)$  entspricht einer Gegenüberstellung aller relevanten Flüsse in bzw. aus einer bestimmten Bodenschicht, in der die wesentlichen Stoffumsetzungen geschehen und die daher für die Wirkungen im System relevant ist. Die Betrachtung von Schwermetallflüssen, -vorräten und -konzentrationen beziehen sich auf die mobilen bzw. potenziell mobilisierbaren Metalle, nur sie sind für die Betrachtung der Stoffflüsse relevant. Die Massenbilanzgleichung bezieht als Austragspfade aus dem terrestrischen Ökosystem die Aufnahme in die Biomasse mit nachfolgender Ernte und den Austrag mit dem Sickerwasserfluss ein.

Die Berechnung von  $CL(M)$  für Deutschland in Vorbereitung des Workshops im März 2004 in Potsdam erfolgte mit einem reduzierten Datensatz und teilweise auf der Grundlage vereinfachter Datenverknüpfungen. Da die Methoden seitdem weiterentwickelt wurden und der deutsche Datensatz für die im Oktober 2004 gestartete Datenanfrage zu aktualisieren und zu präzisieren ist, wird an dieser Stelle auf die Darstellung von Einzelheiten der Methodik und von Ergebnissen verzichtet. Es werden nur die relevanten Schlussfolgerungen beschrieben.

### **4.3 Schlussfolgerungen aus dem Methodentest $CL(M)$ und Aufgaben für die zukünftige Arbeit**

Die Überarbeitungen der  $CL(M)$ -Methodik nach März 2004 betrafen die Abstimmung von Transferfunktionen und verbesserte Empfehlungen für die Herleitung und Nutzung von Eingangsdaten. Während des Workshops in Potsdam und später, beim 14. CCE-Workshop und der 20. Task Force on ICP Modelling and Mapping (beide Mai 2004, in Laxenburg), wurde u. a. die Frage diskutiert, ob das in der EG Verordnung (EG) Nr. 466/2001 angegebene Critical Limit für Cd im Weizenkorn von  $0,2 \text{ mg kg}^{-1}$  (Frischmasse), das bei den Testrechnungen verwendet wurde, geeignet ist. Es war bekannt, dass die Herleitung des Wertes nicht wirkungsbasiert erfolgt ist. Auf Empfehlung der Task Force (Mandat an den Expert Panel  $CL(M)$ ) wurde der Wert überprüft (Vorlage von G. SCHÜTZE, in DE VRIES et al. 2004) und kam zu dem Schluss, dass aus Wirkungssicht der vor 2001 geltende Wert von  $0,1 \text{ mg kg}^{-1}$  einem Nachhaltigkeitsansatz besser entspricht. Bei Verwendung dieses Critical Limit werden die  $CL(Cd)$  hinsichtlich der Wirkun-

gen auf die menschliche Gesundheit auf Ackerflächen durch den auf Cd im Weizen bezogenen Wert bestimmt. Bis dahin war der Trinkwasserpfad (mögliche Cd-Auswaschung ins Grundwasser) empfindlicher.

Während Critical Loads-Berechnungen für Säure und Stickstoff sich zur Bestimmung kritischer Auswaschungsraten stets auf den Sickerwasserfluss unterhalb der durchwurzelten Zone beziehen (diese Daten sind als Bestandteil des Hydrologischen Atlas der BRD verfügbar und wurden durch die BGR bereitgestellt, BGR 2002), basieren CL(M)-Berechnungen für bestimmte Rezeptoren auf den Wasserflüssen unterhalb von A-Horizonten. Zur Berechnung dieser Abflussraten waren auf einfachen Annahmen begründete Abschätzungen des Anteils der Transpiration aus der oberen Bodenschicht notwendig. Sobald deutschlandweite offizielle Kartierungen von Transpirationsraten verfügbar sind, sollten sie in die CL(M)-Berechnung einbezogen werden. Eine Nachfrage bei der BGR zum Ende des Projektzeitraumes ergab, dass im Zuge der Komplettierung des Hydrologischen Atlas bisher eine solche Karte nicht existiert.

Zur Berechnung von gelösten Gesamtkonzentrationen der Metalle aus den Critical Limits für freie Ionenaktivitäten (vgl. Workshop Berichte im Anhang A.1) wird das Chemical Speciation Model WHAM (Version W6-MTS-2) empfohlen. Input-Daten zu Bodeneigenschaften für diese Modellanwendung beinhalten z. T. große Unsicherheiten. So hat sich die bei DE VRIES und BAKKER (1998) beschriebene und im Testdatensatz (2004) für Deutschland angewandte Gleichung zur Ableitung von DOC-Konzentrationen der Bodenlösung, basierend auf Informationen zum Humusgehalt und dem pH-Wert, als untauglich erwiesen. Sie führt zur erheblichen Überschätzung der DOC-Konzentration und damit der kritischen Metallkonzentration in der Bodenlösung. Die DOC-Konzentration ist auch der entscheidende Parameter bei der Ableitung der kritischen Hg-Konzentration in der Bodenlösung (Ableitung unabhängig von WHAM) für die Berechnung von  $CL(Hg)_{eco}$ . Das aktuelle Manual Kapitel 5.5 (UBA 2004) enthält Standard-Werte zu DOC-Konzentrationen in der Bodenlösung für ausgewählte Böden bzw. Ökosystemtypen. Ihre Anwendung führt zu niedrigeren CL(M). Weiterhin wurde in der Anwendung des WHAM (W6-MTS-2) angenommen, dass die Konzentration von suspendierten Partikeln (SPM) in der Bodenlösung vernachlässigbar gering ist. Je höher die angenommene SPM-Konzentration, desto höher sind die kritischen Gesamtkonzentrationen des Metalls in der Bodenlösung, besonders bei Pb. Es ist zu prüfen, ob vorhandene Untersuchungen von Bodenlösungen die Annahme einer bestimmten Konzentration von SPM stützen. Dazu ist eine Literaturstudie notwendig.

Durch die Selektion von Standorten im 2 x 2 km Raster für den Testdatensatz (2004) von bis zu 73 361 Einzeldatensätzen ist eine zufällig verstärkte Auswahl von bestimmten Kombinationen von Standorteigenschaften nicht auszuschließen. Bei den für Herbst 2004 geplanten Berechnungen für den offiziellen deutschen Datensatz für CL(M) in Beantwortung der Datenanfrage durch das CCE wird der volle Datensatz mit bis zu 300 000 Einzeldatensätzen einbezogen. Allein dadurch können sowohl die Wertespanssen der Critical Loads und ihrer Eingangsdaten als auch ihre statistische Verteilung und daraus abgeleitete Kennzahlen (Perzentile, Standardabweichung etc.) verändert werden.

Eine verbesserte Version des Manual Kapitels 5.5 wurde beim 14. CCE-Workshop und der 20. Task Force on ICP Modelling and Mapping (beide im Mai 2004, in Laxenburg) diskutiert und grundsätzlich bestätigt. Aufträge an den Expert Panel CL(M) für weitere inhaltliche Überarbeitungen betrafen die Critical Limits für Cd im Weizen (siehe oben), Hg im Fisch sowie die Klärung der Frage, ob bei der Festlegung von Critical Limits für Oberflächengewässer beim heutigen Wissenstand der Chemismus der Gewässer besser berücksichtigt werden kann.

Im Manual-Kapitel 5.5 (UBA 2004) wird auf einige generelle Unsicherheiten bei der Anwendung der CL(M)-Methoden und Ansatzpunkte für zukünftige Weiterentwicklungen hingewiesen. So besteht in stärkerem Maße, als dies im CL-Ansatz für Säure und Stickstoff der Fall ist, eine Diskrepanz zwischen der Annahme eines Gleichgewichtes von Einträgen und Austrägen. Schwermetalle werden in den oberen Bodenschichten häufig stark gebunden und reichern sich an. Wenn sich das Konzentrationsniveau des Schadstoffes noch unterhalb der Critical Limits befindet, bedeutet das, dass die schädliche Wirkung so lange noch nicht eintreten wird, bis das Critical Limit erreicht ist. Andererseits können die Critical Limits überschritten sein und potenziell Wirkungen auftreten, obwohl die Einträge die Critical Loads unterschreiten. In Ergänzung zur Critical Loads-Berechnung wird deshalb empfohlen, die heutigen Konzentrationen mit den Critical Limits zu vergleichen, um das aktuelle Risiko zu bewerten. Eine sehr wertvolle Information für die Interpretation von Critical Loads für Schwermetalle wäre die Zeitspanne, bis zu der ein Gleichgewichtszustand bzw. die Critical Limits erreicht sind. Methoden für solche Abschätzungen sollen durch den Expert Panel on CL(M) bis zur 21. Task Force on ICP Modelling and Mapping (geplant für April 2005, in Deutschland) hinsichtlich ihrer einheitlichen Anwendbarkeit für Europa geprüft werden. Sie sind ein erster Schritt in die Richtung der dynamischen Modellierung für Schwermetalle.

## 5 Literatur

- AG BODENKUNDE (1994): Methodendokumentation Bodenkunde. Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. In: Geologisches Jahrbuch, Reihe F Bodenkunde, Hrsg.: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und Geologische Landesämter in der BRD, Heft 31, Hannover; HENNINGS, V. (Koordinator)
- ALDENBERG T., SLOB, W. (1993): Confidence limits for hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 25: 48-63
- ALDENBERG, T., JAWORSKA, J.S. (2000): Uncertainty of the hazardous concentration and fraction affected for normal species sensitivity distributions. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 46(1), 1-18
- ALRIKSSON, A., ERIKSSON, H., KARLTUN, E., LIND, T., OLSSON, M. (2002): Carbon pools and sequestration in soil and trees in sweden, based on data from national soil and forest inventories. In: Land Use Strategies for Reducing Net Greenhouse Gas Emissions (LUSTRA), Progress Report 1999–2002 (ed. Olsson, M.), Chapter 2.1, pp. 30-36 (of 168 p.). Swedish University of Agricultural Sciences, <http://www-lustra.slu.se/rapporter/mistras1.pdf>.
- ALVETEG, M., P. WARFVINGE, SVERDRUP, H. (1997): Profile 4.0. User's guidance for the Apple Macintosh version, Draft version.
- AMBERGER, A. (1988): Pflanzenernährung – Ökologische und physiologische Grundlagen, Dynamik und Stoffwechsel der Nährelemente, 3. überarb. Aufl., Verlag Eugen Ulmer Stuttgart, S. 118 ff.
- ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG in der Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung (1985): Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke in der Bundesrepublik Deutschland. Landwirtschaftsverlag GmbH Münster-Hiltrup
- ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG in der Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung (1996): Forstliche Standortsaufnahme, 5. Aufl.. IHW-Verlag, Eching bei München
- BAKKER, D.J., DE VRIES, W. (1997) in: GREGOR, H.-D., SPRANGER, T., HÖNERBACH, F. (1998): Workshop on Critical Limits and Effect based Approaches for Heavy Metals and Persistent Organic Pollutants, Bad Harzburg, Germany, 03-07 November 1997, Proceedings, UBA Texte 5/98, Umweltbundesamt Berlin
- BECKER, R. (2002a): Dynamische Modellierung des Stoffhaushalts der Waldstandorte an den Level II-Standorten Baden-Württembergs. Abschlußbericht zum Werkvertrag, bearbeitet durch ÖKO-DATA im Auftrag der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg.
- BECKER, R. (2002b): Kritische Belastungsgrenzen für Standorte der Bodenzustandserhebung im Wald in Nordrhein-Westfalen – berechnet mit dem Modell Critical Load-PROFILE. Abschlußbericht zum Werkvertrag im Auftrag der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten Nordrhein-Westfalen.
- BECKER, R. (2002c): Critical Load-PROFILE 4.4 – Handbuch. Modell und Handbuch: <http://www.oekodata.com>.

- BECKER, R., BLOCK, J., SCHIMMING, C.-G., SPRANGER, T., WELLBROCK, N. (2000): Critical Loads für Waldökosysteme – Methoden und Ergebnisse des Level II-Programms. Arbeitskreis A der Bund-Länder Arbeitsgruppe Level II. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BML), Bonn.
- BECKER, R., KUNZE, F., EITNER, H. (1999): Erfassung und Kartierung von ökologischen Belastungsgrenzen – Critical Loads – für Nordrhein-Westfalen. Abschlußbericht zum Werkvertrag 35-537-10-1.9.-524
- BEGON, M. E., HARPER, J. L., TOWNSEND, C. R. (1998): Ökologie, Spektrum, Berlin
- BIELERT, U., HEINRICHS, H., BECKER, K.W. (1999): Validierung von Boden-Eluatgehalten zur Prognose von Inhaltsstoffen des Boden-Sickerwassers für das untergesetzliche Regelwerk/BbodSchV : Forschungsbericht des Geochemischen Instituts der Universität Göttingen und des Inst. f. Bodenwissenschaften der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel. Berlin : Umweltbundesamt. Texte Umweltbundesamt 86/99
- BMELF (1997): Bundeswaldinventur 1986-1990. Waldbericht der Bundesregierung, 54 S.
- BOBBINK, R., ACHERMANN, B. (2002) (Hrsg.): Empirical Critical Loads for Nitrogen. Proceedings of the Expert workshop in Berne 11-13 November 2002. Environmental Documentation No. 164 - Air (Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape SAEFL)
- BÖRNER, F. (2000): Synthese, Charakterisierung und Untersuchungen von schwerlöslichen Harnstoffderivaten als Grundlage für Düngemittel, Darwin – Digitale Dissertationen der FU-Berlin: [www.diss.fu-berlin.de/2000/13/index.html](http://www.diss.fu-berlin.de/2000/13/index.html), Berlin
- BRIEMLE, G. (2000): Ansprache und Förderung von Extensiv-Grünland. Z. Naturschutz und Landschaftsplanung 32, 172 S.
- BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (2003): Hydrologische Atlanten für Deutschland (digital)
- BURROWS, C. J. (1990): Processes of vegetation change, Unwin Hyman, London
- BUTZ-BRAUN, R. (1996): Kalkulation von Verwitterungsraten mittels quantitativer Mineralanalysen. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 79, 153-156.
- CCE, COORDINATION CENTRE FOR EFFECTS (2001): 6. Status Report of the International Cooperative Programme on Mapping under the Working Group on Effects of the UN(ECE) Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. RIVM Bilthoven, The Netherlands, 186 p
- CSTEE (2004) Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment (CSTEE) Opinion on the results of the Risk Assessment of: Cadmium metal and Cadmium Oxide, Environmental part, adopted by CSTEE 28 May 2004, [http://europa.eu.int/comm/health/ph\\_risk/committees/sct/documents/out228\\_en.pdf](http://europa.eu.int/comm/health/ph_risk/committees/sct/documents/out228_en.pdf)
- CURLÍK, J., ŠEFCÍK, P., VIECHOVÁ, Z. (2000): Proceedings of UN/ECE Ad hoc international expert group on effect-based critical limits for heavy metals, Bratislava, Slovak Republic, 11 - 13 October 2000. Soil Science and Conservation Research Institute Report.
- DEUTSCHER WETTERDIENST (2001a): Die mittlere Verteilung des Niederschlags in der Referenzperiode 1971-2000. Rasterdatei
- DEUTSCHER WETTERDIENST (2001b): Mittlere Tagesmitteltemperatur der Referenzperiode 1971-2000 für Sommer und Winter. Rasterdatei

- DEVRIES, W. (1989): Soil response to acid deposition at different regional scales. Field and laboratory data, critical loads and model predictions. PhD Thesis, Wageningen Agricultural University, Wageningen, The Netherlands
- DEVRIES, W. (1991): Methodologies for the assessment and mapping of the Critical Loads and of the impact of abatement strategies on forest soils. 46, Wageningen
- DEVRIES, W., BAKKER, D. J. (1998): Manual for calculating critical loads of heavy metals for terrestrial ecosystems. DLO Winand Staring Centre for Integrated Land, Soil and Water Research (SC - DLO), Wageningen, Report 166, The Netherlands
- DEVRIES, W., BAKKER, D.J. (1998): Manual for calculating critical loads of heavy metals for terrestrial ecosystems. Wageningen : SC-DLO rep 166
- DEVRIES, W., HOL, A., TJALMA, S., VOOGD, J. C. (1990): Amounts and turnover rates of elements in forest ecosystems: A literature study. Winand Staring Center Report, Wageningen, the Netherlands
- DEVRIES, W., POSCH, M. (2003): Derivation of cation exchange constants for sand, loess, clay and peat soils on the basis of field measurements in the Netherlands. Alterra-Report 701, Alterra Green World Research, Wageningen, The Netherlands, 50 pp.
- DEVRIES, W., POSCH, M., REINDS, G. J., KÄMÄRI, J. (1993): Critical Loads and their exceedance on forest soils in Europe. The Winand Staring Centre for Integrated Land, Soil and Water Research, Wageningen, The Netherlands, 58 p
- DEVRIES, W., SCHÜTZE, G., FARRET, R., ASHMORE, M., GROENENBERG, B.J., RÖMKENS, P. (2002): Proposed harmonised critical limits and transfer functions for the calculation of critical loads for lead and cadmium, UNECE ICP Modelling and Mapping, Working groups on harmonisation of critical limits and transfer functions of heavy metals, Final report of working phase 1 (June to Nov 2001)
- DEVRIES, W., SCHÜTZE, G., LOFTS, S., MEILI, M., RÖMKENS, P., FARRET, R., DE TEMMERMAN, L., JAKUBOWSKI, M. (2003 b): Critical limits for cadmium, lead and mercury related to ecotoxicological effects on soil organisms, aquatic organisms, plants, animals and humans. In SCHÜTZE et al. (2003 a)
- DE VRIES, W., SCHÜTZE, G., LOFTS, S., TIPPING, E., MEILI, M., GROENENBERG, J.E., RÖMKENS, P. (2004b). Calculation of critical loads for cadmium, lead and mercury. Background document to Mapping Manual Chapter 5.5, .pp, [www.icpmapping.org](http://www.icpmapping.org)
- DEVRIES, W., SCHÜTZE, G., RÖMKENS, P., HETTELINGH, J.P. (2001): Guidance for the calculation of Critical Loads for cadmium and lead in terrestrial and aquatic ecosystems, in HETTELINGH et al. (2002)
- DIERSCHE, H. (1994): Pflanzensoziologie, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart
- DRAAIJERS, G.P.J., ERISMAN, J.W. (1995): A canopy budget model to estimate atmospheric deposition from through fall measurements. *Water Air Soil Poll* **85**, 122-134.
- DUBOIS D., PRADE, H. (1997) : The three semantics of fuzzy sets, *Fuzzy sets and fuzzy systems* 90: 141-150S.
- EC (1997): European Commission Food Science and techniques, Report of the Scientific Committee for Food /Thirty-sixth series) Opinion of the Scientific Committee for Food on Cadmium, DG Industry 1997



- ECB (2003): Technical Guidance Document on Risk Assessment, European Chemicals Bureau, Institute for Health and Consumer Protection, European Commission, Joint Research Centre
- ELLENBERG, H. (1981): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen. *Scripta Geobotanica* 18: 9-166 S.
- ELLENBERG, H. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht*, 5. stark veränd. und verb. Aufl., Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart
- ERTELD, W. (1962): *Ertragstafelauszüge für den Gebrauch in der Praxis*. Verlag Neumann
- FOLORUNSO, O. A., ROLSTON, D. E. (1985): Spatial and spectral relationships between field-measured gas fluxes and soil properties. *Soil Sci. Soc. Amer. Journ.* 49 (1087-1093)
- GAUGER, T., ANSHELM, F., SCHUSTER, H., DRAAIJERS, G. P. J, BLEEKER, A., ERISMAN, J. W., VERMEULEN, A. T., NAGEL, H.-D. (2002): Mapping of ecosystem specific long-term trends in deposition loads and concentrations of air pollutants in Germany and their comparison with Critical Loads and Critical Levels. Part 1: deposition Loads 1990-1999. Research report on behalf and for the account of Federal Environmental Agency (UBA), Berlin. BMU/UBA, FE-No. 299 42 210. Institute of Navigation, Stuttgart University
- GEHRMANN, J., ANDREAE, H., FISCHER, U., LUX, W., SPRANGER, T. (2001): Luftqualität und atmosphärische Stoffeinträge an Level II-Dauerbeobachtungsflächen in Deutschland. Arbeitskreis B der Bund-Länder Arbeitsgruppe Level II. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BML), Bonn.
- GLAVAC, V. (1996): *Vegetationsökologie*, Verlag Fischer, Jena
- GREGOR, H.-D., MOHAUPT-JAHR, B., HÖNERBACH, F. (1999): Workshop on effects-based approaches for heavy metals. *Texte / Umweltbundesamt* 87/1999
- GREGOR, H.-D., SPRANGER, T., HÖNERBACH, F. (1998): Workshop on critical limits and effect based approaches for heavy metals and persistent organic pollutants. *Texte / Umweltbundesamt* 5/1998
- GRENNFELT, P., THÖRNELÖF, E. (Hrsg.) (1992): Critical Loads for Nitrogen. Report from a workshop held at Lökeberg, Sweden April 1992. *NORD* 1992:41, Nordic Council of Ministers, Copenhagen
- GROENENBERG, B.J., RÖMKENS, P., TIPPING, E., PAMPURA, T., DE VRIES, W., SCHÜTZE, G. (2003): Transfer functions for the calculation of critical loads for lead and cadmium. In SCHÜTZE et al. (2003 a)
- GROENENBERG, J.E., RÖMKENS, P.F.A.M., TIPPING, E., PAMPURA, T., DE VRIES, W. (2004): Transfer functions for the solid solution partitioning of Cd, Cu, Pb and Zn, Review, synthesis of datasets, derivation and validation. in prep.
- GUNDERSEN, P., CALLESEN, I., DE VRIES, W. (1998): Nitrate leaching in forest ecosystems is controlled by forest floor C/N ratio. *Environmental Pollution* 102:403-407p
- HARTWICH, R., BEHRENS, J., ECKELMANN, W., HAASE, G., RICHTER, A., ROESCHMANN, G., SCHMIDT, R. (1995): *Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1 : 1.000.000*. Karte mit Erläuterungen, Textlegende und Leitprofilen. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover (BÜK 1000) und Daten der Schätzprofile für die Leitböden (digital)

- HENNINGS, V. (Hrsg.) (1994): Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. Geologisches Jahrbuch Reihe F, Heft 31, hrsg. von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung Stuttgart
- HETTELINGH, J. P.; SLOOTWEG, J.; POSCH, M.; DUTCHAK, S. AND ILYIN, I. (2002): Preliminary Modelling and Mapping of Critical Loads of Cadmium and Lead in Europe, RIVM Report 259 101 011, CCE MSC-East Moscow and CCE Bilthoven
- HETTELINGH, J.-P. UND DE VRIES, W. (1991): Mapping Vademecum. National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Report 259101002
- HOFMANN, G. (1985): Karte der potentiellen Vegetation und der potentiellen Netto-Biomasseprimärproduktion der Wälder in der DDR im Maßstab 1:1.000.000. VEB Geographischer Verlag Gotha
- HORNUNG, M., SUTTON, M.A., WILSON, R.B. (1995): Mapping and Modelling of Critical Loads for Nitrogen: a Workshop Report. Grange-Over-Sands Workshop, 24-26 October 1994
- JACOBSEN, C., RADEMACHER, P., MEESENBURG, H., MEIWES, K. J. (2002): Element-Gehalte in Baum-Kompartimenten - Literatur-Studie und Datensammlung. Report, Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen, Germany, 80 p
- JÜTTNER (1955): Ertragstabellen der Stiel- und Traubeneiche. in: SCHÖBER (1975) Ertragstabellen wichtiger Baumarten bei verschiedenen Durchforstungen. Verlag Sauerländer, Frankfurt a.M.
- KLAP, J. M., DEVRIES, W., ERISMAN, J. W., VAN LEEUWEN, E. P. (1997): Relationships between forest condition and natural and anthropogenic stress factors on the European scale; pilot study. DLO Winard Staring Centre for Integrated Land, Soil and Water Research, Report 150
- KLAPP, E. (1965): Grünlandvegetation und Standort – nach Beispielen aus West-, Mittel- und Süddeutschland. Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg
- KNOCH, H., BRANDT, P., VIERECK-GÖTTE, L., BÖKEN, H. (1999): Schwermetalltransfer Boden – Pflanze : Ergebnisse der Auswertung hinsichtlich der Königswasser- und Ammoniumnitrat-Extraktion anhand der Datenbank TRANSFER, UBA-FKZ 107 06 001/20. Texte / Umweltbundesamt 11/1999
- KONOPATZKY, A., KIRSCHNER, G. (1997): Zum Standorts- und Vegetationswandel in den Wäldern der Länder Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und des Tieflandteils von Sachsen-Anhalt. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen. Reihe B, Bd. 56/1997
- KOPP, D., KIRSCHNER, G. (1992): Fremdstoffbedingter Standortswandel aus periodischer Kartierung des Standortzustandes in den Wäldern des nordostdeutschen Tieflandes nach Ergebnissen der Standortserkundung. Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie, 26:62-71 S.
- KRAMER, H. (1988): Waldwachstumslehre, Verlag Paul Paray, Berlin und Hamburg
- KUNTZE, H., ROESCHMANN, G., SCHWERDTFEGGER, G. (1988): Bodenkunde. 4. Aufl., Verlag Gustav Fischer, Stuttgart. UTB
- LAMERSDORF, N. (1985): Verteilung von Schwermetallen in Waldökosystemen, Forschungszentrum Waldökosysteme/Waldsterben, Exkursionsführer 1985, Göttingen

- LATOUR, J. B., REILING, R. (1993): A multiple stress model for vegetation (MOVE): a tool for scenario studies and standard setting. *Science of the Total Environment Supplement* 93: 1513-1526 p
- LIEBE, F., WELP, G., BRÜMMER, G.W. (1997): Mobilität anorganischer Schadstoffe in Böden Nordrhein-Westfalens : lösliche, mobile, mobilisierbare und gesamte Elementgehalte in Böden und Beziehungen zu Bodeneigenschaften und Elementgehalten in Pflanzen. Neuss : Gemeinnützige Werkstätten Neuss, VI,383 p Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz 2
- LOFTS, S., SPURGEON, D.J., SVENDSEN, C., TIPPING, E. (2004): Deriving soil critical limits for Cu, Zn, Cd and Pb: a method based on free ion concentrations. Submitted to *Environmental Science and Technology*.
- MARTIN, K. (2002): *Ökologie der Biozöosen*, Verlag Springer, Berlin
- MATZNER, E. (1988): Der Stoffumsatz zweier Waldökosysteme im Solling. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben*, Rh. A, 40
- MEILI, M., ÅKERBLOM, S., BRINGMARK, L., JOHANSSON, K., MUNTHE, J. (2003b): Critical loads and limits of heavy metals in ecosystems: Some Swedish contributions to European modelling efforts, Background document contributed to the Editorial Meeting of the Expert Panel on Critical Loads of Heavy Metals under UN/ECE-CLRTAP-ICP Modelling and Mapping, Paris, 9-10 April 2003, 22 p. (<http://www.icpmapping.com>, [http://www.oekodata.com/pub/mapping/workshops/ws\\_berlin/sweden.pdf](http://www.oekodata.com/pub/mapping/workshops/ws_berlin/sweden.pdf))
- MEILI, M., BISHOP, K., BRINGMARK, L., JOHANSSON, K., MUNTHE, J., SVERDRUP, H., DE VRIES, W. (2003a): Critical levels of atmospheric pollution: criteria and concepts for operational modelling of mercury in forest and lake ecosystems. *Science of the Total Environment*, 304: 83-106.
- MITSCHERLICH (1975): Ertragstabeln der Rotbuche. in: SCHOBER (1975) *Ertragstabeln wichtiger Baumarten bei verschiedenen Durchforstungen*. Verlag Sauerländer, Frankfurt a.M.
- MÜLLER, G. (1980): *Pflanzenproduktion – Bodenkunde*. Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin
- NAGEL, H.-D., BECKER, R., EITNER, H., KUNZE, F., SCHLUTOW, A., SCHÜTZE, G. (2001): Kartierung von Critical Loads für den Eintrag von Säure und eutrophierenden Stickstoff in Waldökosysteme und naturnahe waldfreie Ökosysteme zur Unterstützung von UN/ECE-Protokollen. Abschlussbericht zum F/E-Vorhaben 297 73 011 im Auftrag des UBA Berlin
- NAGEL, H.-D., GREGOR, H.-D. (Hrsg., 1999): *Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads & Levels*. Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik. Springer-Verlag.
- NAGEL, H.-D., GREGOR, H.-D. (1999) (Hrsg.): *Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads & Levels; ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik*. Verlag Springer, Berlin Heidelberg New York Tokio. 259 S.
- NAGEL, H.-D., KUNZE, F., SCHMIDT, H., SCHÖBER, G., WERNER, L. (1995): Modellgestützte Bestimmung der ökologischen Wirkungen von Emissionen. Deutscher Beitrag zum UN ECE-Projekt Critical Loads & Levels in Europe. Abschlußbericht zum F/E-Vorhaben 104 01 005 im Auftrag des Umweltbundesamtes, UBA-Texte 79/96: 136 S.

- NAGEL, H.-D., SCHÜTZE, G. (1998): Kriterien für die Erarbeitung von Immissionsminderungszielen zum Schutz der Böden und Abschätzung der langfristigen räumlichen Auswirkungen anthropogener Stoffeinträge auf die Bodenfunktionen. UBA-FKZ 104 02 825. Texte / Umweltbundesamt 19/1998
- NEEF, W., NEEF, E. (1977): Handbuch der sozialistischen Landeskultur der DDR. Verlag Volk und Wissen, Leipzig Berlin.
- OBERDORFER, E. (1979): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. 4. Aufl., Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 997 S.
- OPITZ VON BOBERFELDT, W. (1994): Grünlandlehre. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart, 297 S.
- PASSARGE, H. (1964): Pflanzengesellschaften des nordostdeutschen Flachlandes. I. Pflanzensoziologie 13. Jena
- PASSARGE, H., HOFMANN, G. (1967): Pflanzengesellschaften des nordostdeutschen Flachlandes. II. Pflanzensoziologie 16. Jena
- PETERSEN, A. (1981): Die Gräser als Kulturpflanzen und Unkräuter auf Wiese, Weide und Acker. Akademie-Verlag, Berlin
- POSCH, M., HETTLINGH, J.-P., DOWNING, R. J. (1993): Guidelines for the computation and mapping of critical loads and exceedances of sulfur and nitrogen in Europe. in: CCE (1993)
- POTT, R. (1994): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart, 427 S.
- PRÜß, A. (1992): Vorsorgewerte und Prüfwerte für mobile und mobilisierbare, potentiell ökotoxische Spurenelemente in Böden, Verlag Ulrich E. Grauer, Wendlingen, 145 S.
- RADEMACHER, P. (2001): Atmospheric Heavy Metals and Forest Ecosystems, UNECE CLRTAP, Federal Research Centre for Forestry and Forest Products (BFH), Hamburg
- RAR Cd (2003): Final Draft Risk Assessment Report, July 2003
- ROST-SIEBERT, K. (1985): Untersuchungen zur  $H^+$ - und Al-Ionentoxizität an Keimpflanzen von Fichte (*Picea abies* Karst.) und Buche (*Fagus sylvatica* L.) in Lösungskultur. Berichte des Forschungszentrum Waldökosysteme d. Univ. Göttingen, 12
- ROWINSKI, V. (1993): Ökologie und Erhaltung von Kesselmooren an Berliner und Brandenburger Beispielen. Z. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, Sonderheft Niedermoore
- SAUERBREY, R., SCHMIDT, W. (1993): Bodenentwicklung auf entwässerten und landwirtschaftlich genutzten Niedermooren. Z. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, Sonderheft Niedermoore.
- SCHACHTSCHABEL, P., AUERSWALD, K., BRÜMMER, G., HARTKE, K. H., SCHWERTMANN, U. (1998): Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde, Verlag Ferdinand Enke, Stuttgart
- SCHLÜTER, H. (1984): Die "Vegetationsform" als Elementareinheit landschaftlicher Vegetationsmosaiken. Wissenschaftliche Mitteilungen des Instituts für Geographie und Geoökologie der Akademie der Wissenschaften der DDR 14:7- 16
- SCHLUTOW, A. (1990-2004): Vegetationsaufnahmen an 1625 Standorten. Manuskript. Unveröffentlicht

- SCHLUTOW, A. (1994): Die pflanzensoziologische Biotopkartierung als ein Instrument der Landschaftsplanung. ÖNU-Verlag, Prädikow
- SCHLUTOW, A. (2001): Methods and results of the Calculation of uptakes of Sulphur, Nitrogen and Heavy metals by harvesting in forests, in grasslands, heathlands and fens in Germany. Proceedings of the Workshop "Calculating Critical Loads for Heavy metals" in Chisinau, Moldavia, 20-24th March 2001
- SCHLUTOW, A. (2003): Standortbezogene Ermittlung zu erwartender Erträge und Fruchtarten. in: SCHÜTZE, G., BECKER, R., NAGEL, H.-D., SCHLUTOW, A., WEIGEL, H. J. (2003): Risikoabschätzung der Cadmium-Belastung für Mensch und Umwelt infolge der Anwendung von cadmiumhaltigen Düngemitteln. Z. Landbauforschung Völkenrode 2/3/2003 (53):103-108 S.
- SCHLUTOW, A. (2003b): Entwicklungspotenziale für naturschutzfachlich bedeutsame Grünlandvegetation nach Auflassung von ackerbaulicher Intensivnutzung. - Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 42: 15-44 S.
- SCHLUTOW, A., NAGEL, H.-D., HÜBENER, P. (2004): Aktualisierung und Präzisierung der Erfassung und Kartierung von ökologischen Belastungsgrenzen und ihrer Überschreitungen im Freistaat Sachsen. Projekt im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie, bearbeitet in der ÖKO-DATA GmbH Strausberg
- SCHMIDT, P. A., HEMPEL, W., DENNER, M., DÖRING, N., GNÜCHTEL, A., WALTER, B., WENDEL, D. (2000): Erstellung einer Übersichtskarte der potenziell-natürlichen Vegetation M 1 : 500.000 von Deutschland sowie Erfassung und vegetationskundliche Erhebungen naturnaher Wälder als Grundlage für nationale und internationale Naturschutzplanungen - Sachsen, 3. Zwischenbericht zum F-E-Vorhaben, TU Dresden, Fachrichtung Forstwissenschaften und Biologie, Tharandt Dresden
- SCHMIDT, P. A., HEMPEL, W., DENNER, M., DÖRING, N., GNÜCHTEL, A., WALTER, B., WENDEL, D. (2003): Erstellung einer Übersichtskarte der potenziell-natürlichen Vegetation M 1 : 50.000 von Deutschland sowie Erfassung und vegetationskundliche Erhebungen naturnaher Wälder als Grundlage für nationale und internationale Naturschutzplanungen - Sachsen, 3. Zwischenbericht zum F-E-Vorhaben, TU Dresden, Fachrichtung Forstwissenschaften und Biologie, Tharandt Dresden.
- SCHMIDT, R., WOLFF, B., BARITZ, R. (1998): Bodenübersichtskarte der Waldflächen der BRD – Bestimmung der Bodenvergesellschaftung und des Datenhintergrundes. Abschlussbericht. Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Hamburg, Institut für Forstökologie und Walderfassung Eberswalde, Manuskriptkopie
- SCHOBER, R. (1967): Ertragstabeln der Rotbuche. in: SCHOBER (1975) Ertragstabeln wichtiger Baumarten bei verschiedenen Durchforstungen. Verlag Sauerländer, Frankfurt a.M.
- SCHOBER, R. (1975): Ertragstabeln wichtiger Baumarten bei verschiedenen Durchforstungen. Verlag Sauerländer, Frankfurt a.M.
- SCHOUWENBERG, E. P. A. G., HOUWELING, H., JANSEN, M. J. W., KROS, J., MOL-DIJKSTRA, J.P. (2000): Uncertainty propagation in model chains: a case study in nature conservancy. Alterra Report 001, Alterra Green World Research, Wageningen, The Netherlands, 90 pp.
- SCHUBERT, R. (1991): Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen, Verlag Fischer, Jena

- SCHULTZ, R. (1987): Vergleichende Betrachtung des Schwermetallhaushalts verschiedener Waldökosysteme Norddeutschlands. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/ Waldsterben, Reihe A, Bd. 32, Göttingen.
- SCHÜTZE, G., BECKER, R., DÄMMGEN, U., NAGEL, H.-D., SCHLUTOW, A., WEIGEL, H.J. (2003): Risikoabschätzung der Cadmium-Belastung für Mensch und Umwelt infolge der Anwendung von cadmiumhaltigen Düngemitteln, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Landbauforschung Völkenrode, Vol. 53, No 2/3, 170 S.
- SCHÜTZE, G., LORENZ, U., SPRANGER, T. (2003): Expert Meeting on Critical Limits for Heavy Metals and Methods for their Application, 2 – 4 December 2003, in Berlin, Proceedings, in: UBA Texte 47/2003, Umweltbundesamt Berlin.
- SCHWAPPACH, E. (1967): Ertragstafeln der Rotbuche. in: SCHOBER (1975) Ertragstafeln wichtiger Baumarten bei verschiedenen Durchforstungen. Verlag Sauerländer, Frankfurt a.M.
- SCHWAPPACH, H. (1912): Ertrags-Schätztafeln für Forstbestände. Archiv der Forstwissenschaft Eberswalde, unveröffentlicht
- SHUGART, H. H. (1984): A Theory of Forest Dynamics, Verlag Springer, New York
- SHUGART, H. H. (1998): Terrestrial Ecosystems in Changing Environments, Cambridge University Press, Cambridge
- SOGN, T.A., STUANES, A.O., ABRAHAMSEN, G. (1999): The capacity of forest soil to absorb anthropogenic N. *Ambio* 28: 346-349.
- STATISTISCHES BUNDESAMT; UBA (Hrsg., 1997): CORINE Land cover Deutschland. digital
- SUCCOW, M. (1988): Landschaftsökologische Moorkunde. Verlag Gustav-Fischer, Jena, 126 S.
- SUCCOW, M., JOOSTEN, H. (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. 2. Aufl., Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 622 S.
- SVERDRUP, H. (1990): The kinetics base of cation release due to chemical weathering. Lund University Press, Lund, Sweden.
- SVERDRUP, H. (2000): Setting critical limits for mercury, cadmium and lead to be used in calculations of critical loads for different receptors, In: Ad-hoc international Expert Group on Effect-based Critical Limits, Bratislava, Slovak Republic, 11 - 13 Oct 2000, Proceedings, pp 93 - 97;
- SVERDRUP, H., INESON, P. (1993): Kinetics of denitrification in forest soils. Unpublished manuscript.
- SVERDRUP, H., WARFVINGE, P. (1993): The effect of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the (Ca+Mg+K)/Al ratio. Reports in Ecology and Environmental Engineering, 1993:2.
- SVERDRUP, H., WARFVINGE, P. (1993): The effect of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the (Ca+Mg+K)/Al ratio. Reports in Ecology and Environmental Engineering, 1993:2
- TILLI, T. (1992): Grundlagen, Anwendungen, Hard- und Software, Franzis, München
- TIPPING, E. (1994): WHAM - A chemical equilibrium model and computer code for waters, sediments, and soils incorporating a discrete site/electrostatic model of ion-binding by humic substances. *Computers & Geosciences* 20, 973-1023.

- TIPPING, E. (1998): Humic ion-binding Model IV: an improved description of the interactions of protons and metal ions with humic substances. *Aquatic Geochemistry* 4, 3-48.
- UBA (1996): Manual on methodologies and criteria for mapping Critical Levels & Loads and geographical areas where they are exceeded. UBA-Texte 71/96
- UBA (2004): Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends, 2004 Mapping Manual, UBA-Texte, im Druck
- ULRICH, B. (1985): Natürliche und anthropogene Komponenten der Bodenversauerung. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 43/I, 159-187 S.
- ULRICH, B. (1991): Rechenweg und Schätzung der Flüsse in Waldökosystemen: Identifizierung der sie bedingenden Prozesse. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B* 24, 204-210.
- ULRICH, B. (1994): Nutrient and Acid-Base Budget of Central European Forest Ecosystems. In: *Effects of Acid Rain on Forest Processes*, Wiley-Liss, Inc., pp 1-50.
- UN/ECE/CCE (1993): Calculation and Mapping of Critical Loads for Europe. Coordination Centre for Effects, Status Report 1993. National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven
- UN/ECE/CCE (1999): Protokoll der CRLTAP zur Verminderung von Versauerung, Eutrophierung und des bodennahen Ozons, Göteborg.
- UTERMANN, J., DUEWEL, O., GAEBLER, H.-E., HINDEL, R. (2000): Beziehung zwischen Totalgehalten und königswasserextrahierbaren Gehalten von Schwermetallen in Böden. In: ROSENKRANZ, D., EINSELE, G., BACHMANN, G., HARREß, M. (Eds): *Handbuch Bodenschutz, Loseblattsammlung*, Erich Schmidt-Verlag, Berlin, Kennzahl 1600.
- WARFVINGE, P., SVERDRUP, H. (1992): Calculating critical loads of acid deposition with PROFILE – A steady state soil chemistry model. *Water, Air and Soil Pollution* 63, 119-143 p
- WARFVINGE, P., SVERDRUP, H. (1995): Critical Loads of Acidity to Swedish Forest Soils. Methods, data and results. *Reports in Ecology and Environmental Engineering*, 1995:5.
- WEYMAR, H. (1972): *Buch der Gräser und Binsengewächse*. Verlag Neumann, Radebeul
- WGE (2004): Review and Assessment of Air Pollution Effects and their Recorded Trends, 2004 Substantive Report by the Working Group on Effects of the UN/ECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, in print
- WHO (1993): *Guidelines for Drinking Water Quality - Second Edition, Vol. 1 - Recommendations*, Geneva
- WIEDEMANN, F. (1936): Ertragstabeln der Fichte. in: SCHOBBER (1975) *Ertragstabeln wichtiger Baumarten bei verschiedenen Durchforstungen*. Verlag Sauerländer, Frankfurt a.M.
- WIEDEMANN, F. (1943): Ertragstabeln der Kiefer. in: SCHOBBER (1975) *Ertragstabeln wichtiger Baumarten bei verschiedenen Durchforstungen*. Verlag Sauerländer, Frankfurt a.M.
- ZADEH, L. A. (1978): Fuzzy Sets as a basis for a theory of possibility, *Fuzzy sets and fuzzy systems I*: 3-28 p

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1: Regionale Verteilung der Critical Loads für Säureeinträge in Deutschland.....	54
Abbildung 2-2: Regionale Verteilung der Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff in Deutschland.....	65
Abbildung 2-3: Gegenüberstellung des Critical Load für eutrophierenden Stickstoff $CL_{nut}(N)$ auf Basis des deutschen Datensatzes und der Level-II-Standorte .....	71
Abbildung 2-4: Gegenüberstellung des Critical Load für den maximalen Schwefeleintrag $CL_{max}(S)$ auf Basis des deutschen Datensatzes und der Level-II-Standorte.....	72
Abbildung 2-5: Gegenüberstellung des Critical Load für eutrophierenden Stickstoff $CL_{nut}(N)$ auf Basis des deutschen Datensatzes und ausgewählter BZE-Standorte .....	73
Abbildung 2-6: Gegenüberstellung des Critical Load für den maximalen Schwefeleintrag $CL_{max}(S)$ auf Basis des deutschen Datensatzes und ausgewählter BZE-Standorte .....	74
Abbildung 2-7: Modellübersicht zu PROFILE und SAFE (nach SVERDRUP et al.).....	75
Abbildung 2-8: Gegenüberstellung der Freisetzung basischer Kationen (Ca + Mg + K + Na) durch Verwitterung nach SMB und PROFILE .....	80
Abbildung 2-9: Gegenüberstellung der Critical Loads für Säureeinträge nach SMB und PROFILE für die Level II-Standorte.....	81
Abbildung 2-10: Gegenüberstellung der Critical Loads für Säureeinträge nach SMB und PROFILE für die BZE-Standorte .....	81
Abbildung 2-11: Abschätzung des Gesamtfehlers für die Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung.....	85
Abbildung 2-12: Abschätzung des Gesamtfehlers für die Critical Loads.....	86
Abbildung 2-13: Abschätzung des Gesamtfehlers für die Überschreitung der Critical Loads .....	86
Abbildung 3-1: Zeitverzögerung im Systemverhalten .....	91
Abbildung 3-2: Berechnung der Critical Load-Überschreitung nach der Lage des Depositionspunktes in den unterschiedlichen Belastungstypen .....	93
Abbildung 3-3: Minderungserfordernisse zur Einhaltung der Critical Loads Funktion .....	95
Abbildung 3-4: Überschreitung der Critical Load Funktion durch Schwefeleinträge .....	96
Abbildung 3-5: Überschreitung der Critical Load Funktion durch Stickstoffeinträge.....	97
Abbildung 3-6: Zeitliche Entwicklung der Überschreitung von Critical Loads durch Schwefel- (grüne Linie) und Stickstoffeinträge (rote Linie).....	99



## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1-1: Höchstmengen der Schadstoffemissionen im Jahr 2010 nach den Zielstellungen der NEC-Richtlinie für 15 europäische Länder .....	7
Tabelle 1-2: UNECE Protokolle und sich daraus für Deutschland ergebende Verpflichtungen.....	8
Tabelle 2-1: untere akzeptable Grenzen des pH bzw. der Basensättigung der natürlichen Pufferbereiche deutscher Bodenformen .....	21
Tabelle 2-2: Zuordnung der Bodeneinheiten der BÜK 1000 zu den Muttergesteinsklassen .....	23
Tabelle 2-3: Matrix zum Zusammenhang zwischen Texturklassen und Tongehalten .....	25
Tabelle 2-4: Bestimmung der Verwitterungsklasse .....	25
Tabelle 2-5: Verwitterungsrate bezogen auf 0,5 m Bodentiefe nach DEVRIES et al. (1993) .....	26
Tabelle 2-6: Abschätzung der überwiegend vorkommenden Hauptbaumarten und ihrer jährlichen Trockensubstanzzuwachsrate in Derbholz und Rinde, gemittelt über 100 Wachstumsjahre .....	31
Tabelle 2-7: Ertragsspannen der Haupt- und Nebenbaumarten .....	35
Tabelle 2-8: Spezifische Dichten von Stammholz und Rinde sowie deren Masse-Verhältnisse.....	35
Tabelle 2-9: typische Vegetationsgesellschaften des halbnatürlichen Grünlandes, der Heiden und Moore in den Stamm-Standortstypen .....	38
Tabelle 2-10: Spannen der Ertragspotenziale für die Grünland-Vegetationsgruppen (nach KLAPP 1965).....	44
Tabelle 2-11: Bestimmung der Hauptdurchwurzelungstiefe aus Länge der Hauptwurzeltracht und durchwurzelbarer Tiefe .....	45
Tabelle 2-12: Stoffgehalte in Derbholz mit Rinde (eq/t TS) (JACOBSEN et al. 2002, DEVRIES et al. 1990) der Hauptbaumarten sowie Stoffgehalte der Vegetationstypen im Grünland (abgeleitet von SCHLUTOW nach AMBERGER (1988), PETERSEN (1981), WEYMAR (1972), SAUERBREY et al. (1993), ROWINSKI (1993), SUCCOW (1988), MÜLLER (1980) .....	46
Tabelle 2-13: Referenzwerte für DOC in der durchwurzelten Schicht .....	49
Tabelle 2-14: untere akzeptable Grenzen des pH bzw. der Basensättigung der natürlichen Pufferbereiche deutscher Bodenformen .....	51
Tabelle 2-15: Übersicht der Eingangsparameter mit ihren Fehlerbereichen für die Sensitivitätsanalyse sowie ihren Sensitivitäten im Vergleich zum nationalen Datensatz .....	82
Tabelle 3-1: Regionale Verteilung der Rezeptorflächen auf die Belastungstypen.....	94

# Anhang

## Inhaltsverzeichnis

<b>A.1</b>	<b>Stand der Methodenentwicklung zu Critical Loads und Beiträge im Rahmen des Projektes .....</b>	<b>3</b>
A.1.1	Beiträge zu internationalen und nationalen Workshops .....	3
A.1.1.1	Expertentreffen über Critical Limits für Schwermetalle und Methoden ihrer Anwendung, Berlin, Dezember 2002 .....	3
A.1.1.2	Workshop on Critical Loads of Heavy Metals, März 2004, in Potsdam .....	10
A.1.1.3	Ad hoc Arbeitsgruppe „Critical Loads“ der Bund-Länder-AG „Forstliches Umweltmonitoring“ .....	16
A.1.1.4	Workshop „Integrierende Auswertung der Daten des Forstlichen Umweltmonitoring (Level I/II)“ in Röttgen, 2003 .....	17
A.1.1.5	IFOM-Abschlusstagung „Integrierende Auswertung von Monitoringdaten“ in Eberswalde, 2004 .....	27
A.1.2	Tätigkeit des Expert Panel on Critical Loads of Heavy Metals.....	28
<b>A.2</b>	<b>Methoden zur Bestimmung der Ertragspotenziale.....</b>	<b>37</b>
A.2.1	Methode zur Ermittlung der standortspezifischen Ertragspotenziale .....	37
A.2.2	Methode zur Ermittlung der klimaspezifischen Ertragspotenziale .....	46
A.2.3	Zusammenführung der Einzelparameter.....	46

## Abbildungsverzeichnis

## Tabellenverzeichnis

## **A.1 Stand der Methodenentwicklung zu Critical Loads und Beiträge im Rahmen des Projektes**

### **A.1.1 Beiträge zu internationalen und nationalen Workshops**

#### **A.1.1.1 Expertentreffen über Critical Limits für Schwermetalle und Methoden ihrer Anwendung, Berlin, Dezember 2002**

Die wissenschaftlich inhaltliche Vorbereitung und Leitung des „Expert Meeting on Critical Limits for Heavy Metals and Methods for their Application“, 2. - 4. Dezember 2002, in Berlin, war Teil des Projektes. Das NFC Deutschlands stellte ein Poster vor, das sich mit der Auswertungen des vorläufigen deutschen Datensatzes in Beantwortung einer ersten europaweiten Datenanfrage zu Critical Loads für Blei (Pb) und Cadmium (Cd) befasste. Ziel der Datenanfrage war ausdrücklich die Testung vorgeschlagener Methoden und noch nicht die Erarbeitung eines Datensatzes für die Politikberatung. Die Proceedings wurden in der Reihe Texte des Umweltbundesamtes (UBA-TEXTE 47/03, SCHÜTZE et al. 2003a) veröffentlicht und sind auch auf der Homepage des ICP Modelling and Mapping ([www.icpmapping.org](http://www.icpmapping.org)) zu finden.

#### **Hintergrund und Ziel des Treffens**

In Übereinstimmung mit den Empfehlungen des ersten Treffens der internationalen Ad-hoc Arbeitsgruppe „Critical Limits für Schwermetalle“, Oktober 2000, in Bratislava, wurde zwei Jahre danach das Folgetreffen in Berlin durchgeführt. Das entsprach auch den Beschlüssen der 20. Sitzung der Working Group on Effects (WGE) (EB.AIR/WG.1/2001/2), die Methoden für die Berechnung von Critical Loads für Schwermetalle weiter zu entwickeln. Bei der 18. Tagung des ICP Modelling and Mapping, April 2002 in Sorrento, waren die Ergebnisse einer ersten Kartierungsstudie von kritischen Eintragungswerten für Schwermetalle für Europa (HETTELINGH et al. 2002) ausgewertet und die notwendigen Schritte für die weitere Arbeit beschlossen worden. Diesen Punkten sollte sich die Diskussion während des Workshops in Berlin insbesondere zuwenden.

An dem Treffen nahmen 39 Experten aus 16 Ländern teil. Der WGE Chairman, die Task Force on Health Aspects of Air Pollution (TF Health), der Chairman des ICP Modelling and Mapping sowie Vertreter und Kontaktpersonen der anderen ICPs waren vertreten.

Das Treffen sollte vor allem dazu dienen, die neuesten Erkenntnisse der internationalen Expertengruppen zu

- Critical Limits und

- Transferfunktionen

für Schwermetalle (später zusammengeführt zum Expert Panel on Critical Loads of Heavy Metals) vorzustellen und zu diskutieren. Laut mittelfristiger Arbeitsplanung der WGE sollten die Arbeiten zur Festlegung von Critical Limits für Schwermetalle 2003 zum Abschluss geführt werden (EB.AIR/WG.1/2002/4). In diesem Arbeitsplan ist für 2004 vorgesehen, eine weitere, inhaltlich verbesserte Kartierungsstudie für Europa durchzuführen. In deren Ergebnis (2005) sollen wissenschaftliche Beiträge für die Überarbeitung des Schwermetallprotokolls erarbeitet werden. Es war deshalb notwendig, rechtzeitig zu einer Übereinkunft über die besten verfügbaren Methoden bei der Ableitung von Critical Limits für Blei, Cadmium und Quecksilber und ihrer Anwendung in nationalen und internationalen Critical Loads-Berechnungen zu kommen.

Nach einleitenden Plenarvorträgen berieten drei Arbeitsgruppen zu den Themen:

1. Ableitung von Critical Limits für Pb, Cd und Hg für Böden und Gewässer unter Einbeziehung von gesundheitlichen Wirkungen,
2. Transferfunktionen für Pb, Cd and Hg für Böden und Sedimente unter besonderer Berücksichtigung ihrer Anwendbarkeit für unterschiedliche Bedingungen in Europa,
3. Allgemeine methodische Aspekte, einschließlich
  - Auswahl von Modellen zur Berechnung kritischer Eintragungswerte entsprechend des vorliegenden Vorschlages für einen Entscheidungsbaum (decision tree)
  - Möglichkeiten der europaweiten Kartierung der derzeitigen Schwermetallbelastung (Pb, Cd, Hg) der Böden in Europa und ihrer Quellen
  - Methoden, um nicht atmosphärische Quellen von Schwermetalleinträgen in Böden und Gewässer zu berücksichtigen,
  - Besonderheiten und Anwendbarkeit wirkungsbezogener Methoden für Quecksilber

Als Diskussionsgrundlage für die drei Arbeitsgruppen war je ein Hintergrundpapier vorgelegt worden (überarbeitete Versionen in den Proceedings, SCHÜTZE et al. 2003a). Darüber hinaus waren die NFCs gebeten worden, ihre Erfahrungen mit bisherigen Ansätzen zur Berechnung von kritischen Eintragungswerten für Schwermetalle, insbesondere bezüglich der neuen Methoden für Quecksilber und der Anwendung von Transferfunktionen zu präsentieren. Ebenfalls sollten Meinungen über die Anwendung eines bei der 18. Task Force on ICP Modelling and Mapping (2002, in Sorrento) präsentierten Entscheidungsbaumes für die Anwendung unterschiedlicher Methoden der Berechnung kritischer Eintragungswerte vorgetragen und diskutiert werden.

Im folgenden werden die wichtigsten Schlussfolgerungen und Empfehlungen der einzelnen Arbeitsgruppen sowie die des Treffens insgesamt aufgeführt. Es handelt sich dabei nicht um eine wörtliche Übersetzung und die textliche Reihenfolge ist z. T. verändert. Wert wurde darauf gelegt, die wichtigsten Schlussfolgerungen und Empfehlungen des Treffens im Kontext dieses Abschlussberichtes verständlich wiederzugeben. Der Originaltext in Englisch mit weiteren Einzelheiten ist den Proceedings (SCHÜTZE et al. 2003a) zu entnehmen.

### **Ergebnisse der Arbeitsgruppe „Critical Limits“**

Die Ableitung der Critical Limits kann kurzfristig verbessert werden. Es sollten zukünftig nur noch Critical Limits für gelöste Konzentrationen bestimmt werden, denn die Umrechnung von Limits für potenziell verfügbare („reactive“) Gehalte in Gesamtkonzentrationen des Metalls in der Bodenlösung als eine der methodischen Varianten im Call for data 2002, hat sich nicht bewährt.

Die Ableitung von Critical Limits für freie Ionenkonzentrationen als Funktion von pH und DOC soll getestet werden. Für Vergleichszwecke sollen aber auch Methoden bereitgestellt werden, die eine Berechnung kritischer „reaktiver“ Gehalte basierend auf den Critical Limits für freie Metallionen ermöglichen. Es wurden verschiedene Quellen für Wirkungsdaten (Pb, Cd, Hg) identifiziert, die von der Expertengruppe für Critical Limits (später Expert Panel) genutzt werden können.

Auch für Oberflächengewässer ist die Nutzung von Critical Limits für Gesamtkonzentrationen ohne Berücksichtigung der chemischen Zusammensetzung der Gewässer (z. B. pH, Alkalinität und DOC-Konzentration) fraglich.

Wirkungspfade, die bei der Berechnung von Critical Loads für Hg betrachtet werden sollten, sind

- Hg-Gehalte in Fisch (Indikator) und daraus resultierende Risiken für die menschliche Gesundheit,
- Wirkungen des Hg auf mikrobiologische Prozesse in Waldböden.

Dagegen ist der Transfer von Hg aus landwirtschaftlichen Böden (oder die direkte Hg-Belastung von Nahrungspflanzen aus der Atmosphäre) von geringerer Bedeutung.

Zur Bewertung von Risiken von Schwermetallbelastungen des Menschen durch die Nahrung soll auf anerkannte Qualitätskriterien der EU oder WHO (Pb-, Cd, Hg-Gehalte in

Nahrungsmitteln) zurückgegriffen und auf umfassende Modellierungen der menschlichen Exposition gegenüber einer Vielfalt von Quellen der Schwermetalle verzichtet werden. Der wissenschaftliche Hintergrund der Qualitätskriterien ist zu beschreiben.

Eine Ableitung von kritischen Gehalten der Schwermetalle in Böden aus den Qualitätskriterien für Nahrungsmittel ist nur für Cd möglich. Hier empfiehlt sich eine Berechnung von Critical Limits für Böden aus dem kritischen Gehalt in Weizen basierend auf Transferfunktionen.

Testberechnungen zur Bestimmung von Critical Limits für die Schwermetallgehalte in Böden unter Berücksichtigung von Nahrungsketten (secondary poisoning) führten teilweise zu sehr niedrigen Werten (z. B. für den Pfad Boden - Wurm - Vogel). Die dafür genutzten Transferfunktionen sind aber noch zu unsicher, um Critical Limits mathematisch abzuleiten.

Als Critical Limits hinsichtlich des Schutzes des Grundwassers (und seiner potenziellen Nutzung als Trinkwasser) sollten die WHO-Trinkwasserqualitäts-Richtlinien genutzt werden.

Grundsätzlich ist die relevante Bodentiefe für die Ableitung von Critical Limits und die Berechnung von Critical Loads abhängig vom betrachteten Rezeptor. In Bezug auf Wechselwirkungen zwischen Boden und Pflanze sowie hinsichtlich der Wirkungen auf das Bodenleben ist die biologisch aktive obere Schicht mit nutzungsabhängig unterschiedlichen Tiefen zu betrachten.

Methoden zur Unterscheidung von pedogenen und anthropogenen Anteilen/Beiträgen zur heutigen Konzentration von Metallen in Böden sind unabhängig von der Ableitung der Critical Limits. Es dürfte sehr schwierig sein, solche Unterscheidungen hinsichtlich der Konzentrationen in der Bodenlösung vorzunehmen.

### **Ergebnisse der Arbeitsgruppe „Transferfunktionen“**

Transferfunktionen für Quecksilber gibt es derzeit nicht, sie können aber aus den schwedischen Datengrundlagen abgeleitet werden.

Hinsichtlich Pb und Cd gibt es unterschiedliche Auffassungen, was die „reaktive“ Fraktion ist. Während UK und NL darin eine potenziell verfügbare Gesamtkonzentration sehen, die in der Lage ist mit dem Bodenwasser zu reagieren, sieht Deutschland darin eine schwächer gebundene Fraktion, die enger mit Konzentrationen der Bodenlösung korreliert. Es wird empfohlen, mit beiden genutzten Methoden der Transferberechnung (basierend auf HNO<sub>3</sub> bzw. NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>) weiter zu arbeiten. Für das Manual soll ein Schema entwickelt werden, das die Vorzüge und

Nachteile der Methoden verdeutlicht und hilft, sich für die für den jeweiligen Zweck am besten geeignete Methode zu entscheiden.

In der zukünftigen Arbeit zu Transferfunktionen sollen so viel wie möglich Datenquellen genutzt und kombiniert werden. Unterschiede der Extraktionsmethoden in den Ländern sind zu berücksichtigen und geeignete Extraktionsmethoden für Kalkböden zu identifizieren.

Die Unsicherheiten der Transferfunktionen, die aus dem niederländischen Datensatz abgeleitet wurden, betragen bis zu einer Zehnerpotenz. Diese Unsicherheit wird nicht gemindert, indem man weitere Datensätze einfach hinzufügt. Eine Möglichkeit, diese Unsicherheiten zu mindern, wird darin gesehen, Transferfunktionen für bestimmte Bodentypengruppen abzuleiten. Eine statistische Auswertung aller verfügbaren Daten ist notwendig, um die optimale Anzahl der Bodentypengruppen festzulegen. Eine solche Gruppe, für die bisher noch zu wenig Daten vorlagen, um gesonderte Transferfunktionen abzuleiten, sind die Kalkböden.

Um von Critical Limits für freie Ionenkonzentrationen auf die kritische Gesamtkonzentration des Metalls in der Bodenlösung zu schließen, werden u. a. Daten zu DOC-Konzentrationen gebraucht. DOC-Messwerte (aus CaCl-Extraktion oder Rhizom-Sammlern) sind oft viel zu hoch. In den Critical Loads-Berechnungen sollten DOC-Messwerte aus Lysimeter-Studien oder Konzentrationen in Fließgewässern genutzt werden.

Für die Transferberechnungen sollen Adsorptionskonstanten genutzt werden, die eine Ableitung von Lösungskonzentrationen aus Werten für Böden (Festphase) ermöglichen und umgekehrt. Diese sollen Bodeneigenschaften berücksichtigen. Modelle, welche die Speziation der Bodenlösung mit einbeziehen, werden bevorzugt.

Es ist ein Fortschritt bei der Ableitung von Transferfunktionen für Humusböden zu verzeichnen. Einige zusätzliche, zur Nutzung für diese Arbeit geeignete, Datenquellen wurden identifiziert.

Es ist möglich, zukünftige Veränderungen des Chemismus der Böden (z. B. steigende pH-Werte) bei der Berechnung von Steady state-Critical Loads zu berücksichtigen. Es muss geklärt werden, ob den Critical Loads der heutige Status oder ein zukünftig zu erwartender Gleichgewichtszustand zugrunde gelegt werden soll.

### **Ergebnisse der Arbeitsgruppe „Generelle Methodische Aspekte“**

Die Politik benötigt letztendlich Informationen zu Zeitspannen, in denen für Schadwirkungen der Schwermetalle auftreten können bzw. in denen Ökosysteme und Menschen dagegen



geschützt sind. Im Moment ist der Stand des Wissens ausreichend, um (steady state) Critical Loads und ihre Überschreitung für Europa zu berechnen. Erst in einem späteren Arbeitsschritt können Zeitverzögerungen für Wirkungen bzw. Erholung von diesen mit Hilfe von dynamischen Modellen berechnet werden.

Critical Loads-Berechnungen sollen für jeden Rezeptor separat durchgeführt werden. Ziel ist es, im Zuge der integrierten Auswertung der Ergebnisse zur Unterstützung politischer Entscheidungen Informationen bezüglich der Wirkungen auf die menschliche Gesundheit einerseits und Wirkungen auf die Umwelt andererseits bereitzustellen.

Es ist möglich, Critical Loads bezogen auf Wirkungen auf die menschliche Gesundheit auszuweisen. Es werden individuelle Critical Limits für die Pfade

- Verzehr von Fisch,
- Verzehr von Nahrungspflanzen und
- Trinkwasserkonsum

benötigt.

Die Critical Loads-Methodik sollte Humusböden und Humusschichten einbeziehen. Das ist prinzipiell möglich, verlangt aber verbessertes Wissen zu Critical Limits und Transferfunktionen für diese speziellen Bedingungen.

Zur Berechnung von Critical Loads für Hg kann die einfache Massenbilanzmethodik angewendet werden. Es stehen aber auch komplexere Modelle zur Verfügung.

Der Arbeitsplan des ICP Modelling and Mapping konzentriert sich auf Critical Loads. Modelle, die auf den Erhalt heutiger Schwermetallkonzentrationen in Böden und Gewässern abzielen, werden derzeit nicht genutzt. Ihre Ergebnisse, die so genannten Stand still Loads können aber als Teilinformation für dynamische Modelle zukünftig von Interesse sein.

Für die Berechnung der Überschreitung von Critical Loads (Pb, Cd, Hg) werden Methoden benötigt, um nicht atmosphärische Einträge in die Ökosysteme zu quantifizieren, insbesondere bezüglich der Einträge mit Düngemitteln und durch Verwitterung.

Informationen über den Anteil anthropogener Schwermetall-Verunreinigung an den heutigen Gesamtgehalten der Böden, einschließlich Wissen über historische Einträge, sind wichtig für

das Verständnis und die richtige Interpretation der Critical Loads und gleichzeitig für die dynamische Modellierung.

### **Übergeordnete Schlussfolgerungen und Empfehlungen des Expertentreffens**

Nach Berücksichtigung der Schlussfolgerungen und Empfehlungen der Arbeitsgruppen und des Workshops insgesamt, werden ganzheitliche, wissenschaftliche Methoden für die Berechnung von Critical Loads zur Verfügung stehen, deren Ergebnisse auch für die Nutzung in Integrierten Bewertungsmodellen (Integrated Assessment Models IAM) genutzt werden können.

Bei dem Expertentreffen sind nur solche Critical Limits diskutiert worden, die im Rahmen der Arbeit des ICP Modelling and Mapping für die Berechnung von Critical Loads für Schwermetalle von Interesse sind. Die vorgeschlagenen Ansätze zur Ableitung von Critical Limits der Metalle in Böden, Bodenlösungen und Oberflächengewässern sind wissenschaftlich richtig, begründet und praktikabel. Datenanforderungen beschränken sich auf Informationen über pH-Werte und DOC-Konzentrationen sowie, für Oberflächengewässer, zur Alkalinität.

Es besteht Einigkeit, dass die Critical Limits mit Bezug zur menschlichen Gesundheit nicht als Ergebnis komplizierter Expositionsmodelle abgeleitet werden sollen, sondern dass die Nutzung anerkannter Qualitätskriterien für Nahrungsmittel dazu eine geeignete Alternative bietet. Die Hintergründe der Ableitung sowie Möglichkeiten der Berechnung von kritischen Konzentrationen in Böden auf der Grundlage dieser Critical Limits mit Transferfunktionen werden von der Expertengruppe untersucht bzw. weiterentwickelt.

Ein Entscheidungsbaum verdeutlicht die einzelnen Teilaufgaben, die in festgelegter Reihenfolge durch die National Focal Centres (NFCs) → das Coordination Centre for Effects (CCE) → die Anwender Integrierter Auswertungsmodelle (IAM) durchzuführen sind. Davon sind die im obersten Teil der Abbildung dargestellten Schritte bis einschließlich Berechnung der Critical Loads Aufgabe der in diesem Treffen versammelten Expertengruppe.

Die Massenbilanzgleichung zur Berechnung von Critical Loads für Schwermetalle sowie die im Entscheidungsbaum identifizierten Teilaufgaben der Critical Loads-Berechnung, einschließlich der in Diagrammen dargestellten Konsequenzen der Über- bzw. Unterschreitung von Critical Limits and Loads, werden als geeignet für die Berücksichtigung im Kapitel zu Schwermetallen des überarbeiteten Modelling and Mapping Manual betrachtet.

Um dem Zeitplan des ICP Modelling and Mapping zu entsprechen, war es erforderlich, die notwendigen Verbesserungen der Methodik bis Ende 2003 umzusetzen, so dass diese im Jahr 2004 durch die WGE bestätigt und für einen Call for data im Jahr 2004 genutzt werden konnten. Es wurden Einzelaufgaben bezüglich der Weiterentwicklung der Critical Limits und der generellen methodischen Aspekte identifiziert und, soweit möglich, an namentlich genannte Experten vergeben (hier nicht aufgeführt).

#### **A.1.1.2 Workshop on Critical Loads of Heavy Metals, März 2004, in Potsdam**

Die wissenschaftlich inhaltliche Vorbereitung und Leitung des Workshops war Teil des Projektes. Das NFC Deutschland stellte Ergebnisse der Testung der überarbeiteten Critical Load-Methodik (Stand Dezember 2002) in einem Vortrag zur Diskussion. Die Ergebnisse des Workshops sind in Form eines Protokolls (Minutes) auf der Homepage des ICP Modelling and Mapping ([www.icpmapping.org](http://www.icpmapping.org)) publiziert.

#### **Hintergrund und Ziele des Treffens**

Der Workshop wurde in Übereinstimmung mit dem auf der 19. Task Force Sitzung des ICP Modelling and Mapping (2003, in Tartu) beschlossenen Zeitplan für die Arbeit des ICP bezüglich der Schadstoffgruppe Schwermetalle, bestätigt durch die 22. Sitzung der WGE (September 2003, in Genf), durchgeführt. Dieser sieht vor, im Jahr 2005 Ergebnisse einer verbesserten europaweiten Kartierung von Critical Loads als wissenschaftlichen Input für die Überarbeitung des Schwermetallprotokolls zur Verfügung zu stellen.

Es nahmen 42 Experten aus 16 Ländern teil, darunter der Chairman der WGE, der Chairman der Expertengruppe zu Schwermetallen der Working Group on Strategies and Review (WGSR) in der LRTAP-Konvention, das UNECE-Sekretariat, der Chairman des ICP Modelling and Mapping und Vertreter sowie Kontaktpersonen anderer ICPs. Ebenfalls anwesend waren Experten, die in Arbeiten der EU zu Schwermetallen (Risk Assessment für Schwermetalle, Arbeitsgruppe Kontamination innerhalb der Thematischen Strategie Bodenschutz) eingebunden sind.

Wichtigstes Ziel des Treffens war, den aktuellen Wissensstand hinsichtlich einer möglichen wirkungsbasierten Unterstützung der Revision des Schwermetallprotokolls der UNECE zusammenzutragen und die nach dem Expertentreffen in Berlin (2002) weiterentwickelten Methoden zur Berechnung von Critical Loads für Schwermetalle zu beschließen und damit ihre Veröffentlichung als Teil des aktualisierten Modelling and Mapping Manual nach Beschluss

durch die 20. Task Force on ICP Modelling and Mapping (Mai 2004, in Laxenburg) zu ermöglichen. Das bedeutete im Einzelnen,

- Übereinstimmung hinsichtlich der Methoden für die Ableitung der Critical Limits (einschließlich zu nutzender Transferfunktionen) zu erzielen,
- die Ergebnisse von nationalen Test-Berechnungen mit den im Entwurf für ein Manual-Kapitel vorgeschlagenen Methoden zu diskutieren und Schlussfolgerungen für die weitere Arbeit daraus zu ziehen,
- die Datenverfügbarkeit für die Anwendung der Methoden zu diskutieren und die Bereitschaft der Länder, sich an einer zweiten europaweiten Datenanfrage zu Critical Loads für Schwermetalle zu beteiligen zu erkunden,
- notwendige Verbesserungen in der Methodenbeschreibung im Entwurf des Manual-Kapitels zu Schwermetallen zu identifizieren.

Ein weiteres Ziel war es, eine Aussage hinsichtlich der Anwendbarkeit der Critical Loads-Methodik im Zuge der Überarbeitung des Schwermetallprotokolls aus der Sicht der anwesenden Experten zu formulieren, die der Expertengruppe zu Schwermetallen innerhalb der WGSR übermittelt werden sollte.

Der Entwurf eines Manual-Kapitels zu Schwermetallen mit Beschreibung aller notwendigen Arbeitsschritt zur Berechnung von Critical Loads für Pb, Cd, und Hg für terrestrische und aquatische Ökosysteme wurde den NFCs im Dezember 2003 zur Testung zur Verfügung gestellt. Die Methodik wurde ebenso wie Testergebnisse aus 7 Ländern in Plenarvorträgen vorgestellt. Eine breite Diskussion solcher Testergebnisse während des Treffens war ausdrücklich erwünscht.

Diskussionen fanden sowohl im Plenum als auch in folgenden drei Arbeitsgruppen statt:

- Wissenschaftlicher Hintergrund der Critical Loads-Methodik für Schwermetalle,
- Anwendung der Critical Loads-Methodik in nationalen Kartierungen,
- Generelle methodische Aspekte und Verbindung zur Politikberatung.

### **Ergebnisse der Arbeitsgruppe „Wissenschaftlicher Hintergrund“**

Die Arbeitsgruppe diskutierte insbesondere die Nutzung von Transferfunktionen in der Ableitung der Critical Limits (Pb, Cd) und nachfolgenden Berechnungen von kritischen

(Gesamt) Konzentrationen in der Bodenlösung für die Critical Loads-Berechnung, die Eignung des Ansatzes, ökotoxikologisch begründete Critical Limits (Pb, Cd) als freie Ionenkonzentrationen auszuweisen und geeignete Methoden zur Bewertung des heutigen Risikos durch Schwermetalle.

#### ***Transferfunktionen:***

Es wurde eingeschätzt, dass die Transferfunktionen „robust“ genug sind, um Critical Limits bzw. kritische Gesamtkonzentrationen abzuleiten. Höhere Unsicherheiten der Transferberechnungen bei Kalkböden können hingenommen werden, weil berechnete gelöste Konzentrationen für diese Böden sehr niedrig (nahe der Nachweisgrenze) und damit weit unterhalb kritischer Konzentrationen liegen. Einige Punkte für notwendige weitere Arbeiten wurden identifiziert, insbesondere hinsichtlich der Ableitung von kritischen Gesamtkonzentrationen aus den Critical Limits für freie Ionen oder „reaktiven“, Metallgehalten des Bodens.

Die Einschätzung der DOC-Konzentrationen der Bodenlösung beinhaltet große Unsicherheiten. Eine publizierte Methodik, bei der die C/N-Verhältnisse von Böden in Beziehung zu den DOC-Flüssen gesetzt werden, scheint viel versprechend. Die ICP Forests-Datenbank sollte genutzt werden, um die Anwendbarkeit der Methodik zu prüfen.

Um im Zusammenhang mit Critical Loads-Berechnungen für Seen die Entfernung von gelösten Metallen aus dem Freiwasser durch Sedimentationsprozesse zu quantifizieren, können die Transferfunktionen zur Umrechnung von „reaktiven“ Konzentrationen in freie Ionen (und umgekehrt) genutzt werden. Die Sedimentation von Sulfiden in anoxischen Bereichen wird mit diesen Transferfunktionen nicht ausreichend erfasst. Für Fließgewässer kalkulierte Critical Loads, für die eine Quantifizierung des Metallaustrags durch Sedimentation nicht sinnvoll ist, würden die Stillgewässer gleichermaßen schützen. Man kann deshalb auch auf die mit Unsicherheiten behaftete Berücksichtigung der Sedimentationsprozesse in Seen verzichten.

#### ***Critical Limits***

Die Anwendbarkeit des Ansatzes, Critical Limits für Konzentrationen freier Ionen (Free Ion approach - FIA) auszudrücken, wurde in Bezug auf terrestrische Ökosysteme bestätigt. Empfohlene weitere Arbeitsschritte hinsichtlich der Wirkungs-Datenbasis bezogen sich insbesondere auf die Überprüfung der niedrigsten Wirkungsschwellen für Blei und einen Abgleich mit der im EU Risk Assessment genutzten Datenbasen.

Um den FIA auch für aquatische Systeme anzuwenden, reicht derzeit die Datengrundlage noch nicht. Deshalb sollen die im EU Risk Assessment erarbeiteten Wirkungsschwellen genutzt werden, jedoch ohne die Anwendung von Faktoren, um Unsicherheiten zu berücksichtigen. Critical Limits für Cd sollen in Abhängigkeit von der Wasserhärte modifiziert werden.

#### ***Ansätze zur Bewertung der heutigen Belastung***

Der Stand-still Ansatz soll nicht als Alternative zum Critical Loads-Ansatz genutzt und nicht mehr im Modelling and Mapping Manual beschrieben werden, denn er beinhaltet bei vorhandener Belastung die Akzeptanz höherer Einträge als auf unbelasteten Flächen. Eine bessere Lösung, die heutige Belastung der Umwelt mit Schwermetallen zu bewerten, besteht darin, gemessene Konzentrationen mit Critical Limits zu vergleichen. Da ein solcher Schritt jedoch nicht Teil der Critical Loads-Berechnung ist, sollen geeignete Methoden nicht im Manual, sondern in einem gesonderten Dokument dargestellt werden.

#### **Ergebnisse der Arbeitsgruppe „Anwendung der Critical Loads Methodik“:**

Diese Arbeitsgruppe richtete ihre Aufmerksamkeit insbesondere auf die Eingangsdaten für Transferfunktionen und das Speziationsmodell W6-MTC, auf die Anwendbarkeit der Critical Loads-Methodik unter spezifischen Umweltbedingungen und auf grundsätzliche Entscheidungen zwischen den Ansätzen (Critical Loads, Stand still-Loads, Critical Limits etc.).

#### ***Eingangsdaten für Transferberechnungen***

Im Manual sollte eine klare Richtlinie zur Nutzung von Standard-Werten für DOC-Konzentrationen in Bodenlösungen gegeben werden. Parallel zur Arbeitsgruppe „Wissenschaftlicher Hintergrund“ kam auch diese Arbeitsgruppe zu dem Schluss, dass derzeit die beste Empfehlung darin besteht, die publizierte enge Korrelation von DOC-Flüssen mit den C/N-Verhältnissen in den Waldböden zu nutzen, um DOC-Konzentrationen abzuleiten.

Die im Manual gegebenen Instruktionen zur Umrechnung von mit unterschiedlichen Methoden bestimmten pH-Werten sind ausreichend. Zusätzliche Unsicherheiten können auftreten, wenn NFCs Referenzwerte für Bodentypen/-einheiten nutzen. In Unsicherheitsanalysen sollte der Einfluss von 0.5 pH-Wert-Einheiten auf die Ergebnisse untersucht werden.

Standard-Werte für den Partialdruck von CO<sub>2</sub> im Boden sollten konsistent zu den Beschreibungen in anderen Kapiteln des Manual angewendet werden. Als einfacher Standardwert empfiehlt sich daher das 15-fache des atmosphärischen pCO<sub>2</sub>.

### ***Standorte mit eingeschränkter Anwendbarkeit des Critical Loads Ansatzes***

In dem Entwurf des Manual-Kapitels 5.5 vom Dezember 2003 wird die Schwermetallverwitterung (aufgrund hoher Unsicherheiten der Berechnung dieser Freisetzen bei insgesamt eher geringer Relevanz) nicht mehr in die Massenbilanzgleichung einbezogen. Demzufolge sollte die Empfehlung, Critical Loads nicht für Standorte mit hohen Verwitterungsraten zu berechnen, entfallen. Methoden zur Schätzung von Verwitterungsraten sollen in einem Dokument außerhalb des Modelling and Mapping Manual beschrieben werden. Die Ergebnisse solcher Berechnungen sind nützlich, um Überschreitungen von Critical Loads und Critical Limits zu interpretieren.

Die Frage, ob und wie an Standorten mit in der Jahressumme negativer Wasserbilanz Critical Loads berechnet werden sollen, wurde ausführlich diskutiert. Im Ergebnis stand fest, dass wirklich negative Wasserbilanzen nur ausnahmsweise vorkommen. Meist gibt es zumindest jahreszeitlich einen Wasserüberschuss und demzufolge auch eine zumindest geringe Versickerung. Die Frage sollte nach dem Workshop mit Hydrologen, vornehmlich aus den Mittelmehrländern, geklärt werden.

Auf Standorten mit reduzierenden Bedingungen im Oberboden sind die im Manual angegebenen Transferfunktionen nicht anwendbar. In den in der Critical Loads-Berechnung angesprochenen oberen Bodenhorizonten treten reduzierende Bedingungen aber nur äußerst selten auf.

### ***Entscheidungen zwischen Modellen***

Es wird empfohlen anstelle von Stand still-Berechnungen besser Vergleiche von Critical Limits mit heutigen Gehalten/Konzentrationen durchzuführen. Methoden dafür sollten außerhalb des Manual beschrieben werden. Es gibt bereits erste Ansätze für dynamische Modelle, die in der Lage sind, die weitere Konzentrationsentwicklung von Schwermetallen in Böden und Gewässern zu berechnen und die Zeitperioden bis zum Erreichen des steady state auf dem level der Critical Limits zu prognostizieren. Solche Modelle sollen weiterentwickelt werden.

### **Ergebnisse der Arbeitsgruppe „Generelle Aspekte und Verbindung zur Politikberatung“**

Die Methoden, die nun zur Berechnung von Critical Loads für Schwermetalle und ihrer Überschreitungen zur Verfügung stehen sowie Möglichkeiten ihrer Nutzung für politische Zielstellungen bedürfen noch der (offiziellen) Bestätigung. Die Länder sollten bestärkt werden, an der Erarbeitung eines Europäischen Critical Loads-Datensatzes teilzunehmen. Man rechnet

mit einer Beteiligung von 18 - 20 Ländern bei einer nächsten Datenumfrage. Das würde eine ausreichende Grundlage für eine Nutzung in Integrierten Auswertungen (IAM) liefern. Wie diese Ergebnisse in IAM einbezogen werden könnten, ist noch nicht geklärt.

Das Manual Kapitel zu Schwermetallen sollte gekürzt und vereinfacht werden, so dass es nur noch die Algorithmen für die Critical Loads-Berechnungen und unverzichtbare Erklärungen dazu enthält. Die Überarbeitung sollte noch vor der 20. Task Force on ICP Modelling and Mapping abgeschlossen sein.

Eine separate Behandlung von Hg im Manual wird nicht empfohlen, auch wenn es in Bezug auf Oberflächengewässer einige grundsätzliche methodische Unterschiede gibt. Die Modelle sollten sich so eng wie möglich an der Methodik für Critical Loads für Säure und Stickstoff orientieren.

Der bereits in Berlin empfohlene Ansatz, für jedes Metall und jeweils für aquatische und terrestrische Ökosysteme separate Karten der Critical Loads mit Bezug auf Wirkungen auf die menschliche Gesundheit sowie Wirkungen auf Ökosysteme zu produzieren, wurde unterstützt. Minima der Ergebnisse dieser vier Critical Loads-Typen brauchen nicht gebildet zu werden. Wie bei den Modellen für Säure und Stickstoff werden innerhalb jedes EMEP-Grids bestimmte Werte der Verteilungsfunktion weiter verwendet.

Es wurden Ansatzpunkte für eine enge Kooperation mit der Thematischen Strategie Bodenschutz der EU, insbesondere der Arbeitsgruppe „Kontamination“ identifiziert. Diese Gruppe schlägt einen ganzheitlichen Ansatz für die Bewertung von Stoffflüssen zwischen Luft, Boden und Wasser vor und befasst sich in diesem Zusammenhang auch mit Einträgen durch atmosphärische Deposition, Düngemittel u. a. Sie liefert ebenfalls Informationen für die Expertengruppe zu Schwermetallen innerhalb der WGSR.

Um bessere Informationen zu DOC-Konzentrationen in Böden zu erhalten, können ICP Forest, ICP Integrated Monitoring, das Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) und das Programm Carbo-Europe kontaktiert werden.

### **Übergeordnete Schlussfolgerungen und Empfehlungen des Workshops**

Die Teilnehmer des Treffens brachten klar zum Ausdruck, dass sie die Nutzung der entwickelten wirkungsbezogenen Methoden für Schwermetalle als wissenschaftliche Information für die Überarbeitung des Schwermetall-Protokolls unterstützen.



Die wissenschaftlichen Grundlagen für das Critical Loads-Konzept für Schwermetalle sind gut entwickelt. Das betrifft sowohl die Ableitung der Critical Limits, als auch die Transferfunktionen, die Modellierung der chemischen Spezifizierung als auch den Critical Load-Ansatz (Anwendung des Massenbilanzmodells) an sich. Einige notwendige Verbesserungen der Methodik wurden benannt und können kurzfristig berücksichtigt werden.

Ein verbessertes, aktualisiertes und vereinfachtes Manual-Kapitel zu Critical Loads für Schwermetalle wird auf der 20. Sitzung der Task Force on ICP Modelling and Mapping vorgestellt.

Die Arbeit an dynamischen Modellen für Schwermetalle sollte weitergeführt werden.

Es wurden Ansatzpunkte für eine enge Kooperation mit der Thematischen Strategie der EU zum Bodenschutz identifiziert.

#### **A.1.1.3 Ad hoc Arbeitsgruppe „Critical Loads“ der Bund-Länder-AG „Forstliches Umweltmonitoring“**

Seit 1995 besteht eine enge Kooperation zwischen den nationalen Koordinierungszentren, die das forstliche Umweltmonitoring (NFC Forests) und die Kartierung von kritischen Belastungsgrenzen sowie dynamische Modellierung des Stoffhaushalts (NFC Modelling & Mapping) innerhalb der Convention on Long Range Transboundary Air Pollution“ betreuen. Als Institution für diese Kooperation wurde die ad hoc AG „Critical Loads“ gegründet, deren Aufgaben es ist, auf Basis der Daten des forstlichen Umweltmonitoring Critical Loads für Säureeinträge, für eutrophierenden Stickstoff und für Schwermetalle zu berechnen und dynamische Stoffhaushaltsmodellierungen durchzuführen, die benötigten Eingangsdaten aufzubereiten und zu bewerten, die verwendeten Methoden zu diskutieren und zu verbessern sowie die Ergebnisse zu interpretieren und darzulegen. Diese Aufgaben dienen innerhalb der Aufgaben des NFC Modelling & Mapping dazu, die national berechneten Critical Loads auf Basis qualitativ und quantitativ hochwertiger Daten zu validieren und die verwendeten Methoden zu verfeinern und zu erweitern.

Innerhalb des UBA F+E-Vorhabens 200 85 212 leitet Herr Dr. Becker (ÖKO-DATA) zusammen mit Herrn Dr. Schimming (Ökologiezentrum der Universität Kiel als Vertreter des forstlichen Umweltmonitoring) die ad hoc AG „Critical Loads“ und übernimmt den größten Teil der Modellierungen. Erste Ergebnisse wurden in BECKER et al. (2000) veröffentlicht und auf den Workshops in Röttgen und Eberswalde – wie nachfolgend dargestellt – präsentiert.

#### **A.1.1.4 Workshop „Integrierende Auswertung der Daten des Forstlichen Umweltmonitoring (Level I/II)“ in Röttgen, 2003**

Am 24. – 26. Februar 2004 fand in Bonn-Röttgen der Workshop „Integrierende Auswertung der Daten des Forstlichen Umweltmonitoring (Level I/II)“ statt, zu dem das Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL) zusammen mit dem Verbundprojekt des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) eingeladen hatten. Ziel des Workshops war es, integrierende Auswertungsansätze – hierzu zählen auch Critical Loads und dynamische Stoffhaushaltsmodelle – sowie Ergebnisse von Auswertungen auf Basis von Daten des forstlichen Umweltmonitoring vorzustellen und zu diskutieren. In diesem Rahmen wurden von der ad hoc AG „Critical Loads“ erarbeitete Ergebnisse in einem Vortrag von Rolf Becker mit dem Titel „Critical Loads und dynamische Modellierung“ vorgestellt, dessen Kurzfassung nachfolgend dargestellt wird. Ergebnisse zum Schwermetallhaushalt und Critical Loads für Schwermetalle an Standorten des forstlichen Umweltmonitorings wurden von Frau Schütze in einem Poster vorgestellt, dessen Hauptinhalte ebenfalls beschrieben werden.

##### ***„Critical Loads und dynamische Modellierung“***

Innerhalb der UNECE Convention on Long Range Transboundary Air Pollution (CLRTAP) wurden und werden Critical Loads als effekt-, ökosystem- und elementspezifische Wirkungsschwellenwerte mit den Depositionen von Schwefel, Stickstoff oder Schwermetallen verglichen, um notwendige Emissionsminderungsmaßnahmen abzuleiten. Hierbei ist der Critical Load für eutrophierenden Stickstoff definiert als "a quantitative estimate of an exposure to deposition of nitrogen as NH<sub>x</sub> and/or NO<sub>y</sub> below which harmful effects on specified sensitive elements of the environment do not occur according to the present knowledge"; für Säureeinträge und Schwermetalle entsprechend „...of acidifying compounds...“ bzw. "heavy metals" (UBA 1996). Zur Bestimmung von Critical Loads findet in Deutschland die einfache Massenbilanzmethode (SMB) und das Modell PROFILE Anwendung auf der Basis von Flächendaten, BZE- und Level II-Standortdaten, wobei letztere innerhalb der ad hoc AG „Critical Loads“ der Bund-Länder AG „Forstliches Umweltmonitoring – Level II“ behandelt werden. Abbildung A.1-1 (BECKER et al. 2000) verdeutlicht, dass die verwendeten Modellansätze jeweils auf die zur Verfügung stehende Datenbasis zugeschnitten sind, wobei der SMB-Ansatz insbesondere bei Flächendaten, das mit Standortdaten arbeitende Modell PROFILE an Level II- und zunehmend an BZE-Standorten verwendet wird.

Fälschlicherweise werden die Critical Loads, bei deren Ermittlung das Ziel der Schutz von Ökosystemen gegenüber anthropogen verursachten atmosphärischen (Schad-) Stoffeinträgen ist, immer wieder gleichgesetzt mit der naturwissenschaftlichen Beschreibung des aktuellen Ökosystemzustandes. Beide Ansätze sind zwar naturwissenschaftlich begründet - z.B. die Basenfreisetzung durch Verwitterungsprozesse beruht ausschließlich auf Angaben zum Mineralboden (Textur, Ausgangssubstrat, Mineralgehalte, ...)-, beim Critical Load-Ansatz wird dem zugrunde liegenden Gedanken des Ökosystemschutzes jedoch Rechnung getragen, indem z.B. das standörtliche Potenzial basenreicher Ökosysteme erhalten werden soll, wobei an diesen Standorten höhere Schutzziele angesetzt werden - schärfere Critical Limits (z.B. höhere einzuhaltende pH-Werte) beim Modell PROFILE oder Setzung der Auswaschung von Säureneutralisationskapazität auf 0 im SMB-Ansatz. Dies soll verhindern, dass aufgrund unzureichenden Schutzes diese Ökosysteme ihr standörtliches Potenzial verlieren und langfristig eine Nivellierung der Standortpotenziale auf niedrigem Level mit gleichzeitigem Verlust an Biodiversität stattfindet.

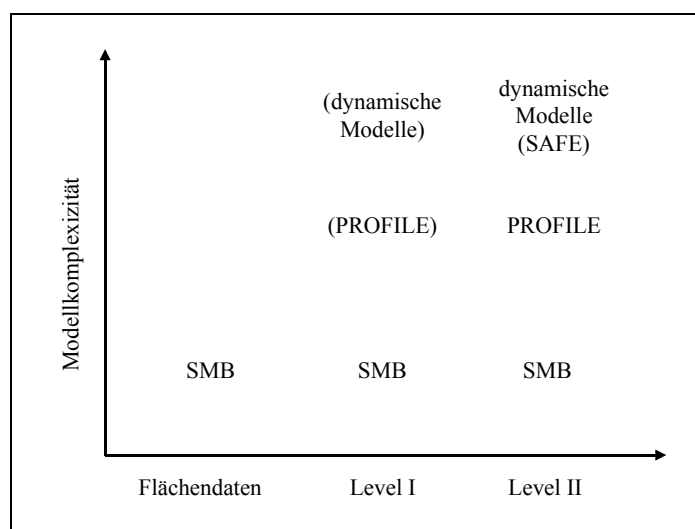


Abbildung A.1-1: Übersicht der verwendeten Modelle und Datengrundlagen

Nach Erfolgen bei der Minderung von Schwefelemissionen, in geringerem Umfang auch bei Stickstoffemissionen im Rahmen der CLRTAP treten zunehmend Aspekte in den Vordergrund, die das zukünftige Verhalten insbesondere der Waldökosysteme unter diesen veränderten Bedingungen berücksichtigen. Entscheidungshilfen liefern hierzu dynamische Modelle.

Erste Untersuchungen auf Basis dynamischer Modellierungen und unter Einbeziehung der im Göteborg-Protokoll der CLRTAP für das Jahr 2010 festgelegten Emissionsminderungen zeigen nämlich, dass in Deutschland nur wenige, sehr gut gepufferte Standorte entsprechende

Regenerationspotenziale aufweisen, dass jedoch an diesen Standorten die ursprünglichen bodenchemischen Zustände nicht wieder erreicht werden. An Standorten mit geringeren Erholungspotenzialen hingegen werden voraussichtlich auch bei Realisierung der Vorgaben des Göteborg-Protokolls standortspezifische Wirkungsschwellenwerte teilweise deutlich auf lange Sicht (mehrere Jahrhunderte) überschritten. Ein Beispiel hierfür ist der baden-württembergische Level II-Standort Heidelberg, dessen zeitliche Entwicklung des pH-Wertes in den Horizonten des Mineralbodens in Abbildung A.1-2 dargestellt ist (Projekt im Auftrag der Forstlichen Versuchsanstalt Baden-Württemberg, BECKER 2002a). Es ist zu erkennen, dass nach einer kurzen Erholungsphase, die 1983 einsetzt, keine langfristige Regeneration des Standorts bezüglich des pH-Wertes zu erkennen ist und somit die oberen Mineralbodenhorizonte pH-Werte unterhalb des kritischen Wertes von 4,2 aufweisen. Nur umfangreich angelegte Kalkungsmaßnahmen (in Abbildung A.1-3: 3 Maßnahmen mit je  $3 \text{ t ha}^{-1}$  Dolomitkalk) bewirken einen langfristigen, deutlichen Anstieg des pH-Wertes. Bleibt die Kalkung jedoch aus, führen die atmosphärischen Säureeinträge unmittelbar zu einer Absenkung der pH-Werte, beginnend in den oberen Horizonten.

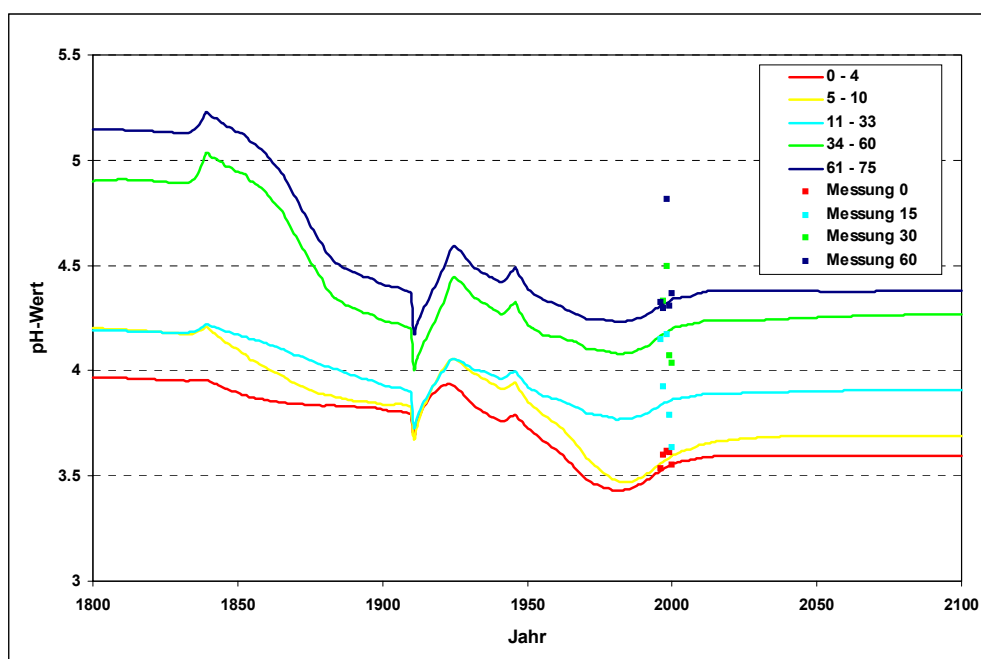


Abbildung A.1-2: Entwicklung der pH-Werte der Mineralbodenhorizonte für den Standort Heidelberg auf Basis der Zielsetzungen hinsichtlich Depositionsminderung des Göteborg-Protokolls.

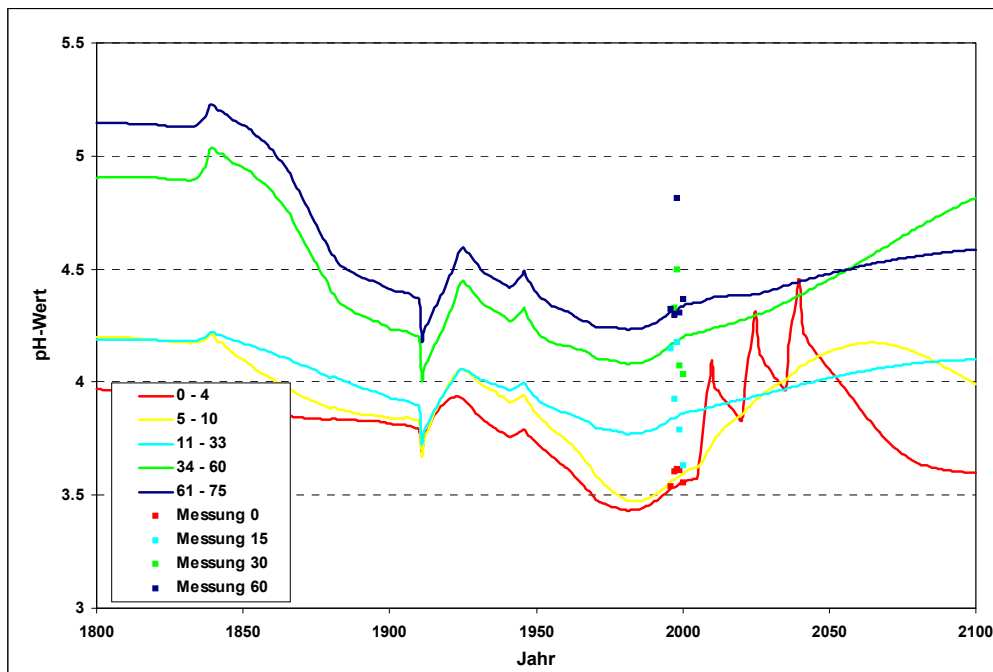


Abbildung A.1-3: Entwicklung der pH-Werte der Mineralbodenhorizonte für den Standort Heidelberg auf Basis des Kalkungsszenarios (3 Maßnahmen mit je 3 t ha<sup>-1</sup> Dolomitkalk).

Solche Szenarien liefern wichtige Erkenntnishilfen, die im Rahmen umwelt- und forstpolitischer Entscheidungsfindung eingesetzt werden können:

- Auswirkungen der Schadstoffminderung bis zum Jahr 2010 nach den Plänen der UNECE (CLRTAP, Göteborg-Protokoll) und der EU (6. Umweltaktionsprogramm, NEC-Richtlinie) auf die Waldökosysteme;
- Lokalisierung von sensitiven Flächen (erholungsfähige bzw. Risikoflächen) und Ableitung gegebenenfalls weiteren Emissionsminderungsbedarfs
- Bestimmung des Zeitpunktes bzw. der Bedingungen für den Übergang zur ökologischen Stabilität des Systems (Recovery Delay Time (RDT));
- Entscheidungshilfe zu Kalkungsmaßnahmen zur Überbrückung ökosystemar-kritischer Zeiträume und Modellierung ihrer Wirkung auf die Regenerationspotenziale;
- Einfluss des ökologischen Waldumbaus (Bestockungsumbaus) und verschiedener Bewirtschaftungsformen (z.B. Kahlschlag) und –Intensitäten auf die Nachhaltigkeit der Waldökosysteme.

### ***Critical Loads für Schwermetalle***

In einem Poster (SCHÜTZE, in BMVEL 2003) über Ergebnisse zur Modellierung des Schwermetallhaushaltes und Critical Loads für Schwermetalle in Auswertung von Daten des forstlichen Umweltmonitorings wurde

- ein Überblick zu den Ergebnissen der Critical Loads-Kartierung (Pb, Cd) für Deutschland (Methodik: De Vries et al. 2001), die Bestandteil einer ersten vorläufigen europaweiten Kartierung ist (HETTELINGH et al. 2002), gegeben und
- Möglichkeiten für die Auswertung der in Deutschland vorliegenden Schwermetalldaten von Level II-Flächen an Beispielen aus Sachsen und Rheinland-Pfalz vorgestellt.

Der Inhalt des Posters wird im folgenden zusammengefasst wiedergegeben. Dabei ist zu beachten, dass diese den Stand der Methodik von März 2003 repräsentieren, die Ansätze aber inzwischen in verschiedener Hinsicht überarbeitet wurden:

Im Artikel 6 des Schwermetallprotokolls der UNECE (1998) werden die unterzeichnenden Parteien aufgerufen, prioritär, aber nicht ausschließlich, für die im Protokoll geregelten Schwermetalle Blei (Pb), Cadmium (Cd) und Quecksilber (Hg) Forschung und Entwicklung, Monitoring und internationale Zusammenarbeit zu unterstützen, und einen wirkungsbezogenen Ansatz zu entwickeln. Ergebnisse des europäischen forstlichen Umweltmonitorings (RADEMACHER 2001) und der Europäische Waldzustandsbericht (2002) bestätigen, dass bestimmte Schwermetalle in den meist humusreichen Waldböden akkumulieren und z. T. Gehalte erreicht sind, bei denen Wirkungen auf Teile der Biozönose nicht mehr auszuschließen sind. Für Pb und Cd wurden Überschreitungen der Critical Loads an 91 % bzw. an 29 % der 242 untersuchten Dauerbeobachtungsflächen (Level II) festgestellt. Kriterium zur Bestimmung der Critical Loads waren dabei Konzentrationen in der Bodenlösung die negative Wirkungen auf Mikroorganismen und Pflanzen hervorrufen können.

Die Berechnung von Critical Loads für Schwermetalle beruht auf einfachen Massenbilanzen (vgl. Abbildung A.1-4). Der anthropogene Gesamteintrag von Schwermetallen soll, entsprechend der allgemeinen Definition der Critical Loads, die Summe der unschädlichen Schwermetallausträge aus dem Boden nicht überschreiten. Eine tolerierbare Anreicherung (vergleichbar der natürlichen Stickstoffakkumulation in Waldökosystemen) wird bei den Schwermetallen nicht in Betracht gezogen. Wie bei der Kartierung von Critical Loads für Säureeinträge und Stickstoff wird angenommen, dass in Waldökosystemen die atmosphärische

Deposition die einzige Quelle für anthropogene Stoffeinträge in den Boden ist. Die natürliche

<p><b>Massenbilanzgleichung (Stand 2001) [g ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>]</b></p> $CL(M) = M_u - M_w + M_{le(crit)}$ <p>CL(M) = kritischer Gesamteintrag eines Schwermetalls in den Boden</p> <p>M<sub>u</sub> = Nettoaufnahme des Schwermetalls</p> <p>M<sub>w</sub> = Freisetzung von Schwermetallen im mineralischen Oberboden durch Verwitterungsprozesse</p> <p>M<sub>le(crit)</sub> = tolerierbarer Austrag von Schwermetallen aus dem Oberboden mit dem Wasserabfluss</p>
--

Nachlieferung von Schwermetallen in den potenziell verfügbaren Vorrat des Oberbodens wird als Eintrag betrachtet und von der Summe der Austräge subtrahiert. Als Austragspfade werden die Nettoaufnahme in das Holz sowie die Auswaschung aus der relevanten Bodenschicht (für Waldökosysteme die obersten 10 cm des Mineralbodens) berücksichtigt.

Abbildung A.1-4: Massenbilanzgleichung (Stand 2001)

Die Massenbilanzgleichung kann sowohl im wirkungsbezogenen Ansatz (Critical Loads-Modell) verwendet werden, als auch im so genannten Stand still-Modell. Die beiden Ansätze unterscheiden sich im Term M<sub>le(crit)</sub>. Im Critical Load-Ansatz wird eine kritische Metallkonzentrationen (Critical Limit - gerade noch keine schädlichen Wirkungen) in der Bodenlösung zu Grunde gelegt. Für das Stand still-Modell werden die heutigen Konzentrationen M<sub>le(pres)</sub> berechnet und mit dem Sickerwasserstrom multipliziert.

Auskunft über die Berechnung der einzelnen Terme M<sub>u</sub>, M<sub>w</sub>, M<sub>le(crit)</sub> geben die „Guidance for the Calculation of Critical Loads for Cadmium and Lead in Terrestrial and Aquatic Ecosystems“ sowie die Beschreibung des deutschen Beitrages zum Europäischen Testdatensatz (2002), beide in HETTELINGH et al. (2002). Ein Zwischenbericht im Rahmen dieses Projektes (FKZ 200 85 212) vom Stand Januar 2003 beschreibt die Methodik der Berechnungen sowie die Ergebnisse für diesen vorläufigen deutschen Datensatz (2002), welcher als europaweiter Test des Ansatzes durchgeführt wurde und zur Überarbeit der Methoden zur Berechnung von Critical Loads für Schwermetalle geführt hat.

Abbildung A.1-5 zeigt die statistische Verteilung der Critical Loads (jeweils links) und der Stand still-Loads (rechts) der Metalle Pb und Cd für die wichtigsten Ökosystemtypen in Deutschland. Die Verteilung der Critical Loads weist nur relativ geringe nutzungsbedingte Unterschiede auf. Bei den Stand-still Loads wirken die nutzungsabhängig unterschiedlichen Bodeneigenschaften (pH, Humus) differenzierend. Von den Waldökosystemen haben dabei die Nadelwälder die größte Streuung der Werte.

Massenbilanzgleichungen und ihre Eingangsdaten, wie sie auch in der Berechnung von Critical Loads Verwendung finden, können in leicht abgewandelter Form zur Berechnung von Speichervorratsänderungen im Kronenraum (C), im Boden (B) und im Ökosystem (E) verwendet werden (Methodik n. SCHULTZ 1987). Tabelle A.1-1 gibt Auskunft über Herkunft und Verwendung der Eingangsdaten.

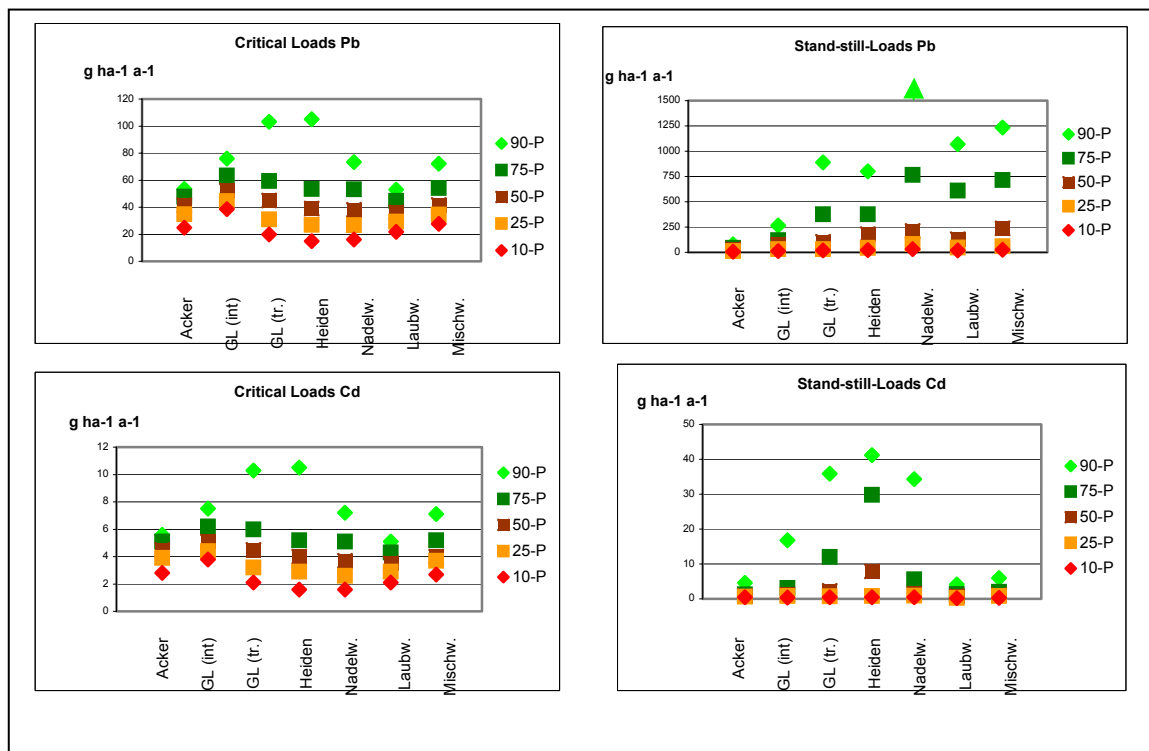


Abbildung A.1-5: Vorläufiger Deutscher Datensatz 2002 zu Critical Loads für Blei und Cadmium: Ökosystemabhängige statistische Verteilung der Werte für Critical Loads (linke Seite) und Stand-still Loads (rechte Seite), P = Perzentil



Tabelle A.1-1: Übersicht über Eingangsdaten und Ergebnisparameter der Schwermetallbilanzierung in Waldökosystemen nach SCHULTZ (1987)

Messdaten		Modell- und Literaturdaten		Zwischenergebnisse		Bilanzierungsergebnisse	
FN	Metallfracht mit Freilandniederschlag	$Q_B$	Bestockungstyp-abhängiger Faktor Laubwald (Buche)	SF	Metallfracht mit Streufall	$\Delta C$	Bilanz des Kronenraumes
BN	Metallfracht mit Bestandesniederschlag	$Q_F$	Bestockungstyp-abhängiger Faktor Nadelwald (Fichte)	SI	Bodeneintrag	$\Delta B$	Bilanz des Bodens
$F_{SF}$	Streufallmenge	$C_{DH}$	Metallgeh. im Derbholz	TD	Gesamtdeposition	$\Delta E$	Bilanz d. Ökosystems
$C_{SF}$	Metallgehalt im Streufall	$Z_{DH}/Z_G$	Anteil Derbholz an oberird. Biomasse	WA	Wurzelaufnahme		
$C_{MLK}$	Metallkonz. im Sickerwasser	$F_{le}$	Sickerwassermenge	MLK	Metallaustrag mit Sickerwasser		
$Z_{DH}$	Derbholzzuw.						

Die Auswertung von Daten zum Schwermetallhaushalt von Level II-Flächen Sachsens brachte folgende Ergebnisse: Die Diagramme zeigen die Anteile der Speicheränderung des Bodens (Delta B) und der Biomasse (Kronenraum = Delta C) an der Änderung des Schwermetallvorrates des Waldökosystems insgesamt (Delta E) für vier Schwermetalle. Die Wurzelaufnahme wurde, abweichend von der Methodik SCHULTZ (1987), dem Produkt aus Holzertrag (Derbholz, Derbrinde) und Schwermetallgehalt, extrapoliert auf die gesamte oberirdische Biomasse, gleichgesetzt. Dazu wurden die in JACOBSEN et al. (2002) angegebenen Schwermetallgehalte und Masseverhältnisse der Baumkompartimente verwendet. Unterschiede in Baumalter und Standorteigenschaften sind nicht berücksichtigt. Auch diese Methodik enthält Unsicherheiten, die Trennung der Schwermetallflüsse (Wurzelaufnahme vs. direkte Aufnahme aus der Atmosphäre) ist bis heute nicht zufrieden stellend gelöst. In Tabelle A.1-2 sind die standortbezogenen Critical Loads (CL) und Stand still-Loads (SSL) für Pb und Cd der Gesamtdeposition gegenübergestellt. Die CL basieren auf den vorläufigen Critical Limits, die

auch im deutschen Datensatz verwendet wurden. Die Überschreitung der CL und SSL von Pb zeigt an, dass Pb ständig im Boden angereichert wird und künftige Wirkungen nicht auszuschließen sind. Bei Cd treten an diesen Standorten keine Überschreitungen auf. Allen dargestellten Ergebnissen liegt das arithmetische Mittel der Jahre 1997–2000 zu Grunde (bezogen auf 1m Mineralbodenschicht).

Tabelle A.1-2: Critical Loads (CL), Stand-still Loads (SSL) und Gesamtdeposition (TD) an forstlichen Dauerbeobachtungsflächen in Sachsen [g/(ha a)]

Standort	ID	Baumart	Pb			Cd		
			CL	SSL	TD	CL	SSL	TD
Klingenthal	1401	Fichte	70	9	61	8	4,7	1,6
Olbernhau	1402	Fichte	38	5	89	4,6	5,5	2,8
Cunnersdorf	1403	Fichte	22	7	93	2,9	6,9	2,4
Bautzen	1404	Fichte	26	7	170	3,6	6,5	3,0
Laußnitz	1405	Kiefer	22	5	53	5,1	6,8	2,6
Colditz	1406	Eiche/Buche	29	12	48	2,6	0,7	1,1

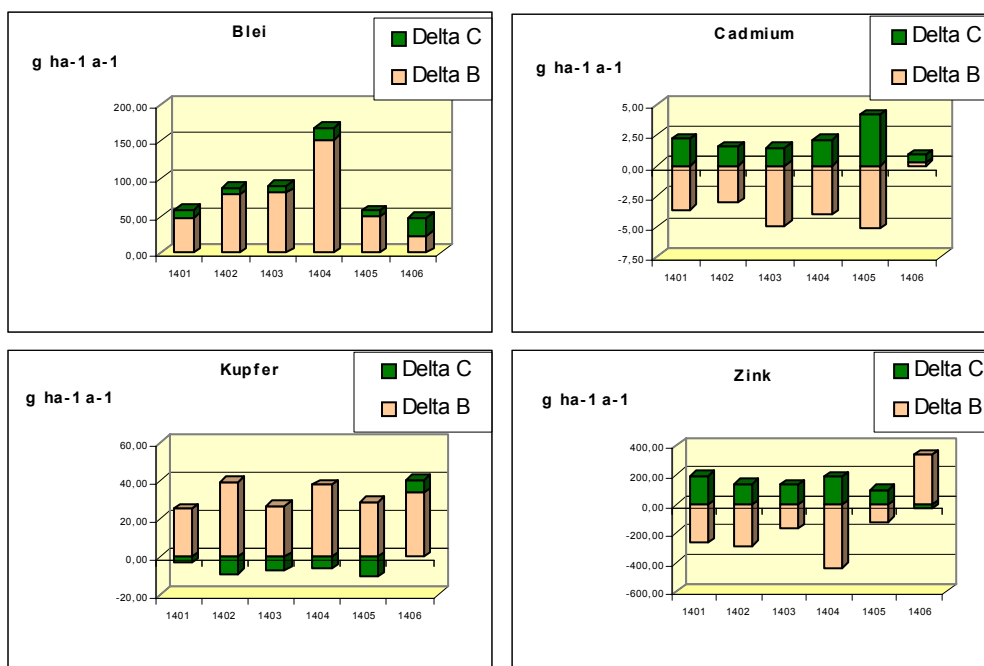
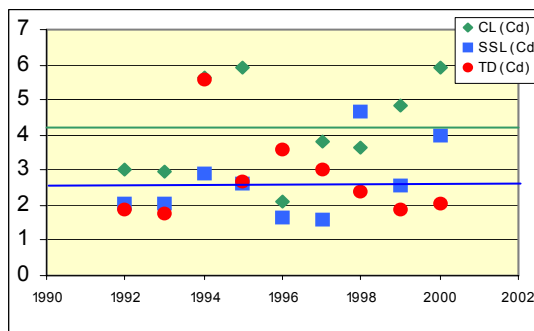
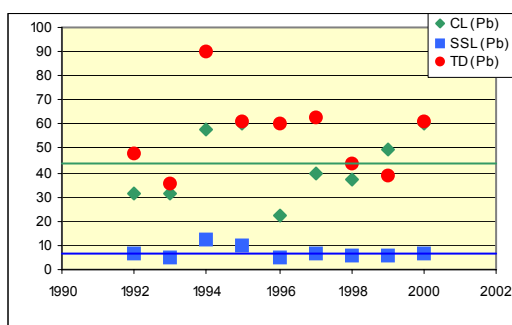


Abbildung A.1-6: Bilanzen der Flüsse von Pb, Cd, Cu und Zn an Level II-Flächen in Sachsen (Mittelw. 1997–2000)

Die Auswertung der Daten der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz ergab: Für einige Dauerbeobachtungsflächen in Rheinland-Pfalz, z. B. Merzalben (Eiche/Buche) und Idar-Oberstein (Fichte), liegen bereits langjährige Messreihen zu Schwermetallen (Deposition, Streufall, Sickerwasser u. a.) vor. Die CL und SSL in Abbildung A.1-7 beziehen sich für die beiden Standorte, analog zur Methodik im deutschen Datensatz, auf die obersten 10 cm des Mineralbodens. Die zeitliche Variation der CL ist allein durch die unterschiedlichen Sickerwasserraten bedingt. Bei den Stand-still Loads wirken sowohl die Schwankungen der Sickerwasserraten als auch die der Konzentrationen.

An beiden Standorten überschreitet die Deposition von Pb in den meisten Jahren die CL und immer die SSL. Beim Cd werden die CL nur in einzelnen Jahren überschritten, es kommt teilweise zu Anreicherungen im System. Sind die erforderlichen Daten vorhanden, können langfristige Änderungen der Schwermetallgehalte in bestimmten Bodenschichten prognostiziert werden. Zur Überprüfung solcher einfachen dynamischen Modelle wären Messungen der Gehalte (z.B. Königswasser-Extrakt) in größeren Zeitabständen (z. B. 10 Jahre) sehr hilfreich.

#### Merzalben



#### Idar-Oberstein

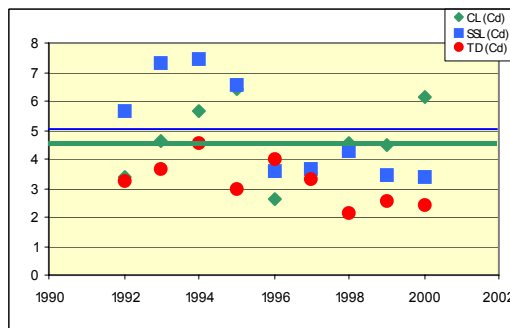
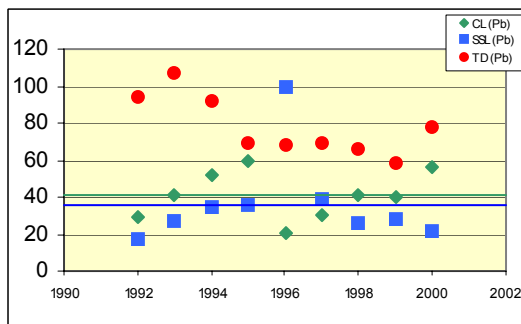


Abbildung A.1-7: Critical Loads (CL), Stand-still Loads (SSL) und Gesamtdeposition (TD nach SCHULTZ 1987) von Pb und Cd auf Basis langjährige Messungen von Konz. und Flüssen an Level II-Flächen in Rheinland-Pfalz

An einer Reihe von Level II-Standorten in Deutschland werden wichtige Kenngrößen des Schwermetallhaushaltes von Wäldern gemessen. Dadurch können standortbezogene Berechnungen von Bilanzen und kritischen Eintragungswerten mit relativ hoher Sicherheit durchgeführt werden. Diese Datenbasis kann sowohl genutzt werden, um die „inneren“ Metallkreisläufe von Waldökosystemen weiter zu erforschen, als auch, um standortbezogene CL und SSL zu berechnen und diese mit tatsächlichen Einträgen zu vergleichen. Die Ergebnisse dienen der Weiterentwicklung der CL-Methodik für Schwermetalle sowie der Erarbeitung dynamischer Betrachtungsweisen. Sie liefern aber auch interessante Informationen in Bezug auf den Mikronährstoffhaushalt (Cu, Zn) sowie potenzielle Schadwirkungen durch Schwermetalle in Wäldern.

#### **A.1.1.5 IFOM-Abschlussstagung „Integrierende Auswertung von Monitoringdaten“ in Eberswalde, 2004**

In Eberswalde fand vom 27.-30. April 2004 die IFOM-Abschlussstagung „Integrierende Auswertung von Monitoringdaten“ statt, die auf den zuvor dargelegten Workshop in Röttgen aufbaute. Themenschwerpunkte der Veranstaltung waren:

- Management von Umweltdaten
- Vitalität, Ernährung und Wachstum von Wäldern
- Auswertung prozessorientierter Fallstudien
- Regionalisierung – Übertragung von Befunden auf die Fläche
- Ermittlung ökologischer Schwellenwerte zur Risikoabschätzung

In diesem Rahmen wurde von Rolf Becker gemeinsam mit Klaus von Wilpert ein Vortrag mit dem Thema „Modellierung ökologischer Belastungsgrenzen in Raum und Zeit“ gehalten, der inhaltlich auf dem zuvor dargelegten aufbaute und insbesondere Ergebnisse der dynamischen Modellierung des Stoffhaushalts an den Standorten der Bodenzustandserhebung in Nordrhein-Westfalen beinhaltete (vgl. Kapitel A.1.1.4).

Des Weiteren wurde von Dr. A. Schlutow ein Vortrag über die Möglichkeiten des BERN-Modells zur Bestimmung von Regenerierungspotenzialen naturnaher Waldgesellschaften gehalten.

### **A.1.2 Tätigkeit des Expert Panel on Critical Loads of Heavy Metals**

Der Expert Panel on Critical Loads of Heavy Metals, im Folgenden Expert Panel CL(M) genannt, wurde im April 2003 als Zusammenschluss der beiden Expertengruppen für Schwermetalle innerhalb des ICP Modelling and Mapping gegründet. Die Expertengruppen waren auf Empfehlung der 17. Task Force on ICP Modelling and Mapping, Mai 2001 in Bratislava, ins Leben gerufen worden. Sie beschäftigten sich

- mit der Ableitung von Critical Limits für Schwermetalle in terrestrischen und aquatischen Ökosystemen und (unter Leitung von Deutschland) und
- mit der Ableitung und Weiterentwicklung von Transferfunktionen zur Verknüpfung von Schwermetalldaten für unterschiedliche Fraktionen wie Gesamtgehalte, potenziell verfügbare Gehalte, gelöste Konzentrationen, Konzentrationen/Aktivitäten freier Metallionen, Konzentrationen in Pflanzen (unter Leitung der Niederlande).

Es zeigte sich, dass eine immer engere Zusammenarbeit der Expertengruppen notwendig wurde, um die Methodik zur Berechnung von Critical Loads für Schwermetalle anwendungsreif zu entwickeln. Stets waren auch generelle Aspekte der Critical Loads Methodik Gegenstand der Diskussion. Deshalb erwies sich der Zusammenschluss zum Expert Panel (HM) als sinnvoll. Die Leitung übernahm Deutschland. Die 19. Task Force on ICP Modelling and Mapping, 2003 in Tartu, bestätigte den Zusammenschluss und den Arbeitsplan des Expert Panel CL(M), der auf der 20. ICP Tagung, 27 - 28. Mai 2004 in Laxenburg fortgeschrieben wurde.

Nachfolgender Abschnitt gibt in Stichpunkten eine Übersicht über die Aktivitäten der Expertengruppen und des Expert Panel CL(M) sowie wichtige Ereignisse und Ergebnisse in der Zeit ihres Wirkens, gegliedert nach den Berichtszeiträumen des ICP Modelling and Mapping. Weiterhin wird dargestellt, bei welchen Treffen außerhalb des ICP über diese Aktivitäten berichtet wurde. Es wird die Entwicklung der Critical Loads Methodik für die drei Schwermetalle bis Mai 2004 dargestellt, ohne auf fachliche Einzelheiten einzugehen. Die deutschen Beiträge zur Arbeit des Expert Panel sind am Ende dieses Kapitels erläutert.

#### **Mai 2001 - April 2002**

##### ***Mai 2001: 17. Task Force (TF) on ICP M&M (Bratislava):***

*Gründung der Expertengruppen:*

- Critical Limits
- Transfer functions

*Aufgaben/Aktivitäten:*

Harmonisierung von Critical Limits und Transferfunktionen für eine erste europäische Testanwendung der Critical Loads Methodik

***Dezember 2001: Datenanfrage des CCE zu Critical Loads für Pb,Cd an die NFCs zum Zweck des Methodentestes:****Produkte/Ergebnisse der Expertengruppen*

Richtlinie zur Beantwortung der Datenanfrage (guidance document, DE VRIES et al. 2001)

**April 2002 - Mai 2003*****April 2002: 12. CCE Workshop und 18. TF ICP M&M (Sorrento):****Produkte/Ergebnisse der Expertengruppen:*

Gemeinsamer Bericht der Arbeitsgruppen mit detaillierter Beschreibung der Ableitung von Critical Limits und Transferfunktionen, Identifizierung weiterer Aufgaben (DE VRIES et al. 2002)

*Aufgaben für die zukünftige Arbeit:*

- Weiterentwicklung der ökotoxikologisch begründeten Critical Limits,
- Weiterentwicklung der Transferfunktionen, besonders hinsichtlich ihrer Anwendbarkeit für das breite Spektrum europäischer Böden,
- Einbeziehung von Kriterien zum Schutz der menschlichen Gesundheit,
- Entwicklung von Critical Loads-Methoden für Hg,
- Untersuchung/Meinungsbildung zu generellen Aspekten wie
  - Auswahl der geeigneten Methoden unter bestimmten Bedingungen (Critical Loads vs. Stand still-Loads),
  - Unterschiede in der Nutzung von Eingabeparametern für die Critical Loads-Berechnung entlang der Ländergrenzen, darunter Metallgehalte in den Oberböden („border jumps“),
  - Bewertung von Gesamteinträgen von Schwermetallen in Böden und Gewässer (Anteil der atmosphärischen Deposition),
  - Methoden zur Unterscheidung geogener und anthropogener Metallgehalte in Oberböden.

***Dezember 2002: Expert Meeting on Critical Limits of Heavy Metals and Methods for their Application (Berlin)***

Die Ergebnisse des Workshops sind ausführlicher im Kapitel A.1.1.1 beschrieben, Proceedings sind in der Reihe Texte des Umweltbundesamtes, Nr. 47/2003 erschienen (SCHÜTZE ET AL. 2003a).

*Produkte/Ergebnisse der Expertengruppen:*  
Hintergrundpapiere (in SCHÜTZE et al. 2003a) zu

- Critical Limits
- Transfer Funktionen
- Generelle Aspekte

*Aufgaben für die zukünftige Arbeit:*

Erarbeitung eines Entwurfes für ein Kapitel des Modelling and Mapping Manual zu Schwermetallen bis zur 19. TF ICP M&M, Methodentest 2004.

***März 2003: 1. Sitzung der Expert Group on Heavy Metals innerhalb der WGSR (Genf)***

Bericht des Expert Panel über

- Ergebnisse des Call for data 2002,
- den Workshop on Critical Limits of Heavy Metals in Berlin,
- den aktuellen Stand der Critical Loads-Methodik,
- und Hinweis auf den Datenbedarf zu nicht-atmosphärischen Einträgen von Schwermetallen in landwirtschaftliche Böden.

***April 2003: Redaktionssitzung zu den Proceedings von Berlin (Paris):***

Diskussionen zu den Ergebnissen des Expertentreffens in Berlin und der Arbeit seitdem, Planung zukünftiger Aufgaben.

*Ergebnisse der Expertengruppen:*

- Entwurf der Proceedings (Berlin);
- Vorschlag einer Methodik für die Ableitung von ökotoxikologischen Critical Limits (Pb, Cd) für freie Metallionen einschließlich Transferfunktionen seitens Großbritannien, weiterentwickelt in LOFTS et al. (2004);

- Schwedische Beiträge zur Weiterentwicklung von Critical Limits and Critical Loads für Schwermetalle MEILI et al. (2003);
- Die Methoden für Critical Limits und Loads (Pb, Cd, Hg) bedürfen noch weiterer Vervollkommnung. Erst nach Abschluss der Arbeiten ist es sinnvoll, das Manual-Kapitel CL(M) zu entwerfen;
- Stand still-Loads sind nicht Teil der Critical Loads-Methodik und nicht mehr als Aufgabe für ICP M&M formuliert;
- Vorschlag der Gründung des Expert Panel CL(M) einschließlich Arbeitsplan (siehe 19.TF ICP M&M).

#### **Mai 2003 - Mai 2004**

##### ***Mai 2003: 13. CCE Workshop und 19. TF ICP M&M (Tartu):***

###### *Ergebnisse des Expert Panel:*

- Bericht über das Expertentreffen in Berlin und den aktuellen Stand der Methodenentwicklung;
- Bestätigung des Expert Panels CL(M) und seines Arbeitsplanes durch die Task Force;
- Bestätigung, dass NFCs Standorte/Gebiete mit hohen geogenen Einträgen von Schwermetallen aus der Critical Loads-Datenbank ausschließen können;
- Bestätigung, dass Critical Loads für Schwermetalle sich auf Gesamteinträge beziehen und dass deshalb Daten zum Eintrag mit Düngemitteln notwendig sind, um die Exceedance zu berechnen.

###### *Aufgaben laut Arbeitsplan:*

- Publikation der Proceedings des Expertentreffens in Berlin (Entwurf lag in Tartu vor);
- Weiterentwicklung der Critical Limits und Transferfunktionen (Pb, Cd, Hg) bis zum Herbst 2003 in Übereinstimmung mit den Empfehlungen des Expertentreffens in Berlin;
- Vorbereitung von wissenschaftlichen Publikationen;
- Verteilung des Entwurfes des Manual-Kapitels zu Schwermetallen mit den neu entwickelten Methoden an die NFCs im Herbst 2003, um Testanwendungen zu ermöglichen;
- Unterstützung von Testanwendungen und Austausch von Testergebnissen;
- Vorbereitung eines Workshops zu Critical Loads für Pb, Cd, Hg im Frühjahr 2004.



***Oktober 2003: Treffen des Expert Panel CL(M) (Strausberg)****Ergebnisse:*

Die Diskussion eines ersten Entwurfes für ein Manual-Kapitel über Critical Loads für Schwermetalle führte zu Änderungen oder Präzisierungen der Methodik und Neustrukturierung des Kapitelentwurfes. Methodische Neuerungen im Vergleich zum Stand der Datenanfrage 2001/2002 betrafen z. B.:

- die Vernachlässigung der Verwitterung in der Massenbilanz (terrestrische und aquatische Ökosysteme),
- die Variabilität der zu betrachtenden Bodenschicht,
- Die Erarbeitung von Übersichtstabellen zur Ableitung kritischer Metallkonzentrationen in der Bodenlösung aus ökotoxikologisch begründeten Critical Limits für Konzentrationen freier Metallionen in Bodenlösungen oder, alternativ, direkte Nutzung des Chemical Speciation Model WHAM (Version W6-MTC) für diesen Zweck,
- die Anwendung von Critical Limits für Konzentrationen freier Metallionen (die beim Treffen in Paris vorgestellten vorläufigen Werte sind unsicher, in der Testphase können sie parallel zu den Critical Limits für Gesamtkonzentrationen angewendet werden).
- die Einführung von Critical Limits bezogen auf den Schutz der menschlichen Gesundheit (Cd im Weizen; Pb, Cd, Hg im Trinkwasser, Hg im Fisch)
- die Einführung von Methoden zur Berechnung von Critical Loads für Hg für terrestrische Ökosysteme und kritischer Konzentrationen (Critical Levels) von Hg im Niederschlag zum Schutz aquatischer Systeme (Indikator ist der Hg-Gehalt im Fisch, Rezeptor ist der Mensch)
- die Berechnung von vier Typen von Critical Loads (und Levels für Hg), resultierend aus den angesprochenen Rezeptoren
- die richtige Auswahl bzw. Anwendung von Eingangsdaten für Transferfunktionen und W6-MTC, wie pH, pCO<sub>2</sub> und DOC

*Aufgaben für die weitere Arbeit:*

- Fertigstellung des Entwurfes des Manual-Kapitels und Versendung an die NFCs im November 2003,
- Test der Methodik für die im Expert Panel mitwirkenden Länder und Präsentation der Ergebnisse beim Workshop in Potsdam.

***November 2003: Wissenschaftlicher Workshop zu Schwermetallen, organisiert von der Expertengruppe zu Schwermetallen innerhalb der WGSR***

Vortrag der Koordinatorin des Expert Panel CL(M) über

- potenzielle Risiken für Mensch und Umwelt durch weiträumige, grenzüberschreitende atmosphärische Schwermetalleinträge, derzeit und in Zukunft
- den Critical Loads-Ansatz zur Bewertung der potenziellen Risiken (Methodik, Rezeptoren, Indikatoren, Typen der CL(M)) und Möglichkeiten der Interpretation von Critical Loads- und Überschreitungskarten,
- die weitere Arbeit des ICP Modelling and Mapping bezüglich Schwermetalle.

Vortrag über Möglichkeiten der Quantifizierung und Regionalisierung von Schwermetalleinträgen mit Düngemitteln in landwirtschaftlich genutzte Böden am Beispiel eines Projektes zur Risikoabschätzung von Cd-Einträgen mit Düngemitteln in Deutschland (SCHÜTZE et al. 2003b) und Übersicht über für europäische Länder verfügbare Daten (AROMIS)

***März 2004: Workshop on Critical Loads of Heavy Metals (Potsdam)***

Die Ergebnisse dieses Workshops und wissenschaftliche Beiträge, die natürlich weit umfassender sind als die nachfolgend aufgelisteten Beiträge des Expert Panel sind ausführlicher in Kapitel A.1.1.2 beschrieben. Der Bericht über das Treffen in englischer Sprache kann unter [www.icpmapping.org/Workshops and Meetings](http://www.icpmapping.org/Workshops%20and%20Meetings) abgerufen werden.

***Produkte/Ergebnisse des Expert Panel:***

Das Manual-Kapitel zu Schwermetallen war im Dezember 2003 an die NFCs gesendet worden mit der Bitte, die Methoden zu testen.

Die im Expert Panel vertretenen Länder (F, D, GB, NL, NO, SE) stellten Testergebnisse vor, die die Anwendbarkeit der Methoden unterstützten.

***Aufgaben für die weitere Arbeit:***

- Weiterentwicklung einiger Teilaspekte der Critical Limits (in Kooperation mit Experten des EU Risk Assessment) und Transferfunktionen,
- Erarbeitung verbesserter Empfehlungen zur Erhebung/Anwendung von Eingangsdaten,
- Fertigstellung des Manual-Kapitels (Vereinfachung, Aktualisierung und Kürzung auf die für Berechnungen unabdingbar notwendigen Passagen) und Versendung ausreichend zeitig vor der 20. TF ICP M&M,

- Zusammenstellung und Aktualisierung der wissenschaftlichen Hintergrundinformationen in einem gesonderten Dokument (background document), das parallel zum Manual-Kapitel auf der homepage des ICP Modelling and Mapping veröffentlicht wird.

**März 2004: 2. Treffen der Expert Group on Heavy Metals (Brüssel) innerhalb der WGSR**

- Bericht der Koordinatorin des Expert Panel über Ergebnisse des Workshops, März 2004 in Potsdam und Überlegungen zur Berechnung von Exceedances (Einträge durch atmosphärische Deposition und Düngemittel).
- Abstimmung mit dem Vertreter des EMEP-MS-C-East bezüglich der Anforderungen an Daten zur atmosphärischen Deposition für die Berechnung von Critical Loads-Überschreitungen.

**Mai 2004: 14. CCE Workshop und 20. TF ICP M&M (Laxenburg)**

*Produkte/Ergebnisse des Expert Panel:*

Abgestimmter Entwurf des Kapitels 5.5 des Modelling and Mapping Manual „Critical Loads of cadmium, lead and mercury“,

- an die NFCs gesendet am 14. Mai 2004,
- vorgestellt und diskutiert beim 14. CCE Workshop,
- beschlossen auf der 20. TF ICP M&M, einschließlich beschlossener (vorläufig) letzter Änderungen und Mandate an den Expert Panel (siehe Aufgaben).

*Aufgaben für die weitere Arbeit:*

Erfüllung der Mandate durch die 20. TF ICP M&M bis zur nächsten Datenanfrage, die für September 2004 erwartet wird:

- Weiter verbesserte Empfehlungen zur Erhebung und Anwendung von Eingabedaten, insbesondere DOC
- Überprüfung und Festsetzung der Critical Limits für Cd im Weizen und Hg im Fisch,
- Prüfung der Möglichkeiten, den Chemismus von Oberflächengewässern bei der Festlegung von Critical Limits zu berücksichtigen,
- Einbau der beschlossenen textlichen Änderungen in das Kapitel 5.5 und redaktionelle Fertigstellung.
- Unterstützung des CCE bei der Vorbereitung der Datenanfrage zu CL(M)

*Aufgaben bis zur 21. TF ICP M&M:*

- Erarbeiten von Empfehlungen für eine abgestimmte Methodik, wie die Zeitspannen bis zum Erreichen des Gleichgewichtes von Ein- und Austrägen auf dem Niveau der Critical Limits berechnet werden können.
- Information über die Unsicherheiten von Critical Loads für Schwermetalle
- Längerfristig (2006?): Prüfung der vorhandenen Ansätze für dynamische Modelle für Schwermetalle

Bereits vor Beginn der Aktivität der Expertengruppen hat Deutschland sich an der Erarbeitung von Critical Limits und Transferfunktionen beteiligt. Es wurden im Umweltbundesamt Deutschlands vorliegende Wirkungsdaten für Pb, Cd und Hg ausgewertet, entsprechend der Empfehlungen der Workshops in Bad Harzburg (GREGOR et al. 1998) und Schwerin (GREGOR et al. 1999) geeignete Datensätze ausgewählt und beim ersten Treffen der Ad-hoc International Expert Group on Critical Limits for Heavy Metals, im Oktober 2000, in Bratislava, präsentiert. Diese Daten wurden auch später in der Arbeit der 2001 gegründeten kleineren Expertengruppe für Critical Limits genutzt.

Im Rahmen des Projektes UBA-FKZ 201 63 210 untersuchte T. Pampura deutsche Böden hinsichtlich der Gleichgewichtsverteilung von Gehalten im  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ - und im Bodensättigungs-extrakt und leitete Schlussfolgerungen ab hinsichtlich geeigneter Methoden für solche Untersuchungen (Zwischenbericht zum Projekt vom November 2002). Die dabei erhobenen Daten dienten (neben mehreren anderen Datensätzen aus verschiedenen Ländern) später zur Validierung von Transferfunktionen, welche auf der Basis von Datensätzen aus Großbritannien und den Niederlanden abgeleitet worden waren. Darüber hinaus wurden veröffentlichte Daten aus Transfer-Studien (Boden - Bodenlösung) in Deutschland (darunter PRÜEB 1992, LIEBE et al. 1997) sowie Veröffentlichungen zu Transfer Boden-Pflanze (KNOCHE et al. 1999) für gemeinsame Auswertungen zur Verfügung gestellt.

Die Koordinatorin der Expertengruppe „Critical Limits für Schwermetalle“ und später des Expert Panel CL(M) hat als Mitautorin bei der Erarbeitung der „Guidance“ für die Datenanfrage 2001/2 (DE VRIES et al. 2001), an dem gemeinsamen Bericht der Arbeitsgruppen „Critical Limits“ und „Transferfunktionen“ (DE VRIES et al. 2002), an den drei Hintergrundpapieren für den Workshop (Dezember 2002, in Berlin) gewirkt und erheblichen Anteil an der Erarbeitung des Kapitel 5.5 des Modelling and Mapping Manual.

Deutschland als koordinierendem Land oblag die inhaltliche und teilweise organisatorische Vorbereitung sowie die Auswertung der Expertentreffen im Dezember 2002 in Berlin, im Oktober 2003 in Strausberg und des Workshops im März 2004 in Potsdam. Diese Aufgaben sowie die Vorbereitung der Publikation der Proceedings des Expertentreffens in Berlin (UBA-TEXTE 47/03, SCHÜTZE et al. 2003a) wurden im Rahmen des Projektes durchgeführt.

Die Koordinatorin der Arbeitsgruppe Critical Limits und später des Expert Panel on CL(M) hat die jeweiligen Arbeitsgruppen bei Beratungen innerhalb und außerhalb des ICP Modelling and Mapping vertreten und über die Aktivitäten berichtet.

Das NFC Deutschland hat sich an den Methodentests (Datenanfrage 2001/2) und Testphase des Kapitels 5.5 des Modelling and Mapping Manual 2003/4 beteiligt und seine Ergebnisse bei internationalen Treffen in Form von Postern oder Vorträgen präsentiert.

Aufgrund der Erfahrungen bei der Risikobewertung von Cd in Düngemitteln und Kontakte zur EU Concerted Action AROMIS hat das NFC Informationen über die Datenlage zu Einträgen von Pb und Cd mit Düngemitteln zusammengestellt und ebenso wie Vorschläge für eine Methodik zur Quantifizierung und Regionalisierung dieser Einträge bei internationalen Treffen vorgestellt.

Den Empfehlungen der 20. TF ICP M&M folgend wurden in Auswertung aktueller Arbeiten der von Expertengruppen der WHO, der EU und anderer Argumente für die Änderung des Critical Limit für Cd in Nahrungsweizen gesammelt und zur Berücksichtigung im Manual-Kapitel über CL(M) vorgeschlagen.

## **A.2 Methoden zur Bestimmung der Ertragspotenziale**

### **A.2.1 Methode zur Ermittlung der standortspezifischen Ertragspotenziale**

Um vegetationstypspezifische Ertrags-Spannen unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Standortsbedingungen auf die in der Boden-Übersichtskarte BÜK 1000 für Deutschland ausgewiesenen Bodenprofile der Polygone aufgliedern zu können, war zunächst die bestmögliche Abschätzung der Bodenfruchtbarkeit in Abhängigkeit von den Bodenarten der Horizonte notwendig, wie im Folgenden beschrieben:

Verschiedene Bodeneigenschaften werden im Hinblick auf die Ertragsbildung jeweils als sehr ungünstig (Wert 0) bis sehr günstig (Wert 1) eingeschätzt (vgl. SCHLUTOW 2001, 2003). Diese Werte beziehen sich auf die Horizonte (BÜK-1000-Datenbank). Zur Einstufung der Bodenprofile hinsichtlich ihres Ertragspotenzials werden in einem weiteren Bearbeitungsschritt die horizontbezogenen Angaben entsprechend der Mächtigkeit der Horizonte gewichtet und über das Profil bis zur effektiven Durchwurzelungstiefe gemittelt.

***Bodenarten und ihre Entstehungsgeschichte*** (vgl. Tabelle A.2-2, Spalten 1 und 2): Die Nomenklatur der Bodenarten richtet sich nach der Bodenkundlichen Kartierungsanleitung (ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE 1994) und entspricht (zusammengefasst) den Angaben der BÜK-Leitbodenprofile. Auf die Ausprägung der Kriterien Gründigkeit kann in Ermangelung direkter Angaben vereinfachend indirekt aus der Entstehung sowie direkt aus dem Grundwasserflurabstand geschlossen werden. Deshalb wurden die Bodenarten weiter untergliedert in die Entstehungsarten (Diluvial-, Alluvial-, Verwitterungsböden).

***Porenanteile mit Totwasser, pflanzenverfügbarem Haftwasser und mit Luft*** (vgl. Tabelle A.2-2): Die Volumenanteile und Durchmesser von wasser- und luftgefüllten Poren sowie die Saugspannung der verschiedenen Bodenarten wurden aus Ergebnissen von MÜLLER et al. und MÜCKENHAUSEN (in AMBERGER 1988, S. 76) entnommen.

***Der Anteil an pflanzenverfügbarem Haftwasser*** (vgl. Tabelle A.2-2, Spalte 6 = nutzbare Feldkapazität) ist bei den verschiedenen Lagerungsdichten im Mittel mit 26 vol% in Schluffen und sandigen Schluffen am höchsten, mit ca. 10 vol% in reinen Sanden am niedrigsten. Die Klassifizierung ergibt sich aus folgender Einteilung:

Anteil an pflanzenverfügbarem Haftwasser	Klasse	Bedeutung
> 22 vol%	1	sehr günstig
20 - 22 vol%	0,8	günstig
17 - < 20 vol%	0,6	mäßig günstig
13 - < 17 vol%	0,4	ungünstig
< 13 vol%	0,2	sehr ungünstig

**Der Porenanteil durchwurzelbarer luftgefüllter Poren** (vgl. Tabelle A.2-2, Spalte 10) ist bei reinen Sanden mit 36 vol% am höchsten, mit 4 vol% in Tonen am niedrigsten. Es gilt:

Anteil an durchwurzelbaren luftgefüllten Poren	Klasse	Bedeutung
>15 vol%	1	sehr günstig
12 - 15 vol%	0,8	günstig
9 - < 12 vol%	0,6	mäßig günstig
5 - < 9vol%	0,4	ungünstig
< 5 vol%	0,2	sehr ungünstig

Bei einem Verhältnis der Poren mit verfügbarem Haftwasser zu luftgefüllten durchwurzelbaren Poren von 1:1 ist ein optimales Pflanzenwachstum gegeben (AMBERGER 1988).

Komplementär zu den Luftporenanteilen verhalten sich die **Anteile wassergefüllter Poren**, in denen die Wasserspannung durch Adhäsion größer als die Saugspannung der Pflanzenwurzeln ist (vgl. Tabelle A.2-2, Spalte 3,  $pF > 4,2 =$  Totwasser). Der Anteil von sehr kleinen Poren mit hohen Adhäsionskräften ist in Tonen besonders hoch (42 vol%), in groben Sanden gleich Null.

Es bedeutet:

Porenanteil mit Totwasser	Klasse	Bedeutung
< 5 vol%	1	sehr günstig
5 - < 10 vol%	0,8	günstig

Porenanteil mit Totwasser	Klasse	Bedeutung
10 - < 15 vol%	0,6	mäßig günstig
15 - 25 vol%	0,4	ungünstig
> 25 vol%	0,2	sehr ungünstig

Haftwasser führt in Böden mit hohem Anteil an Mittel- und Feinporen bei geringem Anteil an Grobporen (Schluffe, Tone) zu Luftmangel und haftwasserbedingter Staunässe. Die Staunässegefährdung kann demzufolge ebenfalls aus dem Totwasserporenanteil ( $pF > 4,2$ ) abgeleitet werden.

**Austrocknungsgefährdung** (vgl. Tabelle A.2-2, Spalte 4): Die Versorgung der Pflanzen mit Wasser in anhydromorphen bzw. entwässerten Böden hängt unmittelbar von der nutzbaren Feldkapazität ab. Während bei großen Bodenporen (z.B. in Böden, die überwiegend aus Sand bestehen) die Adhäsions- und Adsorptionskräfte nicht zur Bildung einer Wassersäule in der Pore ausreichen, das Niederschlagswasser also überwiegend als Sickerwasser in die tieferen Bodenschichten abfließt und den Pflanzen nicht mehr zur Verfügung steht, stellt die sehr hohe Haftspannung gegenüber Wasser in den engen Poren z. B. von Schluffen und Tonen ebenso einen unwiederbringlichen Wasserverlust für die Pflanzen dar (permanenter Welkepunkt bei  $pF > 4,2$ ). Beide Bodenarten sind also besonders austrocknungsgefährdet. Die Kombination aus dem Totwasserporenanteil und dem des Luftporenanteils ergibt die Klassifizierung der Austrocknungsgefährdung.

Summe aus Totwasser- und Luftporenanteil	Klasse	Bedeutung
< 20 vol%	1	sehr günstig
20 - <25 vol%	0,8	günstig
25 - <30 vol%	0,6	mäßig günstig
30 - 35 vol%	0,4	ungünstig
> 35 vol%	0,2	sehr ungünstig

**Grundwassereinfluss** (vgl. Tabelle A.2-2, Spalte 5): Dieses Kriterium gibt den Einfluss des Grundwassers auf das Pflanzenwachstum der nicht nässeabhängigen Pflanzenarten an. Dabei gilt, dass bei einem Grundwasserflurabstand kleiner als die potenziell vorhandene



Durchwurzelungstiefe das Pflanzenwachstum aufgrund von Luftmangel in den Bodenporen beschränkt wird. Unmittelbarer Grundwassereinfluss (Grundnässe) kann also einen ungünstigen Einfluss auf das Pflanzenwachstum haben. Günstigen Einfluss hat ein Grundwasserflurabstand, bei dem die bodenartenspezifische kapillare Aufstiegskraft [geschlossener Kapillarraum, vgl. KUNTZE et al. (1988)] die effektive Durchwurzelungstiefe erreicht und so für ständig ausreichende Bodenfeuchte sorgt. Erreicht der geschlossene Kapillarraum über dem Grundwasserstand in der Regel nie die effektive Durchwurzelungstiefe, wird in dieser Bewertung der nicht vorhandene Einfluss des Grundwassers mit der Klasse „sehr ungünstig“ belegt. Der Grundwasserflurabstand kann aus den Leitbodenprofilen der BÜK 1000 abgeleitet werden. Er hängt jedoch auch von der Entstehungsart der Böden ab. Es kann deshalb vereinfachend davon ausgegangen werden, dass diluviale, Löss- und Verwitterungsböden nicht grundwasserbeeinflusst sind, alluviale und Küstenböden dagegen in der Regel grundwassernah sind, d. h. die effektive Durchwurzelungstiefe vom Kapillarraum erreicht wird.

**Humusspiegel** (vgl. Tabelle A.2-2, Spalte 7): Der Humusspiegel (= Gehalt an organischer Substanz im Mineral-Oberboden) ist wesentlich abhängig von den Klimaeinflüssen, Jahresmitteltemperatur und Niederschlag sowie vom Basen- und Stickstoffeinfluss (siehe Tabelle A.2-1). Die organische Substanz des Bodens ist von enormer Bedeutung z. B. für die Wasserspeicherfähigkeit, die Basensorptionskraft und damit für die Nährstoffspeicherung und -mobilität. Deshalb wurde der Humusspiegel als Kriterium zur Bewertung des Nährstoffhaushaltes herangezogen.

Tabelle A.2-1: Einfluss von Klima-/Höhenstufen und Naturhaushaltskomponenten auf die Ausbildung des pflanzenverfügbaren Humusspiegels

Bodenart	mit Grundwasser-einfluss	mit Stauwasser-einfluss	anhydromorph in der Klima-/Höhenstufe						mit Erosionsbedingtem Abtrag	
			Kammlagen höhere Berglagen	mittlere Berglage	untere Berglagen und Hügel-land	untere Berglagen und Hügel-land	Tief-land	untere Berglagen und Hügel-land		Tief-land
			mit feuchtem kühlen Klima			mit mäßig trockenem Klima		mit trockenem warmen Klima		
Ss	0,6	0,6	0,0,8	0,0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,0,8
Su2, S12, S13, St	0,8	0,6	0,8	0,8	0,8	0,6	0,8	0,6	0,6	0,8
Su3, Su4	0,8	0,6	0,8	0,8	0,8	0,6	0,6	0,6	0,6	0,8
Slu, S14, St3	0,8	0,8	0,8	0,8	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
Ls2-4, Lt2, Lts, Ts4, Ts3	1	0,8	0,6	0,6	0,8	0,6	0,6	0,8	0,8	0,6
Uu, Us, Ut2-4, Uls, Lu	1	0,8	0,8	0,8	0,6	0,8	0,8	0,6	0,8	0,8
Lt3, Tu2-4, Ts2, Tl, Tt	1	1	0,8	0,8	0,6	1	1	0,6	1	1

Erläuterung: 0,2= sehr ungünstig  
0,4= ungünstig

0,6= mäßig günstig  
0,8= günstig

1= sehr günstig

**Kationenaustauschkapazität** (vgl. Tabelle A.2-2, Spalte 8): Die Kationenaustauschkapazität stellt die potenzielle Menge an austauschbaren Kationen, die für die Pflanzenernährung notwendig sind (Kalzium-, Magnesium-, Kalium-, Natrium-, Ammoniumionen), sowie anderer Ionen (z. B. Wasserstoff- und Aluminiumionen) im Bodenkomplex dar. Art und Mengenanteile der Tonminerale und organischen Stoffe bedingen die Kationenaustauschkapazität. Die Kationenaustauschkapazität der Tonminerale ist im wesentlichen permanent vorhanden. Die bodenartenspezifischen potenziellen Kationenaustauschkapazitäten sind bei hohen Ton- und Schluffgehalten in den oberen Horizonten am höchsten (30 cmol<sub>c</sub>/kg bei lehmigen, schluffigen und reinen Tonen), am niedrigsten (2 cmol<sub>c</sub>/kg) bei Grus und reinen Sanden (ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE 1994). Es soll gelten:

Kationenaustauschkapazität	Klasse	Bedeutung
> 20 cmol <sub>c</sub> /kg	1	sehr günstig
15 - 20 cmol <sub>c</sub> /kg	0,8	günstig
10 - <15 cmol <sub>c</sub> /kg	0,6	mäßig günstig
5 - <10 cmol <sub>c</sub> /kg	0,4	ungünstig
<5 cmol <sub>c</sub> /kg	0,2	sehr ungünstig

**Gründigkeit** (vgl. Tabelle A.2-2, Spalte 9): Angaben zur Gründigkeit (flach-, mittel- oder tiefgründig) können vereinfachend indirekt aus der Entstehung sowie direkt aus dem Grundwasserflurabstand abgeleitet werden. Deshalb wurden die Bodenarten weiter untergliedert in Entstehungsarten (Diluvial-, Alluvial-, Verwitterungsböden).

Dabei wurde der Einfluss der Gründigkeit auf das Pflanzenwachstum wie folgt klassifiziert:

Gründigkeit	Klasse	Bedeutung
tiefgründig	1	sehr günstig
mittel- bis tiefgründig	0,8	günstig
mittelgründig	0,6	mäßig günstig
mittel- bis flachgründig	0,4	ungünstig
flachgründig	0,2	sehr ungünstig

**Verfestigungsneigung** (vgl. Tabelle A.2-2, Spalte 11): Dieses Kriterium gibt den Grad des inneren Zusammenhaltes von Horizonten oder Schichten infolge der Einwirkung verkittender Substanzen an. Die Verfestigungsneigung ist umso größer, je höher der Verkittungsgrad der Bodenteilchen (z. B. durch Einlagerungen) ist. Nach HENNINGS (1994) neigen besonders nicht bindige humusarme Böden zur Bildung von Kittgefügen mit hohem Verfestigungsgrad. Die folgende Zuordnung nach Bodenarten wurde aus den Angaben in der Datenbank zur BÜK 1000 abgeleitet. Es wurde eingeschätzt:

Bodentypen	Klasse	Bedeutung
Böden ohne Podsolierungsneigung	1	sehr günstig
Fahlerden	0,8	günstig
Bänder-Braunerden	0,6	mäßig günstig
podsolige Braunerden	0,4	ungünstig
Sand-Podsole	0,2	sehr ungünstig

Tabelle A.2-2: Klassifizierung bodenart- und -geneseabhängiger Bodeneigenschaften bezüglich des Einflusses auf potenzielle Holzträge

Bodenart nach bodenkundlicher Kartieranleitung, 3. Aufl.	Entstehung	Porenanteil <0,2 µm mit Totwasser (pF>4,2)/ Staunässebildung	Austrocknungsgefährdung	Grundwassereinfluss	nutzbare Feldkapazität (Porenanteil 0,2-50 µm mit pflanzenverfügbarem Haftwasser pF4,2-1,8)	Humusspiegel in Abhängigkeit von der Bodenart	Kationenaustauschkapazität	Gründigkeit	Durchwurzelbarkeit (Porenanteil >50 µm mit Luft, pF<1,8)	Verfestigungsneigung im B-Horizont
(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)	(11)
Ss	D	5	1	1	1	1	1	3	5	1
	Al			4				4		
	K			3				3		
	V			1				2		
Su2, Sl2, Sl3,	D	4	2	2	2	1	2	3	5	1
	Al			4				4		

Bodenart nach bodenkundlicher Kartieranleitung, 3. Aufl.	Entstehung	Porenanteil <0,2 µm mit Totwasser (pF>4,2)/ Staunässebildung	Austrocknungsgefährdung	Grundwassereinfluss	nutzbare Feldkapazität (Porenanteil 0,2-50 µm mit pflanzenverfügbarem Haftwasser pF4,2-1,8)	Humusspiegel in Abhängigkeit von der Bodenart	Kationenaustauschkapazität	Gründigkeit	Durchwurzelbarkeit (Porenanteil >50 µm mit Luft, pF<1,8)	Verfestigungsneigung im B-Horizont
(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)	(11)
St	K			3				3		
	V			2				2		
Su3, Su4	D	3	3	2	4	2	2	3	5	2
	Lö			2				5		
	Al			4				4		
	V			2				2		
	Vg			1				1		
Slu, Sl4, St3	D	3	4	2	4	2	3	3	4	3
	Lö			2				5		
	Al			4				4		
	V			2				2		
	Vg			1				1		
Ls2-4, Lt2 Lts, Ts4, Ts3	D	3	4	3	2	3	4	3	3	4
	Lö			2				5		
	Al			4				4		
	K			4				3		
	V			2				2		
	Vg			1				1		
Uu, Us, Ut2-4,	D	2	3	3	5	4	3	3	2	5
	Al			4				4		

Bodenart nach bodenkundlicher Kartieranleitung, 3. Aufl.	Entstehung	Porenanteil <0,2 µm mit Totwasser (pF>4,2)/ Staunässebildung	Austrocknungsgefährdung	Grundwassereinfluss	nutzbare Feldkapazität (Porenanteil 0,2-50 µm mit pflanzenverfügbarem Haftwasser pF4,2-1,8)	Humusspiegel in Abhängigkeit von der Bodenart	Kationenaustauschkapazität	Gründigkeit	Durchwurzelbarkeit (Porenanteil >50 µm mit Luft, pF<1,8)	Verfestigungsneigung im B-Horizont
(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)	(11)
Uls, Lu	Lö			2				5		
	K			3				4		
	V			2				2		
	Vg			1				1		
Lt3, Tu2-4 Ts2, Tl, Tt	D	1	1	2	2	5	5	3	1	5
	Al			3				4		
	K			1				1		
	V			2				2		
	Vg			1				1		

Erläuterung: 1= sehr ungünstig

2= ungünstig

3= mäßig günstig

4= günstig

5= sehr günstig

K = Böden der Küstenregionen

Al = alluviale Böden der breiten Flusstäler, einschließlich Terrassenflächen und Niederungen

D = diluviale Böden des wellig-hügeligen Flachlandes und der Hügelländer

Lö = Böden der Lössgebiete

V = Verwitterungsböden aus Festgesteinen und deren Umlagerungsdecken der Berg- und Hügelländer sowie der Mittelgebirge

Vg = skelettreiche Verwitterungsböden des Hochgebirges

## A.2.2 Methode zur Ermittlung der klimaspezifischen Ertragspotenziale

Bis hierher sind ausschließlich bodenspezifische Parameter in die Bestimmung der Ertragspotenziale eingegangen. Ein klimaökologisch hochsignifikanter Einflussfaktor ist neben dem Niederschlag (siehe Matrix zur Bestimmung des Kohlenstoff-/Stickstoffvorrates im Humusspiegel) vor allem die Länge der Vegetationszeit. Je länger die Vegetationszeitdauer im Jahr (Anzahl der Tage mit einer durchschnittlichen Lufttemperatur von  $\geq 10^{\circ}\text{C}$  im Jahr), desto größer die Nettoprimärproduktion im Jahr. Gute bis sehr gute Zuwachsleistungen werden durch Vegetationszeiten von 100 Tagen (mittlere montane Lagen) bis 200 Tagen (planare Tieflandslagen) gefördert, während im hochmontanen und alpinen Raum (60-100 Tage) die Nettoprimärproduktion deutlich unter das bodenspezifische Ertragspotenzial sinkt.

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

$$EP_{(\text{klima-korr})} = EP_{(\text{Boden})} (1 + f_{vz}) \quad \text{Gl. A.2-1}$$

$$f_{vz} = \frac{VZ(d) - 100d}{200d - 100d} \quad \text{Gl. A.2-2}$$

wobei:

- $EP_{(\text{klima-korr})}$  = klimakorrigiertes Ertragspotenzial
- $f_{vz}$  = vegetationszeitabhängiger Korrekturfaktor
- $EP_{(\text{Boden})}$  = bodenspezifisches Ertragspotenzial (zwischen 0...1)
- $VZ$  = Vegetationszeitdauer (langjährig durchschnittliche Anzahl der Tage mit einer durchschnittlichen Lufttemperatur von  $\geq 10^{\circ}\text{C}$  im Jahr)

Die Differenz aus Minimum und Maximum der Erträge laut Ertragstabeln (vgl. Tabelle 2-10 des Hauptteils) wird nun entsprechend der Ertragspotenzialzahl interpoliert.

## A.2.3 Zusammenführung der Einzelparameter

Bei der Bewertung der Eigenschaften der Bodenarten besteht zwischen den einzelnen Spalten kein direkter Zusammenhang. Teilweise bei flüchtiger Betrachtung widersprüchlich erscheinende Kombinationen (z. B. Grundwassereinfluss „günstig“, Austrocknungsneigung „sehr ungünstig“ bei einem alluvial entstandenen leichten Sandboden mit Grundwassereinfluss) sind hinfällig, weil die zugrunde liegenden Bodeneigenschaften unabhängig voneinander in diese erste Aggregations- und Bewertungsstufe eingehen. Ein leichter Boden kann Wasser nicht lange

in seinen Poren halten und ist deshalb austrocknungsgefährdet. Solange der Kapillarsaum des Grundwasserspiegels die Wurzelzone erreicht, ist die Wasserversorgung gewährleistet. Aufgrund der größeren Poren ist aber der Kapillarsaum weniger breit und reißt bei sinkendem Grundwasserstand leichter ab als bei einem Boden mit feineren Poren. Daran wird deutlich, dass erst die Kombination der Eigenschaften, die in den nächsten beiden Aggregationsstufen erfolgt, den Boden in seiner Komplexität erfasst und die Ableitung des Ertragspotenzials ermöglicht.

Die hier zur Kennzeichnung des Ertragspotenzials beschriebenen einzelnen Kriterien können nicht gleichgewichtet in die Abschätzung des Ertragspotenzials eingehen, weil einzelne Kriterien einen größeren Einfluss als andere auf das Pflanzenwachstum haben und mitunter auch auf mehrere verschiedene physiologische Vorgänge einwirken. Aus diesem Grunde wurden die einzelnen Parameter der Tabelle A.2-2 entsprechend der folgenden Übersicht zu Haupteinflussfaktoren der Ertragsbildung zusammengefasst, wobei ebenfalls eine Klassifizierung von 1 (sehr ungünstige Bedingungen) bis 5 (sehr günstige Bedingungen) das Ergebnis ist (vgl. Tabelle A.2-3).

Tabelle A.2-3: Haupteinflussfaktoren der Ertragsbildung

Einzelparameter	Synthese zu den Haupteinflussfaktoren:
Nutzbare Feldkapazität Porenanteil mit Totwasser (Staunässeineigung) Austrocknungsgefährdung Grundwassereinfluss Humusspiegel	Wasserhaushalt
Kationenaustauschkapazität Humusspiegel Nutzbare Feldkapazität	Nährstoffhaushalt
Gründigkeit Durchwurzelbarkeit der Poren Verfestigungsneigung	Wurzelverteilung



Bei diesem Schritt werden für je Bodeneinheit der BÜK 1000 unter Berücksichtigung der Mächtigkeit der Horizonte (Wichtung) je ein Kennwert für die drei Haupteinflussfaktoren auf die Ertragsbildung wie folgt berechnet:

**Wasserhaushalt:** Aus der Verknüpfung der Kriterien Porenanteile mit pflanzenverfügbarem Wasser und Totwasser, Austrocknungsgefährdung, Grundwassereinfluss und Wasserspeicherung im Humus wird eine Bewertungszahl für die Wasserversorgung der Pflanzen abgeleitet. Die Verknüpfung erfolgt mit Hilfe eines Diagramms (ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE 1994, S. 312) anhand der Ganglinien der nutzbaren Feldkapazität, des permanenten Welkepunktes und des Mindestwassergehaltes im Herbst eines Trockenjahres unter Berücksichtigung der Horizontfolgen der Bodentypen. Als Ergebnis der Verknüpfung wird die effektive Durchwurzelungstiefe [cm] bestimmt. Die effektive Durchwurzelungstiefe gibt die potenzielle Ausschöpfungstiefe von pflanzenverfügbarem Bodenwasser an, das durch die Wurzeln der Pflanzen in Trockenjahren dem Boden maximal entzogen werden kann. Bei grundwasserbeeinflussten Böden endet die Durchwurzelungstiefe der nässemeidenden Pflanzenarten an der Obergrenze des mittleren Grundwassertiefstandes, bei Podsolen wird sie durch den Verfestigungsgrad des Bhs-Horizontes, bei Verwitterungsböden durch das anstehende Festgestein begrenzt (durchwurzelte Tiefe).

Der Einfluss der Bodenwasserversorgung auf das Ertragspotenzial wurde auf der Basis der Durchwurzelungstiefe wie folgt klassifiziert:

effektive Durchwurzelungstiefe	Klasse	Bedeutung
> 100 cm	1	sehr günstig
75 – 100 cm	0,8	günstig
50 – 75 cm	0,6	mäßig günstig
25 – 50 cm	0,4	ungünstig
0 – 25 cm	0,2	sehr ungünstig

**Nährstoffhaushalt:** Aus der Verknüpfung von potenzieller Kationenaustauschkapazität, Humusspiegel und nutzbarer Feldkapazität soll ein Kennwert für das standorteigene rezente Stammpotenzial zur Nährstoffversorgung hergeleitet werden. Er gibt das Vermögen des Bodens zur Speicherung und bedarfsgerechten Freisetzung von Pflanzennährstoffen an.

Im Gegensatz zur Kationenaustauschkapazität der mineralischen Bodenbestandteile ist diese bei Humusstoffen pH-Wert abhängig. Je höher der pH-Wert, desto höher die aktuelle Ionenaustauschkapazität.

Die Nährkationen sind erst im gelösten Zustand pflanzenverfügbar, so dass die natürliche Nährkraft nur in einem Boden mit genügend nutzbarer Feuchte wirksam wird (verfügbares Adsorptions- und Kapillarwasser). Die Nährkraft ist also umso höher, je größer die verfügbare Feldkapazität, einschließlich Kapillarwasser aus Grundwasser ist. Der Anteil an reduzierten Stickstoffverbindungen (Ammoniumionen) ist im wassergesättigten Milieu wesentlich höher als der Anteil der oxidierten Stickstoffverbindungen, der im luftgesättigten Milieu höher ist. Da Ammoniumionen nicht so schnell mit dem fließenden Wasser ausgewaschen werden wie Nitrationen, stehen sie der Pflanzenversorgung länger zur Verfügung. Das heißt, Böden mit einem hohen Feuchtegrad im durchwurzelbaren Raum haben insbesondere auch hinsichtlich der Stickstoffspeicherung und Pflanzenverfügbarkeit des Stickstoffs einen höheren Stellenwert als trockene Böden.

Die natürliche Nährkraft wird für jede Bodeneinheit der BÜK 1000 ermittelt, indem zunächst jedem Horizont des Leitbodenprofils der bodenartspezifische semiquantitative Wert aus Tabelle A.2-1 für die potenzielle Kationenaustauschkapazität zugeordnet wird. Es werden alle Horizonte, die innerhalb der Durchwurzelungstiefe liegen, berücksichtigt. Im 2. Schritt werden die Werte der einzelnen Horizonte tiefenstufengewichtet gemittelt. Analog werden die tiefenstufengewichteten Mittelwerte über die Horizonte bis zur Durchwurzelungstiefe für die Kriterien ‚Humusspiegel‘ und ‚nutzbare Feldkapazität‘ berechnet. Im 3. Schritt wird der Mittelwert aus den drei Kriterienwerten gebildet. Dieser Mittelwert wird wie in vorangegangenen Arbeitsschritten den Klassen 0 bis 1 zugeordnet, wobei die natürliche Nährkraft nach der forstwirtschaftlichen Definition folgendermaßen beschrieben wird:

berechneter Mittelwert	natürliche Nährkraft	Bedeutung
>0,9...1	reich mit hohem Kalkgehalt	sehr günstig
>0,7...0,9	reich	günstig
>0,5...0,7	nährkräftig	mäßig günstig
>0,3...0,5	mittlere Nährkraft	ungünstig
≤0,3	ziemlich arme Nährkraft	sehr ungünstig

(Arme Nährkraft (<0,2) kommt im UG nicht mehr vor.)

Die Wurzelverteilung im Profil wird aus der Kombination der Gründigkeit, der Durchwurzelbarkeit der Bodenporen und dem Verfestigungsgrad im Unterboden bestimmt. Die Wurzelverteilung gibt Aufschluss über die Durchwurzelungsintensität und damit über die Zugänglichkeit der Wasser- und Nährstoffvorräte im Boden für die Pflanze. Analog zur Berechnung der Nährkraft wird auch für das Kriterium ‚Wurzelverteilung‘ in 3 Schritten vorgegangen: Für jedes der 3 Teilkriterien ‚Gründigkeit‘, ‚Durchwurzelbarkeit der Bodenporen‘ und ‚Verfestigungsgrad im Unterboden‘ wird zunächst getrennt voneinander aus dem Leitbodenprofil in der BÜK 1000 jedem Horizont entsprechend Tabelle A.2-2 ein Wert zugeordnet. Dann wird jeweils ein tiefenstufengewichteter Mittelwert über alle Horizonte bis zur Durchwurzelungstiefe berechnet. Die Profil-Mittelwerte der drei Kriterien werden anschließend miteinander gemittelt. Der so entstandene semiquantitative Wert wird einer Klasse zugeordnet:

berechneter Mittelwert	potenzielle Wurzelverteilung	Bedeutung
>0,9...1	ungehemmt	sehr günstig
>0,7...0,9	wenig gehemmt	günstig
>0,5...0,7	mäßig gehemmt	mäßig günstig
>0,3...0,5	stark gehemmt	ungünstig
≤0,3	sehr stark gehemmt	sehr ungünstig

Das *Ertragspotenzial* wird nun für jede Bodeneinheit der BÜK 1000 durch einfache Mittelwertbildung aus den relativen Klassenwerten des Wasserhaushaltes, der Nährkraft und der Wurzelverteilung abgeleitet.

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung A.1-1: Übersicht der verwendeten Modelle und Datengrundlagen.....	18
Abbildung A.1-2: Entwicklung der pH-Werte der Mineralbodenhorizonte für den Standort Heidel-berg auf Basis der Zielsetzungen hinsichtlich Depositionsminderung des Göteborg-Protokolls. ....	19
Abbildung A.1-3: Entwicklung der pH-Werte der Mineralbodenhorizonte für den Standort Heidel-berg auf Basis des Kalkungsszenarios (3 Maßnahmen mit je 3 t ha-1 Dolomitkalk). ....	20
Abbildung A.1-4: Massenbilanzgleichung (Stand 2001).....	22
Abbildung A.1-5: Vorläufiger Deutscher Datensatz 2002 zu Critical Loads für Blei und Cadmium: Ökosystemabhängige statistische Verteilung der Werte für Critical Loads (linke Seite) und Stand-still Loads (rechte Seite), P = Perzentil .....	23
Abbildung A.1-6: Bilanzen der Flüsse von Pb, Cd, Cu und Zn an Level II-Flächen in Sachsen (Mittelw. 1997–2000).....	25
Abbildung A.1-7: Critical Loads (CL), Stand-still Loads (SSL) und Gesamtdeposition (TD nach SCHULTZ 1987) von Pb und Cd auf Basis langjährige Messungen von Konz. und Flüssen an Level II-Flächen in Rheinland-Pfalz.....	26

## Tabellenverzeichnis

Tabelle A.1-1: Übersicht über Eingangsdaten und Ergebnisparameter der Schwermetallbilanzierung in Waldökosystemen nach SCHULTZ (1987) .....	24
Tabelle A.1-2: Critical Loads (CL), Stand-still Loads (SSL) und Gesamtdeposition (TD) an forstlichen Dauerbeobachtungsflächen in Sachsen [g/(ha a)].....	25
Tabelle A.2-1: Einfluss von Klima-/Höhenstufen und Naturhaushaltskomponenten auf die Ausbildung des pflanzenverfügbaren Humusspiegels.....	41
Tabelle A.2-2: Klassifizierung bodenart- und -geneseabhängiger Bodeneigenschaften bezüglich des Einflusses auf potenzielle Holzerträge .....	43
Tabelle A.2-3: Haupteinflussfaktoren der Ertragsbildung .....	47